

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO

DEGRADAÇÃO DE SOLOS POR ATIVIDADES AGROPASTORIS EM
ÁREAS SOB PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO: O CASO DE
IRAUCUBA, CEARÁ

FRANCÉLIO PEREIRA DE SOUSA

FORTALEZA-CEARÁ
FEVEREIRO-2009

Degradação de solos por atividades agropastoris em áreas sob processo de
desertificação: o caso de Irauçuba, Ceará

FRANCÉLIO PEREIRA DE SOUSA

FEVEREIRO-2009
FORTALEZA-CEARÁ
BRASIL

Degradação de solos por atividades agropastoris em áreas sob processo de
desertificação: o caso de Irauçuba, Ceará

FRANCÉLIO PEREIRA DE SOUSA

Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Espíndola Romero

Dissertação submetida à
Coordenação do Curso de Pós-
Graduação em Agronomia, Área de
Concentração em Solos e Nutrição
de Plantas, da Universidade Federal
do Ceará – UFC, como requisito
para a obtenção do grau de Mestre.

FEVEREIRO-2009
FORTALEZA-CEARÁ
BRASIL

S696d Sousa, Francélio Pereira de
 Degradação de solos por atividades agropastoris em áreas sob processo
de desertificação: o caso de Irauçuba, Ceará / Francélio Pereira de Sousa,
2009.
 89 f. ; il. color. enc.


 Orientador: Prof. Dr. Ricardo Espíndola Romero
 Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de
Ciências Agrárias. Depto. de Ciências do Solo, Fortaleza, 2009.

 1. Semi-árido. 2. Solos degradados. 3. Desertificação. 4. Sobrepastejo.
5. Matéria orgânica do solo. 6. Exclusão de pastejo. I. Romero, Ricardo
Espíndola (orient.). II. Universidade Federal do Ceará – Pós-graduação em
Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas. III. Título

CDD 631.4

Esta dissertação foi submetida como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Agronomia, Área de Concentração em Solos e Nutrição de Plantas outorgada pela Universidade Federal do Ceará. Uma via do presente estudo encontra-se à disposição dos interessados na Biblioteca de Tecnologia da referida Universidade.

A citação de qualquer trecho desta dissertação é permitida, desde que seja feita de conformidade com as normas da ética científica.

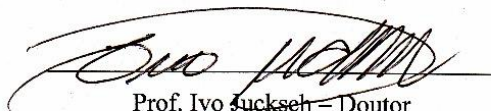


FRANCÉLIO PEREIRA DE SOUSA

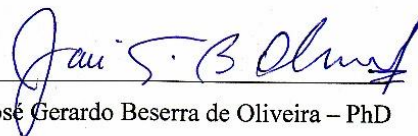
Dissertação aprovada em: 26 / 03 / 2009.



Prof. Ricardo Espíndola Romero – Doutor
(Orientador)



Prof. Ivo Jucksch – Doutor
(Examinador)



Prof. José Gerardo Beserra de Oliveira – PhD
(Examinador)

A minha mãe Delite de Sousa Piauilino Pereira, pelo apoio, incentivo, participação e força em todos os momentos da minha vida acadêmica.

OFEREÇO

Ao meu pai Carlos Gomes pela amizade e confiança.

A minha avó Teolina pelo exemplo de vida e ensinamentos
para que eu consiga meus objetivos.

As minhas irmãs Silvana e Héliida Morelli,
pela amizade

Aos meus sobrinhos Eiji e Henrique

Aos meus filhos Francielly e Leonardo, que
apesar da ausência, são motivação
constante para todos os projetos de vida.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom de vida, saúde e pela oportunidade para poder estudar e continuar meus estudos;

À Gean Neiva Teixeira Vieira, pelo amor, carinho, compreensão, apoio, enfim, pessoa importante para que eu conseguisse concluir essa etapa;

À Universidade Federal do Ceará, através do Departamento de Ciência do Solo pelas condições oferecidas para realização do curso;

À Universidade Federal de Viçosa, através do Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduo pelas condições oferecidas para realização de parte das análises e pelas amizades conquistadas;

Ao Professor Ricardo Espíndola Romero, pela orientação e colaboração na realização deste trabalho;

Ao Professor Tiago Osório Ferreira pelos ensinamentos e disponibilidade de colaborar para a realização deste trabalho;

Ao Professor José Gerardo Beserra de Oliveira pela sua Sapiência, sugestões e por aceitar participar da banca examinadora;

Ao Professor Ivo Jucksch da UFV por aceitar participar da banca examinadora;

Ao Professor Eduardo Sá Mendonça da UFV, pelos ensinamentos e receptividade em Viçosa;

Ao Professor José Valmir Feitosa da Universidade Federal do Ceará, Campus do Cariri, pela colaboração nas análises estatísticas;

Aos laboratoristas Franzé e Geórgia pela amizade e colaboração;

Ao Mestre Antonio José e ao Tavares do laboratório da FUCEME, pela amizade e pelas dúvidas sanadas;

A graduanda Germana Castro, pelo carinho e amizade conquistada;

Ao graduando Leo Jackson pela amizade e pela contribuição na realização deste trabalho;

Aos Colegas da turma 2006.2: Tathiana, Rafaela, Rafael, Pedro Torquato e Geocleber pela amizade;

Aos Colegas, Amigos e Servidores da Pós-Graduação com quem convivi todo esse tempo, e a todos que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta pesquisa.

ÍNDICE

	Página
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	ix
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	01
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	03
2.1. Áreas degradadas em processo de desertificação nas regiões semi-áridas.....	03
2.2. Atividades agropastoris e suas implicações no processo de degradação do solo.....	05
2.3. Características dos solos de regiões semi-áridas brasileiras.....	11
2.3.1. Argissolo.....	13
2.3.2. Luvisso.....	14
2.3.3. Planossolo.....	14
2.3.4. Neossolo.....	16
2.4. Compartimentos da matéria orgânica do solo e sua importância nos agroecossistemas.....	17
3. EFEITO DO SOBREPASTEJO E EXCUSÃO DE ANIMAIS SOBRE AS PROPRIEDADES DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS EM PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO NO SEMI-ÁRIDO CEARENSE	21
RESUMO.....	21
ABSTRACT.....	22
3.1. INTRODUÇÃO.....	23
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
3.2.1. Meio físico.....	25
3.2.2. Trabalho de campo.....	26
3.2.3. Análises laboratoriais.....	28
3.2.3.1. Análises físicas.....	28
3.2.3.2. Análises químicas.....	29
3.2.4. Análise estatística.....	29
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	iv
3.3.1. Mudanças nas propriedades químicas do solo.....	30
3.3.2. Mudanças nas propriedades físicas do solo.....	35

3.4.	CONCLUSÕES.....	41
4.	COMPORTAMENTO DO CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS DEGRADADOS DE ÁREAS EM PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO NO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO.....	42
	RESUMO.....	42
	ABSTRACT.....	43
4.1.	INTRODUÇÃO.....	44
4.2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	46
4.2.1.	Descrição da área e características morfológicas dos solos estudados....	46
4.2.2.	Trabalho de campo.....	48
4.2.3.	Análises laboratoriais.....	48
4.2.4.	Análise estatística.....	51
4.3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
4.3.1.	Teores e estoques totais de carbono orgânico e nitrogênio do solo e labilidade do carbono orgânico.....	52
4.3.2.	Fracionamento das substâncias húmicas e proporção de C em relação ao carbono orgânico total.....	58
4.3.3.	Fração leve e oclusa da matéria orgânica.....	61
4.4.	CONCLUSÕES.....	65
5.	CONCLUSÕES GERAIS.....	66
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68

Degradação de solos por atividades agropastoris em áreas sob processo de desertificação: o caso de Irauçuba, Ceará

Autor: FRANCÉLIO PEREIRA DE SOUSA

Orientador: Prof. Dr. RICARDO ESPINDOLA ROMERO

RESUMO

A pecuária extensiva nas regiões semi-áridas brasileiras, forçada pelos mecanismos de intensificação de exploração dos recursos naturais, exerce grande pressão sobre a vegetação nativa, tanto pela eliminação das plantas quanto pela compactação do solo devido ao pisoteio excessivo. Nos termos de uso da terra, a degradação significa a redução ou perda da biodiversidade e da produtividade, aumentando a taxa de erosão e reduzindo a habilidade de produzir de forma sustentável. O objetivo geral deste estudo foi avaliar as alterações das propriedades do solo em função do uso, comparando-se os efeitos do sobrepastejo e de áreas com sete anos de exclusão de animais domésticos, por meio de análises de atributos físicos e químicos de áreas degradadas em processo de desertificação no semi-árido cearense. A dissertação foi dividida em três capítulos. O primeiro capítulo apresenta uma revisão de literatura sobre os impactos das atividades, características das áreas degradadas e desertificadas em regiões semi-áridas e pesquisas que estão sendo desenvolvidas. O segundo capítulo mostra que as variáveis químicas e físicas analisadas, não apresentaram comportamento que pudesse ser atribuídos ao tipo de uso do solo quando analisadas por profundidade. O terceiro capítulo demonstrou que a exclusão, de forma geral, apresentou melhores resultados de C orgânico e N total do solo e nas frações da matéria orgânica estudada.

Palavras-chave: semi-árido, solos degradados, desertificação, sobrepastejo, exclusão de pastejo, matéria orgânica do solo.

Degradation of soils by agropastoris activities in areas under desertification process: the case of Irauçuba, Ceará

Author: FRANCÉLIO PEREIRA DE SOUSA

Advisor: Prof. Dr. RICARDO ESPÍNDOLA ROMERO

ABSTRACT

The extensive livestock in semi-arid regions in Brazil, forced by the mechanisms of intensification of exploitation of natural resources, exerts great pressure on native vegetation, as by the elimination of plants as the soil compaction due to excessive trampling. In terms of land use, means degradation the reduction or loss of biodiversity and productivity, increasing the rate of erosion and reducing the ability to produce of sustainable way. The general objectives of this study was to evaluate the changes in soil properties according to use, comparing the effects of overgrazing and areas with seven years of exclusion of domestic animals by means of analysis of physical and chemical attributes of degraded areas in the process of desertification in semi-arid Ceará. The dissertation was divided into three chapters. The first chapter presents a review of literature on the impacts of activities, characteristics of degraded and desertified areas in semi-arid regions and searches that are being developed. The second chapter it shows that the chemical and physical variables analyzed did not presented behavior that could be attributed to the type of land use when analyzed in depth. The third chapter demonstrated that the exclusions in general, presented better results for organic C and total soil N and organic matter fractions studied.

Key-words: semi-arid, degraded soils, desertification, overgrazing, exclusion of grazing, soil organic matter.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Entende-se como desertificação, o processo de degradação dos ecossistemas áridos, semi-áridos e sub-úmidos secos, resultante de vários fatores, incluindo variações climáticas e as atividades humanas (UNEP, 1992).

O valor estimado de áreas desertificadas no mundo varia muito, desde 32,5 milhões de km² (Dregne, 1983) até 11,4 milhões de km² (Sivakumar, 2007). Porém, os dados mais referidos são os da UNEP (1991), que estima que as áreas desertificadas no mundo sejam aproximadamente 25,8 milhões de km², sendo que as perdas anuais nas áreas imediatamente afetadas pela desertificação são de aproximadamente U\$ 42 bilhões de dólar a cada ano.

A economia agrícola nas regiões semi-áridas do planeta está fortemente sustentada na exploração dos recursos naturais como o extrativismo vegetal, o sobrepastejo em áreas com pastagens nativas e a exploração agrícola sem qualquer tipo de manejo conservacionista. Dentre estas, a maioria dos trabalhos sobre desertificação em regiões semi-áridas, indicam o sobrepastejo como sendo a principal causa desse processo, devido à degradação da cobertura vegetal e pela perda acelerada da profundidade do solo (Sampaio & Salcedo, 1997; Hiernaux et al., 1999; Sales, 2002; Lustosa, 2004; Su et al., 2004; Valone & Sauter, 2005; Yong-Zhong et al., 2005; Li et al., 2006; Castellano & Valone, 2007; Pei et al., 2007; Zhao et al., 2007).

No Brasil, as perdas em solos sem cobertura vegetal, da região semi-árida brasileira, ocasionada pela intensidade desses processos, ultrapassam as 100 ton ha⁻¹

ano⁻¹ (Sampaio e Salcedo, 1997), sendo que os cultivos de ciclo curto, como plantios anuais, são responsáveis pelas maiores perdas (10-30 ton ha⁻¹ ano⁻¹) (Sampaio et al., 2003). Esse cenário continua se alastrando, pois segundo Esquel (2004), a cada ano, a degradação dos recursos naturais nas regiões semi-áridas brasileira cresce cerca de 3%.

No Nordeste brasileiro a situação é das mais preocupantes, pelo fato de ser a região de clima semi-árido de maior densidade populacional do mundo. Dos 900 mil quilômetros quadrados do semi-árido nordestino, 99 mil estão em estado muito grave de desertificação (Gomes et al., 2007).

As áreas degradadas totalizam aproximadamente 13% do Nordeste e 19% da área do bioma caatinga (IBGE, 1997). No que diz respeito ao Ceará, os resultados de Soares et al., (1995), mostram que 14% de sua área são susceptíveis ao processo de desertificação, sendo mais afetados as que se situam no município de Irauçuba (área de realização desse estudo) e nas regiões dos Inhamuns e do médio Jaguaribe, sendo Irauçuba considerada como uma das principais áreas em processo de desertificação do semi-árido cearense (Lustosa, 2004) e um dos principais núcleos de desertificação do Brasil (Brasil, 1998).

Atribui-se esse fato à sua localização geográfica a sotavento da serra de Uruburetama, onde esta impede a penetração de massa de ar úmida proveniente do Oceano Atlântico. Este fenômeno é considerado como o responsável pela baixa precipitação pluvial na área e conseqüentemente, acentuada aridez (Sales, 2003; Lustosa, 2004).

Os trabalhos sobre desertificação no Nordeste brasileiro, na sua maioria, têm considerado a perda da cobertura vegetal como degradação, não avaliando os parâmetros do solo, levando em consideração apenas as extensões de solo descoberto ou com vegetação rala, sem a presença de cultivo. Desta forma, embora o município de Irauçuba apresente regime com baixo índice de pluviosidade e extrema irregularidade, propõe-se testar a hipótese de que o uso atual, em condições de sobrepastejo, é o principal fator responsável pela degradação do solo.

O objetivo geral deste estudo foi avaliar as alterações das propriedades do solo em função do uso, comparando-se os efeitos do sobrepastejo e de áreas com sete anos de exclusão de animais domésticos, através de análises de atributos físicos e químicos de áreas degradadas em processo de desertificação no semi-árido cearense.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Áreas degradadas em processo de desertificação nas regiões semi-áridas

A avaliação global dos recursos florestais (FAO, 2001) mostrou que as florestas do planeta cobriam 3.869 M ha em 2000, aproximadamente 30% da área terrestre do planeta. A perda líquida na área de floresta era menos 9,4 M ha ano⁻¹, representando a diferença entre uma taxa do desflorestamento de 14,6 M ha ano⁻¹ das florestas naturais e de uma expansão de 5,2 M ha⁻¹ ano⁻¹ de florestas plantadas. A maioria das perdas das florestas naturais está nos trópicos. FAO (2001) estima que quase 1% das florestas tropicais está sendo perdida por ano e que a conversão direta das florestas permanentes em áreas agrícolas, ou para outro tipo de uso da terra, são muito mais prevalentes do que a intensificação gradual da agricultura.

A alteração dos ecossistemas naturais ocorre na medida em que eles vêm sendo substituídos por atividades voltadas para fins industriais ou produção de alimentos, provocando degradação proveniente de uso e manejo inadequado dos solos (Centorion, 2001). Outros fatores como edáficos e climáticos, também estão associados aos processos de degradação do solo, sendo a susceptibilidade natural dos solos à erosão, marcada pela interação desses fatores. Entretanto, esses fatores não constituem a causa principal da desertificação, há também, fatores locais determinados pelas condições do solo, clima e localização geográfica. Por isso, é possível encontrar manchas férteis de solo próximas de manchas degradadas ou em processo de desertificação.

Dentre as condições climáticas que contribuem para a degradação no semi-árido, destacam-se as estiagens constantes, as baixas precipitações (variando entre 300 a 900 mm ano⁻¹), as elevadas temperaturas (médias de 23 a 27°C), resultando em um potencial de evapotranspiração que excede 2000 mm ano⁻¹ (Krol et al., 2006). Estas condições fazem com que a razão entre a precipitação e a evapotranspiração fique entre 0,05 e 0,65, caracterizando um ambiente semi-árido (UNEP, 1991), fato reforçado pela distribuição pluviométrica bastante irregular (no espaço e no tempo).

No que diz respeito ao semi-árido brasileiro, aproximadamente 33% das terras do semi-árido nordestino apresentam susceptibilidade natural muito baixa e baixa à degradação, 34% média e 33% tem classe de susceptibilidade natural alta e muito alta. Apesar dessas características, a atividade humana é apontada como a principal responsável pela desertificação, em especial o corte de árvores, o pastoreio excessivo e a exploração exagerada ou inadequada das terras cultiváveis (Lacerda & Lacerda, 2004).

Esses processos no semi-árido brasileiro começaram a ser fortemente identificados nos anos de 1970 e, como resultado do avanço da desertificação, estima-se que nos solos rasos do semi-árido nordestino, a erosão causa a redução na profundidade, diminui o volume de solo para o crescimento das raízes e para o armazenamento de água e nutrientes, estando presente na maioria dos trabalhos que apontam os indicadores deste processo (Accioly & Oliveira, 2004).

Sampaio et al. (2003) afirmam que o processo de desertificação progride em fases: i) a retirada da cobertura vegetal; ii) a degradação do solo; iii) a redução da capacidade produtiva da agropecuária; iv) a redução da renda do agricultor e v) a redução da qualidade de vida da população da área afetada. A desertificação é plenamente caracterizada quando as cinco fases estão presentes e, a interligação entre elas faz com que uma reforce as outras.

Estudando o avanço da desertificação na região de Xingó, extensa área do trópico semi-árido brasileiro, Freire & Pacheco (2005) constataram, no período de 1989 a 2003, um aumento de 91,3% da área de solo exposto; uma diminuição de áreas agropastoris de 21,2%; diminuição de caatinga arbórea de 9,7%; diminuição de caatinga arbustiva de 68,7% e aumento de áreas urbanizadas e antropisadas de 70%. Das classes naturais, a caatinga arbustiva foi a que mais regrediu em termos de área.

Li et al. (2006), em estudos realizados em regiões semi-áridas no Nordeste da China, também constataram um decréscimo em 22,4% da vegetação arbustiva típica da

região. Isso se explica, principalmente, pelo seu porte lenhoso e conseqüente disponibilidade energética para as populações rurais, além da necessidade de novas áreas agrícolas em substituição àquelas já exauridas por técnicas de cultivo inadequadas ao semi-árido ou mesmo pela expansão das fronteiras de pastagens extensivas.

Freire & Pacheco (2005) afirmam que a desertificação tem causas naturais, elaboradas ao longo de séculos pelas forças da natureza, mas também, tem causas eminentemente antrópicas em risco crescente.

Krol et al. (2006) e Krol & Bronstert (2007), atribuem as restrições ao desenvolvimento das regiões semi-áridas, à grande vulnerabilidade e variabilidade das mudanças climáticas e disponibilidade hídrica. Essa vulnerabilidade causa forte limitação ao uso dos recursos naturais, limitando a disponibilidade de água e afetando diretamente a população que nela habita. No Nordeste do Brasil, essa condição compreende uma área de 940.000 km² em nove estados da federação.

Tendo em vista que as limitações naturais na maioria das vezes não são consideradas, a interferência antrópica no ambiente passa a ser considerada como sendo a principal causa das mudanças climáticas nas regiões susceptíveis ao processo de desertificação no mundo (Silva, 2004). Esse fenômeno depende da multiplicidade de fatores que abrange um conjunto interdisciplinar e é irreversível o cenário, quando já se encontra em alto grau de desenvolvimento (Nimer, 1988).

2.2. Atividades agropastoris e suas implicações no processo de degradação do solo

Muitas terras de regiões áridas e semi-áridas do planeta experimentaram mudanças na vegetação e no solo nos últimos 200 anos. Embora estas mudanças, muito já em estágio de desertificação, fossem atribuídas a diversas causas possíveis, o sobrepastejo por animais domésticos vem sendo apontado em muitos trabalhos (Hiernaux et al., 1999; Li et al., 2000; Ludwig & Esteban, 2000; Reeder & Schuman, 2002; Fuhlendorf et al., 2001; Valone et al., 2002; Su et al., 2004; Valone e Sauter, 2005; Yong-Zhong et al., 2005; Li et al., 2006; Castellano & Valone et al., 2007; Huang et al., 2007; Pei et al., 2007) como sendo o fator principal.

As áreas de pastagens desertificadas em regiões semi-áridas estimularam muitas pesquisas a partir da metade do século XX, sobre a estabilidade e a resiliência de vegetação e conseqüentemente, da recuperação ou restauração dessas áreas. As tentativas de restauração envolveram frequentemente a exclusão dos animais

domésticos, mas a recuperação da vegetação típica da área não tem sido observada de forma significativa em poucos anos, sendo na maioria das vezes identificada após 20 anos de remoção dos animais domésticos (Valone & Sauter, 2005; Pei et al., 2007; Zhao et al., 2007).

Na ausência do pastejo de animais e do fogo em áreas de pastagens em desertificação, a vegetação responde muito bem a mudanças da precipitação sobre um determinado período de tempo (Ludwig & Esteban, 2000). Esse período de resposta pode variar de acordo com as condições do solo e o grau de desertificação, podendo chegar até mais de 20 anos para serem observados os efeitos da restauração da área (Valone & Sauter, 2005), sendo que a baixa precipitação e a aridez não são os fatores que mais influenciam a desertificação das áreas com pastagens em regiões semi-áridas (Ludwig & Esteban, 2000).

Como resultado da exploração pecuária, Bestelmeyer et al. (2006) observaram que o sobrepastejo de ovinos, caprinos e bovinos, tem modificado a composição florística do estrato herbáceo. Esse fenômeno ocorre em função da época do pastejo ou da pressão dos animais acima da capacidade de suporte (Garcia-Prechac et al., 2004). Fatores estes também observados por Sá et al. (1994) no semi-árido brasileiro.

O sobrepastejo severo pode agravar o impacto da seca e da desertificação modificando o micro clima do ecossistema local, alterando a interação solo-água-planta, expondo o solo desprotegido aos fatores erosivos (Sivakumar, 2007).

Esse fato também é comum nas pastagens do semi-árido brasileiro. O baixo nível tecnológico e o manejo inadequado das extensas áreas, sem considerar potencialidades e limitações da região (Sales, 2003), vêm causando degradação tanto de pastos nativos como plantados, o que propicia a procura de outras áreas para a produção de bovinos, além de tornar o solo compactado (Cavalcanti, 2001; Yong-Zhong et al., 2005).

Dodd (1994), estudando efeitos semelhantes em regiões semi-áridas, atribuiu a degradação das terras às práticas não apropriadas com os animais em determinado tempo. No entanto, a intensidade e a taxa de desenvolvimento desses processos, expõem o solo aos fatores intempéricos, e induzem à destruição gradativa de suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Wijdenes et al., 2000).

Em geral, o efeito do sobrepastejo de animais sobre uma área, consiste de três formas: eliminação da vegetação como forragem pelos animais, pisoteio excessivo no solo e no material vegetal de cobertura e compactação do solo pela superlotação. Esses

processos são diversamente influenciados pela estrutura, umidade, estágio fenológico da vegetação, pelas espécies de animais envolvidos, taxa de lotação dos animais e o tipo de manejo do rebanho (Hiernaux et al., 1999).

Quanto às modificações da vegetação no semi-árido brasileiro, decorrentes de sobrepastejo de animais, as pesquisas mostram que a exclusão de animais domésticos das áreas afetadas por desertificação, tem apresentado bons resultados no processo de recuperação e/ou regeneração da vegetação e conseqüentemente dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Sales, 2003; Oliveira, 2005; Sales & Oliveira, 2005). Aumento da vegetação em regiões áridas e semi-áridas após exclusões de animais domésticos foi também observado por Hiernaux et al. (1999); Li et al. (2000); Fuhlendorf et al. (2001); Rasmussen et al. (2001); Reeder & Schuman (2002); Valone et al. (2002); Su et al. (2004); Valone & Sauter (2005); Yong-Zhong et al. (2005); Li et al. (2006); Castellano & Valone (2007); Huang et al. (2007); Pei et al. (2007) e Zhao et al. (2007) em outros países.

Su et al. (2004) e Yong-Zhong et al. (2005), em estudos com áreas de exclusão de animais domésticos na China, constataram um aumento de 2,7 e 3,4 vezes das áreas com vegetação em 5 e 10 anos de exclusão, respectivamente, em comparação com uma área de pastejo contínuo. Comparando-se com o local pastejado, a biomassa total na exclusão de 10 anos (920 g m^{-1}) e 5 anos (361 g m^{-1}) aumentou em 2,9 e 1,6 vezes, respectivamente. Huang et al. (2007), também em regiões de semi-árido, constataram um aumento de diversidade vegetal em um período de 17 anos de exclusão, pois, o número de espécies por m^2 passou de 16 para 22, enquanto em áreas com pastejo diminuiu de 16 para 7 espécies por m^2 , uma redução de 56%.

No final de 17 anos, Huang et al. (2007) também constataram um aumento da matéria orgânica do solo (MOS) na camada de 0-30 cm de 89,3% na área de exclusão, sendo mais acentuada na parte mais superficial. Já na camada de 0-15 cm, da área de pastejo contínuo, os índices de C orgânico e N totais diminuíram em 65% e 69%, respectivamente. O fósforo total (P) do solo diminuiu gradativamente e o declínio não foi tão acentuado como o do C orgânico e o N. A concentração de K no solo mudou de maneira similar do P.

O mesmo comportamento para esses elementos foi observado em áreas de exclusões de animais domésticos em outras regiões (Xiao et al., 1998; Hiernaux et al., 1999; Su et al., 2004; Yong-Zhong et al., 2005; Li et al., 2006 e Pei et al., 2007), sendo sua tendência de restauração influenciada pelo tempo de exclusão dos animais, ou seja,

a concentração desses elementos e da vegetação aumentou na medida em que aumenta o tempo de exclusão.

Os resultados indicam que a exclusão de animais domésticos, em longo prazo, nas áreas degradadas em regiões semi-áridas, ocasiona um aumento da cobertura do solo, devido à recuperação da vegetação e a acumulação de matéria orgânica comparada com a área de pastejo contínuo e, por sua vez, na melhoria da fertilidade do solo (Reeder & Schuman, 2002).

A ausência de matéria orgânica causa efeitos negativos sobre as propriedades do solo e está associada com a ciclagem de nutrientes e sua disponibilidade, capacidade de retenção de água e redução da erosão (Su et al., 2004; Li et al., 2006). Por esse motivo, sua perda é considerada por muitos como um dos principais sinais de degradação. A matéria orgânica do solo (MOS) representa o principal reservatório de energia para os microrganismos e nutrientes para as plantas, sendo esta, dependente do tipo de vegetação sobre o solo, que em geral, é em função do clima. A redução ou acréscimo da MOS serve para mensurar a preservação dos ecossistemas, ou seja, é utilizado como critério na avaliação da sua sustentabilidade (Kaiser et al., 1995).

Em área susceptível a desertificação, a conversão da vegetação em área com cultivo ou pastagem, causa alteração na estrutura do solo, acelera a erosão, resultando assim, em uma perda rápida de carbono orgânico total e de nutrientes associados com a remoção da fração fina do solo (Lal, 2000; Lobe et al., 2001).

Outro resultado importante em áreas de exclusão, é no que diz respeito ao pH do solo. Esse se mostrou significativamente menor nas exclusões do que em áreas de pastejo contínuo nos estudos apresentados por Hiernaux et al., 1999; Su et al., 2004; Yong-Zhong et al., 2005; Li et al., 2006; Pei et al., 2007. As diferenças estão relacionadas provavelmente à cobertura vegetal, aos sistemas radiculares e conteúdo de matéria orgânica, porque a liberação de ácidos orgânicos pelos microrganismos na decomposição da matéria orgânica poderia ter conduzido a diminuição do pH (Pei et al., 2007).

Quanto à condutividade elétrica, Yong-Zhong et al. (2005) não encontraram diferença entre área de exclusão e de pastejo contínuo. Porém, Li et al. (2006) observaram um decréscimo na condutividade elétrica do solo com a tendência de desenvolvimento de deserto.

Já na textura do solo, Su et al. (2004), Yong-Zhong et al. (2005) e Pei et al. (2007), em estudos no semi-árido chinês, mostraram que o percentual de areia aumentou

4,4 % e houve uma diminuição de silte e argila na camada superficial (15 cm) na área de pastejo contínuo, o que contribuiu também para um aumento da densidade do solo (Su et al., 2004; Pei et al., 2007) em relação às áreas de exclusão.

Esses dados corroboram com os apresentados por Huang et al. (2007), que mostraram uma diminuição de silte fino em 91%, 78% e 81% nas camadas de solos de 0-5, 5-10 e 10-30 cm, respectivamente, em uma área de pastejo contínuo, e um aumento significativo de 69% para 93% na porcentagem média de areia na camada de 0-15 cm.

O comportamento das partículas do solo, em distribuição por tamanho, indicou que os efeitos da desertificação facilitaram a remoção de partículas de silte, tendo por resultado, uma textura mais grosseira do solo (Huang et al., 2007; Pei et al., 2007). A erosão do solo é a causa principal para mudanças na composição da partícula do solo (He et al., 2004), sendo influenciada pelo sobrepastejo de animais, que contribui para a perda do solo na parte superior pela erosão. Esses autores constataram, também, uma redução de 60,1 % da compactação na área de exclusão.

Quando o solo é pisoteado e compactado pelos animais, pode perder sua capacidade de suportar o crescimento de plantas e de retenção de umidade, tendo por resultado o aumento da evaporação e o carreamento superficial do solo (Yong-Zhong et al., 2005).

Castellano & Valone (2007) confirmam essa tendência, verificando através da resistência à penetração, que em áreas com diferentes tempos de exclusão (48, 30 e 13 anos) a compactação reduziu em 84%, 39% e 27% respectivamente. As condições de umidade do solo, assim como a atividade biótica, tanto da micro como da macro fauna do solo e os vegetais, são provavelmente responsáveis para a redução da compactação, depois da remoção dos animais domésticos (Seybold et al., 1999).

Esses fatores são influenciados pela precipitação e, assim, a recuperação de solos compactados em ambientes áridos e semi-áridos ocorre ao longo de décadas (Valone et al., 2002). Entretanto, os efeitos da desertificação sobre a densidade do solo e porosidade podem não ser significativos no seu estágio inicial, possivelmente devido ao comportamento do solo em relação à compactação por animais domésticos, que pode apresentar comportamento diferente em função da classe de solo. Quanto ao aumento na densidade do solo nas áreas degradadas, essa é geralmente, acompanhada pela redução da porosidade durante o processo de desertificação (Wang et al., 2004).

Outro atributo físico influenciado pelo aumento da cobertura vegetal do solo é a infiltração de água, que aumenta simultaneamente na camada superficial na medida

em que aumenta o tempo de exclusão, e conseqüentemente, uma diminuição na compactação do solo, conforme constatado por Castellano & Valone (2007) e Pei et al. (2007). Entretanto, a cobertura vegetal e a textura do solo são dois dos fatores que afetam a infiltração da água. Além desses, pesquisadores têm mostrado que a compactação do solo tem uma forte influência sobre a infiltração da água. O pisoteio dos animais compacta o solo e reduz significativamente a taxa de infiltração de água (Yong-Zhong et al., 2005; Castellano & Valone, 2007).

Semelhante ao que acontece com a infiltração, a estabilidade dos agregados do solo também é muito sensível à mudança no ecossistema e tem papel importante na predição do processo de degradação do solo, visto que, os agregados mais estáveis tornam os solos mais estruturados, controlam a porosidade do solo e melhoram a taxa de infiltração e a retenção de água.

Em solos com altos teores de argila e com estrutura granular, esse comportamento é facilmente observado, apresentando-se uma maior resistência aos processos de degradação. Outro fato é que sua estabilidade depende do balanço em longo prazo entre as entradas de matéria orgânica do solo (que tendem a aumentar) e os distúrbios (que tendem a reduzir). Esse fenômeno integra mudanças na produção de plantas, limitação para utilização por herbívoros e nas mudanças na superfície do solo (Bird et al., 2007).

Comparando a estabilidade dos agregados em uma área sem degradação com outras três áreas com baixo, moderado e alto grau de degradação no semi-árido do Novo México – USA (Bird et al., 2007), constataram que a estabilidade dos agregados se comportava de acordo com o grau de degradação, sendo mais estáveis, nas áreas com maior cobertura vegetal, visto que a matéria orgânica tem bastante influência na agregação do solo.

Sales (2003), analisando área de exclusão de animais em Irauçuba-CE, concluiu que a interação dos resultados indica que a principal limitação, do ponto de vista dos recursos naturais, para melhoria do uso da terra, é a condição climática a que está submetida à maioria dos municípios da região de Sobral. As áreas com mata vêm, ao longo do tempo, sendo desmatadas para aumento da produção das forrageiras e para formação de pastagens plantadas, que são usadas em condições de sobrepastejo, as que, aliado às condições de solos e clima, não permitem o desenvolvimento de uma vegetação de porte arbóreo densa.

De uma perspectiva ecológica de recuperação da terra em solos do semi-árido, que proporcione incremento da cobertura vegetal, aporte de matéria orgânica ao solo e reciclagem de nutrientes, que fazem parte das funções do ecossistema, devem-se adotar práticas de manejo adequadas. Dentre essas, a rotação de pastejo no estágio inicial de degradação das pastagens seria a mais adequada (Yong-Zhong et al., 2005) e deixando uma cobertura vegetal em torno de 40% como forma de proteção do solo, tendo em vista a fragilidade do ecossistema.

Entre os impactos relacionados às atividades agropastoris, Schmidt et al. (2006) destacam a perda da biodiversidade (flora e fauna), perda de solos por erosão e diminuição da disponibilidade de recursos hídricos. Além desses, proporciona ainda, a perda da capacidade produtiva dos solos em razão da baixa quantidade de água. No entanto, são resultados tanto dos fatores climáticos adversos quanto de mau uso do solo e da vegetação. Existe ainda, o custo quase incalculável de recuperação de extensas áreas agrícolas e da extinção de espécies nativas, algumas com alto valor econômico e outras que podem ser aproveitadas na agropecuária, inclusive no melhoramento genético, ou nas indústrias farmacêuticas, químicas e outras.

De acordo com UNCCD (2004), as conseqüências causadas pela desertificação incluem a redução da produção de alimentos, aumento da fome da população, aumento no custo social, declínio na quantidade e qualidade de água, aumento da pobreza e instabilidade política, redução da capacidade de recuperação das terras devido a variabilidade climática natural e diminuição da produtividade dos solos.

2.3. Características dos solos de regiões semi-áridas

A geologia no ambiente semi-árido brasileiro é bastante variável, porém com predomínio de rochas cristalinas, seguidas de áreas sedimentares e em menor proporção, encontram-se áreas de cristalino com uma cobertura pouco espessa de sedimentos arenosos ou areno-argilosos. Em conseqüência da diversidade litológica, do relevo e do clima, verifica-se a ocorrência de diversas classes de solos no semi-árido, os quais se apresentam predominantemente como solos jovens, no entanto, também se encontram solos evoluídos e profundos, porém, em pequena quantidade (Jacomine, 1996; Rebouças, 1999).

Os solos das regiões semi-áridas são geralmente ricos em elementos minerais e deficientes em matéria orgânica, devido à intensa luminosidade e calor, associados às

condições climáticas. São ainda, solos rasos e com restrições ao seu uso pelas constantes secas e excesso de sais, além da presença de pedras, características vérticas, indicadores de plasticidade e slickensides (Souza et al., 1993). Estão quase sempre sujeitos a processos erosivos intensos, devido à alta intensidade das chuvas em determinado período do ano agravado pela ausência de cobertura vegetal no momento em que incidem as primeiras chuvas.

As características vérticas (fendas), que ocorrem em solos com presença de argilominerais 2:1 expansivos, são indicativas, segundo Gonçalves (1982), da alta fertilidade desses solos e da presença de materiais pouco intemperizados. No entanto, esses argilominerais possuem grande capacidade de retenção de água, dificultando a permeabilidade nesses solos.

Os solos das regiões áridas e semi-áridas, pelos altos teores de sais solúveis que contêm nos horizontes superficiais, são comumente salinos e alcalinos ou sódicos (halomórficos) devido às altas taxas de evapotranspiração e à baixa pluviosidade. Além desses sais prontamente solúveis, os solos salinos podem conter sais de baixa solubilidade como o sulfato de cálcio e magnésio (Gonçalves, 1982), que na presença de pH elevado e de carbonato se precipitam, diminuindo a disponibilidade desses elementos para as plantas.

Em áreas com problemas de salinização espera-se uma grande variação dos teores de sais, principalmente de sódio, que causa modificações na estrutura do solo, devido aos efeitos do sódio adsorvido sobre a expansão, dispersão e migração das partículas de argila nos poros condutores, com conseqüente interferência na condutividade hidráulica do solo. Vale destacar que atributos como caráter vértico, salino, sálico, solódico e sódico, ou ainda, salino-sódico, caracterizam os solos de clima semi-áridos como problemáticas, tanto para agricultura tecnificada quanto, para a praticada pelos pequenos agricultores (Corrêa et al., 2003).

Sabe-se que os efeitos negativos sobre a produtividade agrícola desses solos, devem-se à modificação das características físicas do solo. Devido à dispersão dos colóides, ocorre a desestruturação do solo, o que cria problemas de compactação e diminui conseqüentemente a aeração, dificultando o movimento da água (Andrade & Cruciani, 1996).

A organização desses solos por vezes é complexa, podendo em um curto espaço (distância) haver a ocorrência de diferentes classes de solo, o que é atribuído a diversidade do material de origem, clima e tipo de relevo presente no local. Sua

vegetação é constituída por arbustos tortuosos que perdem suas folhas na estação seca, cactáceas e bromeliáceas, e por vegetação rasteira que surge na estação chuvosa (CAR, 1995), proporcionando solos com baixo teor de matéria orgânica.

Dentre as classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006) as que mais se destacam no semi-árido brasileiro são Argissolos, Luvisolos, Planossolos, Neossolos e Vertissolos, sendo os mesmos, também, encontrados no Estado do Ceará em grandes proporções (Brasil, 1973; Lustosa, 2004).

2.3.1. Argissolo

Ribeiro et al. (1991) estudando Argissolos do semi-árido da Paraíba, afirmam que esses solos, na maioria das vezes, apresentam relevo quase plano, ausência de pedregosidade e rochosoidade, boas condições físicas, maior profundidade efetiva e, conseqüentemente, maior disponibilidade de água, porém, com baixa fertilidade natural. Mesmo assim, são bastante utilizados para uso agrícola devido as suas condições físicas (Souza et al., 1993).

Os Argissolos são caracterizados por um horizonte superficial A (0 a 12-20 cm) com textura areia franca ou franco-arenosa e estrutura muito fracamente desenvolvida. Este horizonte transita para horizontes subsuperficiais (BA ou Bt) friáveis, com textura franco-argilo-arenosa, apresentando estrutura fraca em blocos subangulares. Em profundidade, os perfis são caracterizados pela presença de fragipãs e/ou plínticos (Btx, Btf), de coloração bruno-claro-acinzentada, com mosqueados abundantes de coloração vermelho ou vermelho-amarelado e textura franco-argilo-arenosa. Estes horizontes plínticos são maciços e de consistência firme a muito firme, e transitam para uma camada de pedras e/ou concreções (Brasil, 1973; Volkoff & Ribeiro, 1979; Ribeiro et al., 1991; Souza et al., 1993). Em estudos no município de Irauçuba-Ce (área de realização deste trabalho) Lustosa (2004), encontrou grandes áreas com essas características de solos.

Segundo Ribeiro et al. (1991) os fragipãs e os horizontes plínticos foram formados em conseqüência do impedimento de drenagem causado pelas rochas do embasamento cristalino que cobre cerca de 70% do semi-árido. Sua profundidade e seu grau de desenvolvimento dependem da topografia do embasamento.

Os Argissolos apresentam um aumento gradual dos teores de argila com a profundidade, resultando num gradiente textural que varia de 2,1 a 2,5 e baixo teores de

silte, indicando o alto grau de intemperismo dos solos. São geralmente ácidos e com baixa saturação por base.

Lustosa (2004) no semi-árido cearense identificou em Argissolos Vermelho-Amarelo eutrófico, relevo ondulado a forte ondulado, que foram originados de gnaisses e granito. Na análise mineralógica foram identificados K-feldspato (microclina), plagioclásio (albita-oligoclásio), biotita e quartzo. Os minerais acessórios identificados nesse conjunto litológico foram zircão, apatita e titanitas presentes como inclusões nos feldspatos e biotita. Os minerais secundários são muscovita, argilominerais, minerais opacos e allanita.

2.3.2. Luvissolo

Já a classe dos Luvisolos ocorre mais freqüentemente em topos arredondados e encostas de relevo suave ondulado, transicionando para Planossolos nas posições mais baixas, onde há maior impedimento à drenagem natural (Luz et al., 1992). Apresenta saturação e soma de base alta e alta fertilidade natural em virtude de sua composição mineralógica com argilas dominantes do tipo 2:1, do grupo da montmorilonita (Luz et al., 1992; Lustosa, 2004). Corrêa et al. (2003) encontrou baixo grau de floculação dos Luvisolos do semi-árido paraibano, evidenciando o efeito dos argilominerais 2:1 no aumento das cargas negativas do meio, promovendo, assim, a dispersão, ou talvez, pelo efeito dispersivo do sódio e magnésio trocáveis. Já saturação por sódio apresenta valores entre 2 e 5% e teores de carbono baixos, como esperado nas condições climáticas do semi-árido (Luz et al., 1992).

Luz et al. (1992) encontrou nos Luvisolos do semi-árido pernambucano, que a estrutura nos horizontes superficiais se apresenta fraca pequena a média e em blocos subangulares. Nos horizontes Bt, a estrutura é em blocos angulares e moderada média a grande.

Embora susceptíveis à erosão e com características físicas por vezes adversas, são solos férteis do ponto de vista natural e, em muitas áreas, os únicos disponíveis para a agricultura (Luz et al., 1992).

2.3.3. Planossolo

As diferenças texturais entre os horizontes A e B do Planossolo e do Luvisolo apresentam-se bastantes altas, o que caracteriza estas classes e uma quantidade expressiva de minerais como montronita e ilita.

Os Planossolos na região de Irauçuba, encontram-se em áreas de relevo plano e são provenientes de saprólitos de micaxisto e gnaisses. Entre esses solos ocorrem inclusões de Neossolo Litólicos e Regolíticos (Lustosa, 2004).

São características de Planossolos, alto gradiente textural do horizonte A para o B, mudança textural abrupta, alta concentração de sódio e presença de horizonte B plânico com feições associadas à umidade (mosqueado e/ou cores de redução), em face da drenagem imperfeita apresentando problemas de encharcamento durante o período chuvoso e secagem e fendilhamento durante o período de estiagem (Brasil, 1973, Oliveira, 2001; Sales, 2003; Corrêa et al., 2003; Oliveira et al., 2003; Oliveira et al., 2004; Embrapa, 2006).

No Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (Embrapa, 2006), o horizonte B plânico é caracterizado por apresentar mudança textural abrupta, cores acinzentadas e se apresenta subjacente a horizontes A ou E, cuja estrutura é prismática, colunar ou em blocos angulares e subangulares, grandes ou médios. Outra característica relacionada é o baixo grau de flocculação, devido este horizonte estar relacionado com uma mineralogia mais esmectítica/micácea (2:1) e, principalmente, com teores mais elevados de sódio no complexo de troca (Corrêa et al., 2003; Oliveira et al., 2003).

A formação de horizonte plânico está sempre relacionada com processos que levam a altas concentrações de argila no subsolo, seja porque este foi enriquecido com argila (iluvial, formada “in situ” ou neoformação), seja porque o horizonte superficial foi empobrecido em argila (por destruição ou remoção vertical e/ou lateral de argila). Estes são geralmente desenvolvidos em relevo plano, sobre material rochoso, compactado ou argiloso, e sob condições climáticas, que, conjuntamente, resultam numa superfície sujeita à alternância de umidade e secagem (Brasil, 1973; Oliveira et al., 2003; Oliveira et al., 2004).

A presença de horizonte B plânico a profundidades inferiores a 1,5 m, associadas ao ambiente semi-árido, inviabiliza a utilização dos solos que apresentam este horizonte com agricultura irrigada (CODEVASF, 1998), não só pela formação do lençol de água suspenso, mas também por agravar os riscos de salinização/sodificação dos solos.

Quanto às bases trocáveis, observa-se que, em geral, há uma tendência de aumento com a profundidade e também predomínio de íon Mg^{2+} em relação ao Ca^{2+} . A CTC apresentou tendência similar a das bases trocáveis e teores de alumínio trocáveis variando de 0,0 a 2,9 $cmol_c kg^{-1}$. Também é comum uma alta porcentagem de saturação por sódio e baixos teores de carbono orgânico, este último, geralmente menor que 10 $g kg^{-1}$ que são compatíveis com as regiões semi-áridas (Brasil, 1997, Oliveira, 2001, Oliveira et al., 2003; Corrêa et al., 2003; Oliveira et al., 2004).

A atividade da fração argila aumenta consideravelmente com a profundidade, e seus valores mostram que há uma predominância de minerais de argila do tipo 2:1, principalmente pelo predomínio de minerais esmectíticos (Brasil, 1997, Corrêa et al., 2003; Oliveira et al., 2003, Lustosa, 2004).

2.3.4. Neossolo

Quanto aos Neossolos Regolíticos, observações contidas em levantamento de solos da região, como em Brasil (1973), têm sugerido que, em alguns casos, o material de origem desses Neossolos parece ser de natureza autóctone. Em outras ocasiões, há nítidos indicativos de dualidade do material, com prováveis influências de material transportado. São também variáveis quanto a ocorrência ou não de fragipãs, sua natureza e profundidade, bem como a presença eventual de lamelas e, especialmente nos horizontes com fragipã conforme constatado por Rolin Neto & Santos (1994).

São solos moderadamente ácidos a praticamente neutro nos horizontes superficiais e fortemente ácidos nos demais horizontes. A saturação por bases com caráter eutrófico está mais relacionada com a quase ausência de alumínio e hidrogênio trocável do que pela presença de uma quantidade considerável dessas bases. É, portanto, um solo de baixa fertilidade natural. Os teores de matéria orgânica são baixos, como é típico das regiões semi-áridas nordestina, mesmo no horizonte superficial (Brasil, 1973; Resende et al., 1988, Rolin Neto & Santos, 1994).

Para os Neossolos Litólicos, classe também encontrada por Sales (2003) na área de estudos, são solos rasos, poucos evoluídos com a camada superficial assentada diretamente sobre a rocha matriz que apresenta diferentes estágios de intemperização, sendo utilizados principalmente com pastagens nativas. Devido a esse fato áreas com ocorrência desses solos apresentam restrições à ocupação antrópica, estando geralmente relacionados aos basaltos arenitos. As características morfológicas desses solos se

restringem praticamente às do horizonte A, o qual varia, em média, de 0,15 a 0,40 m de espessura, sendo que a cor, textura, estrutura e consistência dependem do tipo de material que deu origem ao solo (Alho et al., 2007).

Normalmente, são arenosos, apresentam fragmentos de rochas e cascalhos em seu grupo ou à sua superfície e estão associados aos relevos ondulados e forte ondulados, com declividades acentuadas. Além da baixa capacidade de armazenamento de água, tais solos apresentam, ainda, limitações físicas ao crescimento radicular das plantas (Alho et al., 2007).

Já os Vertissolos apresentam em uma menor proporção, sendo mais representativos nas planícies e vales das regiões semi-áridas. São os solos mais argilosos, com pouca permeabilidade, grande expansividade e são geralmente plásticos e pegajosos. Como na região de estudo a classe dos Vertissolos apresentam-se apenas como manchas de solos, não serão discorridas suas características.

2.4. Compartimentos da matéria orgânica do solo e sua importância nos agroecossistemas

A matéria orgânica do solo (MOS) é o produto da acumulação de resíduos de plantas e animais parcialmente decompostos e parcialmente ressintetizados. Esses materiais, em ativo estado de decomposição, estão submetidos ao ataque contínuo de microrganismos. Em consequência, grande parte tem caráter transitório e são continuamente renovados pela adição de resíduos vegetais e animais (Silva & Resck, 1997).

Os teores de MOS variam bastante entre os diversos tipos de solos e clima das regiões (Silva & Resck, 1997). Em regiões semi-áridas com solos pouco intemperizados, o conteúdo de matéria orgânica dos solos é geralmente baixo (Corrêa et al., 2003; Oliveira et al., 2003). A quantidade de MOS presente é regulada pela taxa de produção primária de material orgânico, pela distribuição dos fotoassimilados entre parte aérea e raiz e pela velocidade de decomposição dos compostos orgânicos (Batjes, 1996).

Larson & Pirce (1994) propuseram um conjunto de variáveis químicas, físicas e biológicas, que acompanhadas ao longo do tempo, são capazes de detectar as alterações da qualidade do solo em função do manejo. A MOS, expressa pelo estoque de carbono orgânico total (COT), encontra-se entre essas variáveis, sendo um

importante componente do ciclo terrestre do C e intimamente relacionado com o funcionamento normal deste na natureza.

Bayer et al. (2000) e Mielniczuc (1999) também consideram a matéria orgânica como o atributo que melhor representa a qualidade do solo, devido a sensibilidade às práticas de manejo. Segundo os autores, o declínio dos estoques de MOS, ao longo do tempo, indica algum erro no sistema de manejo adotado e sua persistência, inevitavelmente conduzirá a exploração agrícola a uma situação insustentável do ponto de vista econômico ou ambiental. Portanto, o declínio ou acréscimo da MOS serve para mensurar a preservação dos ecossistemas, ou seja, é utilizado como critério na avaliação da sua sensibilidade (Kaiser et al., 1995).

De acordo com Cerri et al. (1995), nos ambientes em equilíbrio, os ganhos são equivalentes às perdas. Esses autores acrescentam que a MOS pode ser caracterizada por duas variáveis: estoque de carbono e a qualidade dos constituintes orgânicos nele presente.

O uso freqüente do teor de MOS e/ou carbono orgânico do solo como indicador de qualidade do solo se explica em razão de o teor de MOS ser muito sensível às práticas de manejo (Dalal & Mayer, 1986) e pelo fato de a maioria dos atributos do solo e do ambiente, relacionados às funções básicas do solo, ter estreita relação com a MOS (Doran & Parkin, 1994).

O conteúdo de C orgânico do solo e N total desempenham um papel crucial na manutenção da qualidade do solo, produção de culturas e qualidade ambiental (Doran & Partin, 1994). Isso ocorre, devido aos seus efeitos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas, tais como a retenção de água no solo, reciclagem de nutrientes, fluxo de gás e crescimento radicular das plantas (Al-Kaisi et al., 2005). A biomassa é uma fonte de C e N, o que pode reabastecer o carbono orgânico e o nitrogênio total do solo. Alterações nas condições do solo podem alterar a velocidade de decomposição da biomassa da planta e da taxa de mineralização da MOS (Hiernaux et al., 1999). No entanto, em curto prazo (10 anos) de manejo, o efeito sobre a dinâmica de C e N são complexas e muitas vezes variáveis.

Com o intuito de facilitar o entendimento da dinâmica da MOS tem-se desenvolvido o conceito de compartimentalização da MOS (Swift, 1996). Estes compartimentos diferem entre si pela facilidade com que os compostos orgânicos são degradados pela atividade microbiana do solo ou como são influenciados por fatores externos (Chan et al., 2002).

A matéria orgânica ao se decompor, passa por processos de sínteses chamadas no conjunto de humificação (formação de húmus) (Silva et al., 2000). A humificação na natureza é um processo gradativo que pode levar milhares de anos, dando origem às substâncias húmicas com diferentes características estruturais. A liberação de compostos durante a decomposição de plantas e animais em um sistema natural segue basicamente dois caminhos. No primeiro, tais compostos servem como substrato orgânico com fim metabólico definido, vindo a gerar parte da energia necessária para a manutenção e evolução do sistema. Já no segundo, as substâncias decompostas parcial ou completamente, juntamente com os demais compostos presentes no meio, inclusive os metabólicos intermediários, podem vir a formar as substâncias húmicas (Zech et al., 1997).

O termo substâncias húmicas (SH) é genérico e operacional, para descrever materiais e frações orgânicas obtidas a partir do fracionamento químico da MOS com base em suas características de solubilidade em meio alcalino e ácido (Silva et al., 2000). O procedimento clássico de fracionamento químico da MOS envolve a extração das substâncias húmicas do solo, o que resulta em três frações principais: fração ácido fúlvico (FAF), fração ácido húmico (FAH) e humina (Hum) (Zech et al., 1997; Fontana et al., 2005; Passos et al., 2007), podendo-se então determinar o teor de carbono orgânico (Fontana et al., 2005) e nitrogênio de cada fração. As SH são consideradas o estágio final da evolução dos compostos de C no solo e representam cerca de 30% a 85% do húmus (Canellas et al., 2005). Além disso, representa o compartimento passivo e constitui-se na principal reserva orgânica do solo, sendo considerada a fração de maior estabilidade (Fernandes et al., 1997).

A MOS pode ainda, ser dividida em componentes lábeis e estáveis baseados na taxa de decomposição no solo. Os constituintes lábeis da MOS decompõem dentro de algumas semanas ou meses e são compostos pela fração leve, substâncias não húmicas, formas solúveis em água, macrorganismo e da biomassa microbiana. Os componentes estáveis da MOS podem persistir no solo durante centenas de milhares de anos e são amplamente representadas pelas SH e outras macromoléculas biológicas, que são intrinsecamente resistentes ao ataque microbiano por estarem fisicamente protegidas pelos agregados ou por associação com minerais de argila, ficando “adsorvidos” aos mesmos (Zech et al., 1997).

Em sua maioria, os estudos sobre o efeito de sistema de manejo evidenciam a pouca sensibilidade da medida do C orgânico total (Leite et al., 2003a,b). Como

alternativa, tem-se apontado o fracionamento das SH (Lal, 1997; Mielniczuk, 1999), a fração lábil e recalcitrante ou estável (Wendling et al., 2008) e o C da fração leve (Six et al., 2000) como indicadores que possam apontar os efeitos de manejo (Leite et al., 2003a,b). A fração leve da MOS tem se constituído numa medida de sensibilidade intermediária e, mas importante, que reflete as ações antrópicas (Six et al., 2000) e suas variações também são indicativos das conseqüências ocorridas na dinâmica da matéria orgânica. O caráter lábil da fração leve é importante devido à sua grande contribuição na liberação de N disponível para as plantas, especialmente se sua relação C/N for baixa.

3. EFEITO DO SOBREPASTEJO E EXCLUSÃO DE ANIMAIS SOBRE AS PROPRIEDADES DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS EM PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO NO SEMI-ÁRIDO CEARENSE

RESUMO

O sobrepastejo de animais é reconhecido como uma das principais causas de degradação da vegetação e do solo, e de desertificação nas regiões semi-áridas do Brasil. As áreas de pastagens nativas vêm ao longo do tempo, sendo desmatadas para aumentar a produção das forrageiras e para formação de pastagens, que são usadas em condições de sobrepastejo, o que, aliado às condições de solo e clima local, não permitem o desenvolvimento de uma vegetação de porte arbóreo densa. O objetivo dessa pesquisa é avaliar por meio de atributos físicos e químicos, as alterações no comportamento do solo em áreas de exclusão de pastejo em relação às áreas com sobrepastejo em áreas em processo de desertificação no semi-árido cearense. Foram utilizadas seis áreas com dois tratamentos cada (Exclusão e Sobrepastejo), e coletadas amostras de solo em três profundidades para caracterização química e física das mesmas. Os resultados mostram que, em geral, o tempo de exclusão ainda não foi suficiente para se observar diferença significativa entre os tratamentos para as variáveis químicas e físicas analisadas que pudessem ser atribuídas ao tipo de uso do solo. No entanto, as exclusões mostraram menores valores de densidade do solo e maiores valores percentuais de porosidade total, indicando que a regeneração da vegetação pode ser uma prática viável para combater a degradação nessas regiões semi-áridas.

Palavras-chave: semi-árido, degradação do solo, sobrepastejo, exclusão de pastejo, propriedades do solo.

3. OVERGRAZING AND EFFECT OF EXCLUSION OF ANIMALS ON THE PROPERTIES OF SOIL IN AREAS DEGRADE IN PROCESS OF DESERTIFICATION IN THE SEMI-ARID CEARENSE

ABSTRACT

The overgrazing of animals is recognized with a major cause of degradation of vegetation and soil, and desertification in semi-arid regions of Brazil. The areas of native pastures have been the long time deforesting to increase the production of fodder and pasture for training, which are use in a overgrazing conditions, which, allied to the soil conditions and local climate, do not allow the development a dense vegetation of tree scale. The objective this research is to assess by physical and chemical attributes, changes in the behavior in areas of soil exclusion of grazing in relation at the areas with overgrazing in process of desertification in semi-arid Ceará. Were used six areas each with two treatments (exclusion and overgrazing) and collected samples of soil in three depths for chemical and physical characterization of them. The results showed that, in general, the time-out has not been sufficient to observe significant differences between treatments for the chemical and physical variables examined that could be attributed to the type to use of soil. However, the exclusions showed lower values of soil density and higher percetage of total porosity, indicating that the regeneration of vegetation may be a viable pratice to combat degradation in semi-arid regions.

Key-words: semi-arid, soil degradation, overgrazing, exclusion of grazing, soil properties.

3.1. INTRODUÇÃO

A região Nordeste do Brasil possui, atualmente, uma população estimada em 51,5 milhões de habitantes (IBGE, 2007), e apresenta problemas estruturais quanto a sustentabilidade dos sistemas de produção de alimentos. Aliados aos efeitos negativos do clima, como as secas, por exemplo, dificultam sua manutenção e desenvolvimento, levando à degradação do solo, da água, da biodiversidade e, como consequência ao ambiente, início do processo de desertificação.

Degradação, de acordo com o Manual de Diretrizes para Recuperação de Áreas Degradadas (IBAMA, 1990) ocorre “...quando a vegetação nativa e a fauna forem destruídas, removidas ou expulsas; a camada fértil de solo for perdida, removida ou enterrada, e a qualidade e regime de vazão do sistema hídrico forem alterados, juntamente com a inviabilização sócio-econômica da área”.

No Brasil aproximadamente 33% das terras do semi-árido nordestino apresentam susceptibilidade muito baixa e baixa à degradação, 34% média e 33% têm susceptibilidade alta e muito alta. No entanto, as atividades humanas são apontadas como a principal responsável pela desertificação do semi-árido nordestino (Lacerda & Lacerda, 2004). A devastação da floresta para dar espaço às atividades agropastoris e à exploração de produtos florestais são ameaças crescentes à biodiversidade desse bioma, e constitui um forte potencial de degradação ambiental. Essa devastação vem ocorrendo frequentemente na região de Irauçuba-CE, embora seja um desrespeito a legislação brasileira. O desmatamento é usado como forma de aumentar a produção das forrageiras

e para formação de novas pastagens, que são usadas em condições de sobrepastejo e pastejo contínuo, o que, aliado às condições de solo e clima local, não permitem o desenvolvimento de uma vegetação de porte arbóreo densa.

Análise de dados de satélite mostrou que, entre os anos de 1984 e 1990, a área antropizada no Nordeste passou de 34% para 53%, ao passo que a área de cobertura nativa remanescente caiu de 65% para 47% (Brasil, 1991; Pereira, 2000). Embora estas mudanças, muito já em estágio de desertificação, fossem atribuídas a muitas causas possíveis, o sobrepastejo por animais domésticos vem sendo apontado em muitos trabalhos como sendo o principal fator (Soares et al., 1995; Sales, 2002; Lustosa, 2004).

No semi-árido nordestino, considerando-se a extensão do município de Irauçuba-CE, tipos de solos e situação da pastagem nativa, Mesquita et al. (1981) concluíram que a lotação adequada total do município é de aproximadamente 12.000 unidade animal (UA). Segundo o censo agropecuário 2006, o rebanho bovino do município era de aproximadamente 20.400 UA (IBGE, 2006). Isso revela uma lotação excessiva de aproximadamente 8.400 UA equivalente a 9.300 cabeças, resultando em uma superlotação em torno de 40% em relação à capacidade do rebanho bovino do município. Quando incluem bovinos, caprinos, eqüinos, asininos e muares somam 26.300 UA, elevando a superlotação para 54%.

Sales (2003), analisando áreas de exclusão de animais em Irauçuba- CE no semi-árido nordestino, concluiu que a interação dos resultados indica que a principal limitação, do ponto de vista dos recursos naturais para melhoria do uso da terra, é a condição climática a que está submetida a maioria dos municípios da região de Sobral. Lustosa (2004) também afirma que, ambiente naturalmente instável como esse, a intervenção humana contribui, de forma significativa, para intensificar o aspecto seco da paisagem, mas não constitui o fator determinante.

O município de Irauçuba apresenta uma paisagem que reflete as condições climáticas, geológicas e geomorfológicas nos solos e na vegetação, tornando o seu aspecto mais seco do que as áreas inseridas no âmbito do semi-árido cearense. Fundamentando a hipótese de que, embora o município de Irauçuba apresente condições climáticas adversas, o uso atual em condições de sobrepastejo, é um dos principais fatores responsáveis pela degradação do solo. O objetivo dessa pesquisa é avaliar por meio de atributos físicos e químicos, as alterações no comportamento do solo em áreas de exclusão de pastejo em relação às áreas com sobrepastejo numa região do semi-árido cearense que se encontra degradada e em processo de desertificação.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na área experimental do projeto “Estudos dos processos de Degradação/Desertificação e suas relações com o uso da terra em Sistemas de Produção no Semi-árido cearense: O caso da microrregião de Sobral – Ceará”, em uma região identificada como um dos núcleos de Degradação/Desertificação do semi-árido brasileiro (Soares et al., 1995; MCT/Brasil, 2001).

3.2.1. Meio físico

A área está localizada em Irauçuba no sertão centro-norte do Estado do Ceará e na microrregião de Sobral. O município de Irauçuba compreende uma área de 1.451 km² com altitude de 152,5 m, precipitação média anual de 530 mm concentrada em basicamente três meses do ano e temperatura média anual de 26,3 °C. Seu clima é, segundo a classificação de Köppen, do tipo Bshw, ou seja, um clima quente e semi-árido com chuvas de verão.

Apresenta terrenos sobre embasamento cristalino, originados de rochas Pré-Cambrianas do Complexo Tamboriú-Santa Quitéria com unidades litológicas diversas, caracterizados principalmente pelo complexo nordestino que segundo Souza Filho (1998) é representado pelo embasamento gnáissico-migmatítico. A unidade migmatítica compreende rochas de alto grau de metamorfismo. As litologias paraderivadas (gnaisse e migmatitos) apresentam fácies de anfibólio com paragênese à base de silimanita + K-

feldspato + plagioclásio. Além da unidade migmatítica, Lustosa (2004) encontrou na área de estudo, unidade granítica/granodiorítica, que consiste de granitos e granodioritos porfiríticos a megaporfiríticos. Associados a estas unidades, estão litologias comuns no âmbito da folha de Irauçuba, como os veios e aplitos não deformados de composição granítica, megaxenólitos de gnaisses aluminosos, de gnaisse calciossilicatados e de ortognaisses dioríticos. Estas litologias estão vinculadas a serra de Uruburetama.

A compartimentação geomorfológica do Estado do Ceará, ao nível de reconhecimento, indica que há ocorrência de cinco unidades morfo-estruturais, sendo que na região de Irauçuba são identificados dois desses compartimentos; a Superfície Sertaneja e os Maciços Residuais (Souza, 1988).

A superfície sertaneja é constituída pelas amplas superfícies de erosão embutidas entre os planaltos cristalino e/ou sedimentares, em níveis altimétricos variando entre 100 e 350 metros, elaborados por processos de pediplanação que truncam indistintamente diferentes tipos de rochas (Souza, 1988).

Os maciços residuais são ambientes que se caracterizam por apresentar formas residuais dissecadas, elaboradas por erosão diferencial em rochas cristalinas e cristafoliosas, principalmente rochas metamórficas, formas representadas pelas serras e serrotes que se destacam pelas elevadas altitudes (400 – 600 metros e 700 – 800 metros) em meio às áreas rebaixadas da depressão sertaneja (Souza, 1988).

O Levantamento Exploratório/Reconhecimento de Solos do Estado do Ceará (Brasil, 1973) identifica oito associações de solos na área de estudo, predominância de classes que, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006) se enquadram como Argissolos, Luvisolos, Neossolos e Planossolos, as quais também foram constatadas por Lustosa (2004). No entanto, os Planossolos representam 18,7% dos solos do município (Mesquita et al. (1981). Nas áreas de exclusões, Sales (2003) identificou associações de Planossolos e Luvisolos, tendo a Caatinga como vegetação dominante.

A principal atividade econômica desenvolvida na região é a pecuária extensiva em condições de sobrepastejo. Em seguida, vem o desenvolvimento de culturas anuais como forma de subsistência e sem considerar as limitações do ambiente, devido ao baixo conhecimento tecnológico de manejo agrícola.

3.2.2. Trabalho de campo

Foram utilizadas as áreas de exclusões de animais domésticos, cercadas no primeiro semestre de 2000 com nove fios de arame farpado e estaqueadas a cada metro, conforme mostra a Figura 1 e Figura 2, para evitar a entrada de animais domésticos, nas quais estão sendo avaliados os processos de regeneração de forma natural. São seis áreas cercadas (exclusão) com 0,25 hectares cada e suas adjacências (sobrepastejo) que permanecem em condições de sobrepastejo, instaladas nas localidades conforme Tabela 1, para que fossem comparados seus efeitos em função do tempo de proteção.



Figura 1: Foto da área experimental 1 – exclusão e sua adjacência (sobrepastejo)



Figura 2: Foto da área experimental 3 – exclusão e sua adjacência (sobrepastejo)

Tabela 1: Uso, localização e tipo de vegetação das áreas experimentais em Irauçuba - CE

Área	Tempo de uso	Sistema de produção	Localização	Coordenadas	Vegetação potencial
1	+ 20 anos	Pecuária extensiva (sobrepastejo)	Fazenda Aroeira	03° 47' 22''S 39° 47' 53''W	Caatinga arbustiva-arbórea
2	+ 20 anos	Pecuária extensiva (sobrepastejo)	Fazenda Aroeira	03° 47' 32''S 39° 47' 53''W	Caatinga arbustiva-arbórea
3	+ 20 anos	Pecuária extensiva (sobrepastejo)	Fazenda Formigueiro	03° 46' 50''S 39° 49' 03''W	Caatinga arbustiva-arbórea
4	+ 20 anos	Pecuária extensiva (sobrepastejo)	Faz. Cacimba Salgada	03° 46' 39''S 39° 49' 49''W	Caatinga arbustiva-arbórea
5	+ 20 anos	Pecuária extensiva (sobrepastejo)	Faz. Cacimba Salgada	03° 46' 15''S 39° 49' 51''W	Caatinga arbustiva-arbórea
6	+ 20 anos	Pecuária extensiva (sobrepastejo)	Fazenda Vila Mimosa	03° 43' 03''S 39° 54' 03''W	Caatinga arbustiva-arbórea

Para o estudo, foram coletadas amostras deformadas de solos na profundidade de 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade em triplicatas e homogêneas, para obtenção de uma amostra composta, com três repetições em cada área de exclusão e na parte externa das mesmas (sobrepastejo) para caracterizar aspectos químicos e físicos. Coletas de amostras indeformadas também foram obtidas para se determinar a densidade do solo e porosidade total do solo.

3.2.3. Análises laboratoriais

As amostras de solos foram secas ao ar, destorroadas com martelo de borracha e rolo de madeira e depois passadas em peneira de malha de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA) e submetidas às análises laboratoriais.

3.2.3.1. Análises físicas

A caracterização física foi realizada determinando-se a composição granulométrica do solo pelo método da pipeta, utilizando hidróxido de sódio como dispersante, seguindo metodologia descrita por Embrapa (1997), com o objetivo de determinar as frações areia, silte e argila de cada área. A densidade do solo (D_s) foi determinada pelo método do anel volumétrico; a densidade das partículas (D_p), pelo método do balão volumétrico utilizando álcool etílico, sendo que esses dois foram determinados apenas na profundidade de 0 – 5 cm devido à pedregosidade do solo na

camada mais profunda; e a porosidade total pela relação entre a densidade do solo e a densidade de partículas, todos seguindo metodologia contida em Embrapa (1997)

Para determinação da argila dispersa em água foi utilizado a mesma metodologia descrita para a granulometria, com exceção do hidróxido de sódio (dispersante químico) e o grau de floculação calculado pela relação entre a argila dispersa em água e a argila total (Embrapa, 1997).

3.2.3.2. Análises químicas

Na caracterização química, o pH foi determinado em água (1:2,5) por potenciometria e na condutividade elétrica (CE), foi utilizado o Condutivímetro para determinação da mesma no extrato de saturação do solo. O sódio (Na) e o potássio (K) foram extraídos com Mehlich-1 e determinados por fotometria de chama. O cálcio (Ca) e o magnésio (Mg) foram extraídos com KCl a 1 mol L^{-1} e determinados por titulação com EDTA a $0,0125 \text{ M}$ e a acidez potencial (Al + H), extraída por acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 7 e titulada com NaOH $0,0606 \text{ N}$ na presença de fenolftaleína a 3%. Os valores de Ca, Mg e Al+H não foram apresentados em tabela, sendo utilizados apenas para os cálculos dos valores da CTC, V e PST, todos segundo métodos contidos em Embrapa (1997).

Os teores de matéria orgânica do solo (MOS) foram calculados com base nos teores de carbono orgânico total (COT) quantificado por oxidação da matéria orgânica via úmida, empregando solução de dicromato de potássio em meio ácido, com fonte externa de calor (Yeomans & Bremner, 1988). O nitrogênio total foi quantificado nas amostras de solos submetido à digestão sulfúrica e dosado por destilação Kjeldahl (Bremner, 1996).

3.2.4. Análise estatística

A análise estatística das variáveis foi realizada por meio do cálculo de medidas descritivas como as médias das três repetições, desvio-padrão, mínimo, máximo e tamanho da amostra e as médias comparadas pelo Teste de Mann-Whitney usando simulação de Monte Carlo para cada variável por profundidade ao nível de 5% de significância com auxílio do programa computacional SPSS.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Mudanças nas propriedades químicas do solo

Os resultados obtidos para os atributos químicos foram variados e não apresentaram comportamento que pudesse ser atribuído ao manejo realizado nas áreas de estudo (Tabela 2). Desse modo, as diferenças observadas devem estar relacionadas ao clima, tempo e a variabilidade espacial na área estudada. Os valores de pH variaram de 4,85 a 6,47 apresentando-se moderadamente ácido. De modo geral não apresentaram alterações nas áreas de exclusão em relação ao sobrepastejo e com uma pequena elevação na camada mais profunda.

Na profundidade de 0 – 5 cm, as áreas 1, 3 e 4 apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$), sendo que na área 1, a exclusão foi maior que o sobrepastejo, um comportamento oposto ao apresentado nas áreas 3 e 4 onde os valores foram maiores nas áreas de sobrepastejo. O comportamento nas áreas 1 e 3 se repetiram na profundidade de 10 – 20 cm e a área 5 ($p < 0,05$) assemelhando com a área 3 na mesma profundidade. Na profundidade de 5 – 10 apenas a área 5 apresentou diferenças significativa, sendo maior o valor do tratamento com sobrepastejo.

Vários estudos mostram o valor do pH significativamente menor nas áreas de exclusão (Hiernaux et al., 1999; Su et al., 2004; Yong-Zhong et al., 2005; Li et al., 2006; Pei et al., 2007). Os valores menores do pH nas exclusões, pode estar relacionados à cobertura de plantas, aos sistemas radiculares e teor de matéria orgânica,

devido a liberação de ácidos orgânicos pelos microrganismos na decomposição da MOS (Su et al., 2004). Neste trabalho, os valores do pH não apresentaram esse mesmo comportamento, o que implica dizer que, a resposta da prática de exclusão varia com a região observada e com o tempo de adoção da prática.

Tabela 2. Características químicas dos solos estudados sob áreas de exclusão de animais e de sobrepastejo

Área	pH	CE	Na ⁺	K ⁺	CTC	V	PST	N	MO
	H ₂ O	dS m ⁻¹	-----	cmol _c kg ⁻¹	-----	-----	%	-----	g kg ⁻¹
0 – 5									
1 Exc	5,21*	0,41	0,10*	0,35	8,85	53,91*	1,10*	0,93	14,54
1 Sp	4,85	0,66	0,04	0,33	8,17	39,44	0,53	0,83	13,45
2 Exc	5,24	0,41	0,06	0,47*	7,80	50,51	0,73	0,93	15,06
2 Sp	5,06	0,60	0,13*	0,30	8,13	54,18	1,55*	1,10	14,71
3 Exc	5,23	0,63	0,11	0,58	11,82	60,22	0,91	1,00	22,01*
3 Sp	5,64*	0,88*	0,22*	0,65	10,30	64,52	2,11*	1,00	15,34
4 Exc	4,98	0,64	0,07	0,44	7,92	37,12	0,78	1,20	20,06
4 Sp	5,65*	0,54	0,11	0,65	10,16	54,75	0,85	0,83	13,56
5 Exc	4,92	0,59	0,09	0,45	6,67	51,77	1,32	0,93	17,87
5 Sp	5,47	0,67	0,12	0,68	9,47	67,42	1,43	0,93	13,33
6 Exc	5,13	0,43	0,03	0,52	4,22	50,98	0,76	0,73	11,38
6 Sp	5,05	0,39	0,05	0,38	4,10	45,37	1,09	0,73	11,67
5 – 10									
1 Exc	5,34	0,49	0,18	0,18	7,43	63,82*	2,38*	0,67	7,87
1 Sp	4,87	0,18	0,08	0,19	7,80	41,26	1,04	0,90	9,08
2 Exc	5,06	0,26	0,07	0,22*	6,86	47,68	1,04	0,73	8,45
2 Sp	5,05	0,82*	0,20*	0,13	7,53	60,80*	2,66*	0,83	8,16
3 Exc	5,38	0,99	0,27	0,27	11,28	74,72	2,55	0,77	11,44
3 Sp	5,87	1,78	0,60*	0,44	13,61	78,09	4,45	0,90	13,27*
4 Exc	5,07	0,46	0,16	0,20	6,89	39,68	2,00	0,50	11,95
4 Sp	5,60	0,36	0,15	0,39	11,08	58,41	1,00	0,67	9,54
5 Exc	5,22	0,52	0,14	0,25	5,02	62,03	2,83	0,60	6,09
5 Sp	6,18*	0,45	0,27*	0,37	12,41*	82,33*	2,72	0,67	9,37
6 Exc	4,95	0,22	0,04	0,31	3,51	44,20	1,02	0,40	6,32
6 Sp	5,05	0,23	0,07	0,20	4,14	53,28	1,82	0,80	6,78
10 – 20									
1 Exc	5,80*	0,54	0,48*	0,18	12,03*	75,34	4,04*	0,67	7,47
1 Sp	5,07	0,31	0,14	0,15	7,80	49,15	1,88	0,73	7,82
2 Exc	5,08	0,54	0,20	0,19	8,39	53,65	2,24	0,93	7,99
2 Sp	5,53	1,31	0,64*	0,14	12,32*	77,08	5,09*	0,73	8,73
3 Exc	5,82	1,20	0,60	0,25	15,75	82,18	3,88	0,83	10,40
3 Sp	6,43*	1,77	0,96	0,41	15,21	79,95	6,96	0,67	12,18
4 Exc	5,29	0,65	0,25	0,18	7,23	49,16	3,06	0,67	10,06
4 Sp	5,65	0,44	0,22	0,31	11,34	58,23	1,54	0,57	7,36
5 Exc	5,59	0,98	0,40	0,34	8,18	74,24	4,60	1,47	7,24
5 Sp	6,47*	0,53	0,47	0,31	14,35	89,54	4,02	0,67	8,39
6 Exc	5,07	0,22	0,07	0,30	4,63	45,30	1,50	0,50	5,75
6 Sp	5,22	0,45*	0,22*	0,17	5,62	62,10	3,93*	0,43	5,69

* Médias que diferiram significativamente ao nível de 5% de probabilidade

Exc: Exclusão; Sp: Sobrepastejo

Na CE os valores se diferiram ($p < 0,05$) apenas na área 3 (profundidade 0 – 5), na 2 (profundidade 5 – 10) e na 6 (profundidade 10 – 20), onde foram maiores nas áreas de sobrepastejo. Mekuria et al., (2007), comparando áreas com 5 e 10 anos de exclusão com uma de sobrepastejo em solos degradados da Etiópia, não encontraram diferença significativa para o pH e para CE, atribuindo-se ao tempo de adoção da exclusão como insuficiente para que ocorresse alterações significativas.

Yong-Zhong et al. (2005) constataram também o mesmo comportamento para a CE. Porém, Li et al. (2006) observaram um decréscimo na condutividade elétrica do solo com a tendência de desenvolvimento de deserto, e que este é sempre correlacionado com o conteúdo de argila do solo.

Quanto ao Na, apenas a área 1 apresentou comportamento inverso aos demais, ou seja, os teores na exclusão foram maiores, sendo significativa ($p < 0,05$) apenas nas profundidades 0 – 5 e 10 – 20. As demais apresentaram diferença nas áreas 2, nas três profundidades, 3 nas profundidades 0 – 5 e 5 – 10, 5 na profundidade 0 – 5 e 6 na profundidade 10 – 20, onde os teores de Na nas áreas de sobrepastejo foram mais elevados. De forma geral houve aumento nos teores de Na com a profundidade, talvez por se aproximar ou fazer parte do horizonte B plânico, rico desse elemento (Brasil, 1973; Oliveira et al., 2003). O comportamento do Na em áreas de exclusão e de sobrepastejo ainda carece de estudos, pois em nenhum trabalho referência foi observado seu efeito.

Os teores de K apresentaram comportamento oposto ao Na, onde houve redução com o aumento da profundidade e apenas a área 2 apresentou diferença ($p < 0,05$) nos resultados nas profundidade de 0 – 5 e 5 – 10 com os teores mais elevados nas exclusões. Essa redução em termos de profundidade também foi observada por Huang et al. (2007) e Mekuria et al. (2007). Os mesmos autores constataram ainda, aumento nos teores de K em áreas de exclusão de pastejo e que, esse aumento é gradativo com o tempo e relativamente dependente da cobertura vegetal, adquirida com o tempo de adoção da prática.

A CTC apresentou comportamento semelhante entre os tratamentos com exclusão e com sobrepastejo em todas as áreas estudadas, sendo significativo ($p < 0,05$) somente a área 5 na profundidade de 5 – 10 onde o valor no sobrepastejo foi maior. Na profundidade de 10 – 20, as áreas 1 e 2 se comportaram diferente. A primeira teve seu valor maior ($p < 0,05$) na parte de exclusão e a segunda, na parte de sobrepastejo de animais. O tipo de uso a que estão sendo submetidos os solos estudados, parece não

estar causando alterações no comportamento da CTC em nenhuma profundidade estudada. Já Mekuria et al. (2007) avaliando áreas de exclusão e de pastejo em solos degradado da Etiópia, constatou valores maiores em áreas com exclusão de pastejo com 5 e 10 anos de adoção e que estes, estão diretamente correlacionados com as funções da MOS e o fornecimento de nutrientes ao solo.

Os teores de MOS foram superiores na camada superficial em relação às demais profundidades, onde apresentaram teores de MOS muito próximos. No que diz respeito ao uso do solo, somente os teores da área 3 nas camadas superiores se diferiram, sendo que na profundidade de 0 – 5 o teor de MOS foi maior na exclusão, inversamente à camada 5 – 10 onde o sobrepastejo de animais foi maior ($p < 0,05$). Em relação aos teores próximos entre os tratamentos com exclusão e com sobrepastejo, deve ser provavelmente, ao seu comportamento nas frações lábil e recalcitrante, onde os teores nas duas frações podem ser semelhantes.

Vários estudos em regiões semi-áridas, de outros países sobre áreas de exclusão de animais, mostram valores maiores nos teores de N total e de MOS em diferentes tempos de adoção (Reeder & Schuman, 2002; Descheemaeker et al., 2006; Huang et al., 2007; Mekuria et al., 2007). A tendência de restauração da MOS e do N é influenciada pelo tempo de exclusão dos animais, ou seja, os teores desses elementos e a cobertura vegetal incrementam na medida em que aumenta o tempo de exclusão e estão provavelmente, relacionados com o restabelecimento da vegetação natural que acumula na superfície do solo e talvez, na qualidade da serapilheira no ciclo de nutrientes. No que diz respeito ao tipo de uso do solo na área de realização desse estudo, o N foi o elemento que menos sofreu alteração, tendo comportamento semelhante em todas as profundidades e entre tratamentos, não diferindo em nenhuma área.

Um impacto direto do pastoreio sobre os ecossistemas, é a remoção de parte da biomassa da superfície do solo, o que, conseqüentemente, provoca redução no aporte de serapilheira na superfície do solo, causando conseqüências negativas para a conservação do solo e a ciclagem de nutrientes (Salomon et al., 2000). Esses problemas são mais graves em regiões semi-áridas, onde o período chuvoso é curto e as temperaturas são elevadas. Em conseqüência, a produção de biomassa é reduzida, principalmente devido as espécies de plantas existentes, que tem um impacto significativo sobre deposição e reciclagem de nutrientes nesses ecossistemas.

A importância da cobertura do solo na redução da erosão, também tem sido demonstrada em estudo de solo onde as perdas diminuíram excepcionalmente com o

aumento e com o grau da cobertura vegetal (Fullen et al., 2006). Os teores de MOS mais elevados em áreas de exclusão também pode potencialmente melhorar propriedades físicas do solo, tais como estrutura do solo, densidade do solo e porosidade total. Estes, por sua vez, aumentam as taxas de infiltração da água no solo e reduz a velocidade das enxurradas pelo fluxo das raízes das árvores e pelo acúmulo de MOS na superfície do solo, o que pode reduzir o volume, velocidade, e capacidade erosiva do escoamento superficial (Mekuria et al., 2007).

Sales (2003), comparando a produção de biomassa em áreas de exclusão, com dois anos de adoção no município de Irauçuba – CE, não constatou mudanças significativas em relação a área de sobrepastejo. Dado o curto período de tempo de monitoramento desses parâmetros, os resultados dessas análises não permitiram identificar e quantificar mudanças significativas na estrutura da comunidade vegetal, dentro e fora das exclusões. Entretanto, é possível observar o aumento da produção de biomassa e conseqüentemente da serapilheira, além da retenção de matéria orgânica morta transportada pelo escoamento, dentro das áreas protegidas do pastoreio (Sales, 2003).

Os resultados dos trabalhos em geral, com exclusão de animais domésticos em longo prazo em áreas degradadas em regiões semi-áridas, mostram um aumento da cobertura do solo, devido à recuperação da vegetação e a acumulação de MOS comparada com a área de pastejo contínuo e, por sua vez, na melhoria da fertilidade do solo (Reeder & Schuman 2002).

Com exceção da área 1, onde apresentou valores maiores de V nas exclusões em todas as profundidades, com significância ($p < 0,05$) nas profundidades de 0 – 5 e 5 – 10 cm, nas outras áreas em geral os valores de V nos sobrepastejos foram superiores, porém, diferindo ($p < 0,05$) apenas na profundidade 5 – 10 nas áreas 2 e 5. O PST teve comportamento semelhante ao do Na nas profundidades de 0 – 5 e 10 – 20, diferindo na profundidade de 5 - 10 onde o valor da exclusão da área 1 foi maior ($p < 0,05$) do que o sobrepastejo, e na área 2, o comportamento foi oposto, sendo maior ($p < 0,05$) no sobrepastejo. Os valores de PST na camada superficial variaram de 0,53% a 2,11, aumentando com a profundidade chegando até a 6% na profundidade de 10 - 20. Em se tratando de condições climáticas estes valores estão condizentes com os apresentados por Luz et al. (1992) no semi-árido pernambucano, onde foram encontrados valores de saturação por sódio de 2 e 5%.

Estudos sobre saturação por base e percentual de sódio trocável em áreas degradadas com prática de exclusão de pastejo ainda são escassos. Dentre as possíveis causas dessas variações, a mais provável é que seja influência dos minerais de argila 2:1 mais esmectítico/micácea herdado do material de origem do solo. Outro fator pode ter sido causado pela elevação do lençol freático e evaporação, onde o Na se concentra na camada superficial do solo, tornando-o mais salinos. Esse processo é típico de regiões semi-áridas devido a pouca profundidade dos solos, altas temperaturas e pouca precipitação, o que faz com que o potencial de evapotranspiração seja maior que a precipitação.

Os processos erosivos podem também, ter contribuído para essas variações nos valores de V e PST, pois a camada superficial do solo foi carregada pelas enxurradas, deixando o material pouco alterado mais exposto à superfície e que, o tempo de adoção da prática de exclusão ainda não foi suficiente para sua reconstituição.

3.3.2. Mudanças nas propriedades físicas do solo

O efeito da utilização das terras para a granulometria, não apresentaram comportamento que pudesse ser atribuído às práticas de uso (Tabela 3). Pela distribuição das partículas por tamanho, observam-se vários tipos de classe textural, desde franco-argilo-arenosa a areia, com a classe textural franco arenosa apresentando-se em maior proporção.

Os valores elevados da fração areia mostram que essa fração é mais resistente aos processos erosivos e às práticas de uso do solo, pois se comportaram de forma equivalente entre os tratamentos com exclusão de animais e com sobrepastejo em todas as áreas. Apresentaram diferenças ($p < 0,05$) apenas a área 2 na profundidade de 0 – 5, a área 5, na profundidade de 5 – 10 e as áreas 2 e 6 na profundidade de 10 – 20, sendo que em todas os valores nas exclusões foram superior ao sobrepastejo. Esse comportamento mostra que embora a fração areia seja mais resistente, ela também está sendo removida pela erosão nos tratamentos com sobrepastejo, onde não há cobertura vegetal e consequentemente, o carreamento de partículas é mais intenso.

O silte apresentou o mesmo comportamento entre os tratamentos em todas as profundidades, porém, com um pequeno decréscimo com o aumento da mesma. Quanto aos valores entre os tratamentos, seu comportamento foi variado entre áreas, não

apresentando diferença significativa ($p < 0,05$) quanto ao tipo de uso do solo em nenhuma área.

Tabela 3. Granulometria, argila dispersa em água (ADA) e grau de flocculação (GF) dos solos sob áreas de exclusão de animais e de sobrepastejo

Área	Areia	Silte	Argila	ADA	G.F.
	g kg ⁻¹				%
0 - 5 cm					
1 Exc	768,20	170,17	61,63*	17,5*	71,62
1 Sp	787,90	169,53	42,60	13,03	68,64
2 Exc	854,33*	106,00	39,67	9,27	76,88
2 Sp	725,57	212,67	61,77	14,63	76,19
3 Exc	696,97	218,30	81,40	18,70	77,19
3 Sp	748,20	175,90	75,90	23,23	71,40
4 Exc	732,20	214,50	53,30	13,73	74,58
4 Sp	754,43	167,03	78,53	31,87	60,02
5 Exc	731,03	208,37	60,60	15,17	74,90
5 Sp	701,33	207,00	91,67	33,03	67,03
6 Exc	855,97	103,57	40,47	10,77	73,09
6 Sp	832,07	122,73	45,20	12,00	72,9
5 - 10 cm					
1 Exc	827,40	110,80	61,80	21,83	65,23
1 Sp	816,77	133,47	49,77	14,47	71,10
2 Exc	858,83	96,07	45,10	12,80	72,52
2 Sp	782,43	153,63	60,60	20,47	68,18
3 Exc	731,63	172,40	95,97	36,47	61,83
3 Sp	715,67	136,90	147,43	56,03	62,76
4 Exc	732,57	202,90	64,53	21,77	66,79
4 Sp	744,77	158,57	96,63	58,23	38,65
5 Exc	762,17*	174,63	63,17	19,30	69,29
5 Sp	678,93	197,33	123,70	54,23	57,50
6 Exc	877,10	79,37	43,53	14,10	67,57
6 Sp	866,33	90,87	42,80	16,43	59,42
10 - 20 cm					
1 Exc	757,47	105,90	136,63*	71,93*	48,10
1 Sp	776,37	156,90	66,73	20,17	69,39
2 Exc	852,23*	83,00	64,77	22,10	67,78
2 Sp	720,50	120,30	159,17	79,03	51,22
3 Exc	668,13	172,37	159,50	75,60	53,24
3 Sp	657,10	135,40	207,50	104,93	49,40
4 Exc	727,43	180,87	91,70	30,30	72,09
4 Sp	709,70	172,53	117,60	55,40	56,68
5 Exc	741,40	142,93	115,63	58,00	51,72
5 Sp	640,77	208,57	150,70	83,33	45,73
6 Exc	851,53*	88,43	60,03	19,27	67,52
6 Sp	819,50	103,00	77,50	28,97	63,46

* Médias que diferiram significativamente ao nível de 5% de probabilidade

Exc: Exclusão; Sp: Sobrepastejo

Os teores de argila variaram de 39,67 g kg⁻¹ na exclusão da área 2 na profundidade de 0 – 5 a 207,50 g kg⁻¹ no sobrepastejo da área 3 na profundidade de 10 -

20. Esses valores são relativamente baixos em relação a outros trabalhos realizados em áreas semelhantes de região semi-árida (Oliveira et al., 2003; Maia et al., 2006). O comportamento oposto quanto aos teores de argila em relação ao uso do solo e área, não dá ainda para afirmar se a exclusão com esse tempo de adoção está tendo efeito sobre as partículas do solo. Apesar disso, apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) na área 1 nas profundidades 0 – 5 (61,63) e 10 – 20 (136,63) sendo maiores os valores da exclusão e um incremento em seus teores com o aumento da profundidade.

Comportamento semelhante a esse foi observado nos teores de argila dispersa em água no que diz respeito ao nível de significância e profundidade. Os valores mais elevados com o aumento da profundidade, em todas as áreas estudadas, devem estar relacionados com a proximidade ou parte do horizonte B plânico, onde são influenciados pela mineralogia mais esmectítica/micácea e principalmente, com teores mais elevados de sódio no complexo de troca (Oliveira et al., 2003).

Apesar de a fração grosseira prevalecer, supõe-se que esse fato isolado não está diretamente ligado com as práticas de uso do solo e nem com os processos de erosão, mas sim, com os fatores de formação do solo, principalmente o material de origem e o relevo. Isso se atribui ao fato do comportamento na distribuição das partículas por tamanho na camada superficial ser o mesmo nas camadas subsuperficiais, o que supostamente não seriam atingidos pelos processos erosivos.

As pequenas diferenças das frações granulométricas em relação ao tipo de uso do solo e profundidades devem estar relacionadas, também, à variabilidade espacial dos solos na área de estudo e também a prováveis minerais de argila com alta atividade. Esses resultados corroboram com os encontrados por Mekuria et al. (2007) em áreas com 5 e 10 anos de exclusão no semi-árido da Etiópia, em que a granulometria não apresentou diferença significativa com o tempo de adoção. Período este, semelhante ao utilizado neste estudo no semi-árido cearense. Segundo Klepker & Anghinoni (1995), alterações entre as frações granulométricas são difíceis de ocorrerem e, quando ocorrem, são detectadas após períodos variados de uso.

Outros estudos com exclusão no semi-árido chinês (Su et., 2004; Yong-Zhong et al., 2005 e Pei et al., 2007) mostraram que na textura, o percentual de areia aumentou em média 4,4% e houve uma diminuição de silte e argila na camada superficial (15 cm) na área de pastejo contínuo, o que contribuiu também para um aumento da densidade do solo em relação às áreas de exclusão. Esse processo é causado pela erosão do solo e sua intensidade depende da erodibilidade de cada solo.

Os dados desses autores corroboram com os apresentados por Huang et al. (2007), que mostraram uma diminuição de silte em 91%, 78% e 81% nas camadas de solo de 0 – 5, 5 – 10 e 10 – 30 cm, respectivamente, em uma área de pastejo contínuo, e um aumento significativo de 69% para 93% na porcentagem média de areia na camada de 0 – 15 cm. Para os autores, a distribuição de partículas por tamanho, indicou que os efeitos da desertificação facilitaram a remoção de partículas de silte, tendo por resultado, uma textura mais grosseira do solo. A erosão é a causa principal para mudanças na composição das partículas do solo, promovendo a perda da parte superior do solo (He et al., 2004).

O grau de floculação apresentou valores entre 38,65% a 77,19%, mas não apresentou estatisticamente ($p < 0,05$) variações quanto à prática de uso do solo em nenhuma área. Na profundidade de 0 – 5 os valores do GF foram relativamente maiores nas exclusões em todas as áreas. De modo geral, houve um decréscimo com a profundidade, talvez por fazer parte do horizonte B plânico, evidenciando o efeito dos argilominerais 2:1 no aumento das cargas negativas do meio, promovendo, assim, a dispersão. Outro fator que pode ter contribuído também para a redução do GF, foi o efeito dispersivo de sódio e magnésio no complexo de troca (Corrêa et al., 2003; Oliveira et al., 2003). Tal dispersão contribuiu para a redução da macroporosidade e aumento na densidade do solo.

Em geral, a cobertura vegetal em áreas de exclusão tem-se mostrado como um potencial na melhora das propriedades físicas do solo, tais como densidade do solo e porosidade total (Castellano & Valone, 2007; Huang et al., 2007). Estes por sua vez, aumentam a taxa de infiltração de água no solo, e conseqüentemente, reduz a velocidade das enxurradas pelo acúmulo de matéria orgânica na superfície do solo e diminui o escoamento superficial. Neste trabalho, as diferenças de densidade e porosidade total do solo (Figura 3 e Figura 4) entre áreas de exclusão e de sobrepastejo foram relativamente pequenas, que pode ser um reflexo da textura arenosa do solo combinado com o baixo teor de matéria orgânica.

Os valores de densidade variaram de 1,32 a 1,59 g cm⁻³ (Fig. 3) e estão de acordo com os encontrados por Corrêa et al. (2003) em Planossolos do semi-árido pernambucano onde seus valores variaram de 1,14 a 2,07 g cm⁻³. Apesar do teste estatístico utilizado para comparação das médias, não ter mostrado diferença significativa ($p < 0,05$) quanto ao tipo de uso do solo, os sobrepastejos de animais apresentaram maiores valores de densidade do solo em todas as áreas (Fig. 3).

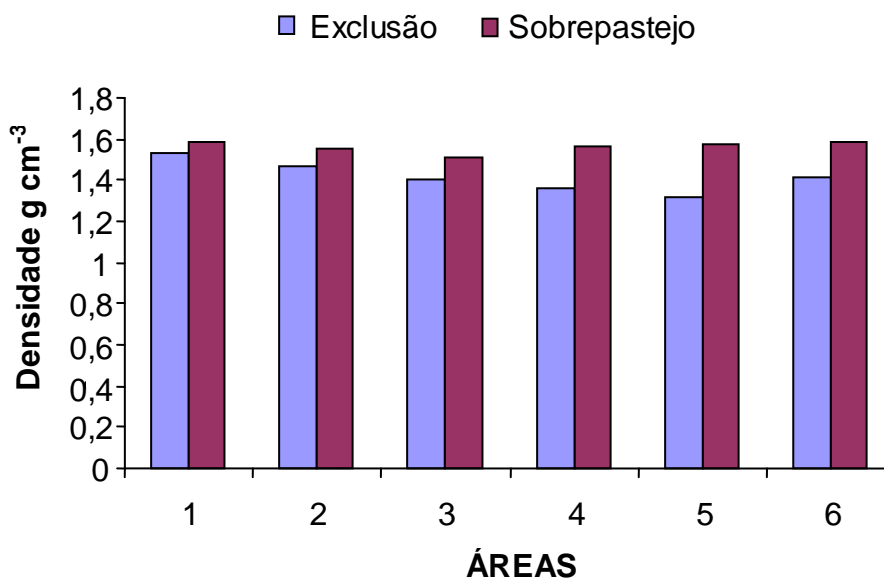


Figura 3 – Média da densidade do solo (g cm^{-3}) na profundidade de 0 – 5 cm nas áreas de Exclusão e de Sobrepastejo

Os valores de densidade do solo menores nas exclusões dão indícios de que, pode haver uma melhora na qualidade do solo com a prática de exclusão de animais, no decorrer de mais alguns anos, visto que a cobertura vegetal nas exclusões pode estar favorecendo essa redução na densidade do solo. Resultados semelhantes foram encontrados por Mekuria et al. (2007), comparando áreas de exclusão com áreas de pastejo em região semi-árida, onde os valores na exclusão foram superiores aos da área com pastejo, mas que não diferiram significativamente com o tempo de adoção.

Outros estudos comprovam a eficiência da exclusão na melhoria da densidade do solo (Su et al., 2004; Yong-Zhong et al., 2005; Pei et al. 2007) chegando a detectar uma redução de até 60,1% da compactação nas exclusões, o que comprova que essa melhora é dependente do tipo de solo, clima e tempo de exclusão.

Os valores da densidade do solo refletiram na porosidade total do solo das áreas estudadas, onde o comportamento é relativamente oposto, ou seja, a porosidade total aumenta na medida em que a densidade do solo diminui. Os valores da porosidade variaram de 37 a 48% e estão entre os valores encontrados por Corrêa et al. (2003), 22 a 57%, em solos e região semelhante. Apesar de não ter diferido estatisticamente ($p < 0,05$), os valores da porosidade total do solo nas exclusões foram superiores em todas as áreas estudadas (Figura 4).

Esse comportamento corrobora com o encontrado por Mekuria et al. (2007). Isso pode ser reflexo da cobertura vegetal que se regenerou, da ação dos

macrorganismos que voltaram a habitar após a exclusão e da atuação mais intensa dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica.

Castellano & Valone (2007) e Huang et al. (2007) encontraram uma redução significativa na densidade do solo e aumento na porosidade total e, conseqüentemente, na compactação do solo, visto que, essa variável é diretamente influenciada pela densidade do solo e pela porosidade total. As condições de umidade do solo, assim como a atividade biota, tanto da micro como da macro fauna do solo e os vegetais que se regeneraram, são provavelmente, responsáveis pela redução da compactação depois da remoção dos animais (Seybold et al. 1999).

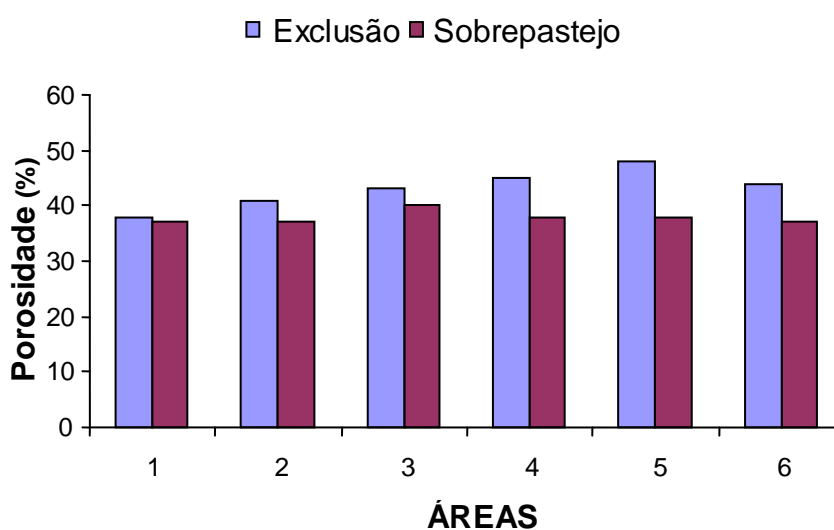


Figura 4 – Média da porosidade total do solo (%) na profundidade de 0 – 5 cm nas áreas de Exclusão e de Sobrepastejo

Esses fatores são influenciados pela precipitação e, assim, a recuperação de solos compactados em ambientes áridos e semi-áridos ocorre ao longo de décadas (Valone et al., 2002). Entretanto, os efeitos da desertificação sobre a densidade do solo e a porosidade podem não ser significativos no seu estágio inicial, possivelmente, devido ao comportamento do solo em relação a compactação por animais, que pode ser diferente dependendo da classe de solo, estrutura, precipitação e tipo de vegetação.

Os valores maiores na porosidade total proporcionam uma maior taxa de infiltração de água, diminuindo o carreamento laminar do solo pela erosão e também, melhorando a condutividade hidráulica do solo. De certa forma, as exclusões de animais na área experimental no município de Irauçuba, indicam uma pequena melhora quanto ao comportamento da vegetação e do solo em relação às áreas com sobrepastejo.

3.4. CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo mostram que as exclusões não apresentaram, estatisticamente, melhoria nas propriedades químicas e físicas do solo ao longo de sete anos de exclusão, pois, embora apresentasse uma melhoria da cobertura vegetal, o tempo de exclusão ainda não foi suficiente para detectar alteração significativa nos atributos do solo nas condições pedológicas e climáticas na área estudada.

Os dados que indicam redução da densidade e aumento da porosidade total do solo nas áreas de exclusão, permitem sugerir que a erradicação do sobrepastejo com a regeneração da vegetação pode ser uma prática viável para as condições ambientais local, sendo uma boa alternativa para reduzir a degradação nessas áreas.

4. COMPORTAMENTO DO CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS DEGRADADOS DE ÁREAS EM PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO NO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

O conteúdo de matéria orgânica em solos de regiões semi-áridas, pouco intemperizados, é geralmente baixo. O uso freqüente do teor de matéria orgânica do solo e/ou carbono orgânico como indicador de qualidade do solo, se explica em razão do teor de MOS ser muito sensível às práticas de manejo e pelo fato da maioria dos atributos do solo e do ambiente, ter estreitas relações com a MOS. Portanto, o declínio ou acréscimo da MOS serve para mensurar a preservação dos ecossistemas, ou seja, é utilizado como critério na avaliação da sua sensibilidade. O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito do sobrepastejo e de áreas com sete anos de exclusão através do comportamento da matéria orgânica do solo e seus compartimentos pela análise dos teores de carbono orgânico e nitrogênio total do solo. O trabalho foi realizado em seis áreas experimentais com dois tratamentos cada, sendo um com exclusão de pastejo e outro em condições de sobrepastejo, e ainda duas áreas de mata nativa usadas como referências. Os tratamentos com exclusão de pastejo apresentaram os maiores conteúdos de C orgânico e N no solo, na fração leve, na fração lábil e nas frações das substâncias húmicas. O Índice de Manejo de Carbono foi superior em todos os tratamentos com exclusão, assim como, a espessura do Horizonte Ap. O período de sete anos de exclusão mostrou-se insuficiente para um acúmulo considerável de C orgânico e N do solo.

Palavras-chave: semi-árido, degradação do solo, matéria orgânica, substâncias húmicas, labilidade do carbono, exclusão de pastejo

4. BEHAVIOR OF CARBON AND NITROGEN IN SOIL IN AREAS OF DAMAGE PROCESS OF DESERTIFICATION IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID

ABSTRACT

The content of organic matter in soils of semi-arid regions, little weathered, is generally low. The frequent use of the content of soil organic matter and / or organic carbon with an indicator of soil quality, if explain the reason the level of SOM is very sensitive to management practices and because the majority of the attributes of the soil and of environment, have close relations with the SOM. Therefore, the decline or increase of SOM is to measure the preservation of ecosystems, or is used with criterion in the evaluation of its sensitivity. The objective this study was to evaluate the effect of overgrazing and areas with seven years of exclusion by the behavior of soil organic matter and its compartments for examining the levels of organic carbon and total nitrogen in soil. The work was performed in six experimental areas with two treatments each, one with exclusion of grazing and the other in terms of overgrazing, and two areas of native forest used with references. The treatments with exclusion of grazing presented more content of organic C and N in soil, light fraction in the labile fraction and the fractions of humic substances. The Carbon Management Index was more in all treatments with except, as at the thickness of Horizon Ap. The seven-year period of exclusion proved to be insufficient for the considerable accumulation of organic C and N soil.

Key-words: semi-arid, soil degradation, organic matter, humic substances, the carbon lability, exclusion of grazing

4.1. INTRODUÇÃO

A região semi-árida brasileira é caracterizada por altas temperaturas, baixo índice pluviométrico, solos pouco intemperizados e uma pequena produção de fitomassa (Maia et al., 2008). Devido a esses fatores, a capacidade de produzir de forma sustentável requer boas práticas de manejo e conhecimento tecnológicos, visto que a capacidade de regeneração dessas áreas é baixa. Na prática isso não ocorre, porque a maior parte dos sistemas de produção se baseia em agricultura de subsistência. Na pecuária predomina o sobrepastejo e o pastejo contínuo. A agricultura é desenvolvida no sistema tradicional de corte e queima (Maia et al., 2006), que reduz a quantidade de material vegetal que atua como proteção ao solo. A soma desses fatores faz das regiões semi-áridas ambientes extremamente frágeis, tanto do ponto de vista ambiental quanto socioeconômico (Sharma et al., 2005). Nesse contexto, grande parte dos solos das regiões semi-áridas brasileira encontra-se degradada e muito já em estado avançado tendendo à desertificação.

A degradação do solo nas regiões semi-áridas brasileiras, embora conhecida como um problema grave e generalizado, ainda carece de estudos que avaliam aspectos físicos, químicos e ambientais, de forma integrada, especialmente em condições de recuperação e/ou regeneração de áreas degradadas usando práticas de exclusão de pastejo. Essas exclusões são técnicas de reabilitação, que são executadas em áreas degradadas, em geral em livre acesso terrestre. Na prática, estas áreas estão fechadas para pastagem e outras utilizações agrícola (Mekuria et al., 2007).

É geralmente aceito que exclusões levam à restauração dos recursos naturais como a fertilidade do solo, biomassa, composição da vegetação, fauna e armazenamento de água. Embora os efeitos no ambiente e restauração de áreas de exclusão de pastejo tenham sido estudados recentemente (Aerts et al., 2004; Su et al., 2004; Valone & Sauter, 2005; Descheemaeker et al., 2006; Mekuria et al., 2007; Pei et al., 2007; Shrestha & Stahl, 2008), os trabalhos revelam que as exclusões apresentaram em geral melhora nas propriedades do solo, porém, com algumas restrições que variam com a região, clima, tipo de solo e tempo de adoção da prática de exclusão.

Para avaliar os efeitos do tempo de exclusão em relação ao sobrepastejo, são utilizados os mesmos parâmetros capazes de detectar as alterações influenciadas pelas práticas de manejo e uso do solo. Larson & Pirce (1994) propuseram um conjunto de variáveis químicas, físicas e biológicas, que acompanhados ao longo do tempo, são capazes de detectar as alterações da qualidade do solo em função do manejo.

A matéria orgânica do solo (MOS), expressa pelos estoques de carbono orgânico total (COT) e/ou nitrogênio total (NT), encontra-se entre essas variáveis, porém, é considerada como o principal indicador de qualidade do solo (Dalal & Mayer, 1986; Lal, 1997; Mielniczuk, 1999; Sharma et al., 2005). Isso se explica em razão do teor de MOS ser muito sensível às práticas de manejo (Dalal & Mayer, 1986) e pelo fato de a maioria dos atributos do solo e do ambiente, relacionados às funções básicas do solo ter estreita relação com a MOS (Mielniczuk, 1999). Segundo esse mesmo autor, o declínio dos estoques de MOS, ao longo do tempo, estará indicando algum erro no sistema de manejo adotado e sua persistência, inevitavelmente, conduzirá a exploração agrícola a uma situação insustentável do ponto de vista econômico e ambiental.

Estudos de solos a nível mundial têm mostrado aumento nos teores de Carbono e Nitrogênio nas áreas de exclusão de animais em comparação com áreas de pastejo contínuo (Derner et al., 1997; Schuman et al., 1999; Reeder et al., 2004; Su et al., 2005; Mekuria et al., 2007). Dessa forma, parte-se com a hipótese de que a prática de exclusão de animais domésticos no semi-árido cearense, está proporcionando melhoria nas propriedades do solo em áreas degradadas por sobrepastejo, através de maiores teores de carbono orgânico e nitrogênio total do solo, e, conseqüentemente, maior aporte de matéria orgânica do solo.

O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito do sobrepastejo e de áreas com sete anos de exclusão por meio do comportamento da matéria orgânica do solo e seus compartimentos, pela análise dos teores de carbono orgânico e nitrogênio total do solo.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na área experimental do projeto Estudos dos processos de Degradação/Desertificação e suas relações com o uso da terra em Sistemas de Produção no Semi-árido cearense: O caso da microrregião de Sobral – Ceará. A área experimental localiza-se no município de Irauçuba, um dos núcleos de Degradação/Desertificação do semi-árido brasileiro (MCT/Brasil, 2001) e do Estado do Ceará (Soares et al., 1995).

4.2.1. Descrição da área e características morfológicas dos solos estudados

O estudo foi realizado na região Nordeste do Brasil, no município de Irauçuba - Ceará e posiciona-se entre as coordenadas 3° 35' e 4° 44' S e entre 39° 38' e 39° 63' W, pertencente à microrregião de Sobral e possui uma área de 1.451 km², com altitude de 152,5 metros. O clima da região é semi-árido, com temperatura e precipitação média anual de 26,3 °C e 530 mm respectivamente, concentradas basicamente em três meses do ano.

O Levantamento Exploratório/Reconhecimento de Solos do Estado do Ceará (Brasil, 1973) indica oito associações de solos na área de estudo, predominância de classe que, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006) se enquadram como Argissolos, Luvisolos, Neossolos e Planossolos as quais também foram constatadas por Lustosa (2004). No entanto, os Planossolos representam 18,7%

dos solos do município (Mesquita et al., 1981). Nas exclusões, Sales (2003) identificou associações de Planossolos e Luvisolos, tendo a Caatinga como vegetação dominante. Os solos são pouco intemperizados e com estruturas bem definidas e as principais características morfológicas dos perfis estudados encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Principais características morfológicas¹ dos perfis estudados dentro das exclusões

Hor.	Prof (cm)	Cor (úmido)	Textura ²	Estrutura ³	Consistência ⁴	Transição ⁵
Perfil. 1 - Planossolo Nátrico Órtico vertissólico A fraco						
Ap	0 - 3,5	2,5Y 4/3	Franco arenosa	mo, pq e md, bsa e gra	ma, fri, npl, npg	pla e abr
E	3,5 - 9	10YR 6/3	Areia franca	fr, mpq e pq, bsa	ma, ldu, mfri, npl, npg	pla e gra
Btn1	9 - 25	10YR 6/2	Franco arenosa	fo, gr e mgr, co, bsa	edu, lpl, lpg	pla e gra
Btn2	25 - 43	10YR 6/4	Franco arenosa	fr, gr, bsa	edu, lpl, lpg	pla e gra
Btn3	43 - 61	10YR 6/2	Franco arenosa	fo, mgr, bsa	edu, pl, lpg	ond e cla
Perfil. 2 - Planossolo Nátrico Órtico vertissólico A fraco						
Ap	0 - 2,5	2,5Y 4/3	Areia franca	fr, pq e md, bsa e gra	ma, mfri, npl, npg	pla e abr
E	2,5 - 11	10YR 5/4	Areia franca	fr, pq e md, bsa e gra	so, so, npl, npg	ond e cla
Btn1	11 - 24	10YR 6/3	Fr. argilo-arenosa	fo, gr, pri, md, gr, ba	edu, fi, pl, pg	ond e gra
Btn2	24 - 41	10YR 6/4	Franca	fo, gr, pri, gr, ba	edu, mpl, mpg	pla e gra
Perfil. 3 - Planossolo Nátrico Órtico vertissólico, A fraco						
Ap	0 - 3	10YR 4/2	Franco arenosa	mo, pq e md, bsa e gra	ma, mfri, npl, npg	pla e abr
E	3 - 17	10YR 5/3	Franco arenosa	mc, tende a formar bl	ldu, mfri, npl, npg	ond e abr
Btn1	17 - 42	10YR 5/2	Franco arenosa	fo, mgr, pri, ba	edu, pl, pg	ond e gra
Btn2	42 - 90	2,5Y 5/3	Fr. argilo-arenosa	fo, mgr, pri, ba, mgr	edu, pl, pg	ond e gra
Perfil. 4 - Neossolo Litólico Eutrófico fragmentário, A fraco						
Ap	0 - 4,5	10YR 4/2	Areia franca	fr, pq e md, bsa e gra	ma, mfri, npl, npg	pla e abr
C1	4,5 - 21	10YR 5/4	Areia	gs, fr, md, bsa	ma, mfri, npl, npg	pla e cla
C2	21 - 32	10YR 5/6	Areia	gs, fr, md, bsa	ma, mfri, npl, npg	pla e abr
Perfil. 5 - Planossolo Nátrico Órtico típico, A fraco						
Ap	0 - 3	2,5Y 5/3	Franco arenosa	mo, md e gr, bsa	ma, ldu, fri, npl, npg	pla e cla
E	3 - 17	2,5Y 5/4	Franco arenosa	fr, pq e md, bsa	ldu, fri, npl, npg	pla e abr
Btn1	17 - 25	2,5Y 7/1	Fr. argilo-arenosa	fo, gr e mgr, pri e co	edu, pl, pg	lrr e gra
Btn2	25 - 49	2,5Y 6/2	Franco arenosa	fo, mgr, co	edu, mpl, pg	lrr e gra
Perfil. 6 - Planossolo Nátrico Órtico típico, A fraco						
Ap	0 - 3	2,5Y 4/3	Areia franca	fr, pq e md, bsa	ma, mfri, npl, npg	pla e abr
E1	3 - 12	2,5Y 4/4	Areia franca	fr, md e gr, bsa	ma, mfri, npl, npg	ond e gra
E2	12 - 23	2,5Y 4/3	Areia franca	fr, md, co, pq e md, bsa	ma, mfri, npl, npg	ond e cla
Btn	23 - 35	2,5Y 6/4	Franco arenosa	fo, gr e mgr, co	edu, fri, lpl, lpg	ond e dif

¹ Santos et al., (2005); Embrapa (2006).

² Fr = Franco.

³ gs = grão simples, mc = maciça, fr = fraca, mo = moderada, fo = forte; mpq = muito pequena, pq = pequena, md = média, gr = grande, mgr = muito grande; pri = prismática, co = colunar, ba = bloco angulares, bsa = bloco subangulares, gra = granular.

⁴ so = solto, ma = macio, ldu = ligeiramente duro, du = duro, mdu = muito duro, edu = extremamente duro; mfri = muito friável, fr i = friável, fi = firme; npl = não plástico, lpl = ligeiramente plástico, pl = plástico, mpl = muito plástico; npg = não pegajosa, lpg = ligeiramente pegajosa, pg = pegajosa, mpg = muito pegajosa.

⁵ abr = abrupta, cla = clara, gra = gradual, dif = difusa; pla = plana, ond = ondulada, irr = irregular.

A compartimentação geomorfológica, ao nível de reconhecimento do Estado do Ceará, indica que há ocorrência de cinco unidades morfo-estruturais, sendo que na região de Irauçuba são identificados dois desses compartimentos: a Superfície Sertaneja e os Maciços Residuais (Souza, 1988).

4.2.2. Trabalho de campo

Foram utilizadas áreas de exclusões de animais domésticos (bovinos, ovinos, caprinos, eqüinos, asininos e muares), cercadas no primeiro semestre de 2000 com nove fios de arame farpado para evitar a entrada de animais, nas quais estão sendo avaliados os processos de regeneração de forma natural. São seis áreas experimentais com dois tratamentos cada, sendo um a exclusão de animais (Exc) que são áreas protegidas com cercas e o outro, suas adjacências com sobrepastejo (Sp) que permanecem com uso para avaliar a influência do tempo desta proteção.

Foram ainda, escolhidas duas áreas de matas nativas (3 Mata e 6 Mata) sendo considerada cada área como um tratamento, que foram utilizadas como referências para calcular o Índice de Manejo de Carbono.

Para o estudo, foram abertas mini trincheiras em triplicata, medido a espessura do horizonte e coletado amostras de solo do horizonte Ap e homogeneizadas para obtenção de uma amostra composta. Este procedimento teve três repetições nas exclusões e nas suas adjacências onde permanecem com sobrepastejo, totalizando três amostras compostas por tratamento. Os tratamentos foram comparados através das mudanças no comportamento da matéria orgânica do solo e dos seus compartimentos pela determinação do carbono orgânico e nitrogênio dos mesmos.

4.2.3. Análises laboratoriais

As amostras de solos foram secas ao ar, destorroadas com rolo de madeira e passadas em peneira de malha de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Depois foi moída uma parte em almofariz e passada por peneira de 0,2 mm (60 mesh) e submetidas às análises laboratoriais.

O carbono orgânico total do solo (COT) foi quantificado por oxidação da matéria orgânica via úmida, empregando solução de dicromato de potássio em meio ácido, com fonte externa de calor (Yeomans & Bremner, 1988). O nitrogênio total (NT)

foi quantificado nas amostras de solo, submetidas à digestão sulfúrica e dosado por destilação Kjeldhal (Bremner, 1996). Os estoques de COT e NT foram calculados com base nos valores de densidade do solo (Fig. 1) discutidos no capítulo anterior.

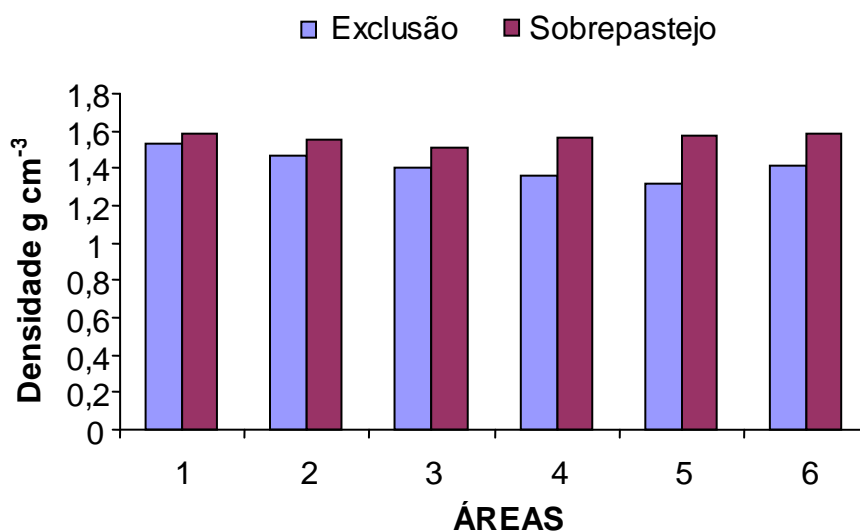


Figura 1 – Média da densidade do solo (g cm⁻³) na profundidade 0 – 5 cm nas áreas de Exclusão e de Sobrepastejo

A determinação do carbono das frações lábil (C-Lab) e recalcitrante (C-Rec) foi realizada por oxidação do C por diferentes concentrações de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e titulado com Sulfato Ferroso Amoniacal 0,5 mol L⁻¹ tendo a solução de Ferroin como indicadora. Diferente do método descrito por Chan et al. (2001) em que se usam três concentrações de H₂SO₄ (6, 9 e 12 mol l-1), nesse trabalho foram utilizados concentrações menores (3, 6 e 9 mol L-1) com o objetivo de adequar às condições tropicais (Mendonça & Matos, 2005). Do carbono oxidado nessas diferentes concentrações de H₂SO₄ foram calculadas 4 frações: F1= 3 mol L⁻¹; F2= 6 mol L⁻¹ – 3 mol L⁻¹; F3= 9 mol L⁻¹ – 6mol L⁻¹; e F4= COT – 9 mol L⁻¹, sendo que, a soma das frações F1 e F2 foi considerada como C-Lab e a soma das frações F3 e F4 foi considerada o C-Rec.

Com base nas mudanças no COT, entre as matas referência e os tratamentos (Exc e Sp), foi calculado o Índice de Compartimento de Carbono (ICC) pela fórmula: $ICC = COT_{(Exc\ ou\ Sp)} / COT_{mata\ referencia}$. Baseado nas mudanças na proporção de C-Lab (i.e., $L = C-Lab / C-Rec$) no solo foi determinado o Índice de Labilidade (IL): $IL = L_{(Exc\ ou\ Sp)} / L_{Mata\ referencia}$. Com esses índices, foi possível calcular o Índice de Manejo de Carbono (IMC) obtido pela expressão: $IMC = ICC \times IL \times 100$ (Blair et al., 1995).

Os valores apresentados para os tratamentos das matas foram utilizados como referências para calcular o valor do Índice de Manejo de Carbono (IMC), onde 3 Mata foi usado como referência para as áreas 1, 2, 3 e 5 e o tratamento 6 Mata foi usado como referência para as áreas 4 e 6. Essa combinação foi escolhida levando-se em consideração as proximidades das áreas e por apresentarem características semelhantes. Portanto, nas outras tabelas constam os valores de cada variável desses tratamentos, mas não foram discutidos os dados, visto que não foram feitas comparações estatísticas com os outros tratamentos.

O fracionamento químico das substâncias húmicas foi realizado segundo a técnica da solubilidade diferencial, separando-se os ácidos fúlvicos (FAF), os ácidos húmicos (FAH) e as huminas (FH), de acordo com os conceitos de fração húmica estabelecidos pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (Swift, 1996). O extrator utilizado foi NaOH 0,1 mol L⁻¹. O C orgânico dessas frações foi quantificado por dicromatometria com aquecimento externo (Yeomans & Bremner, 1988) e o nitrogênio total (NT) dessas frações quantificado por digestão sulfúrica e dosado por destilação Kjeldhal (Bremner, 1996). Foi calculada a soma do carbono orgânico humificado (COH = C-FAF+C-FAH+C-FH) e apresentado seu valor em porcentagem em relação ao carbono orgânico total, as relações entre o teor de carbono orgânico nas frações ácido húmico e ácido fúlvico (C-FAH/C-FAF) e entre as frações solúveis no extrato alcalino (C-FAF+C-FAH) com o carbono orgânico na fração humina (C-FAF+C-FAH/C-FH).

As frações leve (MOL) e oclusa (MOO) da matéria orgânica do solo foram determinadas a partir de TFSA (2 mm) por flotação em solução de iodeto de sódio, densidade de 1,85 g cm⁻³ adaptado de Sohi et al. (2001). A fração leve da matéria orgânica foi obtida após centrifugação a 2500 rpm por 15 minutos e passado o material suspenso em peneira de 0,053 mm utilizando água destilada para retirar o excesso de NaI. Após a separação da MOL, foi adicionado 15 ml de hexametáfosfato de sódio no mesmo tubo de centrífuga e agitado por 18 horas em agitador horizontal para promover a dispersão do solo.

Após agitação, o material foi passado em peneira de 0,053 mm de abertura utilizando água destilada para retirar o excesso do dispersante químico, obtendo assim, a matéria orgânica oclusa (MOO). As frações MOL e MOO retido na peneira foram levadas para a estufa e mantidas sob temperatura de 60 °C por 72 hors. O carbono (C-MOL) e nitrogênio (N-MOL) da fração leve foram quantificados por combustão via

seca em analisador elementar Perkin Elmer CHNS/O 2400. Já o carbono da matéria orgânica oclusa (C-MOO) foi determinado segundo Yeomans & Bremner (1988) e o nitrogênio dessa fração (N-MOO), quantificado por digestão sulfúrica e dosado por destilação Kjeldhal (Bremner 1996).

4.2.4. Análises Estatísticas

A análise estatística das variáveis foi realizada por meio do cálculo de medidas descritivas como as médias das três repetições, desvio-padrão, mínimo, máximo e tamanho da amostra e as médias comparadas com base na significância do teste t-student ao nível de 5% de probabilidade com auxílio do sistema computacional SAS.

Outro conjunto de dados referente às frações da matéria orgânica foi analisado em função da sua correlação de Pearson com o COT. As variáveis analisadas foram: COT, C-LAB, C-REC, C-FAF, C-FAH, C-FH, COH, C-MOL e C-MOO.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1. Teores e estoques totais de carbono orgânico e nitrogênio do solo e labilidade do carbono

Os tratamentos com exclusão apresentaram maiores teores de carbono orgânico total (COT) em todas as áreas (Tabela 2). Apesar do aumento ter variado de 4,1% a 37,3% em relação aos tratamentos com sobrepastejo ao longo de sete anos, as áreas 1 e 6 não apresentaram diferenças ($p < 0,05$). Os teores de nitrogênio total (NT) do solo se comportaram de maneira similar ao COT, porém, só não houve diferença ($p < 0,05$) entre os tratamentos, na área 1, onde esse aumento foi de 1,6%. Nas outras áreas, em média, os teores de NT aumentaram de 15% a 29% nas exclusões durante esse tempo de adoção da prática.

Os valores da relação C/N ficaram em torno de 12, e suas variações, não apresentaram comportamento que fossem atribuídos às práticas de uso do solo, pois o comportamento varia de área para área, o que pode estar mais caracterizado com o tipo de solo e com as condições climáticas locais. Já Yong-Zhong et al. (2005) encontraram valores de C/N significativamente maior em áreas com 10 anos de exclusão (10,36) em relação a 5 anos de exclusão (9,57) e de pastejo contínuo (8,62) em áreas degradadas no semi-árido da China. Na mesma região, Pei et al. (2007) também encontraram valores de C/N maiores em relação ao sobrepastejo, porém, esses valores são menores, em torno de 6.

Tabela 2. Teores e estoques de carbono orgânico e nitrogênio total, carbono nas frações lábil e recalcitrante e suas proporções no carbono orgânico total (COT) e Índice de Manejo de Carbono (IMC)

Área	COT	NT	C/N	Est. C	Est. N	C-Lab	C-Rec	C-Lab	C-Rec	INDICE			
	----- g kg ⁻¹ -----			-- Kg/ha/HzAp --		----- g kg ⁻¹ -----		----- % COT ----		ICC	L	IL	IMC
1 Exc	15,10	1,22	12,38	8,08	0,65	7,50	7,60	49,72	50,28	0,54	0,99	1,11	59,86
1 Sp	14,48	1,20	12,07	6,91	0,57	6,70	7,78	49,27	53,73	0,52	0,86	0,97	50,00
p-value	0,2838	0,2990	0,5387	<,0001	<,0001	<,0001	0,7499	0,0945	0,0945	0,3783	0,0553	0,0727	0,0008
2 Exc	18,09	1,43	12,65	6,65	0,52	8,50	9,59	47,00	53,00	0,64	0,89	1,00	64,32
2 Sp	11,34	1,04	10,90	3,52	0,32	5,50	5,84	48,52	51,48	0,40	0,95	1,07	43,09
p-value	<,0001	<,0001	0,0021	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001	0,4516	0,4516	<,0001	0,3487	0,3799	<,0001
3 Exc	18,78	1,52	12,36	7,89	0,64	9,20	9,58	49,03	50,97	0,67	0,96	1,08	72,39
3 Sp	14,87	1,17	12,71	4,49	0,35	6,00	8,87	40,37	59,63	0,53	0,68	0,76	40,35
p-value	<,0001	<,0001	0,4327	<,0001	<,0001	<,0001	0,2325	0,0002	0,0002	<,0001	0,0001	0,0004	<,0001
4 Exc	17,01	1,35	12,60	10,41	0,83	7,80	9,21	45,86	54,14	0,73	0,85	0,94	68,21
4 Sp	11,77	0,95	12,39	6,42	0,52	5,20	6,57	44,44	55,56	0,50	0,81	0,89	44,54
p-value	<,0001	<,0001	0,6753	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001	0,4828	0,4828	<,0001	0,5399	0,5717	<,0001
5 Exc	16,85	1,36	12,39	6,67	0,54	7,80	9,05	46,37	53,63	0,60	0,87	0,98	58,54
5 Sp	13,86	1,01	13,72	4,38	0,32	4,80	9,06	34,66	65,34	0,49	0,53	0,60	29,46
p-value	<,0001	<,0001	0,0114	<,0001	<,0001	<,0001	0,9916	<,0001	<,0001	0,0002	<,0001	<,0001	<,0001
6 Exc	13,51	0,99	13,65	5,71	0,42	5,70	7,81	42,65	57,35	0,58	0,75	0,83	47,30
6 Sp	12,6	0,84	15,00	4,01	0,27	4,50	8,10	35,77	64,23	0,54	0,56	0,62	33,18
p-value	0,1179	<,0001	0,0126	<,0001	<,0001	<,0001	0,6155	0,0018	0,0018	0,1251	0,0053	0,0101	<,0001
3 Mata	28,06	1,99	14,10	10,86	0,77	13,20	14,86	47,05	52,95	-	0,89	-	-
6 Mata	23,39	1,64	14,26	10,32	0,72	11,10	12,29	47,45	52,55	-	0,90	-	-

Teste de significância de duas médias ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t (p -value < 0,05)

ICC: Índice de compartimento de carbono; L: Labilidade; IL: Índice de Labilidade

Exc: Exclusão; Sp: Sobrepastejo

Os estoques de COT do solo nos tratamentos com exclusão aumentaram em média 14% a 47% no horizonte Ap em relação aos tratamentos com sobrepastejo, sendo maior ($p < 0,05$) em todas as exclusões. Os estoques de NT, de forma similar aos estoques de COT, aumentaram em média 12% a 45% no horizonte Ap nas exclusões em relação ao sobrepastejo. A área 6 apresentou os menores valores nos estoques de COT e NT. Isso talvez, pelo seu alto grau de degradação que se encontrava antes da adoção da exclusão.

Há relatos conflitantes sobre o efeito de pastejo em níveis de C orgânico e N do solo. Os menores valores de COT e NT, encontrados nos tratamentos com sobrepastejo, deveram-se, provavelmente, aos baixos aportes de resíduos orgânicos, utilizados como alimentação pelos animais, deixando o solo desprotegido e aumentando a taxa de mineralização da matéria orgânica (Galvão et al., 2005).

Os valores mais elevados dos estoques de COT e NT nas exclusões estão diretamente atribuídos a cobertura vegetal do solo, pois proporciona aumento na taxa de infiltração da água, reduz o carreamento da camada superficial do solo e diminui a densidade do solo (Silva & Mendonça, 2008), além de manter o horizonte superficial mais espesso nos tratamentos com exclusão (Fig 2). Outros estudos em regiões semi-áridas, também comprovam o efeito semelhante da cobertura vegetal sobre os teores de COT e NT em áreas com atividades agropastoris (Solomon et al. 2000; Reeder & Schuman, 2002; Yong-Zhong et al., 2005; Descheemaeker et al., 2006; Mekuria et al., 2007; Pei et al., 2007).

Descheemaeker et al., 2006, comparando área de pastejo com áreas com diferentes tempos de exclusão, encontraram valores menores de produção de biomassa, potássio, fósforo, CO e NT na área de pastejo. Em relação às áreas de exclusão, os teores aumentaram de acordo o tempo de exclusão. Shrestha e Stahl (2008) estudando o efeito de pastejo e exclusão em quatro locais diferentes, não encontraram diferença significativa para teores e estoques de C orgânico do solo e para relação C/N. As diferenças do C orgânico do solo em resposta ao pastejo podem ser reflexos de condições climáticas, propriedades inerentes ao solo, posição da paisagem, composição da comunidade vegetal e práticas de manejo da pastagem (Reeder & Schuman, 2002).

A redução do aporte de C e N no solo não se deve unicamente à redução da quantidade de resíduos vegetais. Mas, também, ao aumento da atividade microbiana, causada por melhor aeração, altas temperaturas e alternância mais frequente de

umedecimento e secagem do solo (Marchiori Júnior & Melo, 2000), e, ainda, pelo pisoteio excessivo dos animais e pelas perdas causadas pela própria erosão.

Apesar de não ter sido feito estudos sobre a erosão do solo e nem análise estatística da espessura do horizonte Ap, a Figura 2 mostra o impacto causado pela erosão nas áreas de sobrepastejo onde a cobertura vegetal é reduzida ou ausente. A espessura do horizonte Ap nas áreas de sobrepastejo está em média 0,5 cm (áreas 1 e 2) a 1 cm (áreas 3, 4, 5 e 6) menor em relação às áreas com exclusão. Isso significa dizer que no período de 2000 a 2007, os solos nas áreas de sobrepastejo perderam em média de 75 a 160 ton ha⁻¹ de solo da camada superficial quando comparadas com as exclusões. Valores estes que variam entre áreas, pois estão diretamente relacionados com o tipo de solo, topografia e grau de degradação. Sampaio & Salcedo (1997) concluíram que nas regiões semi-áridas brasileiras a perda anual de solo por erosão ultrapassa 100 ton ha⁻¹.

O impacto do sobrepastejo e do pastejo contínuo de animais nessas áreas começa, pela degradação da cobertura vegetal como forma de pastagem e depois, pelo pisoteio excessivo do solo em condições de umidades adversas, provocando a compactação do solo. Com a retirada da vegetação, os solos ficam expostos aos processos erosivos pela ação do vento e das chuvas torrenciais típicas da região, onde a taxa de infiltração é baixa e a camada superficial do solo é carregada, intensificando assim, a degradação do solo, e conseqüentemente, levando-os à desertificação (Li et al., 2006; Sivakumar, 2007).

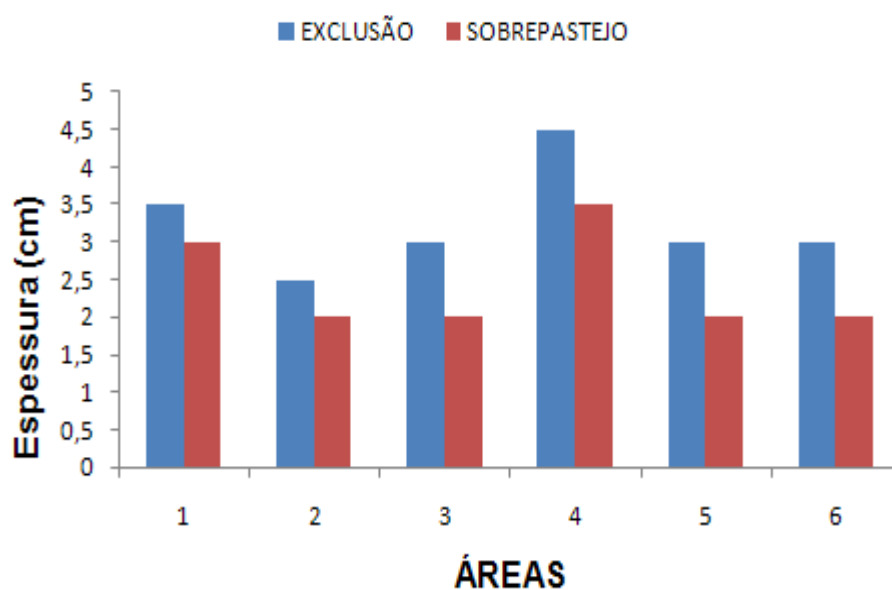


Figura 2. Espessura média (cm) do Horizonte Ap nas áreas de Exclusão e de Sobrepastejo

Esses processos no semi-árido brasileiro começaram a ser fortemente identificados nos anos de 1970 e como resultado do avanço da desertificação, estima-se que nos solos rasos do semi-árido nordestino, a erosão causa a redução na sua profundidade. No entanto, causa uma redução no volume de solo para o crescimento das raízes e para o armazenamento de água e nutrientes, e estão presente na maioria dos trabalhos que apontam os indicadores deste processo (Accioly & Oliveira, 2004).

Neste estudo, as exclusões mostraram melhoria no que diz respeito à conservação da camada superficial do solo (Figura 2), ou seja, uma redução no carreamento superficial do solo que é protegido pela vegetação que se regenerou, refletindo diretamente na espessura do horizonte Ap de cada área.

Os teores de C lábil (C-Lab) foram maiores ($p < 0,05$) em todas as exclusões. O maior valor de C-Lab foi encontrado na exclusão 3 ($9,20 \text{ g kg}^{-1}$) e o menor na área de sobrepastejo 6 ($4,5 \text{ g kg}^{-1}$) (Tabela 2). A manutenção dos estoques de C do solo, especialmente nas frações lábeis, é essencial à melhoria da qualidade do solo e sustentabilidade dos sistemas de produção (Blair, 2000). Esse aumento significativo do C-Lab nas áreas protegidas, que possuem maior aporte de matéria orgânica comparada às áreas de sobrepastejo, comprova que o C-Lab é um indicador sensível da dinâmica do C no sistema, conforme descrito por Leite et al., 2003b e Wendling et al., 2008. Wendling et al. (2008) estudando regiões de savana no Brasil com sistemas agrosilvipastoris, comprovaram o impacto desses sistemas sobre a fração lábil na camada superficial do solo, onde a área de savana nativa apresentou valores significativamente maiores.

O compartimento lábil representa, em média, cerca de um terço a um quarto da MOS em solos de regiões temperadas, mas é provavelmente menor em solos tropicais (Zech et al., 1997). Neste trabalho em região de clima semi-árido, essa proporção representou aproximadamente 45% do COT, o que pode ser atribuído às condições de altas temperaturas, pouca pluviosidade da região e tipo de vegetação, fazendo com que a fração lábil tenha um tempo de resistência maior (Silva & Mendonça, 2008). Já Wendling et al. (2008) em regiões de savana encontraram valores inferiores aos mencionados por Zech et al. (1997). Isso comprova a variabilidade em termos de região, clima e tipo de vegetação. Os constituintes lábeis decompõem dentro de algumas semanas ou meses e são representados pela serapilheira de plantas, matéria macrorrgânica ou fração leve, substâncias não-húmicas não vinculadas com constituintes

minerais, formas solúveis em água, macrorganismos (fauna), e da biomassa microbiana (Zech et al., 1997).

Os teores de C recalcitrante (C-Rec) apresentaram comportamento similares quanto ao tipo de uso do solo, diferindo ($p < 0,05$) apenas nas áreas 2 e 4 onde os valores foram maiores nas exclusões (9,59 e 9,21 g kg^{-1} respectivamente).

Quanto aos percentuais de C-Lab e C-Rec em relação ao COT, houve diferença ($p < 0,05$) nas áreas 3, 5 e 6, onde estas frações se comportaram de maneira oposta. O C-Lab foi maior nas exclusões e o C-Rec maior no sobrepastejo das três áreas. De forma geral, o C-Rec representa mais de 50% do COT dos solos estudados, sendo em maiores proporções nas áreas de sobrepastejo. Essa fração pode persistir no solo durante centenas de milhares de anos e é amplamente representada pelas substâncias húmicas e outras macromoléculas biológicas que são intrinsecamente resistentes aos ataques microbianos ou fisicamente protegidos por associação com minerais de argila ou proteção física interagregados (Zech et al., 1997). Nas exclusões, o ciclo de entrada e saída de C é mais acelerado devido a decomposição da matéria orgânica, atividade microbiana e exudatos liberados pelas raízes das plantas, portanto, a tendência da proporção de C-Rec é ser menor nas exclusões.

A intensificação da frequência do sobrepastejo reduziu ($p < 0,05$) o IMC em relação às exclusões (Tabela 2). Assim, considerando o sobrepastejo e as exclusões de animais, percebe-se que práticas que promovem maior aporte de resíduos ao solo têm potenciais e efetivamente melhoram a qualidade do solo. Valores de IMC inferior a 100 são indicativos de impacto negativo das práticas de manejo sobre os teores da matéria orgânica e qualidade do sistema (Blair et al., 1995).

Neste estudo, os valores do IMC variaram de 29,46 no tratamento com sobrepastejo da área 5 a 72,39 na exclusão da área 3. Esses resultados mostram o grau de degradação dos solos da região mesmo após sete anos de exclusão, o que caracteriza que as áreas já apresentavam elevado grau de degradação, tendendo à desertificação, quando foram cercadas. Maia et al. (2007), em estudos no semi-árido cearense, encontraram valores semelhantes a estes na profundidade de 0 - 6 cm em áreas com sistema agrosilvipastoril, agropastoril tradicional e com cultivo intensivo, porém, encontraram valores acima de 100 em área com sistema silvipastoril. Mesmo assim, as exclusões têm-se mostrado como uma alternativa promissora na melhoria da qualidade do solo.

4.3.2. Fracionamento das Substâncias Húmicas e proporção de C em relação ao carbono orgânico total

Os resultados apresentados na Tabela 3 mostram que as exclusões, de forma geral, apresentaram maiores valores ($p < 0,05$) de C orgânico e N nas frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina em relação às áreas de sobrepastejo. Com exceção da área 3, todas as outras áreas apresentaram valores maiores de N-FAH do que o N-FH nos tratamentos com sobrepastejo. Comportamento este, diferente dos apresentados nos tratamentos com exclusão, onde os teores de N nas frações húmicas da MO aumentaram de acordo à sua labilidade, sendo menores nas frações mais lábeis (N-FAF, N-FAH e N-FH respectivamente). Menores teores de N nas frações mais lábeis da MOS no sistema favorece a rota de humificação, ou seja, indica que a rota de degradação está prevalecendo (Silva & Mendonça, 2008).

Na fração humina, os teores de C orgânico (C-FH) e N (N-FH) se comportaram de forma semelhante, sendo maiores ($p < 0,05$) em todas as exclusões, diferindo apenas no C-FH da área 1 e 6, onde não foram diferentes. Os teores de C orgânico e N nas frações húmicas e os valores do percentual de C das mesmas em relação ao COT, indicam que houve variações entre os ambientes, com a mudança da cobertura. O solo apresentou em todos os tratamentos, menores porcentagens de C orgânico na forma de ácidos fúlvicos do que na forma de ácido húmico; isto é um dos fatores que podem colaborar para uma menor lixiviação ou translocação de elementos no perfil do solo (Marchiori Júnior & Melo, 2000). Pela distribuição das frações do C no solo, predominou o C orgânico na forma de húmus residual (humina). A relação percentual de C-FH contido no COT mostrou-se superior em todas as exclusões, variando de 27,93 a 48,54% com diferença ($P < 0,05$) apenas nas áreas 4 e 5, e de 23,6 a 42,64% nas áreas de sobrepastejo.

De acordo com os critérios de interpretação do fracionamento da MOS, valores menores que 45% de C-FH representam estágio fraco de humificação da MOS (Canelas et al., 2003). Assim, apesar do C-FH ter constituído a maior parte do C orgânico humificado (42% a 55%) sua percentagem foi baixa em relação ao COT, refletindo características de húmus pouco evoluído, típico de ambiente com fortes restrições à atividade microbiana. Essas proporções em percentuais estão abaixo dos geralmente encontrados em outros trabalhos (Marchiori Júnior & Melo, 2000; Leite et al., 2003a, Fontana et al., 2005), porém, em condições de uso do solo e clima diferentes da região de realização desse estudo.

Tabela 3. Teores de carbono e nitrogênio nas frações ácidos fúlvicos (FAF), ácidos húmicos (FAH) e humina (FH), e percentual de C das frações em relação ao carbono orgânico total nas áreas de exclusão e de sobrepastejo

Áreas	(g kg ⁻¹)						(% COT)					
	C-FAF	C-FAH	C-FH	N-FAF	N-FAH	N-FH	C-FAH C-FAF	C-FAF+C-FAH C-FH	C-FAF	C-FAH	C-FH	COH
1 Exc	1,80	4,00	7,15	0,19	0,49	0,55	2,22	0,82	11,91	26,47	47,24	85,62
1 Sp	1,72	4,04	5,58	0,21	0,51	0,44	2,35	1,07	11,90	27,91	38,55	78,36
p-value	0,7588	0,5632	0,1010	0,0499	<,0001	<,0001	0,7665	0,5575	0,9947	0,0601	0,1475	0,2561
2 Exc	2,22	3,97	7,89	0,23	0,51	0,62	1,79	0,80	12,29	21,92	43,65	77,86
2 Sp	1,44	2,80	4,84	0,18	0,40	0,33	1,97	0,88	12,67	24,69	42,64	80,00
p-value	0,0032	<,0001	0,0026	<,0001	<,0001	<,0001	0,6698	0,8443	0,8375	0,0008	0,8636	0,7364
3 Exc	1,99	4,66	8,49	0,21	0,54	0,67	2,34	0,79	10,64	24,84	45,25	80,73
3 Sp	1,42	2,97	5,66	0,19	0,42	0,49	2,10	0,80	9,56	19,96	38,1	67,62
p-value	0,0257	<,0001	0,0047	0,0108	<,0001	<,0001	0,5680	0,9794	0,5656	<,0001	0,2307	0,0457
4 Exc	2,19	4,72	7,96	0,23	0,53	0,51	2,16	0,88	12,89	27,76	46,82	87,47
4 Sp	1,24	2,71	2,98	0,19	0,35	0,34	2,19	2,16	10,57	23,11	24,49	58,17
p-value	0,0005	<,0001	<,0001	0,0003	<,0001	<,0001	0,9371	0,0055	0,2212	<,0001	0,0007	<,0001
5 Exc	1,18	2,97	8,19	0,19	0,46	0,67	2,52	0,51	6,99	17,62	48,54	73,15
5 Sp	0,57	1,97	4,91	0,14	0,39	0,36	3,51	0,53	4,15	14,21	35,41	53,77
p-value	0,0195	<,0001	0,0014	<,0001	<,0001	<,0001	0,0243	0,9783	0,1361	<,0001	0,0326	0,0045
6 Exc	0,79	1,80	3,72	0,19	0,33	0,40	2,31	0,71	5,85	13,45	27,93	47,23
6 Sp	1,46	1,70	2,98	0,18	0,30	0,30	1,91	1,04	11,35	13,55	23,6	48,50
p-value	0,0107	0,2372	0,4262	0,0499	<,0001	<,0001	0,3419	0,4402	0,0006	0,8959	0,4637	0,8418
3 Mata	1,86	6,72	19,26	0,23	0,71	0,95	3,61	0,45	6,63	23,94	68,66	99,22
6 Mata	1,35	4,20	14,74	0,24	0,49	0,70	3,12	0,38	5,76	17,96	63,03	86,75

Teste de significância de duas médias ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t (p -value < 0,05)

Exc: Exclusão; Sp: Sobrepastejo

Os resultados desse estudo corroboram com os encontrados por Maia et al. (2007) em solos da mesma região, porém, em condições de uso diferente, onde foram encontrados maiores valores percentuais de C-FH em relação ao COT. Os valores apresentados por estes autores variaram de 60% em floresta nativa a 76% em áreas com cultivo intensivo na camada superficial. Entretanto, diferem dos apresentados por Maia et al. (2004) e Morais (2007) em sistemas agroflorestais no semi-árido cearense, onde as FAF e FAH apresentaram maiores quantidades em relação a fração humina.

A predominância da FH, independente do tipo de solo, deve-se à forte interação com a fração mineral do solo, o que lhe atribui longo tempo de resistência no solo (Silva & Mendonça, 2008). Por outro lado, as FAF e FAH, por apresentarem menor estabilidade, sofrem processos de movimentação no perfil, polimerização, ou mineralização, diminuindo sua composição percentual no solo (Leite et al., 2003a).

O C-FAF foi o que apresentou menor percentual em relação ao COT, o que é reflexo das características de elevada solubilidade e alta mobilidade dessa fração no perfil do solo. As frações humificadas mais solúveis, como a FAF e FAH, apresentam, em razão do seu elevado conteúdo de grupos funcionais polares, alta capacidade de solubilização, sendo arrastados pela água de percolação do solo. Bayer et al. (2003) afirmaram que é importante ter uma matéria orgânica menos resistente no solo, pois isto favorece os fluxos de energia e matéria no solo, levando a auto organização do sistema.

Neste trabalho, o percentual de C-FAF em relação ao COT não apresentou diferenças significativas no que diz respeito ao tipo de uso do solo. Já para o percentual de C-FAH em relação ao COT, houve diferença ($p < 0,05$) nas áreas 2, 3, 4 e 5, porém, o comportamento da área 2 foi oposto aos demais, onde tiveram seus percentuais maiores nas exclusões. Esse comportamento pode ser atribuído à quantidade e à qualidade da matéria orgânica de cada área, tendo em vista a alta variabilidade espacial dos solos nessas regiões semi-áridas (Brasil, 1973; Oliveira et al. 2003).

O maior acúmulo de matéria orgânica do solo, pode contribuir para o aumento dos estoques de AH, por meio do processo de herança de compostos da matéria orgânica fresca, de modo semelhante ao que ocorreria com a humina herdada, particularmente, da lignina (Leite et al., 2003a). Embora as exclusões analisadas neste estudo apresentem bastante material vegetal em relação às áreas de sobrepastejo, a qualidade do material e o tempo de exclusão ainda não estão apresentando resultados significativos quanto ao percentual de C nas frações da matéria orgânica, principalmente, nas frações mais solúveis.

O índice utilizado para avaliação do grau de humificação da matéria orgânica, a relação C-FAF/C-FAH, variou de 1,79 a 3,51 (Tabela 3), com predominância ($p < 0,05$) apenas no tratamento com sobrepastejo da área 5. Esses valores não apresentaram comportamento que pudesse ser atribuído à prática de uso do solo e são geralmente maiores que os encontrados em horizonte A em outros trabalhos (Canellas et al. 2000; Fontana et al., 2005), porém, em tipo de solo e clima diferente da região de realização deste estudo. Os valores maiores que 1,0, mostram um predomínio do C-FAH e são explicados por condições de solo e clima onde os processos de polimerização e condensação são favoráveis (Fontana et al., 2005). Esses valores em solos rasos e pouco desenvolvidos em regiões semi-áridas como a de realização deste estudo, mostram diferenças na dinâmica das transformações da matéria orgânica entre os tipos de solos.

A relação C-FAF+C-FAH/C-FH variou de 0,51 a 0,88 nas exclusões e de 0,53 a 2,16 nas áreas de sobrepastejo, indicando o predomínio da fração humina no horizonte Ap. De forma geral, todos os tratamentos com sobrepastejo apresentaram valores maiores de C-FAF+C-FAH/C-FH em relação às exclusões, porém, só diferiu significativamente ($p < 0,05$) na exclusão 4.

A relação C/N das frações ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, utilizados para verificar a rota de humificação, apresentaram valores médios de 7,6, 7,1 e 12,2 respectivamente, mostrando um maior grau de degradação da FAF e FAH e maior resistência da FH aos ataques microbianos. Para as FAF os teores de N foram menores, refletindo na maior relação C/N quando comparadas com as FAH. Esses comportamentos estão condizentes com os encontrados por Morais (2007) em solos semelhantes aos do local desse estudo na região semi-árida do Estado do Ceará.

Quanto ao C orgânico humificado (COH), seus percentuais em relação ao COT variaram de 47,23 a 87,47% e com comportamento diferente entre áreas. Embora as exclusões das áreas 3, 4 e 5 apresentassem valores maiores ($p < 0,05$) (73% a 87,47%), não se pode generalizar sobre o percentual de COH, pois outras áreas como a 2 (80%) e 6 (48%) apresentaram valores opostos às demais áreas e estatisticamente igual entre tratamentos. Essas variações caracterizam-se pelo tipo de solo, topografia da área, quantidade e qualidade do material vegetal, onde comprova a variabilidade dessa fração de carbono em áreas próximas sob o mesmo clima.

4.3.3. Fração Leve e Oclusa da matéria orgânica

A matéria orgânica leve (MOL) apresentou valores (Tabela 4) maiores ($p < 0,05$) nas áreas de exclusão (26% a 52%), exceto na área 6, onde esse aumento foi de apenas 11%, não diferindo estatisticamente ($p < 0,05$) entre os tratamentos. Em média esse aumento foi de 38 % nas exclusões em relação ao sobrepastejo.

Tabela 4. Matéria orgânica leve (MOL) e teores de carbono e nitrogênio nas frações leves e oclusas

Área	MOL	C-MOL	C-MOO	N-MOL	N-MOO
	g kg^{-1}	$\text{g kg}^{-1} \text{ Solo}^{-1}$			
1 Exc	36,00	5,98	1,53	0,37	0,16
1 Sp	22,67	3,92	0,70	0,21	0,12
<i>p</i> -value	0,0019	0,0005	<,0001	0,0025	<,0001
2 Exc	27,33	4,64	0,67	0,31	0,13
2 Sp	18,67	3,38	0,94	0,27	0,15
<i>p</i> -value	0,0343	0,0217	0,0357	0,3998	0,0001
3 Exc	42,00	7,43	1,10	0,57	0,17
3 Sp	30,67	3,67	1,18	0,27	0,13
<i>p</i> -value	0,0070	<,0001	0,5341	<,0001	<,0001
4 Exc	33,33	5,08	0,24	0,37	0,09
4 Sp	18,00	2,45	0,24	0,19	0,16
<i>p</i> -value	0,0005	<,0001	0,9857	0,0013	<,0001
5 Exc	50,00	8,32	1,73	0,56	0,21
5 Sp	24,00	3,77	0,76	0,27	0,13
<i>p</i> -value	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001
6 Exc	22,67	3,58	1,05	0,25	0,15
6 Sp	20,00	3,14	0,49	0,23	0,10
<i>p</i> -value	0,4993	0,4074	<,0001	0,6899	<,0001
3 Mata	50,67	10,83	3,28	0,70	0,28
6 Mata	22,67	5,32	0,81	0,36	0,12

Teste de significância de duas médias ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t (p -value < 0,05)
 C-MOL: carbono da fração leve; C-MOO: carbono da fração oclusa; N-MOL: nitrogênio da fração leve; N-MOO: nitrogênio da fração oclusa

O comportamento da MOL refletiu nos teores de C-MOL quanto ao nível de significância em todas as áreas. Esses resultados indicam maior sensibilidade dos níveis de C-MOL aos efeitos do sobrepastejo de animais do que o COT e ressalta a sua importância na avaliação da degradação da matéria orgânica do solo.

A rápida mineralização do C-MOL é provavelmente devida à natureza lábil dos seus constituintes e à falta de proteção física por meio dos agregados (Leite et al., 2003b). Os maiores valores de C-MOL verificados nas exclusões estão relacionados com os maiores aportes de resíduos vegetais que se regeneraram. Segundo Six et al.

(1998) o C-MOL sofre influência da quantidade de resíduo, da qualidade destes resíduos e da maior reciclagem do sistema radicular, especialmente das raízes finas.

O C da matéria orgânica oclusa (C-MOO) apresentou valores maiores ($p < 0,05$) nas exclusões das áreas 1, 5 e 6. Já a área 2 teve o comportamento inverso às demais, diferindo estatisticamente, mas com o maior valor observado no sobrepastejo. Acredita-se que esse comportamento da área 2, talvez, seja por conta que o tratamento com sobrepastejo, embora venha sendo utilizado nessas condições há vários anos, foi desmatado somente no ano de 2005, o que pode estar contribuindo de alguma forma com C mais protegido fisicamente pelos agregados. Nas outras áreas, os valores de C-MOO foram iguais estatisticamente ao nível de 5% de probabilidade.

O N da fração leve (N-MOL) apresentou valores maiores em todos os tratamentos com exclusão (Tabela 4). Embora tenha ocorrido esse aumento, só houve diferença ($p < 0,05$) nas áreas 1, 3, 4 e 5, onde os teores de N-MOL foram em média 49% maiores nas exclusões quando comparadas com os sobrepastejos. Para o N-MOO, houve diferença entre os tratamentos (exclusão e sobrepastejo) em todas as áreas, porém, os valores apresentaram comportamentos adversos quanto ao tipo de uso do solo.

O comportamento do C-MOL e do N-MOL nas exclusões mostra que estes estão sendo beneficiado pela regeneração da cobertura vegetal, o que causa aumento no retorno desses elementos para o solo por meio de substratos orgânicos, parte aérea das plantas, raízes e exsudados, quando comparados com os tratamentos de sobrepastejo.

Para o C-MOO e o N-MOO, acredita-se que o comportamento apresentados por eles entre áreas e entre tratamentos, estejam diretamente relacionados com a mineralogia e com os fatores de formação do solo, principalmente o material de origem, em decorrência da heterogeneidade litológica nesses núcleos. Brasil (1973) ressalta a importância de considerar que, em zona de clima semi-árido como o nosso, são consideráveis a heterogeneidade e a complexibilidade no arranjo e variações dos solos dentro de uma pequena área. Acredita-se, que o C e o N dessa fração formam complexos com minerais de argila e apresentam proteção física por meio dos agregados tornando-os mais recalcitrantes.

As variáveis C-FH, COH, C-MOL e C-MOO correlacionaram-se significativamente com o COT, com o C-LAB e com o C-REC (Tabela 5). A maior correlação foi obtida entre COT e C-FH. Já a correlação significativa entre C-MOL e

COT, estar associada aos maiores teores de matéria orgânica na camada superficial nos tratamentos com exclusão.

Tabela 5. Coeficientes de correlações de Pearson entre carbono orgânico total e carbono das frações da matéria orgânica estudada (todas as áreas e todos os tratamentos) (N = 42)

Variáveis	COT	C-Lab	C-Rec	C-FAF	C-FAH	C-FH	COH	C-MOL
COT	1							
C-Lab	0,299 ^{ns}	1						
C-Rec	-0,299 ^{ns}	-1,000*	1					
C-FAF	-0,285 ^{ns}	0,275 ^{ns}	-0,275 ^{ns}	1				
C-FAH	0,133 ^{ns}	0,692*	-0,692*	0,552*	1			
C-FH	0,797*	0,455*	-0,455*	-0,151 ^{ns}	0,313*	1		
COH	0,643*	0,645*	-0,645*	0,249 ^{ns}	0,678*	0,894*	1	
C-MOL	0,780*	0,427*	-0,427*	-0,242 ^{ns}	0,219 ^{ns}	0,702*	0,599*	1
C-MOO	0,646*	0,253 ^{ns}	-0,253 ^{ns}	-0,306*	0,069 ^{ns}	0,585*	0,443*	0,801*

COT: carbono orgânico total; C-Lab: carbono lábil; C-Rec: carbono recalcitrante; C-FAF: carbono fração ácido fúlvico; C-FAH: carbono fração ácido húmico; C-FH: carbono fração humina; COH: carbono orgânico humificado; C-MOL: carbono matéria orgânica leve; C-MOO: carbono matéria orgânica oclusa
*Significativo ao nível de 5% de probabilidade; ns= não significativo

O comportamento dos coeficientes de correlações positivos das frações C-Lab e negativos do C-Rec com as frações C-FAH, C-FH, COH e C-MOL, atribui-se o fato de que os percentuais de C-Lab e C-Rec serem próximos (45% e 55% respectivamente). Estes resultados, associados ao ambiente semi-árido, tipicamente de altas temperaturas e baixas precipitações, que favorece uma ciclagem de nutrientes mais lentas, podem estar condicionando uma maior resistência do C-Lab, o que pode acarretar na redução do processo de humificação da matéria orgânica.

O C-FH apresentou altas correlações ($p < 0,05$) com as frações COH, C-MOL e C-MOO. Em relação ao COH, justifica-se pelos valores de C-FH corresponderem em aproximadamente 50% do C orgânico humificado. Já o C-MOL, a correlação significativa com o C-FH pode estar atribuída aos seus comportamentos semelhantes em todas as áreas, onde essas duas frações foram maiores ($p < 0,05$) em todas as exclusões, com exceção da área 6. Esse fator pode estar relacionado aos maiores teores de matéria orgânica encontrado nas exclusões. Quanto ao C-MOO, comprova a alta resistência aos ataques microbianos dessas duas frações, tornando-os mais recalcitrante.

A alta correlação entre C-MOL e C-MOO mostra que, a maior quantidade de carbono no solo encontra-se na C-MOL, sendo em média 80% superior ao C-MOO em nossos estudos.

4.4. CONCLUSÕES

Os resultados demonstram que o sobrepastejo em longo prazo pode provocar mudanças profundas na qualidade do solo, como indicado pelos conteúdos de COT e NT. Os tratamentos com exclusão de pastejo apresentaram os maiores conteúdos de carbono orgânico na fração leve, fração lábil e nas frações das substâncias húmicas, identificando as sensíveis mudanças no comportamento da matéria orgânica do solo.

Os tipos de usos dos solos exerceram influência tanto sobre os teores de carbono orgânico como sobre a composição da matéria orgânica do solo. Os solos estudados apresentam de 27 a 48% do carbono orgânico total em forma de humina refletindo características de húmus pouco evoluídos, no entanto, foi a que mais contribuiu no total de carbono orgânico humificado. As frações lábeis e recalcitrantes apresentaram pouca diferenças quanto ao tipo de uso do solo, porém, em relação ao COT, o C-Lab representou aproximadamente 45% e o C-Rec 55%.

Apesar dos valores do Índice de Manejo do Carbono se apresentarem baixos, indicando que os solos estão bastante degradados, os tratamentos com exclusão de pastejo apresentaram valores maiores. Embora esse período, de sete anos, aparente ser insuficiente para um maior acúmulo de carbono orgânico e nitrogênio do solo, as exclusões apresentam como um opção promissora na recuperação de solos degradados de regiões semi-áridas ao longo do tempo.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Quanto às propriedades físicas e químicas avaliadas por profundidade neste estudo, o comportamento apresentado por elas nas três profundidades (0-5, 5-10 e 10-20), não apresentou resultados que pudessem ser atribuídas as práticas de uso do solo, com poucas diferenças estatísticas entre os tratamentos.

Quanto ao tempo de exclusão, o período de sete anos pode ter sido insuficiente para um maior acúmulo de MO e melhoria nas propriedades dos solos, tendo em vista que, parte do horizonte A foi carregado pela erosão.

O efeito do sobrepastejo no solo parece ter estabilizado a acumulação e armazenamento de COT do solo e dos outros elementos analisados por profundidade, refletindo na pouca variação em relação às exclusões.

Quando comparados os efeitos do sobrepastejo com as exclusões por horizonte, esse comportamento é mais distinto. Os tratamentos com exclusão de animais apresentaram maiores conteúdos de C orgânico e N no solo e nas frações estudadas, exceto para as frações recalcitrantes (C-Rec) e oclusas (C-MOO), onde estes não sofreram influência pela cobertura vegetal que se regenerou ao longo de sete anos. Outra variável com destaque quanto às práticas de uso do solo é o IMC, que foi maior em todos os tratamentos com exclusão.

Numa perspectiva ecológica de restauração e/ou recuperação e uso dos solos com pastagens degradadas, assim como, a cobertura vegetal, a reciclagem de nutrientes e as atividades biológicas, a prática de exclusão de animais surge como uma estratégia

de manejo importante nessas áreas degradadas no semi-árido nordestino. O tempo de resposta desses solos à prática requer longos prazos, tendo em vista, as condições dos solos e climáticas da região.

Uma maneira de mudar este quadro, seria a introdução de políticas agrícolas e ambientais que, teria como prioridade a criação de exclusão de pastejo ou zona verde dentro de propriedades agrícolas, a que elevaria o número de matas protegidas e recuperadas, associada às condições de produção das propriedades. O atual sucesso existente nas exclusões quanto à regeneração da vegetação, provavelmente, poderá ser utilizado para se obter o apoio da população local quanto ao uso racional dos recursos naturais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCIOLY, L. J. O. & OLIVEIRA, M. A. J. Indicadores de processos de desertificação. In: ROMEIRO, A. R. (Ed.). Avaliação e contabilização de impactos ambientais. Campinas: Editora Unicamp, 2004. p.123-141.
- AERTS, R.; WAGENDORP, T.; NOVEMBER, E.; MINTESINOT, B., DECKERS, J. & MUYS, B. Ecosystem thermal buffer capacity as na indicator of the restoration status of protected áreas in the Northern Ethiopian Highlands. *Restoration Ecology*, 12:586-596. 2004.
- ALHO, D. R.; JÚNIOR, J.M. & CAMPOS, M. C. C. Caracterização física, química e mineralógica de Neossolos Litólicos de diferentes materiais de origem. *R. Bras. Ci. Agrárias*, 2(2):117-122. 2007.
- AL-KAISI, M. M.; YIN, X. & LICHT, M. A. Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105:635-647. 2005.
- ANDRADE, L. N. V. & CRUCIANI, D. E. Condutividade hidráulica no processo de eluição em um solo Bruno-Não-Cálcico. *Scientia Agrícola*, 53:43-50, 1996.
- BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soil of the world. *Eur. J. Soil Sci.*, 47:151-163. 1996.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L. & FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, 54:101-109. 2000.

- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L. & SAAB, S. C. Diminuição da humificação da material orgânica de um Cambissolo Húmico em plantio direto. *Rev. Bras. Ci. Solo*, 27:537-544. 2003.
- BESTELMEYER, B. T.; TRUJILLO, D. A.; TUGEL, A. J. & HAVSTAD, K. M. A multi-scale classification of vegetation dynamics in arid lands: What is the right scale for models, monitoring, and restoration. *Journal of Arid Environments*, 65:296-318. 2006.
- BIRD, S. B.; HERRICK, J. E.; WANDER, M. M & MARRAY, L. Multi-scale variability in soil aggregate stability: Implications for understanding and predicting semi-arid grassland degradation. *Geoderma*, 140:106-118. 2007.
- BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B. & LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46:1459-1466. 1995.
- BLAIR, N. Impacto f cultivation and sugar-cane Green trash management on carbon fractions and aggregate stability for a Chromic Luvisol in Queensland, Australia. *Soil Till. Res.*, 55:183-191. 2000.
- BOHNEN, H.; MEURER, E. J. & BISSAI, C. Solos ácidos e solos afetados por sais. In: MEURER, E. J. (Ed.). *Fundamentos de Química do Solo*. 3ª. Ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. 163-183.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão Pedológica. Levantamento Exploratório-Reconhecimento de Solos do Estado do Ceará. Recife, 1973. (DNPA. Boletim Técnico, 28).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. O desafio do desenvolvimento sustentado: Relatório do Brasil para a Conferência das Nações Unidas Sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. Brasília: MMA, p. 101-103, 1991.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão Pedológica. Levantamento Exploratório-Reconhecimento de Solos da margem direita do rio São Francisco – Estado da Bahia. EMBRAPA/SNLCS-SUDENE/DRN. 2v, 1997. (EMBRAPA-SNLCS – Boletim técnico, 52).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA). Diretrizes para a Política Nacional de Controle da Desertificação. Brasília, 1998. 40p
- BREMNER, J. M. Nitrogen total. In: Sparks, D. L. (Eds.). *Methods of soil analysis*. Part 3. Madison, América Society of Agronomy, pp.1085-1121 (SSSA Book Series:5). 1996.
- CANELLAS, L. P.; BERNER, P. G.; SILVA, S. G.; SILVA, M. B. & SANTOS, G. A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma topossequência no Estado do Rio de Janeiro. *Pesq. agropec. bras*, 35(1):133-143. 2000.

- CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V.M.; REZENDE, C.E. & SANTOS, G.A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. *R. bras. Ci. Solo*, 27:935-944, 2003.
- CANELLAS, L. P. & RUMJANEK, V. M. Espectroscopia na região do infravermelho. In: CANELLAS, L. P. & SANTOS, G. A. *Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas*. 2005. p. 143-159.
- CAR. Qualidade ambiental no semi-árido da Bahia. Salvador, 1995. 65p. (Série Cadernos CAR, 17).
- CASTELLANO, M. J. & VALONE, T. J. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. *Journal of Arid Environments*, 71:97-108. 2007.
- CAVALCANTI, E. Para compreender a desertificação: Uma abordagem didática e integrada. Instituto Desert. Julho de 2001.
- CENTORION, J. F.; CARDOSO, J. P. & NATALE, W. Efeito de formas de manejo em algumas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Vermelho em diferentes agroecossistemas. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.*, 5:254-258, 2001.
- CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B. & MORAES, J. L. Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia – A Amazônia e o desenvolvimento sustentado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25, 1995, Viçosa. Anais. Viçosa: SBCS/UFV, 1995. P.34.
- CHAN, K. Y.; BOWMAN, A. & OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in a oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Sci.*, 166:61-67. 2001.
- CHAN, K. Y.; HEENAN, D. P. & OATES, A. Soil fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil & Tillage Research*, 63:133-139. 2002.
- COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO - CODEVASF. Projeto Sertão de Pernambuco: levantamento semidetalhado de solos, classificação de terras para irrigação e aptidão agrícola das terras. Recife, Projetos Técnicos, 1998. 135p.
- CORRÊA, M. M.; KER, J. C.; MENDONÇA, E. S.; RUIZ, H. A. & BASTOS, R. S. Atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos da região das várzeas de Souza (PB). *R. Bras. Ci. Solo*. 27:311-324. 2003.
- DALAL, R. C. & MAYER, R. J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. IV. Loss of organic carbon from different density fractions. *Aust. J. Soil Res*, 24:301-309. 1986.

- DERNER, J. D.; BRISKE, D. D.; BOUTTON, T. W. Does grazing mediate soil carbon e nitrogen accumulation beneath C4 perennial grasses along an environmental gradient? *Plant Soil* 191(2):147-156.
- DESCHEEMAECCKER, K.; MUYS, G.; NYSSSEN, J.; POESEN, J.; RAES, D.; MITIKU HAÍLE & DECKERS, J. Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 233:21-35. 2006.
- DODD, J. L. Desertification and degradation in sub-saharan Africa. The role of livestock. *Bioscience*, 44:28-34. 1994.
- DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: J. W. DORAN; D. C COLEMAN; D. F. BEZDICEK & B. A. STEWART. Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA, Madison, WI, p. 3-21, 1994.
- DREGNE, H. E. Desertification of Arid Lands. Harwood, New York. 1983.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2ª Ed. revista e atualizada. Rio de Janeiro, Embrapa/CNPS, 1997. 212p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ª Ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.
- FAO. Global Forest Resources Assessment 2000 Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 2001.
- FERNANDES, E. C.; MOTAVALLI, P. P.; CASTILLA, C. & MUKURUMBIRA, L. Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems. *Geoderma*, 79:49-67. 1997.
- FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; NASCIMENTO, G. B.; ANJOS, L. H. C. & EBELING, A. G. Matéria orgânica em solos de tabuleiros na Região Norte Fluminense do RJ. *Floresta & Ambiente*, 8(1):114-119. 2001.
- FONTANA, A.; ANJOS, L. H. C.; SALLÉS, J. M.; PEREIRA, M. G. & ROSSIELLO, R. O. P. Carbono orgânico e fracionamento químico da matéria orgânica em solos da Sierra de Ánimas – Uruguai. *Floresta & Ambiente*, 12(1):36-43. 2005.
- FREIRE, N. C. F. & PACHECO, A. P. Aspectos da detecção de áreas de risco à desertificação na região de Xingó. *Anais INPE. XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia, Brasil, 16-21, abril 2005. p. 525.532.
- FUHLENDORF, S. D.; BRISKE, D. D. & SMEINS, F. E. Herbaceous vegetation change in variable rangeland environments: the relative contribution of grazing and climatic variability. *Applied Vegetation Science*, 4:177-188. 2001.

- FULLEN, M. A.; BOOTH, C. A. & BRANDSMA, R. T. Long-term effects of grass ley set-aside on erosion rates and soil organic matter on sandy soils in east Shropshire, UK. *Soil & Tillage Research*, 89:122-128. 2006.
- ESQUEL. Fundação Esquel. FENÔMENO: Desertificação avança 3% ao ano no Nordeste. Brasília/2004. Disponível em: <http://www.esquel.org.br/modules.php?name=News&file=print&sid=33>. Acesso: 28 set. 2007.
- GARCIA-PRECHAC, F.; ERNST, O., SIRI-PRIETO, G. & TERRA, J. A. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil & Tillage Research*, 77:1-13, 2004.
- GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO I. H. & SANTOS, A. C. Frações de carbono e nitrogênio em função da textura, do relevo e do uso do solo na microbacia do agreste em Vaca Brava (PB). *R. Bras. Ci. Solo*, 29:955-962. 2005.
- GOMES, G. B.; OLIVEIRA, R. S.; OLIVEIRA, M. I. & MONTEIRO, L. C. C. Combatendo a desertificação no semi-árido nordestino. Artigo técnico. I Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação e I Conferência sobre Recursos Hídricos do Semi-Árido Brasileiro. 26 a 28 de Setembro, 2007. p. 264-268. Sobral-Ce.
- GONÇALVES, A. N. Fatores limitantes para o crescimento e desenvolvimento de árvores em regiões áridas e semi-áridas do Nordeste brasileiro. *Série Técnica IPEF*. Piracicaba, v.3. 10: 99-105, 1982.
- HE, W. Q.; GAO, W. S.; TUO, D. B. & ZHA, P. Y. Study on some factors influencing soil erosion by wind tunnel experiment in North Ectone between Agriculture and Pasture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 18:1-8, 2004.
- HIERNAUX, P.; BIELDERS, C. L. VALENTIN, C.; BATIONO, A. & FERNÁNDEZ-RIVERA, S. Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soil in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments*, 41:231-245. 1999.
- HUANG, D.; WANG, K. & WU, W. L. Dynamics of soil physical and chemical properties and vegetation succession characteristics during grassland desertification under sheep grazing in an agro-pastoral transition zone in Northern China. *Journal of Arid Environments*, 70:120-136. 2007.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo Agropecuário de 1996. Rio de Janeiro, IBGE, 1997.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo Agropecuário de 2006. Disponível em www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1. Acesso em: 20 jan 2008.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo Populacional de 2007. Disponível em

www.ibge.gov.br/estatistica/populacao/contagem2007/contagem_final/tabela1_1.pdf. Acesso em: 20 jan. 2008.

- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. IBAMA. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação. Brasília. 1990. 96p.
- JACOMINE, P. K. T. Solos sob caatinga: características e uso agrícola no semi-árido brasileiro. In. ALVAREZ, V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: SBCS; UFV, DPS, 1996. p.95-133.
- KAISER, E. A.; MARTENS, R.; HEINEMEYER, O. Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil. *Plant and Soil*, 170:287-295, 1995.
- KLEPKER, D. & ANGHINONI, I. Características físicas e químicas do solo afetadas por métodos de preparo e modos de adubação. *R. Bras. Ci. Solo*, 19:395-401. 1995.
- KROL, M.; JAEGER, A.; BRONSTERT, A. & GÜNTNER, A. Integrated modeling of climate, water, soil, agricultural and socio-economic processes: A general introduction of the methodology and some exemplary results from the semi-arid north-east of Brazil. *Journal of hydrology*, 328:417-431. 2006.
- KROL, M. S. & BRONSTERT, A. Regional integrated modeling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. *Environmental Modelling & Software*, 22:259-268. 2007.
- LACERDA, M. A. D. & LACERDA, R. D. Planos de combate à desertificação no Nordeste brasileiro. *R. Biologia e Ciência da Terra*. v.4. n. 1. 1º semestre, 2004.
- LAL, R. Residue management, conservation tillage and reclamation for mitigating greenhouse effect by CO₂ enrichment. *Soil Till. Res.*, 43:81-107. 1997.
- LAL, R. Carbon sequestration in drylands. *Ann. Arid Zone*, 39:1-10. 2000.
- LARSON, W. E. & PIECE, 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.
- LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; MACHADO, P. L. O. A. & MATOS, E. S. Total C e N storage and organic C pools of a Red-Yellow Podzolic under conventional and no tillage at the Atlantic Forest Zone, southeastern Brazil. *Aust. J. Agric. Res.* 41:717-730. 2003a.
- LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A. & GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em um Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:821-832. 2003b.

- LI, S. G.; HARAZONO, Y. OIKAWA, T.; ZHAO, H. L. & CHANG, X. L. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. *Agric. For. Meteorol.* 102:125-137. 2000.
- LI, X. R.; JIA, X. H. & DONG, G. R. Influence of desertification on vegetation pattern variations in the cold semi-arid grasslands of Qinghai-Tibet Plateau, North-west China. *Journal of Arid Environments*, 64:505-522. 2006.
- LOBE, I.; AMENLUNG, W. & DU PREEZ, C. C. Losses of carbon and nitrogen with prolonged arable cropping from sandy soils of the South African Highveld. *Eur. J. Soil Sci.* 52:93-101. 2001.
- LUDWIG, J. A. & ESTEBAN, M. Vegetation change and surface erosion in desert grasslands of Otero Mesa, Southern New Mexico: 1982-1995. *American Midland Naturalist*, 144:273-285. 2000.
- LUSTOSA, J. P. G. Caracterização morfológica, micromorfológica e mineralógica de três toposseqüências no município de Irauçuba-CE e suas relações com os processos de desertificação. 2004. 161 f. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro (SP), 2004.
- LUZ, L. R. Q. P.; SANTOS, M. C. D. & MERMUT, A. R. Pedogênese em uma toposseqüência do semi-árido de Pernambuco. *R. Bras. Ci. Solo*, 16:95-102, 1992.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; AGUIAR, M. I.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S. & ARAUJO FILHO, J. A. Sistemas agrofloretais no trópico semi-árido cearense. In: OLIVEIRA, T. S., coord. *Solo e Água: aspecto de uso e manejo com ênfase no semi-árido nordestino*. Fortaleza, Departamento de Ciências do Solo, UFC, 2004. p.105-131.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S. & ARAUJO FILHO, J. A. Impactos de sistemas agrofloretais e convencional sobre qualidade do solo no semi-árido cearense. *R. Árvore*, 30:837-848, 2006.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S. & ARAUJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforest Syst*, 2007.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S. & ARAUJO FILHO, J. A. Frações de nitrogênio em Luvisolo sob sistemas agrofloretais e convencional no semi-árido cearense. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:381-392, 2008.
- MAKURIA, W.; VELDKAMP, E.; HAILE, M.; NYSSSEN, J.; MUYS, B. & GEBREHIWOT, K. Effectiveness of exclosures to restore degraded soils as a result of overgrazing in Tigray, Ethiopia. *Journal of Arid Environments* 69:270-284. 2007.

- MARCHIORI JÚNIOR, M. & MELO, W. J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. *Pesq. agropec. bras.*, 35(6):1177-1182. 2000.
- MCT/BRASIL (2001). Desertificação. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/desert.htm>. Acesso em: 06 mai. 2007.
- MENDONÇA, E. S. & MATOS, E. S. Matéria orgânica do solo: métodos de análises. Viçosa: UFV, 2005. p.107.
- MESQUITA, R. C. M.; VALE, L. V.; LOPES, E. A. & OLIVEIRA, J. G. B. Manejo de pastagem nativa para Caprinos. In: I Sípósio Nacional de Caprinos e Ovidos Tropical, 1981, Sobral – CE. CNPC/EMBRAPA, 1981.
- MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A. & CAMARGO, F. A. O. (eds). Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre, Genesis, p.1-8.
- MORAIS, G. M. Frações húmicas em Luvisolos sob diferentes sistemas agroflorestais no município de Sobral – CE. Dissertação de Mestrado. 2007. 32 f. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE). 2007.
- NIMER, E., Desertificação: realidade ou mito. *Revista Brasileira de Geografia*. 50(1):1-39. 1988.
- OLIVEIRA, J.B. Pedologia aplicada. Jaboticabal, Fundação de Estudos e Pesquisas em Agronomia, Medicina Veterinária e Zootecnia, 2001. 414p.
- OLIVEIRA, L. B.; RIBEIRO, M. R.; FERRAZ, F. B. & JACOMINE, P. K. T. Classificação de solos Planossólicos do Sertão do Araripe (PE). *R. Bras. Ci. Solo*, 27:685-693, 2003.
- OLIVEIRA, L. B.; RIBEIRO, M. R.; FERRAZ, F. B.; FERREIRA, M. G. V. X. & A. R. MERMUT, A. R. Mineralogia, micromorfologia e gênese de solos Planossólicos do sertão do Araripe, Estado de Pernambuco. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:665-678, 2004.
- PASSOS, R. R.; RUIZ, H. A.; MENDONÇA, E. S.; CANTARUTTI, R. B. & SOUZA, A. P. Substâncias húmicas, atividades microbianas e carbono orgânico lábil em agregados de um Latossolo Vermelho Distrófico sob duas coberturas vegetais. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1119-1129. 2007.
- PEI, S; FU, H. & WAN, CHANGGUI. Changes in soil properties and vegetation following enclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China. *Agriculture, Ecosystems and Environmet*, p. 1-7, 2007.
- PEREIRA, I. M. Levantamento florístico do estrato arbutivo-arbóreo e análise da estrutura fotossociológica de ecossistema de Caatinga sob diferentes níveis de antropismo. Areia-PB: UFPB, p.1-11, 2000. (Dissertação de mestrado).

- POGGIANI, F. O reflorestamento no Nordeste brasileiro: conseqüências ecológicas. Série Técnica IPEF, Piracicaba, v.3, 10:85-98, 1982.
- RASMUSSEN, K.; FOG, B. & MADSEN, J. E. Desertification in reverse? Observations from northern Burkina Faso. *Global Environmental Change*, 11:271-282. 2001.
- REBOUÇAS, A. Potencialidade de água subterrânea no semi-árido brasileiro. In: Conferência Internacional de Captação de Águas de Chuvas, 9. Anais. Petrolina, 1999.
- REEDER, J. D. & SCHUMAN, G. E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environ. Pollut.* 116:457-463. 2002.
- REEDER, J. D.; SCHUMAN, G. E.; MORGAN, J. A. & LECAIN, D. R. Response of organic and inorganic carbon and nitrogen to long-term grazing of the shortgrass steppe. *Environ. Manage.*, 33(4):485-495. 2004.
- RESENDE, M.; CURI, N. & SANTANA, D. P. Pedologia e fertilidade de solo: interações e aplicações. Brasília, Ministério da Educação, 1988. 81p.
- RIBEIRO, M. R., SANTOS, M. C. D. & FERREIRA, M. G. V. X. Caracterização e gênese de Podzólicos Vermelho-amarelos do sertão de Pernambuco. *R. Bras. Ci. Solo.* 15:75-81, 1991.
- RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Riverside: US Salinity Laboratory Staff. U.S. Department of Agriculture. 1954. 160p. Handbook no 60.
- ROLIN NETO, F. C. & SANTOS, M. C. D. Gênese de solo arenoso com lamelas e fragipãs no Agreste de Pernambuco. *R. Bras. Ci. Solo*, 18:243-253, 1994.
- SÁ, I. B.; FOTIUS, G. A. & RICHÉ, G. R. Degradação ambiental e reabilitação natural do trópico semi-árido brasileiro. In: Conferência Nacional e Seminário Latino Americano da Desertificação. Fortaleza, CE. 1994. p. 4-8.
- SALES, M. C. L. Estudos hidroclimáticos e morfopedológicos do núcleo de desertificação de Irauçuba (Ceará). Tese de Doutorado apresentado a USP, São Paulo, 2002.
- SALES, M. C. L. & OLIVEIRA, J. G. B. Monitoramento da Recuperação da Vegetação e Solos no Núcleo de Desertificação de Irauçuba/Ce. XI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, ANAIS. São Paulo, 2005.
- SAMPAIO, E. V. S. B. & SALCEDO, I. H. Diretrizes para o manejo sustentável dos solos brasileiros: regiões semi-áridas. Anais do XXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Rio de Janeiro, Brasil, pp. 1-33, 1997.

- SAMPAIO, E. V. S. B.; SAMPAIO, Y.; VITAL, T.; ARAUJO, M. S. B. & SAMPAIO, G. R. Desertificação no Brasil. Editora Universitário, Recife. 2003.
- SCHMIDT, M.; LUCKE, B.; BAUMLER, R.; AL-SAAD, Z.; AL-QUDAH, BAKR. & HUTCHEON, A. The Decapolis region (Northern Jordan) as historical example of desertification? Evidence from soil development and distribution. *Quaternary International*, 151:74-86. 2006.
- SEYBOLD, C. A.; HERRICK, J. E. & BREJDA, J. J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*, 164:224-234, 1999.
- SCHUMAN, G. E.; REEDER, J. D.; MANLEY, J. T.; HART, R. H. & MANLEY, W. A. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecol. Appl.* 9(1):65-71. 1999.
- SHRESTHA, G. & STAHL, P. D. Carbon accumulation and storage in semi-arid sagebrush steppe: Effects of long-term grazing exclusion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125:173-181. 2008.
- SHARMA, K. L.; MANDAL, U. K.; SRINIVAS, K.; VITTAL, K. P. R.; MADAL, B.; GRACE, J. K. & RAMESH, V. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. *Soil & Tillage Research*, 83:246-259. 2005.
- SILVA, J. E. & RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: (eds) VARGAS, M. A. T. & HUNGRIA, M. *Biologia dos solos dos cerrados*. EMBRAPA, Planaltina – DF, 1997.
- SILVA, V. P. R., Estimativas das necessidades hídricas da mangueira. Ph.D. Thesis, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2000. 129pp.
- SILVA, V. P. R. On climate variability in Northeast of Brazil. *Journal of Arid Environments* 58:575-596. 2004.
- SILVA, I. R. & MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: (ed) NOVAIS, R. F. et al. 2008. *Fertilidade do solo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 275-374p. 2008.
- SIVAKUMAR, M. V. K. Interactions between climate and desertification. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142:143-155. 2007.
- SIX, J.; MERCKX, R.; KIMPE, K.; PAUSTIAN, K. & ELLIOT, E. T. A re-evaluation of the enriched labile soil organic matter fraction. *Eur. J. Soil Sci.*, 51:283-293. 2000.
- SOARES, A. M. L.; LEITE, F. R. B.; LEMOS, J. J. S.; MARTINS, M. L. R.; MERA, R. D. M. & OLIVEIRA, V. P. V. Áreas degradadas susceptíveis ao processo de desertificação no Ceará. In: GOMES, G. M.; SOUZA, H. R. & MAGALHÃES, A. R. *Desenvolvimento Sustentável no Nordeste*, IPEA, Brasília, 1995.

- SOHI, S.; MAHIEU, N.; ARAH, J. R. M.; POLWSON, D. S. P.; MADARI, B. & GAUNT, J. L. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65:1121-1128. 2001.
- SOLOMON, D.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Land use effects on soil organic matter properties of chromic Luvisols in semi-arid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 78:203-213. 2000.
- SOUZA, M. J. N. Contribuição ao estudo das unidades morfo-estruturais do Estado do Ceará. Fortaleza: *Revista de Geologia*, v. 1:73-91, jun. 1988.
- SOUZA, E. A.; RIBEIRO, M. R. & FERREIRA, M. G. V. X. Caracterização e Gênese de Solos do Baixio de Irecê (BA). *R. Bras. Ci. Solo*, 17:89-97, 1993.
- SOUZA FILHO, O. A. Geologia e mapa de previsão de ocorrência de água subterrânea Folha SA.24-Y-D-V – Irauçuba, Ceará. Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto. Dissertação de Mestrado. 1998.
- SU, Y. Z.; ZHAO, H. L.; ZHANG, T. H. & ZHAO, X. Y. Soil properties following cultivation and non-grazing of a semi-arid sandy grassland in northern China. *Soil Tillage Res.* 75:27-36. 2004.
- SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T. & SUMMER. (eds). *Methods of soil analysis: Chemical methods. Part 3.* Madison, Soil Science Society of America, 1996. p.1011-1020.
- UNCCD. Preserving our common ground. UNCCD 10 years on. United Nations Convention to Combat Desertification. Bonn, Germany. 2004.
- UNEP (United Nations Environment Programme) – Status of Desertification and Implementation of the United Nations Plan of Action to Combat Desertification (DRAFT REPPORT), Nairobi, 1991.
- UNEP. World Atlas of Desertification. Edward Arnold, London. 1992.
- VALONE, T. J.; MEYER, M.; BROWN, J. H. & CHEW, R. M. Timescale of perennial grass recovery in desertified arid grasslands following livestock removal. *Conservation Biology*, 16:995-1002. 2002.
- VALONE, T. J. & SAUTER, P. Effects of long-term cattle enclosure on vegetation and rodents at a desertified arid grassland site. *Journal of Arid Environments*, 61:167-170. 2005.
- VOLKOFF, B. & RIBEIRO, L. P. O ferro em Solos Vermelhos Latossólicos e Podzólicos da reigão de Jequié (BA). *R. Bras. Ci. Solo*, 3:162-168, 1979.
- WANG, K.; LU, J. Y. & SHAO, X. Q. Measures of restoring and rebuilding desertified grassland. *Acta Agrestia Sinica*, 3:240-245. 2004.

- WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; SILVA, I. R. & COSTA, L. M. Organic-Matter Lability and Carbon-Management Indexs in Agrosylvopasture System on Brazilian Savannah. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39:1-23. 2008.
- WIJDENES, D. O.; POESEN, J.; VANDEKERCKHOVE, L. & GHESQUIERE, M. Spatial distribution of gully head activity and sediment supply along an ephemeral channel in a Mediterranean environment. *Catena* 39:147-167. 2000.
- XIAO, H. L.; ZHAO, X. & ZHAO, W.Z. Study on Uap-Ustic Isohumisol degradation under farming in Hebei, China. *Acta Pedol. Sinica*, 35:129-134. 1998.
- YEOMANS, J. C. & BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine deterination of organic carbon sin soil. *Soil Sci. Plant Anal.*, 19:1467-1476, 1988.
- YONG-ZHONG, S.; YU-LIN, L.; JIAN-YUAN, C. & WEN-ZHI, Z. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northem China. *Catena*, 59:267-278. 2005.
- ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A. & SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, 79:117-161. 1997.
- ZHAO, H. L; ZHOU, R. L.; SU, Y. Z; ZHANG, H; ZHAO, L. Y. & DRAKE, S. Shrub facilitation of desert land restoration in the Horqin Sand Land of Inner Mongolia. *ecological engineering* 31 (2007) 1–8.