



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

JOSÉ WELLINGTON CANUTO LIMA

AVALIAÇÃO DAS PERDAS DE NUTRIENTES E SOLO POR EROSÃO HÍDRICA
EM MICROBACIAS DO SEMIÁRIDO CEARENSE

FORTALEZA-CE

2015

JOSÉ WELLINGTON CANUTO LIMA

**AVALIAÇÃO DAS PERDAS DE NUTRIENTES E SOLO POR EROSÃO HÍDRICA
EM MICROBACIAS DO SEMIÁRIDO CEARENSE**

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo

Co-Orientadora: Profa. Dra. Helba Araújo de Queiroz Palácio

FORTALEZA-CEARÁ

2015

Catálogo na fonte: Biblioteca Waldir Diogo de Siqueira

L732a Lima, José Wellington Canuto.

Avaliação das perdas e nutrientes e solo por erosão hídrica em microbacias do semiárido cearense / José Wellington Canuto Lima -
Fortaleza: IFCE, 2015.

72 p.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental).

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo.

1. MICROBACIAS - SEMIÁRIDO. 2. EROSÃO HÍDRICA. 3. PERDA DE SOLO. 4. EROSÃO - CUSTOS. I.Título.

CDD 631.45

JOSÉ WELLINGTON CANUTO LIMA

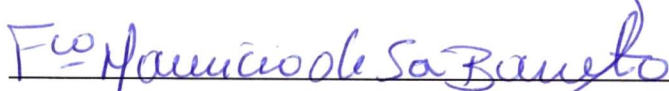
**AVALIAÇÃO DAS PERDAS DE NUTRIENTES E SOLO POR EROSÃO HÍDRICA EM
MICROBACIAS NO SEMIÁRIDO CEARENSE**

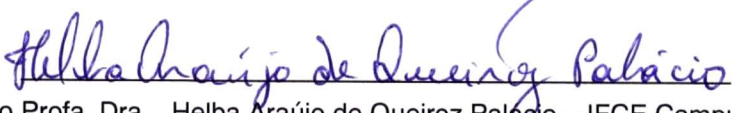
Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em 27/03/2015

BANCA EXAMINADORA


Presidente Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo – IFCE Campus Fortaleza


Membro Prof. Dr. Francisco Mauricio de Sá Barreto – IFCE Campus Fortaleza


Membro Profa. Dra. Helba Araújo de Queiroz Palácio – IFCE Campus Iguatú


Membro Profa. Dra. Ana Célia Maia Meireles – UFC Universidade Federal do Ceará

A Deus por ter me proporcionado forças nos momentos mais difíceis com a perda de minha mãe, Virgínia de Souza Canuto (in memoriam), ao meu pai Joel Canuto Clarentino por estar sempre presentes na minha vida, a minha esposa Maria Rosângela Coelho Vale pelo apoio e compreensão e aos meus filhos. Yuri, Ítalo e Yunes.

AGRADECIMENTOS

A Deus em primeiro lugar por se fazer presente em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais, Joel Canuto Clarentino e Virgínia de Souza Canuto (*in memoriam*) e ao meu irmão Luiz que sempre me incentivaram e me apoiaram.

A minha esposa Rosângela Coelho e aos meus filhos Yuri, Ítalo e Yunes pelo apoio, amor e carinho que sempre me dedicaram em todas as etapas dessa caminhada.

A Profa. Dra. Helba Araújo de Queiroz Palácio, co-orientadora, pela sua competência, pelo incentivo e motivação durante todo o período desse curso, pela amizade e preciosa orientação que foram fundamentais no meu crescimento e amadurecimento profissional.

Ao Instituto Federal do Ceará Campus Fortaleza (IFCE) através do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental por ter concedido a oportunidade de cursar o Mestrado, na pessoa do meu orientador Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo.

Ao Instituto Federal do Ceará Campus Iguatu (IFCE) na pessoa do seu ex-diretor Prof. Ms. Ivam Holanda de Souza pela logística proporcionada à viabilização deste estudo.

A Professora Dra. Eunice Maia de Andrade, coordenadora do Grupo de Pesquisa MASSA, a qual tenho enorme respeito e gratidão, pela oportunidade da realização dessa pesquisa junto aos projetos implantados no IFCE Campus Iguatu, bem como a todos que fazem parte desse grupo, especialmente os colegas de Iguatu: José Ribeiro (Júnior), Júlio César, Jaques Filho, Paulilo, Monalisa, Zezim, Emanuel e Rafael.

Ao Prof. Dr. Márcio Antônio Sousa da Rocha Freitas pelo acolhimento e estadia em Fortaleza, por seu companheirismo e amizade.

Ao Laboratório de Análise de Água, Solo e Tecidos Vegetais - LABAS do Instituto Federal do Ceará *Campus* Iguatu, do qual faço parte como servidor, na pessoa dos servidores Adriano Erique de Oliveira Lima e José Ribeiro de Araújo Neto.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudo concedida no primeiro ano do curso, a qual muito contribuiu no desenvolvimento desta pesquisa.

A Profa. Dra. Ana Célia Maia Meireles pela motivação e por todos os ensinamentos científicos que serão levados para sempre na minha carreira profissional.

A Profa. e colega de turma de Mestrado Gizeuda Freitas do IFCE *Campus* Limoeiro do Norte-CE por sua disposição e contribuições a este trabalho.

Aos colegas colaboradores do IFCE *Campus* Fortaleza, Helda Araújo de Queiroz Pontes e Maria Irismar Uchoa.

Aos colaboradores, Prof. Dr. Marcos Antônio Vieira Batista, Prof. Luiz Roberto Costa e Prof. Fabianno Nonato Vieira.

Aos colaboradores técnicos do IFCE *Campus* Iguatu Antônio Regivano de Oliveira e Francisco Pereira Lima.

*“...Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades,
lembrai-vos de que as grandes coisas do homem foram
conquistadas do que parecia impossível”.*

Charles Chaplin.

RESUMO

A obtenção de dados por erosão hídrica decorrente de manejo da floresta caatinga é de fundamental importância, principalmente no semiárido do Nordeste brasileiro onde os mesmos são escassos. Neste sentido, o presente estudo objetivou avaliar as perdas de água e solo, bem como dos custos econômicos das perdas dos nutrientes trocáveis agregados aos sedimentos produzidos e nutrientes solúveis carregados pela água de escoamento superficial em microbacias no semiárido cearense. A área de estudo está localizada na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe no município de Iguatu, no Centro Sul do Estado do Ceará. Os estudos de erosão hídrica foram conduzidos em três parcelas de erosão de 21 m² sob condição de chuva natural. A primeira parcela foi mantida com vegetação de Caatinga nativa (tratamento BN), a segunda foi submetida a desmatamento, queima e cultivo de pastagem (tratamento BQP-VEG) e na terceira parcela foi aplicado o mesmo tratamento de BQP-VEG, porém a área foi mantida sem vegetação (tratamento BQP-NU). O estudo foi desenvolvido durante os anos de 2013 e 2014 com chuvas concentradas de janeiro a junho, correspondendo a estação chuvosa da região e foram quantificadas as perdas de solo e nutrientes a cada evento de chuva erosiva, no acumulado de 24 horas. Os parâmetros analisados envolveram as concentrações de fósforo (P), potássio (K⁺), Cálcio (Ca²⁺) e Magnésio (Mg²⁺) solúveis e trocáveis. Os resultados obtidos mostraram precipitações de 630,75 e 742,89 mm nos anos de 2013 e 2014, as quais foram inferiores a precipitação média da região (867 mm). Os valores de erosividade foram de 5911,44 e 7510,05 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ para os anos de 2013 e 2014, respectivamente. A parcela sem vegetação (BQP-NU) foi a que mais contribuiu para as perdas de solo, água e nutrientes, seguido do tratamento com desmatamento, queima e cultivo com pastagem de *Andropogon gayamus* Kunt (BQP-VEG) para ambos os anos de estudo. As perdas de água por escoamento superficial foram de 19,87; 85,85 e 310,37 mm para as parcelas BN, BQP-VEG e BQP-NU no ano de 2013 e 16,01; 110,95 e 379,76 mm em 2014. As perdas de solo por erosão foram de 28,21; 81,60 e 12.492,96 kg ha⁻¹ para as parcelas BN, BQP-VEG e BQP-NU no ano de 2013 e 7,04; 193,72 e 13.819,69 kg ha⁻¹ em 2014. Para os nutrientes foram registradas perdas totais de 107,19 kg ha⁻¹ de Ca; 46,06 kg ha⁻¹ de Mg; 25,05 kg ha⁻¹ de K e 6,80 kg ha⁻¹ de PO₄³⁻ em 2014. Em geral, as maiores perdas financeiras foram observadas no ano de 2014 na parcela BQP-NU, correspondendo a valores de 31,66 R\$ ha⁻¹ano⁻¹ para o SFT; 25,18 R\$ ha⁻¹ano⁻¹ para o KCl e 45,46 R\$ ha⁻¹ano⁻¹ para o calcário.

Palavras-Chaves: Erosão hídrica. Semiárido Tropical. Perda de solo. Perda de nutrientes. Custos de erosão.

ABSTRACT

Erosion dates due to management of caatinga forest are of fundamental importance, especially in the Brazilian northeastern semiarid region where they are scarce. In this sense, the present study aimed to evaluate the loss of water and soil as well as the economic costs of the loss of exchangeable nutrients to aggregates produced sediment and soluble nutrients adduced by runoff water in watersheds in Ceará semiarid region. The study area is located in the basin of Alto Jaguaribe in the city of Iguatu in the south of Ceará state. The water erosion studies were conducted in three parcel of 21 m² on condition of natural rainfall. The first parcel was maintained with native caatinga vegetation (BN treatment), the second was subjected to deforestation, burning and grazing crop (BQP-VEG treatment) and in the third parcel was applied the same treatment BPQ-VEG, however the area was maintained without vegetation (BQP-NU treatment). The study was conducted during the years 2013 and 2014 with rainfall concentrated from January to June, corresponding to the rainy season in the region were quantified and soil losses and nutrients to each erosive rain event, in 24 h accumulated. The parameters analyzed involved the phosphorus (P), potassium (K⁺), calcium (Ca²⁺) and magnesium (Mg²⁺) soluble and exchangeable. The results showed rainfall of 630.75 and 742.89 mm in the years 2013 and 2014, which were below average rainfall in the area (867 mm). The erosivity values were 5911 and 7510 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ for the years 2013 and 2014, respectively. The parcel without vegetation (BQP-NU) was the largest contributor to soil loss, water and nutrients, followed by treatment with deforestation, burning and cultivation with grazing *Andropogon gayamus* Kunt (BQP-VEG) for both years of study. Water losses by runoff were 19.87; 85.85 and 310.37 mm for the BN, BQP-VEC and BQP-UN parcels in 2013 and 16.01; 110.95 and 379.76 mm in 2014. Soil erosion losses were 28.21; 81.60 and 12492.96 kg ha⁻¹ for the BN, BQP-VEC and BQP-UN parcels in 2013 and 7.04; 193.72 and 13,819.69 kg ha⁻¹ in 2014. The total nutrient losses were 107.19 kg ha⁻¹ of Ca; 46.06 kg ha⁻¹ of Mg; 25.05 kg ha⁻¹ of K and 6.80 kg ha⁻¹ of PO₄³⁻ in 2014. In general the most significant financial losses were obtained in 2014 in BQP-NU portion, corresponding to values of US\$ 12.81 ha⁻¹yr⁻¹ of FTS; US\$10.19 ha⁻¹yr⁻¹ of KCl and US\$ 18.40 ha⁻¹yr⁻¹ of calcareous.

Key Words: Water erosion. Tropical semiarid. Soil loss. Loss of nutrients. Erosion costs.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da área em estudo no Estado do Ceará, Brasil.	30
Figura 2 – Detalhe da estrutura do solo com formação de fendas, período seco (a) e acesso a área no período chuvoso (b).	33
Figura 3 – Perfil do solo das microbacias estudadas, microbacia BN (a) e microbacia BQP (b).	33
Figura 4 – Microbacia experimental BN com cobertura de caatinga nativa na estação chuvosa (a) e na estação seca (b).	34
Figura 5 – Microbacia experimental BQP com tratamento por desmatamento e queima (a), na época do plantio com capim forrageiro (b), com o capim forrageiro desenvolvido (c) e com pastejo com bovinos (d).	35
Figura 6 – Pluviômetro <i>Ville de Paris</i> (a) e pluviógrafo (b) instalados nas áreas de estudo no município de Iguatu-CE.	36
Figura 7 – Parcela de erosão BN (a), Parcela de erosão BQP-VEG (b) e Parcela de erosão BQP-NU (c).	38
Figura 8 – Parcela experimental de erosão de 20 m ² (a), primeiro tanque coletor (b), segundo tanque coletor (c) e coleta de amostra (d).	39
Figura 9 – Determinação das concentrações de sólidos suspensos totais na água de escoamento: Cápsulas com amostra de água antes da evaporação (A) e cápsulas após a evaporação.	41
Figura 10 - Precipitação pluviométrica e média dos períodos de estudo (a) 2013 e (b) 2014.	44
Figura 11 – Precipitação e coeficiente de escoamento por evento no ano de 2013 em parcelas de erosão sob diferentes manejos localizada na área de estudo do IFCE Campus Iguatu.	48
Figura 12 – Precipitação e coeficiente de escoamento por evento no ano de 2014 em parcelas de erosão sob diferentes manejos localizada na área de estudo do IFCE Campus Iguatu.	50
Figura 13- Perdas de solo em kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ por erosão hídrica em três parcelas de erosão submetidas a distintos manejos para o ano de 2013.	54
Figura 14- Perdas de solo em kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ por erosão hídrica em três parcelas de erosão submetidas a distintos manejos para o ano de 2014.	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características morfométricas das microbacias experimentais BN e BQP.	31
Tabela 2 – Características climáticas para o município de Iguatu, Ceará, nos últimos 30 anos.	32
Tabela 3 – Classes para interpretação do índice de erosividade.....	37
Tabela 4 - Conversão dos nutrientes em fórmulas comerciais.	42
Tabela 5 - Valores de precipitação, intensidade pluviométrica máxima em 30 minutos ($I_{30\max}$) e erosividade (EI_{30}) das chuvas no período chuvoso de janeiro a junho de 2013 e 2014.....	45
Tabela 6 – Precipitação, volume escoado e coeficiente de escoamento para o ano de 2013. ...	49
Tabela 7 - Precipitação, volume escoado e coeficiente de escoamento para o ano de 2014....	52
Tabela 8 – Análises físicas do solo representativo das microbacias BN e BQP.	52
Tabela 9 - Perdas de água e solo por erosão hídrica em três sistemas de manejos de solo para os anos 2013 e 2014.	53
Tabela 10 – Análises químicas do solo na profundidade de (0 a 20 cm) representativo das microbacias BN e BQP para os anos de 2012 e 2013.	56
Tabela 11 - Quantidades totais (kg ha^{-1}) de Ca, Mg, K e PO_4^{3-} perdidos na água escoada (solúveis) e nos sedimentos (trocaíveis) nas três parcelas manejadas nos anos de 2013 e 2014.	56
Tabela 12 – Quantidades de fertilizante carregados ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) por erosão hídrica nos anos de 2013 e 2014.....	60
Tabela 13 - Quantidades totais de fertilizantes e perdas financeiras em parcelas de erosão nas microbacias estudadas no semiárido cearense para o ano 2013.	61
Tabela 14 - Quantidades totais de fertilizantes e perdas financeiras em parcelas de erosão nas microbacias estudadas no semiárido cearense para o ano 2014.	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

VEPS – Valor econômico das perdas de solo

CI – Custo interno da erosão

BN – Bacia nativa

BQP-VEG – Bacia queimada e plantada (parcela com cobertura vegetação)

BQP-NU – Bacia queima e plantada (parcela sem cobertura vegetal)

DENA – Departamento de engenharia agrícola

EC – Energia cinética

EI_{30} – Intensidade da erosividade em 30 minutos

$I_{30 \max}$ – Intensidade máxima em 30 minutos

C – Coeficiente de escoamento superficial

IFCE – Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Ceará

EMBRAPA – Empresa brasileira de Pesquisa Agropecuária

SST – Sólidos suspensos totais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	<i>Geral.....</i>	17
2.2	<i>Específicos</i>	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	Manejo da caatinga.....	18
3.1.1	<i>Desmatamento e queimada.....</i>	18
3.2	Processos hidrológicos	20
3.2.1	<i>Microbacias.....</i>	20
3.2.2	<i>Escoamento superficial.....</i>	21
3.3	Processos erosivos	23
3.3.1	<i>Perda de solo por erosão hídrica e suas consequências.....</i>	23
3.4	Processos de perda de nutrientes	26
3.4.1	<i>Perda de nutrientes do solo por erosão hídrica e suas consequências.....</i>	26
3.5	Avaliação financeira das perdas de nutrientes.....	28
4	MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1	Localização da área experimental.....	30
4.1.1	<i>Classificação climática.....</i>	31
4.1.2	<i>Solo.....</i>	32
4.2	Período de coleta das amostras	34
4.3	Microbacias monitoradas.....	34
4.4	Obtenção dos dados de precipitação e erosividade	35
4.5	Monitoramento das perdas de água, solo e nutrientes	37
4.6	Coleta de amostras de água de escoamento superficial.....	39
4.7	Análise das perdas de solo.....	40
4.8	Análise de perdas de nutrientes (solúveis e trocáveis)	41
4.9	Conversões econômicas das perdas de nutrientes	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1	Características da precipitação	44
5.2	Processos erosivos	45
5.3	Escoamento superficial.....	47
5.4	Perda de água e solo	52
5.5	Perdas de nutrientes (solúveis e trocáveis).....	55

5.6 Custos da reposição dos nutrientes na BQP-VEG e BQP-NU com relação a condição inicial	59
6 CONCLUSÕES.....	65
REFERÊNCIAS	66

1 - INTRODUÇÃO

As mudanças no uso e ocupação do solo têm gerado grandes impactos ambientais. Dentre os problemas que muito tem contribuído para a erosão, contaminação e degradação ambiental das águas superficiais e subterrâneas destacam-se o desmatamento, as queimadas, a monocultura e a criação desordenada de animais. Tais práticas, comuns no semiárido brasileiro, são executadas em função das pressões demográficas pela demanda crescente de produtos agrícolas e florestais, como forma de garantir áreas úteis para produção agrícola e pecuária, bem como para retirada de lenha como fonte de energia para as cerâmicas. O estudo e a compreensão dessas ações são de grande importância, pois servem como ponto de partida para elaboração de medidas que visem à maximização do uso do solo com o mínimo de impacto ambiental.

Dentre as consequências das práticas de desmatamento e queimadas relata-se o escoamento superficial, o qual é considerado como um dos primeiros fatores a serem alterados quando a cobertura vegetal do solo é modificada. Pesquisas realizadas em diversas partes do mundo advertem sobre a importância da cobertura vegetal na retenção de material exposto na camada superficial do solo (SOUZA *et al.*, 2010; MÉNDEZ *et al.*, 2011). O aumento do escoamento superficial, a aceleração do processo erosivo e consequentemente a perda de solo, água e nutrientes resultam em assoreamento dos rios, enchentes e eutrofização das águas de reservatórios superficiais.

A erosão causada pela água, denominada erosão hídrica, é considerada em grande parte do nosso planeta a mais importante forma de erosão. No semiárido essa forma de erosão é a mais preocupante em função do seu regime de precipitação pluviométrica de alta variabilidade espacial e temporal.

Os nutrientes, como P, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ perdidos por erosão hídrica tem grande influência do sistema de manejo aplicado ao solo e da intensidade da chuva, que contribuem com as perdas de água, solo e destes elementos. Outros fatores que influenciam estas perdas envolvem o cultivo de pastagens que normalmente apresentam queda na produtividade após alguns anos de sua implantação, o que, via de regra, é atribuída ao manejo incorreto do solo, e normalmente está associada com a diminuição da fertilidade (PARENTE *et al.*, 2011).

As perdas de nutrientes por erosão hídrica podem significar expressiva perda financeira na forma de adubos e/ou redução das bases no solo com consequente aumento no custo de produção das culturas. Esta perda além de elevar os custos de produção também

compromete a qualidade das águas superficiais com o transporte de nutrientes e matéria orgânica pelo escoamento superficial e deposição destes elementos nos corpos hídricos.

Por conta disso é importante entender os mecanismos e as formas de saída da água e sedimentos das lavouras por meio do escoamento superficial, em decorrência do impacto que este fenômeno vem causando ao ambiente.

Nessa perspectiva, as estimativas de degradação em bacias hidrográficas têm importantes consequências não só ambientais, mas também socioeconômicos sendo, então, de suma importância os estudos desenvolvidos para este fim. Assim, tem-se que, o solo é um dos recursos naturais mais intensamente utilizado na produção agrícola, podendo, por isso, ter sua capacidade produtiva comprometida pela erosão, em decorrência do carreamento dos nutrientes existentes na camada superficial.

Diante do exposto, o presente trabalho visa avaliar as perdas de água, solo e nutrientes (trocáveis e dissolvidos) na água de escoamento superficial em microbacias do semiárido cearense e as consequências financeiras decorrentes desta degradação.

2 - OBJETIVOS

2.1 - Geral

Avaliar as perdas de água e solo e os custos econômicos das perdas de nutrientes (troçáveis e solúveis) carregados pela água de escoamento superficial em parcelas de erosão no semiárido cearense.

2.2 - Específicos

- Quantificar as perdas de água e solo no escoamento superficial;
- Relacionar níveis de perdas de água e solo com os manejos aplicados à caatinga;
- Quantificar os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e PO_4^{3-} perdidos em águas de escoamento superficial e no solo transportado pela enxurrada em sistema agrícola e na caatinga nativa;
- Avaliar a relação entre os elementos perdidos e a intensidade de chuva no período de estudo;
- Avaliar custos financeiros decorrentes da perda de nutrientes do solo através da água de escoamento superficial em microbacia desmatada, queimada e cultivada com capim forrageiro e em área de caatinga nativa.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - Manejo da caatinga

3.1.1 - Desmatamento e queimada

É comum a prática de desmatamento e queimada das florestas do semiárido brasileiro para atender as pressões demográficas por demandas cada vez mais crescentes de produtos agrícolas e florestais. No entanto, para Nunes *et al.* (2006) estas práticas contribuem para uma redução drástica nos indicadores microbiológicas e na diversidade da fauna edáfica.

O fogo tem sido um agente modificador do ambiente desde os estádios de formação da terra sendo utilizado em algumas regiões do mundo e proibido em outras. Na Europa Continental, o uso do fogo, como controle da vegetação, é proibido. Na Inglaterra era permitido em condições muito especiais para controle de certas doenças e com o advento de novas alternativas seu uso foi totalmente proibido (JAQUES, 2003).

No semiárido as queimadas são utilizadas pelo pequeno produtor em geral para: (a) abrir novas fronteiras agrícolas (b) limpar áreas agrícolas, (c) renovar pastagens, melhorando a oferta e qualidade dos alimentos e (d) controlar pragas e doenças em culturas (anuais e perenes) em manejo pós-colheita, entre outras funções.

Redin *et al.* (2011) estudando os Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo concluíram que, no geral e a longo prazo, os benefícios do uso dessa prática são bem menores se comparados aos prejuízos gerados, decorrentes de sua utilização, sendo interessante que se busque opções que minimizem o uso da queima, e que a queima só seja utilizada em casos excepcionais.

A prática da queimada dentro de um sistema tradicional de cultivo em região de Caatinga pode, em um primeiro momento, apresentar vantagens advindas das cinzas produzidas após a combustão da vegetação. Contudo, essa “falsa fertilidade” do solo é apenas por um período curto de tempo, tornando-os pobre em nutrientes e matéria orgânica, sendo importante o emprego de técnicas de preservação e cuidados com o solo para evitar a degradação e o empobrecimento do mesmo, garantindo uma melhor produção das culturas (SILVA, 2011).

Dentre outras consequências da queimada, o fogo também pode causar diminuição do volume de macroporos, do tamanho dos agregados e da taxa de infiltração de água no solo e, conseqüentemente, da sua umidade, do aumento da resistência à penetração de raízes e da

densidade do solo. Além disso, o solo torna-se mais susceptível ao processo erosivo pela remoção de sua cobertura vegetal. Nos atributos químicos, o fogo promove alterações nos teores de N, P, K, Ca, Mg, entre outros nutrientes mineralizados, em consequência das cinzas possuírem alta concentração desses elementos (REDIN *et al.*, 2011).

Em geral, as práticas da agricultura tradicional que incluem o desmatamento total, e queima da vegetação, cultivo de até dois anos e pousio (ausência de cultivo ou outro uso da terra) para recomposição parcial da vegetação nativa, veem causando, aos ecossistemas do semiárido, vultosas perdas em seus recursos naturais. Esse fato ocorre em virtude das técnicas de manejo da vegetação que busquem uma exploração sustentável, seja para produção de alimento, pastagem ou madeira, ainda serem poucas estudadas, conhecidas e adotadas no semiárido brasileiro (PALÁCIO *et al.*, 2013).

De fato observa-se que o processo de ocupação da caatinga remonta a introdução da pecuária extensiva e da agricultura de subsistência no semiárido brasileiro. O desmatamento dessa vegetação está associado à expansão das atividades produtivas historicamente instaladas (EVANGELISTA, 2011).

O desenvolvimento desordenado e não-planejado da ocupação e uso das terras incrementa a degradação da cobertura vegetal, cujos desmatamentos aceleram erosão e assoreamento dos rios e reservatórios, aumentando a amplitude dos desastres relacionados às secas periódicas e cheias atípicas no semiárido nordestino (FEITOSA *et al.*, 2010)

Dentre os vários estudos desenvolvidos com o objetivo de avaliar os impactos ambientais ocasionados pelo desmatamento e queimada, Nunes *et al.* (2006), observaram que as cinzas provenientes da queimada realizada no preparo do solo para o plantio, apresentam um efeito fertilizador. De forma semelhante Lima *et al.* (2010), também observaram efeito fertilizador da queimada sobre o solo de uma área queimada da caatinga, localizada no Instituto Federal do Ceará - Campus Iguatu.

Já para Bertol *et al.* (2011) com a remoção da cobertura vegetal do solo, os nutrientes da camada superficial poderão ser transportados pela erosão hídrica promovendo a contaminação das águas dos reservatórios superficiais, entre outros ambientes. Um dos principais impactos é causado pelo fósforo (P), que apesar de se encontrar em pequena quantidade na maioria dos solos brasileiros, é considerado o elemento-chave para ocorrência de eutrofização das águas de superfície.

Guan-Hua *et al.* (2011) em seus estudos na estação experimental ao norte de Shaanxi na China, sob clima semiárido, indicaram claramente que a redução da cobertura vegetal proporciona maior perdas de água, solo e nutrientes.

Em concordância, Albuquerque *et al.* (2002) afirmam que o desmatamento indiscriminado para a exploração de novas lavouras e pastagens, aliado à retirada de madeira para benfeitorias, lenha e carvão, e as queimadas sucessivas, com manejo inadequado do solo, tem contribuído, juntamente com as secas prolongadas, para comprometer o equilíbrio do meio ambiente da região. Dessa forma, o uso indiscriminado destas práticas na região semiárida brasileira tem acelerado a erosão do solo trazendo como consequência o empobrecimento e o assoreamento de reservatórios. Além disso, as perdas de nutrientes impactam os custos de produção em virtude da necessidade de reposição dos mesmos.

Estudos realizados por Araújo *et al.* (2010) sobre a caracterização do sistema de exploração da caatinga em São João do Cariri – PB constataram que a caatinga é ainda vista como fornecedora de recursos, contudo sem a preocupação de que este recurso é algo que se esgota com o consumo não contabilizado, uma vez constatado que 31,75% dos produtores rurais utilizam a caatinga como fonte de lenha para uso doméstico. Todas essas atividades têm forte contribuição para a desertificação que um processo de degradação das terras nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas, resultante da ação de vários fatores, dentre os quais se destacam as variações climáticas e as atividades humanas (BRASIL, 1999).

3.2 – Processos hidrológicos

3.2.1 – Microbacias

A bacia hidrográfica tem sido utilizada como uma unidade geomorfológica fundamental da superfície terrestre, pois suas características governam, no seu interior, todo o fluxo superficial da água e, com isso, pode ser considerada como uma unidade de trabalho quando se deseja a preservação dos recursos hídricos, pois as atividades desenvolvidas no seu interior têm influência sobre a quantidade e qualidade da água. Além disso, é considerada a mais adequada unidade de planejamento para uso e exploração dos recursos naturais, pois seus limites são imutáveis dentro do horizonte de planejamento humano, o que facilita o acompanhamento das alterações naturais ou antrópicas na área (TORRES *et al.*, 2008 *Apud* FERNANDES *et al.*, 2012).

No entanto a ocupação desordenada dos espaços pela sociedade vem pressionando os recursos naturais que, muitas vezes, são utilizados de forma inadequada (OLIVEIRA *et al.*, 2011). Em geral, os processos de degradação ambiental, especialmente a deterioração do solo são consequências dos conflitos de uso da terra, por meio do estabelecimento de atividades

que não respeitam a capacidade de uso do solo (FLAUZINO, 2012). Essas mudanças nos usos do solo, devido ao avanço da agricultura nos últimos anos têm provocado grande influência nas perdas de solo (XAVIER *et al.*, 2013). Outro fator com grande contribuição com a degradação do solo é a retirada da vegetação que contribui para a rápida saturação do solo durante as chuvas intensas (FLAUZINO, 2012), favorecendo as perdas de solo seguido da erodibilidade e da declividade (FRANCISCO *et al.*, 2014).

A inclinação do declive do terreno é outro fator que influencia fortemente as perdas de solo e água por erosão hídrica, pois, à medida que ela aumenta, aumentam o volume e a velocidade da enxurrada e diminui a infiltração de água no solo. Com isso, aumenta a capacidade de transporte das partículas de solo pela enxurrada, assim como a própria capacidade desta de desagregar solo, por ação de cisalhamento, principalmente quando concentrada nos sulcos direcionados no sentido do pendente do terreno (COGO *et al.*, 2003).

O monitoramento ambiental em bacias hidrográficas procura analisar aspectos relevantes que permitam caracterizar as mudanças que ocorrem no uso e ocupação do solo, tornando possível avaliar os efeitos das atividades humanas sobre os ecossistemas. A importância do monitoramento da qualidade dos recursos hídricos em uma bacia reside no fato de que, a partir das informações coletadas, se pode inferir sobre a condição ambiental da bacia hidrográfica como um todo (QUEIROZ *et al.*, 2010 *Apud* BERTOSSI *et al.*, 2013).

3.2.2 – Escoamento superficial

O escoamento superficial é um dos primeiros fatores a serem alterados quando a cobertura vegetal de uma área é modificada e, conseqüentemente, a produção de sedimentos (SANTOS *et al.*, 2000). As alterações no uso e cobertura do solo tem resultado em severas mudanças nas características do escoamento superficial tanto em áreas urbanas como rurais. Em áreas rurais, as atividades agropecuárias mostram-se como grandes responsáveis pela retirada da cobertura vegetal e pela geração dessas mudanças, em virtude de sua rápida expansão e tamanho da área que ocupa (TONIOLO *et al.*, 2013).

Neste contexto, a cobertura vegetal tem a fundamental função na proteção do solo frente à ação das gotas da chuva, além de que, por meio de suas raízes, dá estrutura ao solo, o que pode aumentar a sua capacidade de infiltração e reduzir a intensidade do escoamento superficial e dos processos erosivos decorrentes do mesmo (COSTA *et al.*, 2014).

O escoamento superficial é também influenciado pelas propriedades hidráulicas do solo, material de origem e condições de compactação, de forma que solos com maiores

condições de compactação apresentam maiores taxas de escoamento. A partir disso é possível perceber que o solo possui uma capacidade limite de absorção, e assim nem toda a água que cai na forma de chuva é passível de infiltrar (KEMERICH *et al.*, 2013).

Moruzzi *et al.* (2009) afirmam que os processos erosivos variam de acordo com a constituição litológica, com as características pedológicas e topográficas, com a cobertura do solo e duração e intensidade das chuvas, as quais são responsáveis pelas diferentes taxas de erosão. Além disso, deve-se considerar que a ocorrência de processos erosivos implica em uma complexa cadeia de causas e consequências. Dessa forma, a avaliação do escoamento superficial é essencial para o entendimento dos processos erosivos.

A degradação do solo por meio de processos erosivos tem sido discutida nos estudos geográficos devido à intensa interferência da ação antrópica a partir de diferentes usos do solo visando retornos econômicos, aos quais, na maioria das vezes, não se tem preocupação com o equilíbrio ambiental existente, e favorecendo a intensificação de processos erosivos e, conseqüentemente, o escoamento superficial (COSTA *et al.*, 2014).

Na medida em que o manejo do solo, nas diversas atividades humanas, elimina a cobertura vegetal, a superfície do solo fica mais exposta à ação do impacto das gotas de chuva e da enxurrada (ALBUQUERQUE *et al.*, 2002).

O material transportado pela enxurrada, oriundo da desagregação do solo devido à energia cinética das gotas das chuvas e da força de cisalhamento do escoamento, fica depositado nas partes mais baixas da bacia hidrográfica ou, dependendo de sua granulometria, se acumula nos macroporos, reduzindo a capacidade de infiltração do solo. Um dos fatores de maior importância na redução da energia cinética das gotas e, por conseguinte da erosão hídrica, é a cobertura vegetal, cuja eliminação torna o solo exposto à ação direta da chuva, aumentando o escoamento superficial e perdas de água e solo, o que resulta em sérios danos das propriedades físicas e químicas do solo (ALBUQUERQUE *et al.*, 2001, ALBUQUERQUE *et al.*, 2002).

Segundo Ghidin *et al.* (2006) a estrutura do solo (tipo, tamanho e grau de desenvolvimento) apresenta-se também como um parâmetro de forte expressão sobre a tendência à erosão laminar, sendo essa, a causa de grandes problemas tanto em escala local como regional, com sérios reflexos ambientais. Silva *et al.* (2005) reiteram que além da estrutura e da granulometria, o manejo do solo desempenha importante participação na retenção de água no solo com intervenção sobre as respostas hidrológicas.

A ação erosiva resultante do escoamento superficial pode ter como consequência a formação de sulcos, ravinas e voçorocas a partir do fluxo concentrado de água, o qual

transporta sedimento pela superfície da encosta e, de acordo com sua intensidade, pode ser responsável pela evolução de áreas degradadas (COSTA *et al.*, 2014).

Carvalho *et al.* (2012) Avaliando o escoamento superficial na interação: cobertura vegetal e práticas de controle de erosão em parcela experimentais montadas diretamente no campo com acultura do feijão, relatam que o manejo adequado do solo deve englobar um conjunto de práticas agrícolas que proporcionem máxima retenção da água das chuvas, adaptem a velocidade de infiltração de água no solo, reduzam a velocidade de escoamento da água, aumentem a capacidade de armazenamento de água no solo e proporcionem boas condições físicas e químicas no solo para o desenvolvimento das culturas.

Neste contexto, considerando que os processos erosivos na região tropical brasileira têm como agente deflagrador as águas pluviais, é imprescindível avaliar como tais águas circulam em superfície durante e após os eventos chuvosos. Segundo Moruzzi *et al.* (2009) a avaliação do escoamento superficial é essencial para o entendimento dos processos erosivos.

Outro fator relevante é a precipitações pluviométricas de maior intensidade e com grande frequência, essas elevam o risco de ocorrência da erosão. Essas características são mais significativas quando associadas às condições de relevo movimentado, características físico-hídricas do solo adversas, uso e manejo do solo inadequados. A erosão hídrica proveniente de chuvas intensas tem ocasionado problemas de ordem ambiental, econômico e social relevantes ao equilíbrio natural dos agrossistemas em uso (SANTOS *et al.*, 2010).

3.3 – Processos erosivos

3.3.1 – Perdas de solo por erosão hídrica e suas consequências

O impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo constitui o ponto inicial da erosão hídrica. Em localidades onde a erosividade da chuva é elevada e a superfície do solo se encontra desprovida de cobertura vegetal, pode ocorrer grande degradação com consequentes perdas de solo, água e nutrientes, fatores essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Segundo Cardoso *et al.* (2012), a perda de solo e os elementos que lhe são associados, podem causar danos ambientais, como o assoreamento e a eutrofização de cursos d'água, além de prejuízo econômico ao produtor e à sociedade.

A erosão do solo pode ser definida como desprendimento e remoção do solo pelo vento e pela água em movimento. Neste processo e, em especial sob condições de chuva

pesada, a estrutura do solo se deteriora (ALFSEN *et al.*, 1996), reduzindo a produtividade das culturas e a capacidade de armazenamento de água, e, direta e indiretamente, causando poluição das águas (PARK *et al.*, 2011).

A erosão do solo continua a ser uma das principais causas de degradação deste recurso natural. Portanto, as suas características são essenciais no entendimento das perdas de solo, sendo reconhecido como um processo influenciado pela erodibilidade do solo (VITTE *et al.*, 2007) e pela energia cinética das chuvas, na forma de índice de erosividade (EI_{30}) (MÉNDEZ *et al.*, 2011) e pela cobertura vegetal (CAVALCANTI *et al.*, 2009). A questão da erosividade das chuvas pode ser mais preocupante nos primeiros meses do ano, período que normalmente se registra na região em estudo, altas precipitações (SANTOS, 2012) e normalmente no início da estação chuvosa o solo se encontra com pouca cobertura vegetal. Com isto, o potencial erosivo das chuvas contribui com a deterioração da estrutura do solo (ALFSEN *et al.*, 1996). As características das precipitações que mais interferem no processo de erosão do solo são a intensidade, a duração e a frequência com que as chuvas ocorrem e a sua erosividade (SANTOS *et al.*, 2009). Portanto, a chuva se constitui como parâmetro essencial no entendimento do escoamento e das perdas de solo.

Em estudos dos impactos gerados por distintos usos da terra sobre o processo erosivo em pequenas bacias rurais cultivadas, Gafur *et al.* (2003) constataram a forte influência da intervenção antrópica sobre a produção de sedimentos em Bangladesh. As microbacias estudadas pelos autores foram propositalmente alteradas, com tratamento de corte e queima da vegetação, constatando-se profundas mudanças no comportamento hidrológico e na produção de sedimentos nas unidades monitoradas. Os autores sugerem ainda que o escoamento superficial anual, no ano com tratamento de corte, queima e cultivo foi incrementado em 16%, enquanto que, o escoamento direto anual de pequenas bacias hidrográficas a longo prazo de pousio e/ou vegetação perene variou entre 15 e 24% da precipitação anual.

A erosão do solo constitui a principal causa do empobrecimento precoce das terras produtivas. As enxurradas, provenientes das águas que não foram retidas ou infiltradas no solo, transportam partículas de solo em suspensão e nutrientes necessários às plantas (SANTOS *et al.*, 2009). Dessa forma, o conhecimento dos fatores envolvidos no processo erosivo apresenta grande importância para o planejamento conservacionista na atividade agrícola e suas interações ambientais (SOUZA *et al.*, 2010).

A classificação da erosão hídrica em três principais formas: laminar, em sulcos ou em voçorocas é consenso entre os pesquisadores da área (BERTONI, LOMBARDI NETTO,

1993; SCHÄFER *et al.*, 2001; CAVICHIOLO, 2005). Destaca-se que as mesmas podem ocorrer isoladamente ou simultaneamente no mesmo terreno.

A erosão laminar é caracterizada por remover camadas superficiais delgadas de solo devido ao fluxo da enxurrada, arrastando primeiramente as partículas mais leves de solo predominantemente em suspensão. Esta forma de erosão é de difícil percepção, sendo que, em estágios avançados além do abaixamento da superfície, podem-se observar áreas de coloração mais clara e afloramento de raízes das plantas perenes, bem como a formação de patamares nas gramíneas.

A erosão em sulco caracteriza-se pela formação de sulcos em pequenas irregularidades do terreno, onde a enxurrada se concentra atingindo volume e velocidade suficientes para escavá-lo, sendo ocasionada por chuvas de alta intensidade, em terrenos íngremes e com longas vertentes e solos de alta erodibilidade.

A erosão na forma de voçorocas é ocasionada por grandes concentrações de enxurrada que passam, ano após ano, no mesmo sulco em solos profundos. Tal fato resulta em um elevado deslocamento de grandes massas de solo com a formação de grandes cavidades em extensão e profundidade.

Em termos, a erosão hídrica resulta em efeitos muito drásticos, pois promove desagregação e o transporte das partículas do solo, acelerando o depauperamento das terras agrícolas, além de causar poluição e assoreamento de cursos de água. A erosão hídrica pode ser influenciada quantitativamente pela intensificação do uso e manejo do solo, sendo que a maioria das operações agrícolas utilizadas atualmente revolve e expõe a superfície do solo à ação das chuvas (SOUZA *et al.*, 2010).

Os efeitos negativos da erosão do solo incluem a poluição das águas dos reservatórios, o assoreamento dos rios, a perda de nutrientes conduzindo ao empobrecimento do mesmo e em situações extremas à desertificação. A manutenção da cobertura do solo se apresenta como fator indispensável na prevenção da erosão conforme observado por Lobato *et al.* (2009) em estudos de avaliação das perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica no semiárido brasileiro e por Hidrayat *et al.* (2012) em Bogor na Indonésia.

A cobertura vegetal é a defesa natural do solo contra a erosão hídrica, podendo reduzir em até 75 % as perdas de solo durante os eventos de precipitação (TARTARI *et al.*, 2012). Segundo Guan-Hua *et al.* (2011) a vegetação e a precipitação são dois fatores importantes que afetam a erosão do solo resultando em perda de nutrientes. Estudo realizado por Ouyang *et al.* (2010), em bacia hidrográfica na China confirmam que a cobertura vegetal proporciona acentuada redução da erosão e da perda de sedimentos.

Dados de perda de solo coletados em diferentes partes do mundo mostram que as taxas de perda por erosão em voçorocas representam um mínimo de 10% e um máximo de 94% da produção total de sedimentos causados pela erosão hídrica (POESEN *et al.*, 2003).

A erosão do solo geralmente está associada a práticas agrícolas em países tropicais e regiões semiáridas, como desmatamento, queimadas. A mesma diminui a fertilidade do solo e traz uma série de impactos negativos ao meio ambiente, tornando-se dessa forma uma ameaça à agricultura sustentável, produção e qualidade da água na região (PRASANNAKUMAR *et al.*, 2012).

Silva Filho *et al.* (2012) analisando a perda de água e solo em parcela de erosão de 20 m² na área experimental pertencente ao Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia do Ceará (IFCE) Campus Iguatu, sob chuva natural com intensidade de 1322 mm, para o ano de 2011, constatou perdas de solo que variam de 2.275 kg ha⁻¹ para parcela com vegetação de capim e 23.500 kg ha⁻¹ para parcela com solo nu, verificando dessa forma o efeito benéfico da cobertura vegetal.

Em outro estudo realizado na Estação Experimental da Caatinga da Embrapa Semiárido no município de Petrolina-PE, Cavalcanti *et al.* (2012) monitoraram perdas de solo e água em diferentes sistemas de cultivo na caatinga sobre parcelas de 50 m², sendo observado no ano de 2011, para valores de 456 mm de precipitação, perdas de 1.314,0 kg ha⁻¹ em solo descoberto e 20,8 kg ha⁻¹ em solo com vegetação nativa da caatinga.

3.4 – Processos de perda de nutrientes

3.4.1 – Perdas de nutrientes do solo por erosão hídricas e suas consequências

Os nutrientes existentes no solo, especialmente na sua camada superficial, são transportados principalmente pela água de escoamento superficial adsorvido aos sedimentos do solo. Com isto, este processo se torna uma das maiores fontes de poluição dos reservatórios de águas superficiais e subterrâneas, além de causar o empobrecimento do solo (BARBOSA *et al.*, 2009). A perda de nutrientes em ecossistemas agrícolas de região semiárida é determinada pelo volume de solo erodido com as chuvas, e seguem em ordem descendente a seguinte relação: Ca > Mg > P > K > Na > Mn > Fe > Cu > Zn (FREITAS *et al.*, 2013).

Estudo de avaliação da perda de nutrientes por erosão e suas implicações na qualidade da água realizados por Munodawafa (2007) em Zimbabwe no continente africano,

constatou forte influência do sistema de manejo convencional na perda de nutrientes e na contaminação dos reservatórios de água.

Lui *et al.* (2014) estudando a perda de nutrientes do solo sob condições de chuva simulada no Norte da China, concluíram que a intensidade da chuva e o escoamento superficial foram os fatores que mais contribuíram para a perda dos mesmos.

Perdas de nutrientes do solo também podem ser influenciadas pela criação desordenada de bovinos. Estudos realizados por Vadas *et al.* (2013) no monitoramento da perda de nutrientes a partir de lotes de bovinos de leite, em Madison-USA, mostraram que a perda de nutrientes foi proporcional à densidade de ocupação por bovinos.

Até a década de 50, grande parte da produção agrícola mundial tinha origem a partir de pequenas propriedades familiares onde eram aplicados fertilizantes orgânicos no solo e seus resíduos assimilados pelo próprio solo. Após este período, houve uma tendência mundial à produção agrícola em grandes propriedades com intensa mecanização e predominância de monoculturas, o que elevou a produção agrícola e, conseqüentemente, o uso de fertilizantes e defensivos. Estas mudanças no manejo do solo para adequação à produção intensiva resultaram em um aumento da erosão e da perda de solo, causando um enriquecimento dos corpos de água com nutrientes – especialmente o nitrogênio e o fósforo, adsorvidos aos sedimentos – provenientes de áreas agrícolas fertilizadas e do manejo de animais no campo. Os sedimentos, especialmente as frações finas, são carregadores primários de nutrientes, tais como os fosfatos e os íons amônio (MANSOR, 2005).

A disponibilidade de nutrientes no solo é normalmente afetada pelas alterações sofridas pelo solo em decorrência das práticas de cultivo e das rotações de culturas adotadas pelos produtores. Nos últimos anos tem aumentado a área cultivada sob sistema de semeadura direta no Brasil, principalmente por ser este um sistema mais sustentável com relação à conservação do solo e ciclagem de nutrientes pelas culturas (PAVIANO *et al.*, 2009).

Segundo Oliveira *et al.* (2012), o preparo e o manejo do solo podem influenciar as taxas de erosão hídrica proporcionando diminuição da fertilidade física, química e biológica, acarretando sérios danos ao setor agropecuário.

Bertol *et al.* (2004) afirmam que as perdas de nutrientes por erosão hídrica são influenciadas pela sua concentração na água e nos sedimentos e pela perda total de água e de sedimentos por erosão. A concentração de nutrientes na água e nos sedimentos, por outro lado, varia com sua concentração no solo, a qual é influenciada pelas adubações e pela cobertura e manejo do solo. Assim, as concentrações de nutrientes no material transportado, mesmo que relativamente pequenas para alguns nutrientes, podem representar grandes

quantidades de adubos perdidos em decorrência da erosão, e que devem ser adicionados ao solo para que a sua capacidade produtiva se mantenha em níveis adequados (CASSOL *et al.*, 2002).

Já Tomazini *et al.* (2012) em estudo sobre as perdas de solo, água e nutrientes em sistemas conservacionistas e convencionais, concluiu que o manejo conservacionista promove menores perdas de solo e nutrientes via erosão em virtude da cobertura vegetal, obtendo dessa forma perdas de Potássio com 842,67 mg / ha e em sistema convencional sem cobertura vegetal perdas de 1854,56 mg / ha.

Estudos realizados por Aguiar *et al.* (2006) para avaliação das perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE mostraram que os teores totais de macro e micronutrientes perdidos foram proporcionais as de solo e água, embora a cobertura vegetal tenha grande influência no processo de retenção de nutrientes, conforme Lui *et al.* (2012).

Bertol *et al.* (2007) avaliando as perdas de P, K, Ca e Mg na água de enxurrada (solúveis) e nos sedimentos (trocáveis), no sul catarinense, observaram que as concentrações dos mesmos nos sedimentos foram expressivamente maiores do que as de água de enxurrada.

3.5 - Avaliação financeira das perdas de nutrientes

O solo é o recurso natural mais intensamente utilizado na produção agrícola, podendo, por isso, ter sua capacidade produtiva comprometida pela erosão, em decorrência do carreamento dos nutrientes existentes na camada superficial. Assim, o conhecimento das perdas de nutrientes do solo é de fundamental importância para a estimativa dos custos econômicos da perda dos mesmos.

O manejo constituído de desmatamento e queima para a implantação de cultura e a criação de animais pode ocasionar escassez de nutrientes do solo, em virtude da exposição do solo a processos erosivos. Dessa forma a erosão do solo traz uma série de consequências negativas, dentre elas as econômicas (TELES *et al.*, 2010). Segundo Carvalho *et al.* (2012) a erosão tende a elevar os custos de produção dos produtos agropecuários, uma vez que se aumenta a necessidade de uso de corretivos e fertilizantes, e reduz-se a eficiência operacional das máquinas, além dos custos adicionais com as próprias práticas para controle da erosão.

Além desses fatores, o escoamento superficial transporta nutriente e matéria orgânica, o que também compromete a qualidade das águas superficiais. Em razão disso, é importante entender os mecanismos e as formas de saída da água e sedimentos das lavouras

por meio do escoamento superficial, em decorrência do impacto que este fenômeno vem causando ao ambiente (PELES, 2007).

Bertol *et al.* (2007) avaliando o custo financeiro decorrente das perdas de alguns nutrientes perdidos por erosão hídrica observaram perdas totais de US\$ 24,94 por hectare por ano em Cambissolo Húmico Alumínico sob parcela cultivadas em sistema de rotação de culturas com P expresso na forma de superfosfato triplo, K^+ na forma de cloreto de potássio e de Ca^{2+} e Mg^{2+} na forma de calcário.

Segundo Pimentel *et al.* (1995) as perdas de nutrientes em cultivo convencional de soja nos Estados Unidos, representaram US\$ 23/ha, enquanto os prejuízos na produção chegaram a US\$ 77/ha, entre outros custos, podendo atingir um valor total de US\$ 146 por hectare.

De forma semelhante Carvalho *et al.* (2014) avaliando o custo econômico da erosão do solo em quatro bacias pertencente ao Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia de Ceará Campus Iguatu – CE, constataram valores totais para reposição de nutrientes de US\$ 24,36 por hectare por ano. Os valores econômicos foram calculados a partir das perdas de solo por tratamento

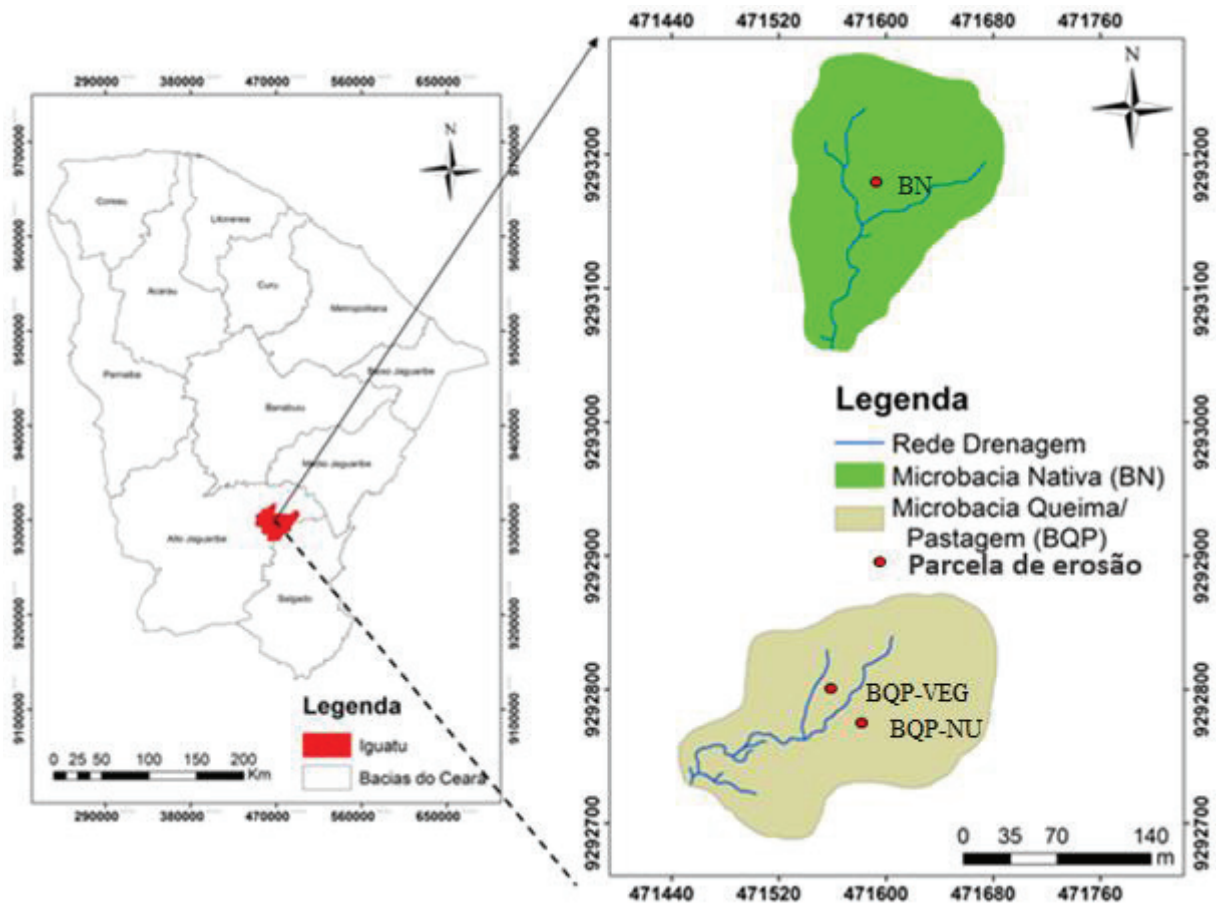
Apesar de difícil e pouco usual, a valoração econômica dos efeitos da erosão do solo permitem a conscientização da sociedade para a necessidade de implantação de políticas que incentivem a adoção de práticas conservacionistas do solo (TELLES *et al.*, 2010). Segundo Bojo *et al.* (1996), essas perdas de nutrientes estão associadas diretamente com a perda de produtividade, além da sedimentação e eutrofização dos cursos de água e reservatórios (ALFSEN *et al.*, 1996).

4 – MATERIAL E MÉTODOS

4.1 – Localização da área experimental

A área de estudo está localizada no semiárido cearense, mais precisamente na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe no município de Iguatu, em duas microbacias experimentais pertencentes ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) Campus Iguatu. A área experimental está localizada entre as coordenadas geográficas $6^{\circ}23'36''$ a $6^{\circ}23'57''$ S e $39^{\circ}15'15''$ a $39^{\circ}15'30''$ W com altitude média de 217,8 m (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área em estudo no Estado do Ceará, Brasil.



Fonte: Autor (2014).

As microbacias são formadas por cursos d'água classificados, segundo Sthalher, como de 2ª ordem, sendo desta forma, áreas de nascentes. Quanto ao regime hidrológico, os mesmos se classificam como efêmeros e permanecem secos na maior parte do tempo, mesmo

durante a estação chuvosa. Os estudos na área foram realizados no decorrer dos anos 2013 e 2014, as áreas foram devidamente delimitadas e caracterizadas por Alves (2008). Na Tabela 1 estão apresentadas as características morfométricas das unidades experimentais definidas pela Microbacia Nativa (BN) e Microbacia Queima/Pastagem (BQP). As metodologias de cálculos foram as mesmas utilizadas por Villela e Matos (1975).

Tabela 1 – Características morfométricas das microbacias experimentais BN e BQP.

Características	Microbacias		Unidade
	BN	BQP	
Área da bacia (Ab)	2,060	2,80	ha
Perímetro (P)	594,50	696,75	m
Comprimento do talveque (Lt)	183,87	187,90	m
Comprimento do curso principal (Lcp)	252,11	238,20	m
Comprimento da bacia (Lb)	204,40	253,90	m
Declividade da bacia (Db)	10,59	5,57	%
Fator de forma (Rf)	0,49	0,43	-
Coeficiente de compacidade (Kc)	1,16	1,17	-
Densidade de drenagem	192,59	146,29	m ha ⁻¹
Tempo de concentração (Tc)	0,06	0,07	m
Extensão média do escoamento	20,50	29,40	m
Sinuosidade do curso principal	2,06	2,80	-

Fonte: Santos (2012a).

4.1.1 - Classificação climática

O clima da região é do tipo BSw'h' (Semiárido quente) de acordo com a classificação climática de Köppen, com temperatura média sempre superior a 18 °C no mês mais frio. A precipitação média histórica no município de Iguatu é de 867 ± 304 mm com 85% de concentração no período de janeiro-maio, sendo cerca de 30% das mesmas registradas no mês de março (AGRITEMPO, 2013). Os valores médios históricos anuais de precipitação dos últimos 30 anos registrado no município em estudo estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Características climáticas para o município de Iguatu, Ceará, nos últimos 30 anos.

Variável	Valor médio	Unidade
Precipitação pluviométrica média	867,0	mm ano ⁻¹
Temperatura máxima média	31,7	°C
Temperatura mínima média	20,3	°C
Radiação solar média anual	5,63	kWh m ⁻² dia ⁻¹
Insolação média	2897,6	h ano ⁻¹
Umidade relativa média do ar	61,8	%
Evaporação média	1988,0	mm ano ⁻¹
Velocidade média do vento	2,1	m s ⁻¹

Fonte: Estação Meteorológica do IFCE Campus Iguatu – CE.

A precipitação pluviométrica na região concentra-se principalmente nos meses de janeiro a maio, sendo os maiores valores constatados no mês de março. A distribuição mensal é marcada por uma alta variabilidade, podendo em um único mês concentrar um acumulado superior ao total anual de um ano seco.

O ano hidrológico normalmente inicia-se na primeira quinzena do mês de janeiro quando os primeiros eventos de precipitação pluviométrica são suficientes apenas para umedecer o solo depois de longos períodos sem chuva (julho e dezembro), sendo o escoamento superficial observado normalmente quando o evento acumulado for maior que 30 mm, conforme observações dos anos hidrológicos de 2013 e 2014. Essa distribuição é influenciada principalmente pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) do Atlântico Norte que de acordo com Xavier (2001), é a faixa correspondente ao encontro dos ventos alísios de sudeste com os ventos alísios de nordeste, sendo a ZCIT influenciada pelas temperaturas oceânicas.

4.1.2 - Solo

O relevo é pouco acidentado, com solos relativamente profundos com presença elevada de silte nas camadas superficiais e subsuperficiais. Devido ao tipo de argila presente nos solos das microbacias é comum o surgimento de rachaduras na superfície nas épocas secas do ano e encharcamento no período chuvoso, conforme averiguações de Alves (2008), tornando-se a área de difícil acesso e locomoção (Figura 2).

Figura 2 – Detalhe da estrutura do solo com formação de fendas, período seco (a) e acesso a área no período chuvoso (b).



(a)



(b)

Fonte: Autor (2014).

Para classificação do solo foram abertas trincheiras nas duas microbacias, a primeira representativa da microbacia BN (Figura 3a) e a segunda representativa da microbacia BQP (Figura 3b).

Figura 3 – Perfil do solo das microbacias estudadas, microbacia BN (a) e microbacia BQP (b).



(a)



(b)

Fonte: Autor (2014).

O solo da microbacia BN foi classificado como Vertissolo Ebânico Carbonático Típico e o da microbacia BQP como Luvisolo Crômico Carbonático Típico, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006).

4.2 – Período de coleta das amostras

O estudo ocorreu durante os anos de 2013 e 2014 com chuvas concentradas de janeiro a junho, correspondendo à estação chuvosa da região. As coletas das amostras para quantificação dos nutrientes solúveis foram realizadas a cada evento de chuva erosiva (que geraram escoamento superficial) para um volume acumulado de 24 horas.

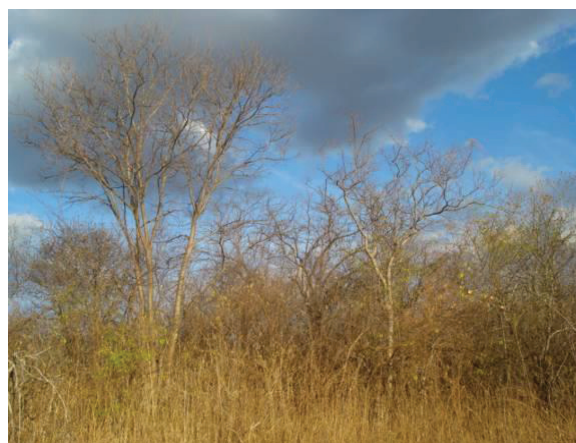
4.3 - Microbacias monitoradas

A microbacia BN possui uma área de drenagem de 2,06 ha com declividade média de 10,59 % (Tabela 1) e foi mantida com cobertura vegetal de Caatinga Nativa em condição original da região (Figura 4). A vegetação apresenta uma caatinga fechada cobrindo totalmente o solo no período chuvoso (Figura 4a), o que permite pouco desenvolvimento do estrato herbáceo. Cabe salientar que a vegetação perde suas folhas durante o longo período de estiagem da estação seca (Figura 4b), o que é uma característica da vegetação do bioma caatinga que faz com que no início da estação chuvosa, ocorra uma alteração das respostas hidrológicas.

Figura 4 – Microbacia experimental BN com cobertura de caatinga nativa na estação chuvosa (a) e na estação seca (b).



(a)



(b)

Fonte: Autor (2014).

A microbacia BQP possui uma área de drenagem de 2,8 ha com declividade média de 5,57 % (Tabela 1) e foi desmatada, queimada e plantada com capim forrageiro *Andropogon gayanus* Kunt, para posterior pastejo com animais bovinos (Figura 5), prática bastante empregada por agricultores do semiárido brasileiro. Para este tratamento utilizou-se

35 animais bovinos de raça holandesa que permaneceram na área por um período de dois meses alternando com descanso de um mês. Esse tratamento foi aplicado com propósito de verificar a influência dessa prática sobre o escoamento superficial, erosão hídrica e perda de nutrientes em pequenas bacias rurais. O pastejo ocorreu nos meses de agosto e setembro dos anos de 2012 e 2013. As Figuras 5a e 5b mostram os diferentes tratamentos aplicados na microbacia BQP.

Figura 5 – Microbacia experimental BQP com tratamento por desmatamento e queima (a), na época do plantio com capim forrageiro (b), com o capim forrageiro desenvolvido (c) e com pastejo com bovinos (d).



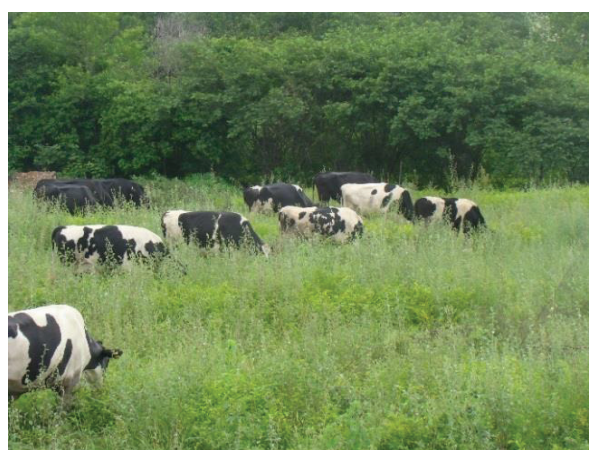
(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Autor (2014).

4.4 - Obtenção dos dados de precipitação e erosividade

Os dados pluviográficos foram obtidos através de um pluviômetro *Ville de Paris* (Figura 6a) e de um pluviógrafo de báscula (Figura 6b) instalados em cada uma das

microbacias. Os instrumentos foram desenvolvidos e calibrados no Laboratório de Eletrônica e Mecânica da Agronomia (LEMA) do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará (UFC). O pluviômetro de balança foi calibrado para uma resolução de 0,254 mm e os dados foram adquiridos e enviados para memória interna do *data logger* de uma PCD automática em cada uma das microbacias, a qual faz registros dos dados a cada cinco minutos. Maiores detalhes da calibração e confecção do equipamento podem ser encontrados em Alves (2008).

Figura 6 – Pluviômetro *Ville de Paris* (a) e pluviógrafo (b) instalados nas áreas de estudo no município de Iguatu-CE.



(a)



(b)

Fonte: Autor (2014).

Com base nos dados de precipitação foram calculadas as intensidades (I) de cada evento, em mm h^{-1} , além da máxima intensidade em trinta minutos, I_{30} em mm h^{-1} , através das leituras do pluviógrafo. A energia cinética (EC) associada à chuva, em MJ ha^{-1} foi obtida pela Equação 3, proposta por Wischmeier e Smith, (1978) modificada por Foster *et al.* (1981).

$$EC = 0,119 + 0,0873 \log I \quad (3)$$

Em que: EC - energia cinética da chuva, em MJ ha^{-1} , I - intensidade da chuva, em mm h^{-1} .

Os valores obtidos através da Equação (3) foram utilizados para o cálculo do índice de erosividade- EI_{30} a partir da Equação 4 a seguir:

$$EI_{30} = EC \times I_{30} \max \quad (4)$$

Em que: EI_{30} - índice de erosividade, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, EC - energia cinética da chuva, em MJ ha^{-1} e $I_{30\max}$ - intensidade máxima média da chuva em 30 minutos, em mm h^{-1} .

Para interpretação do índice de erosividade foi utilizada a proposta de Carvalho, 2008 *Apud Santos et al.* (2012b) que classifica a erosividade quanto ao seu poder de impacto ao meio ambiente. O valor que representa o fator “R” da equação universal de perda de solo pode assim ser utilizado para a região estudada.

Tabela 3 – Classes para interpretação do índice de erosividade.

Erosividade ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	Classe de erosividade
$R \leq 2452$	Erosividade fraca
$2452 < R \leq 4905$	Erosividade moderada
$4905 < R \leq 7357$	Erosividade moderada a forte
$7357 < R \leq 9810$	Erosividade forte
$R > 9810$	Erosividade muito forte

Fonte: CARVALHO (2008) *Apud SANTOS et al.* (2012a).

O coeficiente de escoamento superficial (C) que expressa o quanto da precipitação (ppt) converte-se em deflúvio foi calculado pela razão entre a lâmina escoada e a precipitação, segundo a Equação 5.

$$C = \left(\frac{L}{ppt} \right) \quad (5)$$

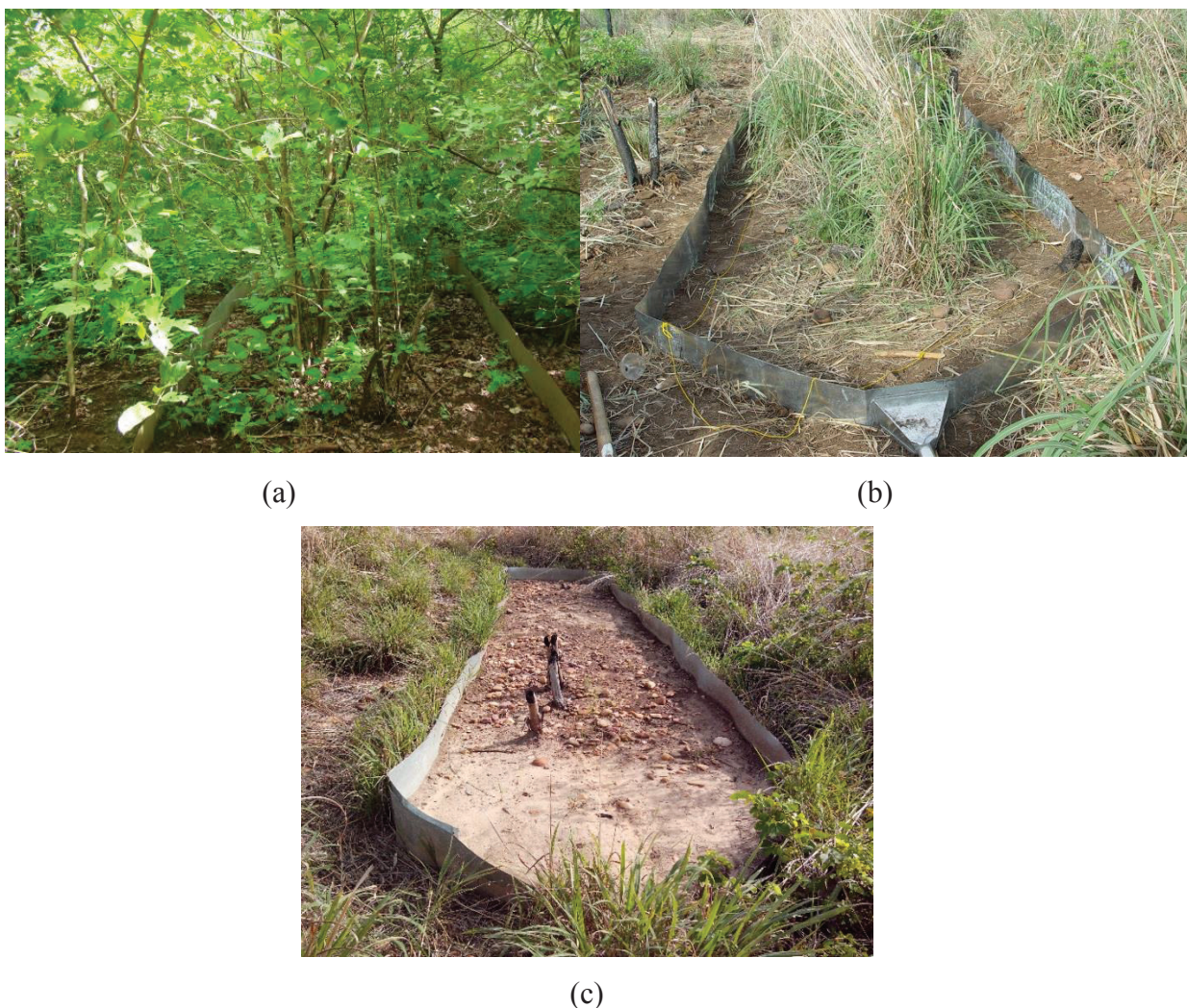
Em que: C – coeficiente de escoamento superficial; L – lâmina escoada (mm); ppt – precipitação (mm).

4.5 - Monitoramento das perdas de água, solo e nutrientes

Para quantificar as perdas de nutrientes pela ação da erosão foram instaladas três parcelas de erosão com área igual a 20 m^2 ($2 \times 10 \text{ m}$) com o comprimento maior obedecendo o sentido da declividade do terreno. As parcelas foram distribuídas nas microbacias em estudo (BN e BQP) da seguinte forma: uma na área nativa, (BN), sem tratamento (Figura 7a) e duas

na área com tratamento (BQP) sendo uma com cobertura vegetal (BQP-VEG.) (Figura 7b) e outra em solo nu (BQP-NU) (Figura 7c), representando assim de forma mais completa as condições dos manejos estudados.

Figura 7 – Parcela de erosão BN (a), Parcela de erosão BQP-VEG (b) e Parcela de erosão BQP-NU (c).



Fonte: Autor (2014).

As parcelas foram delimitadas com chapa de aço galvanizado com 0,30 m de altura, e enterradas a 0,15 m no solo (Figura 8a). A parte da parcela localizada na parte mais baixa foi conectada a um sistema coletor constituído de três tanques com capacidade de 30, 100 e 200 L, respectivamente. O primeiro tanque (Figura 8b) é composto com um sistema de sete janelas. Após o enchimento do primeiro tanque, $1/7$ do escoamento superficial da parcela é canalizado para o segundo tanque, que uma vez cheio, tem seu excedente conduzido para o terceiro tanque (Figura 8c). Com o somatório do volume armazenado no primeiro tanque mais

sete vezes o volume armazenado no segundo e terceiro tanques, pode-se calcular a lâmina escoada por evento e o coeficiente de escoamento superficial, com base no procedimento descrito por Wischmeier e Smith, (1978).

Figura 8 – Parcela experimental de erosão de 20 m² (a), primeiro tanque coletor (b), segundo tanque coletor (c) e coleta de amostra (d).



(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Autor (2014).

4.6 - Coleta de amostra de água de escoamento superficial

As amostras de água de escoamento superficial foram extraídas do primeiro tanque coletor após o evento de chuva gerador do escoamento. As amostras foram previamente homogeneizadas em garrafas plásticas de 500 mL de capacidade, devidamente identificadas e em seguida conduzidas ao Laboratório de Análise de Água, Solos e Tecido Vegetal do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do (IFCE) Campus Iguatu-CE

onde foram efetuadas as análises químicas para quantificação dos nutrientes solúveis dissolvido na água e a quantificação das perdas de solo através dos sedimentos transportados pela água de escoamento superficial, conforme metodologia descrita pela EMBRAPA (2011).

4.7 - Análise das perdas de solo

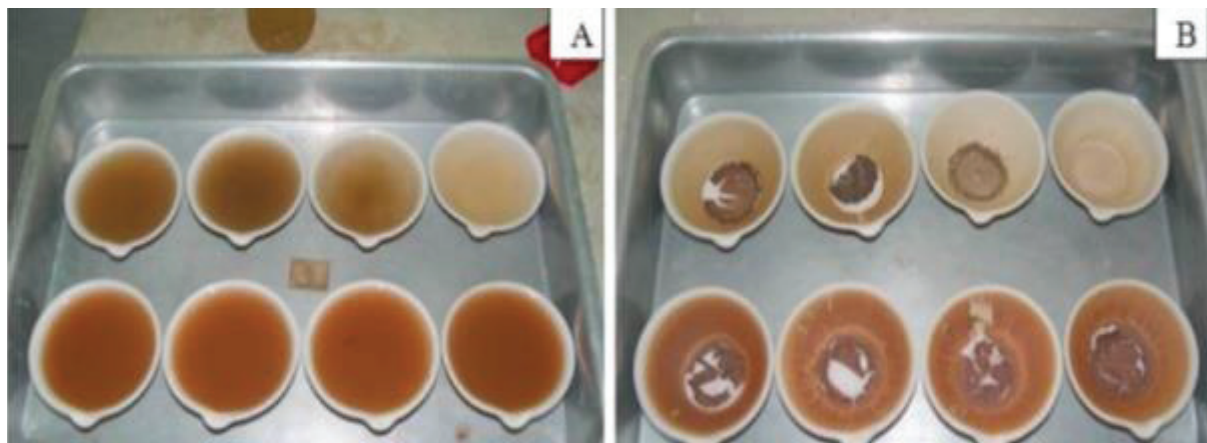
As perdas de solo foram quantificadas através dos sedimentos das amostras de água coletadas após os eventos geradores de escoamento superficial, os quais foram conduzidas ao Laboratório de Água, Solos e Tecido Vegetal do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) Campus Iguatu para análise. Através da quantificação dos sólidos suspensos totais (*SST*) (Figura 9) estimaram-se as perdas de solo em miligrama por decímetro cúbico (mg dm^{-3}), as quais são transformadas em quilograma por hectare de solo (Kg ha^{-1}). As análises de sólidos totais foram realizadas conforme metodologia descrita em APHA (2005).

Para a quantificação dos sólidos suspensos totais (*SST*) da água de escoamento superficial que expressa o quanto de solo foi perdido por quilograma por hectare de solo (Kg ha^{-1}) foi utilizada a Equação 6.

$$SST = \frac{100 \cdot (B-A)}{\frac{VA}{1000}} \quad (6)$$

Em que: *SST* – Sólidos suspensos totais, *A* – Peso da cápsula; *B* – Peso da cápsula com resíduo após secagem, *VA* – Volume escoado.

Figura 9 – Determinação das concentrações de sólidos suspensos totais na água de escoamento: Cápsulas com amostra de água antes da evaporação (A) e cápsulas após a evaporação



Fonte: Santos (2012).

4.8 - Análise de perdas de nutrientes (solúveis e trocáveis)

Para realização do estudo foram analisados os parâmetros de: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), fosfato (PO_4^{3-}), potássio (K^+) dissolvidos na água de escoamento superficial (nutrientes solúveis) e no solo da camada superficial de (0 a 20 cm) de profundidade (nutrientes trocáveis).

Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} solúveis na água de escoamento superficial foram determinados pelo método titulométrico do ácido etilenodiaminatetracético (EDTA). Para a determinação do (PO_4^{3-}) solúvel foi utilizado a metodologia do ácido ascórbico, a qual se baseia na redução do complexo fosfato molíbdico de amônio pelo ácido ascórbico na presença de antimônio (APHA, 2005). As análises foram realizadas em um espectrofotômetro UV-Vis FENTO 700 PLUS. Os teores de K^+ foram determinados por fotometria de emissão de chama, conforme EMBRAPA (2011). As análises foram realizadas em um fotômetro de chama ANALYSER modelo 910M.

Para determinação dos nutrientes trocáveis foi realizada a extração dos mesmos na camada de solo coletada. Para a extração do Ca^{2+} e Mg^{2+} utilizou-se uma solução de cloreto de potássio 1 mol L^{-1} , para o K^+ e PO_4^{3-} foi empregada uma solução MEHLICH – 1 (HCl (0,05M) e H_2SO_4 (0,0125M), respectivamente). Os sólidos suspensos totais foram determinados utilizando cápsulas de porcelana com alíquota de 100 mL da amostra de água da enxurrada, a qual foi evaporada em banho-maria e levada à estufa a 105°C por uma hora para eliminação da umidade residual.

A partir dos dados obtidos através da análise dos parâmetros citados acima, pode-se extrapolar as perdas dos mesmos para a bacia, avaliando o impacto sobre a área manejada e comparando-o com a área nativa.

4.9 - Conversões econômicas das perdas de nutrientes

Para o cálculo do valor econômico das perdas de nutrientes solúveis e trocáveis, procedeu-se o somatório das perdas dos mesmos e em seguida foi realizada a conversão para quilograma/hectare/ano. Para a determinação dos custos financeiros foi procedida a conversão dos nutrientes perdidos em quantidades equivalentes de adubos correspondentes às perdas totais de cada nutriente por tratamento, por parcela de 20 m², as quais foram extrapoladas para a área de um hectare.

As quantidades de PO₄³⁻ e K⁺ perdidos pela erosão hídrica (kg ha⁻¹ ano⁻¹) foram convertidas e expressas nas seguintes fórmulas comerciais: superfosfato triplo (P₂O₅) e cloreto de potássio (KCl) levando-se em conta uma porcentagem média de P₂O₅ no superfosfato triplo de 41 % e de 60% de K₂O no cloreto de potássio (Tabela 4). A soma dos teores de Ca e Mg (Ca + Mg) foi convertida em calcário dolomítico com 46 % da mistura de óxidos, sendo 28 % de CaO e 18 % de MgO. Os nutrientes acima mencionados foram quantificados em quilograma por hectare por ano (Kg ha⁻¹ ano⁻¹) e suas perdas expressas em dólar por hectare por ano (US\$ ha⁻¹ ano⁻¹), adotando-se a equivalência monetária a época do estudo. Para esses cálculos adotou-se os preços dos adubos cotados nas lojas de produtos agropecuários da cidade de Iguatu-CE, em 25 de outubro de 2014.

Tabela 4 - Conversão dos nutrientes em fórmulas comerciais.

Elemento	Fertilizante	Composição (%)
K ₂ O	Cloreto de potássio (KCl)	60
P ₂ O ₅	Superfosfato triplo (SFT)	41
CaO + MgO	Calcário dolomítico (calcário)	46

Fonte: Autor (2014).

A abordagem adotada, referente ao custo das perdas de nutrientes do solo, parte da hipótese que ao perder as condições naturais de fertilidade, dado o impacto causado pela erosão hídrica, o ativo ambiental (solo) perde qualidade ambiental e a reposição desta qualidade pode, em parte, ser restabelecida pela recuperação das condições necessárias à

manutenção da qualidade do mesmo. Portanto, sob a perspectiva da economia ambiental, o uso do método em questão estima valores representativos dos custos ambientais associados aos efeitos internos à área de produção agrícola (CARVALHO *et al.*, 2014).

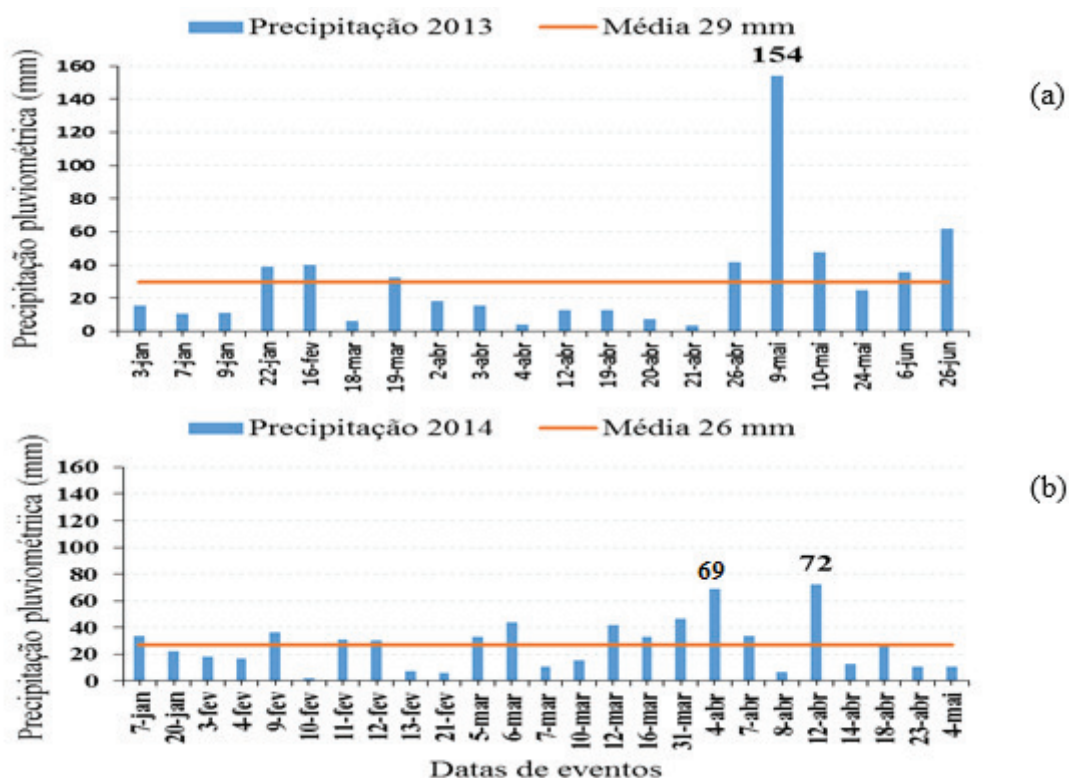
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Características da precipitação

Os estudos sobre o comportamento hidrológico dos anos 2013 e 2014 mostraram volume de precipitação de 630,75 e 742,89 mm, respectivamente no período de janeiro a junho de cada ano, períodos em que ocorreram os estudos. Notadamente o ano de 2014 com uma lâmina 17,8 % maior que o ano de 2013. No entanto, estes dois anos apresentaram precipitações inferiores à média histórica da região (Tabela 2) em 27,2 e 14,3 %, respectivamente. Embora os dois anos de estudo representem baixo volume precipitado esses valores permitiram uma avaliação do processo erosivo, estimando as perdas de solo e nutrientes nos diferentes manejos.

Na Figura 10 observa-se que a precipitação na maioria dos eventos no ano de 2013 não ultrapassou a média dos 30 mm. A maior chuva em 2013 ocorreu no dia 09 de abril com 154 mm de precipitação. Já em 2014 a maior chuva ocorreu no dia 12 de abril com 72 mm, e no geral mais de 75 % dos eventos do período não ultrapassaram os 40 mm de precipitação. Esses baixos valores influenciaram na redução dos processos erosivos.

Figura 10 - Precipitação pluviométrica e média dos períodos de estudo (a) 2013 e (b) 2014.



Fonte: Autor (2014).

Estas variações de precipitações estão relacionadas às características do regime pluviométrico das regiões semiáridas onde ocorrem irregularidades na distribuição da lâmina precipitada. Na Figura 10a observa-se que um único evento (154 mm) pode alterar significativamente a média pluviométrica do ano. Para o ano de 2014 a média pluviométrica de 26 mm foi influenciada pelos eventos ocorridos nos dias 04 e 12 de abril correspondente a precipitações de 69,2 e 72 mm, respectivamente, representado aproximadamente 9 % do total precipitado na estação chuvosa deste ano.

5.2 – Processos erosivos

Ao se avaliar as precipitações durante o ano de 2013, observa-se que a maior concentração foi registrada no mês de abril e maio, correspondendo a 19,7 e 36,4 % do total precipitado, respectivamente. Nesse mesmo período, para erosividade foi registrada uma concentração de 11,1 % para o mês de abril e 58,5 % para o mês de maio, em relação ao total ocorrido na estação chuvosa (Tabela 5). O acréscimo na erosividade (EI_{30}) para o mês de maio se deve a intensidade ($I_{30\max}$) de 71,23 mm registrada para o mesmo período e pelo evento com maior precipitação ocorrido no mês de maio de 2013 (Figura 10a). Para esse período registrou-se EI_{30} com 3.457,45 MJ mm ha h⁻¹.

Tabela 5 - Valores de precipitação, intensidade pluviométrica máxima em 30 minutos ($I_{30\max}$) e erosividade (EI_{30}) das chuvas no período chuvoso de janeiro a junho de 2013 e 2014.

Mês/2013	Precipitação (mm)	$I_{30\max}$ (mmh⁻¹)	EI_{30} (MJ mm ha⁻¹h⁻¹)
Janeiro	78,60	22,05	283,83
Fevereiro	46,30	39,86	366,27
Março	64,80	25,44	246,62
Abril	124,40	39,86	655,77
Maio	229,30	71,23	3.457,45
Junho	87,35	64,93	901,51
	630,75	71,23	5.911,44
Mês/2014	Precipitação (mm)	$I_{30\max}$ (mm h⁻¹)	EI_{30} (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹)
Janeiro	50,38	36,07	634,71
Fevereiro	148,63	50,88	1588,71
Março	218,29	44,10	1519,95
Abril	230,60	100,67	3.029,37
Maio	69,00	49,18	539,06
Junho	26,00	27,28	178,24
	742,89	100,67	7.510,05

Fonte: Autor (2014)

Na Tabela 5, para o ano de 2013, verifica-se que o mês de abril registrou precipitação cerca de 30 % a mais do que o mês de junho, no entanto observando o índice de erosividade (EI_{30}) para o mês de abril o mesmo registrou cerca de 27 % menor do que o mês de junho, esse fato se justifica pela maior intensidade da chuva ocorrido no mês de junho, com cerca de 38 % a mais do que o mês de abril.

Ainda pela Tabela 5 observa-se que no mês de junho uma precipitação de 87,35 mm, sendo que 68 % do total precipitado ou (60 mm) foi registrado em um único evento, 26 de junho (Figura 10a). Para esse mesmo evento a intensidade ($I_{30\max}$) correspondeu 44,59 mm e o índice de erosividade (EI_{30}) a 619,10 MJ mm ha⁻¹h⁻¹, o que expressa a importância de se conhecer a intensidade dos eventos.

Para Dias *et al.* (2003), em estudo sobre a erosividade das chuvas em fortaleza - CE, observou que os riscos de erosão aumentaram particularmente nos meses de fevereiro a maio, visto que, somente nesses quatro meses, as chuvas erosivas (695 mm) foram responsáveis por um elevado valor do índice de erosividade EI_{30} , com um total de 4.709 MJ mm ha h⁻¹, ou seja, 70 % do total médio anual. Já Santos *et al.* (2012), estudando a erosividade e padrões hidrológicos de precipitação no Agreste Central pernambucano, em 2010, para uma precipitação mensal média de 233,43 mm, registrou índice de erosividade de 2.302,43 MJ mm ha h⁻¹.

Para o ano de 2014 observa-se que as maiores precipitações para o ano de 2014, concentraram-se nos meses de fevereiro, março e abril, registrando 80,43 % do total precipitado. Para o mesmo período de estudo registrou-se 81,73 % do total de erosividade. Os valores da Tabela 5 confirmam o comportamento do regime pluviométrico da região semiárida do Nordeste brasileiro onde a concentração das chuvas ocorre principalmente nos primeiros meses do ano caracterizando uma estação de curta duração e alta intensidade e erosividade.

Ainda na Tabela 5 observa-se que os meses de fevereiro e março apresentaram significativa divergência em relação as precipitações, com valores de 148,63 e 218,29 mm, respectivamente. Em relação a intensidade não foram observadas grandes divergências dos índices de erosividades.

Já o mês de abril de 2014 registrou maior intensidade máxima em 30 minutos ($I_{30\max}$), de 100,67 mm h⁻¹, e para o mesmo período a erosividade ($EI_{30\max}$) foi de 3.029,37 MJ mm ha⁻¹h⁻¹. Esses valores são consequências dos eventos com maior volume precipitado no mês de abril (Figura 10b).

Os maiores valores de erosividade para os anos de estudo (2013 e 2014) foram respectivamente registrados nos meses de maio e abril. No entanto os baixos volumes de precipitação para os anos de estudo influenciaram o índice de erosividade, considerado moderado quanto ao seu poder de impacto ao meio ambiente (CARVALHO, 2008),

Altas precipitações são normalmente registradas na região no mês de abril, quando as intensidades atingem valores superiores a 30 mm.h^{-1} , o que pode ser considerado crítico para os processos erosivos (RODRIGUES *et al.*, 2013). Observações similares foram verificados por Santos *et al.* (2007) em Luvisolo Crômico Vértico na região semiárida do estado da Paraíba. Esses autores encontraram uma alta variabilidade mensal da precipitação e erosividade, atingindo maiores valores em fevereiro e abril (53 e 79%, respectivamente) com impactos sobre a erosão do solo.

De acordo com Méndez *et al.* (2011) e Rodrigues *et al.* (2013) a variabilidade espacial das precipitações e da erosividade são consideradas críticas em regiões semiáridas, promovendo correlações entre a erosão do solo e a produção de sedimentos. Embora as variações espaciais não representem grande relevância para o nosso estudo, devido ao pequeno tamanho das áreas de estudo.

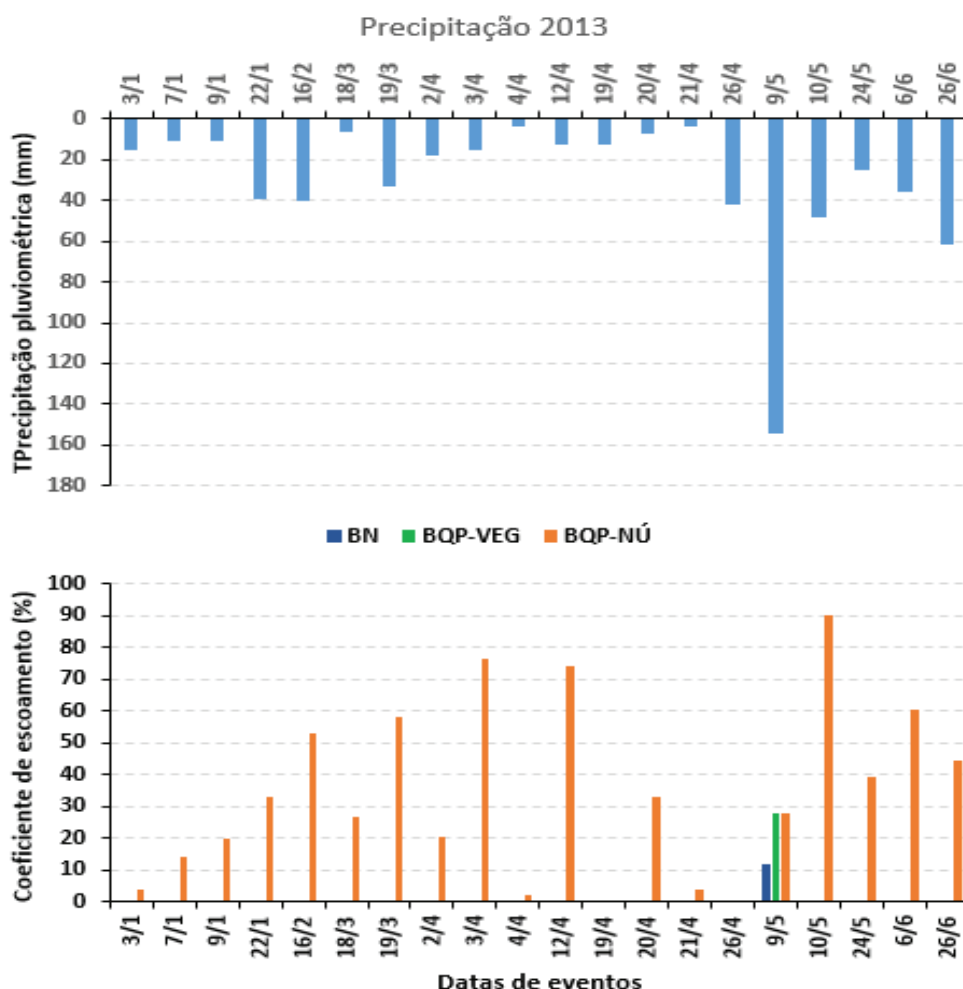
Assim se a erosão não for controlada de forma preventiva pode se tornar um grande risco a degradação do solo. Além de reduzir sua capacidade produtiva para as culturas, ela pode causar sérios danos ambientais, como assoreamento e poluição das fontes de água (COGO *et al.*, 2003).

5.3 – Escoamento superficial

Para o ano 2013, a despeito de ser um ano com precipitação inferior à média da região (Figura 11) observa-se uma distribuição regular ao longo dos meses da estação chuvosa com exceção do evento do dia 9 de abril. O coeficiente de escoamento para a parcela com vegetação nativa de caatinga (BN) foi apenas de 3,15 % (Tabela 6), o que pode ser justificado pelo baixo volume de precipitação no período (Figura 11) e pelo fato da parcela estar localizada em uma área com vegetação nativa preservada, que funciona como interceptor das gotas da chuva, favorecendo a infiltração da água e consequentemente reduzindo o escoamento superficial (MENDEZ *et al.*, 2011). Dessa forma a cobertura vegetal se confirma como eficaz na diminuição da erosão hídrica e das perdas de água por escoamento superficial (Lima *et al.*, 2013), além de proporcionar acentuada redução da erosão e da perda de sedimentos (OUYANG *et al.*, 2010).

Pela Figura 11, observa-se a precipitação e o coeficiente de escoamento para o ano de 2013. Em tempo verifica-se para o período de estudo três eventos com coeficiente de escoamento acima de 70 %, embora a precipitação não apresente altos valores.

Figura 11 – Precipitação e coeficiente de escoamento por evento no ano de 2013 em parcelas de erosão sob diferentes manejos localizada na área de estudo do IFCE Campus Iguatu.



Fonte: Autor (2014).

Na Figura 11 verifica-se que o evento ocorrido no dia três de abril de 2013, registrou 15,6 mm, proporcionando coeficiente de escoamento de 76,3 %, esse fato pode ser explicado pela umidade proporcionada pelo evento ocorrido no dia anterior (2/04) com precipitação de 18,1 mm, o que favoreceu o escoamento. Já o evento do dia doze de abril de 2013 com 12,9 mm registrou 73,9 % de coeficiente de escoamento, embora não tenha ocorrido evento com escoamento no dia anterior, esse fato provavelmente se justifique pela intensidade da chuva (I_{30max}) para esse evento com cerca de 10 mm h^{-1} . O evento com maior coeficiente de escoamento ocorreu no dia dez de maio (10/05), com precipitação de 48 mm,

registrou 89,9 % de coeficiente de escoamento, esse fato também é explicado pelo evento com maior precipitação ocorrido no dia anterior (9/05), registrando 154 mm, esse mesmo evento proporcionou lâmina escoada em para os três tratamentos (BN, BQP-VEG e BQP-NU), conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Precipitação, volume escoado e coeficiente de escoamento para o ano de 2013.

Mês	Precipitação	Lâmina escoada (mm)			Coeficiente de escoamento (%)		
	Média (mm)	BN	BQP-VEG	BQP-NU	BN	BQP-VEG	BQP-NU
Janeiro	78,60	0,00	0,00	17,10	0,00	0,00	21,76
Fevereiro	46,30	0,00	0,00	21,18	0,00	0,00	45,74
Março	64,80	0,05	0,00	41,88	0,08	0,00	64,62
Abril	124,40	0,00	0,05	63,59	0,00	0,04	51,11
Maio	229,30	19,82	85,80	96,09	8,64	37,41	41,90
Junho	87,35	0,00	0,00	70,53	0,00	0,00	80,74
	630,75	19,87	85,85	310,37	3,15	13,61	49,20

Fonte: Autor (2014).

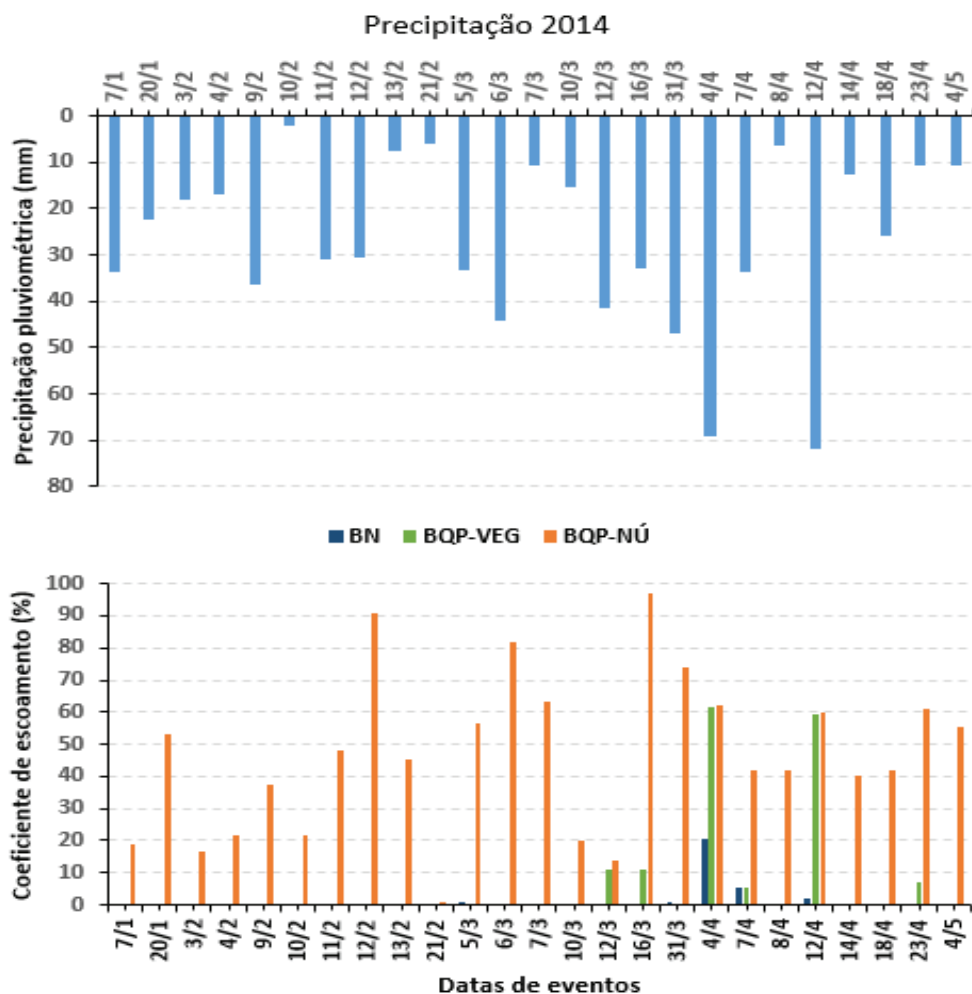
A microbacia BQP representada por duas parcelas de erosão: uma com o tratamento aplicado com cultivo de capim *Andropogon gayanus* Kunt, denominada de (BQP-VEG) e a outra com o tratamento sem vegetação (BQP-NU) apresentaram comportamentos diferentes em relação ao coeficiente de escoamento. No ano de 2013 o tratamento BQP-VEG, embora possua cobertura vegetal registrou 13,61 % de coeficiente de escoamento, cerca de 4 vezes superior que BN, conforme a Tabela 6. Esse acréscimo se deve ao tratamento aplicado, que embora possua cobertura vegetal o mesmo foi submetido ao pastejo por animais bovinos, produziu-se compactação do solo, consequentemente reduzindo a capacidade de retenção e infiltração de água, conforme observado por Parente *et al.* (2011). Estes dados podem subsidiar estudos de sustentabilidade desse manejo, uma vez que a perda de água, solo e nutrientes leva à queda de fertilidade do solo, podendo iniciar o processo de desertificação.

Já o tratamento BQP-NU em 2013 apresentou coeficiente de escoamento anual de 49,20 %, o que representa um acréscimo mais de 3 vezes superior ao registrado na parcela com o tratamento BQP-VEG. Esse fato se deve à ausência da cobertura vegetal, (BQP-NU) expondo o solo ao impacto das gotas de chuva, além de não apresentar rugosidade suficiente para provocar resistência ao escoamento e aumentar o tempo de oportunidade de infiltração da água, conforme relatado por Souza *et al.* (2010). A relação do coeficiente entre o tratamento BQP-NU e BN representou acréscimo de aproximadamente 15 vezes para o tratamento BQP-NU, embora a BN apresente maior declividade (Tabela 1) esse acréscimo no coeficiente de

escoamento demonstra o efeito do impacto causado pelas chuvas ocorrendo principalmente em solos descobertos. A parcela de erosão com solo nu foi inserida na área de estudo com o objetivo de medir o potencial máximo de escoamento e perda de solo para a área de estudo. Assim na Tabela 6 observa-se que o escoamento em BPQ-NU ocorreu em todos os meses do ano de 2013 com valores que variam entre 17,1 e 96,09 mm. Essa mesma tendência a alto escoamento em todos os meses chuvosos em área com solo descoberto foi relatada anteriormente por Cavalvanti *et al.* (2012).

Para o ano 2014, a parcela de erosão com o tratamento BN registrou coeficientes de escoamento que variam de 0,6 a 20% apresentando apenas três eventos de escoamento durante todo o ano (Figura 12).

Figura 12 – Precipitação e coeficiente de escoamento por evento no ano de 2014 em parcelas de erosão sob diferentes manejos localizada na área de estudo do IFCE Campus Iguatu.



Fonte: Autor (2014).

A baixa porcentagem de erosão é justificada pela presença de vegetação em bom estágio de desenvolvimento, pois a área em estudo apresenta mais de 30 anos de regeneração. Ainda na Figura 12 pode-se observar a interferência do manejo sobre o escoamento superficial, pois a parcela BQP-VEG apresentou 6 eventos de escoamento para o mesmo período e seus coeficientes de escoamento foram bem superiores à parcela BN, representando um aumento 2 vezes superior à área nativa. Já no tratamento BQP-NU o coeficiente de escoamento, com 24 eventos, registrou acréscimo de 4 vezes em relação ao tratamento BQP-VEG e 8 vezes em relação ao tratamento BN. Esse acréscimo é esperado em virtude da falta de proteção do solo no tratamento BQP-NU.

O fato de maior destaque na Figura 12 é que ocorreram 24 eventos de escoamento na área com solo descoberto (BQP-NU), representando um aumento no número de eventos de 4 e 8 vezes, quando comparada as áreas BQP-VEG e BN, respectivamente. Este comportamento corrobora com os resultados encontrados por Albuquerque *et al.* (2002) estudando o manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB constataram que as parcelas desmatadas perderam em média 3,8 vezes mais água que as parcelas com cobertura morta.

Da mesma forma que no ano de 2013, em 2014 a parcela de erosão com solo nu foi inserida na área de estudo com o objetivo de medir o potencial máximo de escoamento e a perda de solo para a área de estudo, ao contrário da parcela com vegetação nativa (BN) que foi inserida com o objetivo de medir o potencial máximo de redução de escoamento e a perda de solo.

Em 2014 o maior volume precipitado foi registrado nos meses de fevereiro, março e abril (Tabela 7), observando o tratamento BQP-NU apresentou lâmina escoada 3 vezes maior do que o tratamento BQP-VEG e aproximadamente 23 vezes maior do que o tratamento BN. Já em relação ao coeficiente de escoamento no tratamento (BN) os resultados demonstram significativa redução, confirmando a eficiência da cobertura vegetal. O tratamento BQP-VEG em área cultivada com capim *Andropogon gayanus* Kunt registrou valores de coeficiente de escoamento que variam de 3,81 a 38,03% em relação a lâmina escoada, Já no tratamento (BQP-NU) o coeficiente de escoamento apresentou-se cerca de 24 vezes superior ao tratamento (BN). Esse fato se deve à pouca rugosidade da superfície pela ausência da cobertura vegetal e a alta intensidade das chuvas ($I_{30\max}$) registrada no ano de 2014 (Tabela 9).

Tabela 7 - Precipitação, volume escoado e coeficiente de escoamento para o ano de 2014.

Mês	Precipitação	Lâmina escoada (mm)			Coeficiente de escoamento (%)		
	(mm)	BN	BQP-VEG	BQP-NU	BN	BQP-VEG	BQP-NU
Janeiro	50,38	0,00	0,00	18,34	0,00	0,00	36,40
Fevereiro	148,63	0,00	14,92	49,43	0,00	10,04	33,25
Março	218,29	0,50	8,32	135,83	0,23	3,81	62,22
Abril	230,60	15,51	87,71	164,83	6,73	38,03	71,48
Maio	69,00	0,00	0,00	11,33	0,00	0,00	16,42
Junho	26,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	742,89	16,01	110,95	379,76	2,15	14,93	51,11

Fonte: Autor (2014).

5.4 – Perdas de água e solo

Para caracterização física do solo das duas microbacias (BN e BQP) foram coletadas amostras de solos na profundidade de “0 a 20 cm” para identificação da granulometria e classificação textural. As análises foram realizadas nos Laboratórios de Física e Química do Solo da Universidade Federal do Ceará (DCS / UFC). Na Tabela 8 observa-se que, embora o solo da bacia BQP apresente maior volume de areia fina e areia grossa, os solos das duas bacias foram classificados como franco argiloso, característica pode influenciar na infiltração da água favorecendo o escoamento superficial.

Tabela 8 – Análises físicas do solo representativo das microbacias BN e BQP.

Profundidade (0 a 20 cm)	BN	BQP
	Granulometria (%)	
Areia fina	24,20	26,50
Areia grossa	3,20	9,90
Silte	42,60	34,80
Argila	30,00	28,80
Grau de Floculação (%)	50,00	80,00
Densidade das Partículas (g cm ³)	2,56	2,58
Classe Textural	Franco argiloso	Franco argiloso

Fonte: DSC/UFC (2014).

Apesar das características físicas do solo e das baixas médias de precipitações pluviométricas dos anos 2013 e 2014 foram observadas fortes influências nos processos de perdas de solo e água. Essa influência foi também constatada por Alfisen *et al.* (1996) em estudo sobre o custo da erosão do solo na Nicarágua.

A Tabela 9 apresenta os resultados das perdas de água e solo nos anos em estudo para os diferentes manejos investigados.

Tabela 9 - Perdas de água e solo por erosão hídrica em três sistemas de manejos de solo para os anos 2013 e 2014.

Mês/2013	Precipitação (mm)	Perda de água (mm)			Perda de solo (kg ha⁻¹)		
		BN	BQP-VEG	BQP-NU	BN	BQP-VEG	BQP-NU
Janeiro	78,60	0,00	0,00	17,10	0,00	0,00	863,25
Fevereiro	46,30	0,00	0,00	21,18	0,00	0,00	1037,73
Março	64,80	0,05	0,00	41,88	0,00	0,00	1064,14
Abril	124,40	0,00	0,02	63,59	0,00	0,09	2427,23
Maio	229,30	19,82	85,80	96,09	28,21	81,51	4366,14
Junho	87,35	0,00	0,00	70,53	0,00	0,00	2734,47
Total	630,75	19,87	85,82	310,37	28,21	81,60	12.492,96

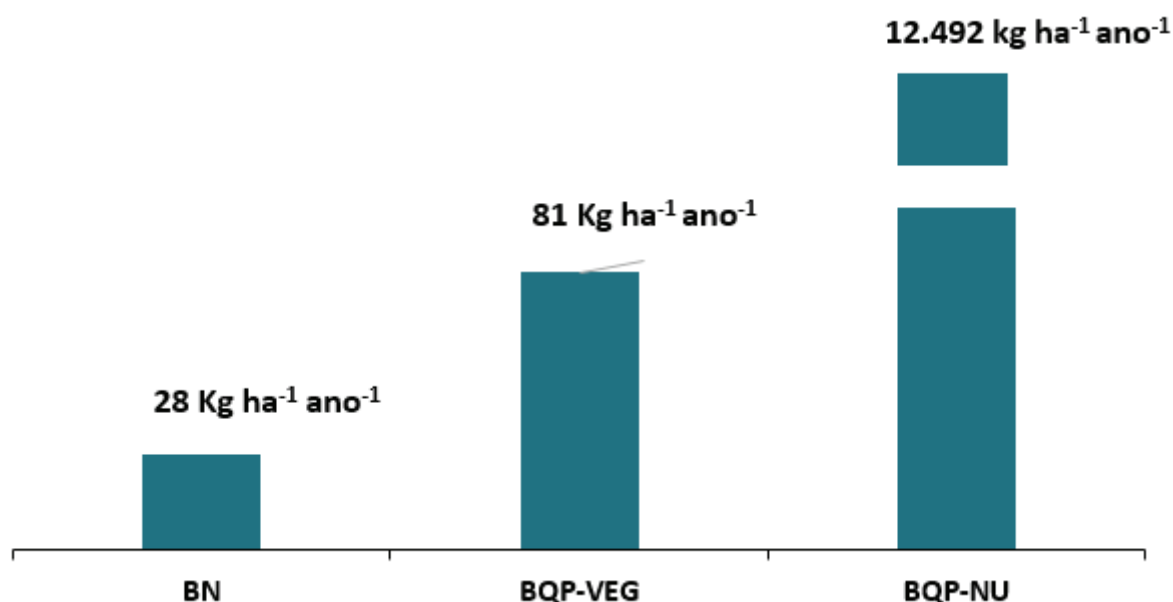
Mês/2014	Precipitação (mm)	Perda de água (mm)			Perda de solo (kg ha⁻¹)		
		BN	BQP-VEG	BQP-NU	BN	BQP-VEG	BQP-NU
Janeiro	50,38	0,00	0,00	18,34	0,00	0,00	392,51
Fevereiro	148,63	0,00	14,92	49,43	0,00	21,62	1165,43
Março	218,29	0,50	8,32	135,83	1,24	36,14	3585,98
Abril	230,60	15,51	87,71	164,83	5,80	135,96	8590,35
Maio	69,00	0,00	0,00	11,33	0,00	0,00	85,42
Junho	26,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	742,90	16,01	110,95	379,76	7,04	193,72	13.819,69

Fonte: Autor (2014).

No ano de 2013 observa-se que o mês de maio registrou maior volume de precipitação, com cerca de 229 mm, registrando dessa forma perda de água nos três tratamentos (BN, BQP-VEG e BQP-NU). Na Tabela 9 verifica-se que as perdas de água no tratamento BQP-VEG registraram valores 4,3 vezes maiores do que no tratamento BN e 3,6 vezes inferiores ao tratamento o BQP-NU. Já para o ano de 2014 observa-se que o processo de escoamento se concentrou nos meses de fevereiro, março e abril, no entanto a alta intensidade pluviométrica nesse período contribuiu com a maior perda de água, principalmente nos tratamentos BQP-VEG e BQP-NU. Em tempo, observa-se que o tratamento BQP-VEG registrou perdas de água 6,9 vezes maiores do que o tratamento mantido com vegetação nativa (BN) e 3,4 vezes menores do que o tratamento BQP-NU. Esse comportamento em relação aos tratamentos se justifica pela presença da cobertura vegetal que tem papel fundamental na redução do escoamento superficial.

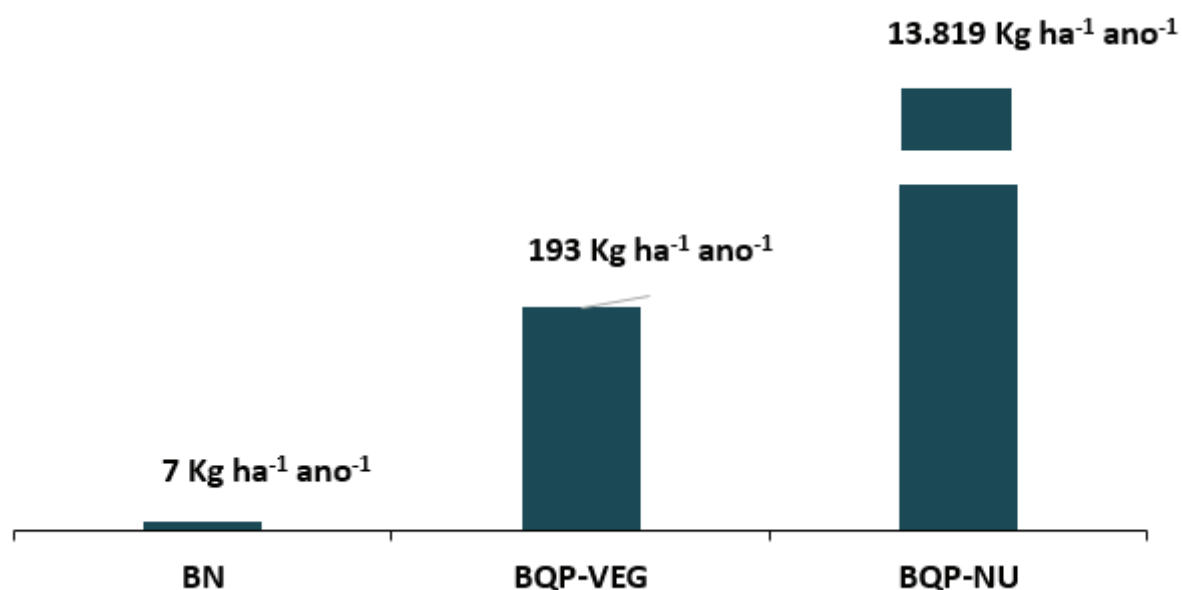
Para o ano de 2013 em relação a perda de solo no tratamento BQP-VEG (com $81,60 \text{ kg ha}^{-1}$), observa-se que a baixa precipitação e a baixa perda de água, aliadas ao manejo aplicado com cobertura vegetal rasteira, favoreceram a retenção de solo em 153 vezes inferior as perdas registradas no tratamento BQP-NU que registrou cerca de $12.500 \text{ kg ha}^{-1}$ e 2,9 vezes maiores do que o tratamento BN com $28,21 \text{ kg ha}^{-1}$, (Figura 13). Assim, quando se comparam os três tratamentos quanto às perdas de solo, para o mesmo período, observa-se que o tratamento BQP-VEG apresentou significativa redução nas perdas de solo em relação ao tratamento BQP-NU, conforme a Figura 13.

Figura 13- Perdas de solo em $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ por erosão hídrica em três parcelas de erosão submetidas a distintos manejos para o ano de 2013.



Na Figura 14 para o tratamento BQP-VEG em 2014, observou perdas de solo 27,4 vezes maiores que o tratamento BN, o que mostra que o manejo aplicado teve grande influência sobre as perdas de solo. Já o manejo BQP-NU apresentou valor 71,3 vezes maiores que o manejo BQP-VEG, (Figura 14). Esse crescente aumento nas perdas de solo mostra que as alterações ambientais, como a redução da cobertura vegetal, geram grandes impactos ambientais, como também observado por Méndez *et al.* (2011) em estudos realizados em regiões semiáridas do México.

Figura 14- Perdas de solo em $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ por erosão hídrica em três parcelas de erosão submetidas a distintos manejos para o ano de 2014.



5.5 – Perdas de nutrientes (solúveis e trocáveis)

Para a caracterização química do solo foram coletadas amostras nas duas microbacias (BN e BQP) na profundidade de 0 a 20 cm. As análises químicas de fertilidade foram realizadas no Laboratório de Análise de Água, Solo e Tecidos Vegetais do Instituto Federal Campus Iguatu-CE. Na Tabela 10 observa-se que o Cálcio (Ca^{2+}) e o Magnésio (Mg^{2+}) foram os elementos que apresentaram maior concentração, o que pode apresentar grande influência na elevação dos custos de reposição.

Tabela 10 – Análises químicas do solo na profundidade de (0 a 20 cm) representativo das microbacias BN e BQP para os anos de 2012 e 2013.

Parâmetros	Unidades	2012		2014	
		BN	BQP	BN	BQP
pH		6,40	6,80	6,90	7,40
MO	g kg ⁻¹	26,40	19,10	31,50	4,10
Ca ²⁺	mmol _c dm ³	257,00	298,00	360,00	293,00
Mg ²⁺	mmol _c dm ³	228,00	222,00	115,00	142,00
K ⁺	mmol _c dm ³	5,26	34,00	34,00	17,00
P	mg dm ³	20,00	4,51	5,13	1,90
SO ₄ ²⁻	mg dm ³	1,00	4,90	8,60	26,40
H+Al	mmol _c dm ³	57,75	46,20	3,90	18,15
SB	mmol _c dm ³	490,26	554,00	509,00	452,00
CTC	mmol _c dm ³	548,01	600,20	512,90	470,15
V	%	89,46	92,33	99,23	96,13
CE	dS m ⁻¹	0,25	0,45	0,25	0,15

MO = Matéria orgânica, SB = Soma de bases, CTC = capacidade de troca de cátions, V = Saturação de bases.

Fonte: Autor (2014).

A Tabela 11 apresenta as perdas de Ca, Mg, K e PO₄³⁻ na água escoada (solúveis) e nos sedimentos (trocaíveis) nas três parcelas em estudo nos anos de 2013 e 2014.

Tabela 11 - Quantidades totais (kg ha⁻¹) de Ca, Mg, K e PO₄³⁻ perdidos na água escoada (solúveis) e nos sedimentos (trocaíveis) nas três parcelas manejadas nos anos de 2013 e 2014.

2013	Ca	Mg	K	PO ₄ ³⁻
-----kg ha ⁻¹ -----				
BN	1,675	0,152	0,375	0,051
BQP-VEG	8,956	0,688	1,262	0,757
BQP-NU	83,983	38,547	7,451	1,244
Total	88,575	39,981	9,088	2,052
2014				
-----kg ha ⁻¹ -----				
BN	0,342	0,200	0,241	0,060
BQP-VEG	1,659	1,067	0,431	0,366
BQP-NU	105,194	44,793	24,373	5,378
Total	107,195	46,060	25,045	6,804

Fonte: Autor (2014).

As perdas de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e PO_4^{3-} para os anos de 2013 e 2014 apresentaram valores diferentes para os tratamentos BN, BQP-VEG e BQP-NU. Em geral as perdas totais obedeceram à ordem: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K} > \text{PO}_4^{3-}$ nos tratamentos BQP-VEG e BQP-NU, conforme a Tabela 11. Particularmente para o tratamento BN, naturalmente preservado, observa-se que as perdas de nutrientes para os dois anos de estudo foram sensivelmente mais baixas quando comparadas aos tratamentos BQP-VEG e BQP-NU, o que mostra a importância da cobertura do solo pela vegetação nativa na retenção do escoamento superficial, conforme observado também por Guan-Hua *et al.* (2011) em estudos sobre o efeito da cobertura vegetal e perdas de nutrientes do solo na China. Já o tratamento BQP-NU apresentou maior perda de nutrientes. Esse fato se deve à ausência da cobertura vegetal que favoreceu o escoamento superficial e consequentemente as perdas de nutrientes. Por sua vez o tratamento BQP-VEG embora tenha apresentado elevação nas perdas de nutrientes em relação ao tratamento (BN) os mesmos não atingiram níveis preocupantes em relação a qualidade ambiental.

As baixas perdas de fósforo (PO_4^{3-}) para os três tratamentos em estudo nos anos de 2013 e 2014 está relacionado a baixa concentração do mesmo nos solos estudados, dados semelhantes foram observados por Bertol *et al.* (2007) em seus estudos sobre os aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo no sul do planalto catarinense. No entanto para 2013, o tratamento BQP-VEG apresentou perda de fósforo com contribuição para o enriquecimento das águas dos reservatórios, com potencial de risco considerado moderado para causar eutrofização nos corpos hídricos, apresentando concentração de até $1,53 \text{ mg L}^{-1}$; para o mesmo tratamento. Esse fato foi observado logo após o pastejo de animais bovinos, o que pode ter contribuído com a elevação dos valores. No entanto a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece limites críticos para eutrofização em águas doces da Classe 1 em ambientes lântico e lótico de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (BRASIL, 2015).

Ainda no ano de 2013, o tratamento que mais perdeu fósforo foi o de solo nu (BQP-NU), provavelmente devido ao tratamento aplicado com ausência de cobertura vegetal que favoreceu o escoamento superficial e consequentemente as perdas por erosão hídrica. Por outro lado, a área preservada BN registrou baixas perdas de PO_4^{3-} . Esse fato se justifica pela boa cobertura de solo, o que proporciona redução nas perdas de água e solo.

Já o tratamento BQP-VEG registrou valores de 1,6 vezes inferiores nas perdas de PO_4^{3-} em relação ao tratamento BQP-NU. Desta forma, as perdas de PO_4^{3-} nos tratamentos BQP-VEG e BQP-NU, além de promover prejuízos financeiros podem contribuir com a

contaminação dos reservatórios superficiais (BERTOL *et al.* 2011). As concentrações de fósforo perdidas no manejo BQP-VEG também podem ser atribuídas ao tratamento aplicado com introdução de bovinos para o pastejo, pois esse manejo tem como consequência o incremento de esterco contribuindo com o acréscimo de PO_4^{3-} na camada superficial do solo. Observação semelhante foi constatada por Vadas *et al.* (2013) avaliando as perdas de nutrientes em área com lotes de bovinos nos Estados Unidos.

As perdas de K para o ano de 2013 foram relativamente altas no tratamento BQP-NU, apresentando comportamento similar ao ocorrido com as perdas de água e solo (Tabela 10), ou seja, menores perdas de K no tratamento BN seguido do tratamento BQP-VEG e do tratamento BQP-NU. Neste caso, o tratamento BQP-VEG reduziu a perda de K^+ em 5,9 vezes em relação ao tratamento BQP-NU e 5,9 vezes de acréscimo em relação ao tratamento BN, estando em acordo com as perdas de água e solo (Tabela 10). Assim verifica-se que o tratamento BN apresentou maior eficácia de redução das perdas de K e PO_4^3 , em relação ao tratamento BQP-NU. Esse fato se deve ao fato que no tratamento BN são observadas menores perdas de solo e nutrientes via erosão em função da manutenção da cobertura vegetal, conforme constatado por Thomazini *et al.* (2012).

As perdas de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram relativamente mais altas no tratamento BQP-NU para os dois anos de estudo, tendo sido as mesmas fortemente influenciadas pela alta concentração dos mesmos no solo das microbacias e pelo sistema de manejo que proporcionou maiores perdas, conforme também constatado por Carvalho *et al.* (2014). Em 2013 observa-se no tratamento BQP-VEG que as perdas de Ca^{2+} apresentaram acréscimo de 5,35 vezes em relação ao tratamento BN e 8,70 vezes inferior ao tratamento BQP-NU. Para o Mg^{2+} observou-se que o tratamento BQP-VEG proporcionou acréscimo de 11 vezes nas perdas deste nutriente em relação ao tratamento BN e redução de 9,4 vezes em relação ao tratamento BQP-NU. Dessa forma verifica-se que o tratamento BQP-VEG embora se apresente com boa cobertura vegetal, o mesmo apresentou elevadas perdas de água e solo e consequentemente nas perdas de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Esses resultados podem ser atribuídos ao tratamento aplicado que teve como manejo a substituição da cobertura vegetal seguido do pastejo de animais bovinos, compactando o solo e favorecendo o processo de escoamento superficial, conforme também relatado por Guan-Hua *et al.* (2011).

Para o ano de 2014 observa-se um acréscimo nas perdas totais dos nutrientes. O tratamento BQP-NU foi responsável por maior volume nas perdas dos mesmos. A explicação para este fato pode estar associada ao maior volume de precipitação para o referido ano que associado ao manejo aplicado promoveu acréscimo nas perdas de água, solo e

consequentemente dos nutrientes agregados. Da mesma forma que ocorreu no ano de 2013 as perdas ocorreram de forma crescente em relação aos tratamentos aplicados BN, BQP-VEG e BQP-NU para todos os elementos avaliados. Observa-se ainda que o Cálcio foi o elemento que registrou maior perdas para os três tratamentos, esse fato está relacionado as características do solo das bacias com presença de carbonato de cálcio, conforme classificação do solo realizada pela Sistema Brasileiro de Classificação de Solo EMBRAPA, no ano de 2006 como solo Vertissolo Ebânico Carbonático Típico na BN e Luvissolo Crômico Carbonático Típico na BQP (VEG e NU).

Diante do exposto, o conhecimento do potencial de cobertura do solo oferecido pela cultura, bem como as épocas do ano em que os riscos de erosão são mais eminentes, constituem aspectos de fundamental importância para o planejamento das atividades de uso e manejo dos solos. Contudo, para a região semiárida, há poucos estudos no sentido de avaliar o potencial das plantas de cobertura no controle da erosão hídrica e seus aspectos relacionados com as perdas de água, solo e nutrientes.

Souza *et al.* (2010) em estudos sobre índice de cobertura vegetal pela cultura do milho em parcelas experimentais, no período de chuvas intensas no sul de Minas Gerais constataram significativas reduções das perdas relacionadas aos processos erosivos em função do efeito redutor do escoamento proporcionado pela cobertura vegetal.

5.6 – Custos da reposição dos nutrientes na BQP-VEG e BQP-NU com relação a condição inicial

Para determinar os custos dos fertilizantes perdidos por hectare consideraram-se os referenciais preconizados por Bertol *et al.* (2007) e Carvalho (2014). A quantidade de PO_4^{3-} disponível perdido por erosão hídrica foi expressa como P_2O_5 ; o K como K_2O e o Ca e Mg como a soma $\text{CaO} + \text{MgO}$. Estas formas, por sua vez, foram convertidas respectivamente nos fertilizantes comerciais: superfosfato triplo (SFT) com 41% de P_2O_5 , cloreto de potássio (KCl) com 60% de K_2O e calcário com 46 % de $\text{CaO} + \text{MgO}$, conforme a Tabela 12.

Tabela 12 – Quantidades de fertilizante carregados ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) por erosão hídrica nos anos de 2013 e 2014.

2013	Fertilizante	Quantidade perdida ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	Quantidade equivalente de fertilizante ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)
Parcela			
BN	Calcário	1,827	4,80
BQP-VEG	Calcário	9,644	25,37
BQP-NU	Calcário	122,53	322,44
BN	KCl	0,375	0,62
BQP-VEG	KCl	1,262	2,10
BQP-NU	KCl	7,562	12,60
BN	SFT	0,051	0,28
BQP-VEG	SFT	0,757	4,20
BQP-NU	SFT	1,244	6,91
2014			
BN	Calcário	1,002	2,63
BQP-VEG	Calcário	2,726	7,17
BQP-NU	Calcário	149,987	349,70
BN	KCl	0,241	0,40
BQP-VEG	KCl	0,431	0,71
BQP-NU	KCl	24,373	40,62
BN	SFT	0,060	0,33
BQP-VEG	SFT	0,366	2,03
BQP-NU	SFT	5,378	29,87

Fonte: Autor (2014).

Na Tabela 12 observa-se que a quantidade de calcário foi altamente influenciada pelos manejos aplicados em BQP-VEG e BQP-NU, o que proporcionou elevadas perdas do mesmo, conforme também relatado por Bertol *et al.* (2007). As perdas de calcário podem ocasionar redução das bases principalmente em períodos com altas precipitações e estão fortemente relacionadas com as perdas de água e solo. Dessa forma, verifica-se que no tratamento BQP-VEG que a substituição da cobertura vegetal produziu perdas cerca de 6 vezes superiores ao tratamento com bacia nativa BN, o que justifica a eficácia da cobertura nativa de Caatinga. Resultados semelhantes foram obtidos por Albuquerque *et al.* (2002), estudando o manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água na cidade de Sumé no estado da Paraíba.

Em 2013 e 2014 o SFT apresentou maior perda no tratamento BQP-NU, as quais quando associadas a altas precipitações poderão ter forte contribuição nos processos de contaminação dos reservatórios, conforme Barbosa *et al.* (2009).

Na Tabela 13 podemos constatar que as perdas financeiras em 2013 referentes ao SFT e ao KCl foram mais elevadas no tratamento em solo nu (BQP-NU), embora o tratamento BQP-VEG também tenha apresentado significativa perdas de SFT. Por outro lado as perdas de nutrientes no tratamento BN registraram baixas perdas que consequentemente influenciou os dados financeiros. Esse fato confirma a importância da proteção do solo exercida pela vegetação nativa, reduzindo o escoamento e favorecendo a infiltração da água.

Tabela 13 - Quantidades totais de fertilizantes e perdas financeiras em parcelas de erosão nas microbacias estudadas no semiárido cearense para o ano 2013.

Fertilizante	Quantidade total de fertilizante perdidos (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Preço (R\$ kg ⁻¹)	Perdas financeiras (R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	
Microbacia BN – Perda natural e reposição				
SFT	0,28	1,06		0,29
KCl	0,62	0,62		0,38
Calcário	4,80	0,13		0,62
Perda total para Reposição			R\$	1,29
			US\$	0,52
Microbacia BQP-VEG – Reposição necessária				
SFT	4,20	1,06		4,45
KCl	2,10	0,62		1,30
Calcário	25,37	0,13		3,29
Perda total para reposição			R\$	9,04
			US\$	3,65
Microbacia BQP-NU – Reposição necessária				
SFT	6,91	1,06		7,32
KCl	12,60	0,62		7,81
Calcário	322,44	0,13		41,91
Perda total para reposição			R\$	57,04
			US\$	23,09

* Dólar Comercial Americano – câmbio relativo ao dia 21 de outubro de 2014 (R\$ 2,47).

Fonte: Autor (2014).

O tratamento BQP-VEG registrou redução das perdas financeiras cerca de 6 vezes para o KCl em relação ao tratamento BQP-NU e aumentos em até 3 vezes em relação ao tratamento BN. Esses valores representam o impacto proporcionado pela alteração da cobertura vegetal, o que pode significar contribuição nos custos dos produtos para os consumidores. Neste contexto é importante observar que a exploração do solo de forma inadequada além de contribuir com a contaminação ambiental pode promover prejuízos financeiros.

As perdas de nutrientes expressas como fertilizantes SFT, KCl e calcário em termos monetários totalizaram 3,65 US\$ ha⁻¹ para o ano de 2013 no tratamento BQP-VEG (Tabela 13) dos quais o SFT foi o elemento que mais contribuiu para a perda total de nutrientes por erosão hídrica. Os resultados da perda de SFT são condizentes com dados obtidos em trabalhos anteriores, como o de Bertol *et al.* (2007). Assim, é importante estabelecer formas de controle de enxurrada nas lavouras, o que pode ser feito aumentando a infiltração de água no solo e adotando o cultivo em contorno associado a terraços de absorção, conforme Munodawafa (2007). Essa prática diminui os prejuízos financeiros decorrentes das perdas de nutrientes na forma de fertilizantes por erosão hídrica, bem como controla os prováveis enriquecimento e contaminação ambiental que estes provocam fora do local de origem da erosão, observações semelhantes foram relatadas por Bertol *et al.* (2011).

Para o ano de 2014, embora o volume de precipitação tenha sido maior do que em de 2013 (Tabela 9) foram registradas menores perdas dos nutrientes no tratamento BQP-VEG e BN, embora o referido tratamento tenha confirmado maiores perdas em relação ao tratamento BQP-NU, (Tabela 14). Esse fato pode ser explicado em função da retirada de nutrientes do solo promovida pelo desenvolvimento da cobertura vegetal nas áreas BN e BQP-VEG, promovendo maior retenção da água de escoamento. Particularmente foram registrados um incremento cerca de 4 vezes nas perdas financeiras para o SFT e cerca de 3 vezes para o KCl, na parcela de solo nu (BQP-NU), em relação ao ano de 2013.

Tabela 14 - Quantidades totais de fertilizantes e perdas financeiras em parcelas de erosão nas microbacias estudadas no semiárido cearense para o ano 2014.

Fertilizante	Quantidade de fertilizante perdidos (kg ha⁻¹ ano⁻¹)	Preço (R\$ Kg)	Perdas financeiras (R\$ ha⁻¹ ano⁻¹)
Microbacia BN – Perda natural e reposição			
SFT	0,33	1,06	0,34
KCl	0,40	0,62	0,24
Calcário	2,63	0,13	0,34
Perda total para reposição			R\$ 0,92
			US\$ 0,37
Microbacia BQP-VEG – Reposição necessária			
SFT	2,03	1,06	2,15
KCl	0,71	0,62	0,44
Calcário	7,17	0,13	0,93
Perda total para reposição			R\$ 3,52
			US\$ 1,42
Microbacia BQP-NU – Reposição necessária			
SFT	29,87	1,06	31,66
KCl	40,62	0,62	25,18
Calcário	349,70	0,13	45,46
Perda total para reposição			R\$ 102,30
			US\$ 41,41

* Dólar Comercial Americano – câmbio relativo ao dia 21 de outubro de 2014 (R\$ 2,47).

Fonte: Autor (2014).

Na Tabela 14 mostra-se que no tratamento BQP-VEG as perdas de SFT foram as que mais contribuíram com os custos de reposição, sendo cerca de 6 vezes maiores as perdas do que no tratamento BN. Os demais fertilizantes, KCl e calcário também apresentaram perdas financeiras, embora relativamente menores (1,8 a 3 vezes superiores) que a de SFT. Este aumento das perdas financeiras se deve ao manejo aplicado em BQP-VEG com menor cobertura vegetal proporcionada pelo capim forrageiro, contribuindo dessa forma com maior escoamento superficial. A redução nas perdas no tratamento BN se deve ao fato da eficácia da cobertura vegetal, que favorece a infiltração da água da chuva evitando dessa forma a redução do escoamento superficial.

Em termos de perdas totais de fertilizantes e de calcário, o tratamento BQP-VEG registrou perdas cerca de 3 vezes superiores às registradas no tratamento BN e redução de 29 vezes em relação ao tratamento BQP-NU, o que evidencia que o tratamento BQP-VEG

proporciona maior redução do escoamento superficial em relação ao tratamento BQP-NU. Esse fato se justifica pela presença do substrato do capim na camada superficial do solo que favoreceu a infiltração e consequentemente a redução das perdas de nutrientes para o tratamento BQP-VEG no ano de 2014.

Em relação as perdas totais dos fertilizantes observa-se que o tratamento BQP-NU foi o que mais apresentou custos financeiros de reposição, o que novamente evidencia o impacto promovido pela retirada da cobertura vegetal. Segundo Vadas *et al.* (2013) a retirada da cobertura vegetal tem grande contribuição para o acréscimo nas perdas de solo, água e nutrientes e consequentemente das perdas financeiras.

Em relação ao tratamento BQP-NU, embora, em termos quantitativos, as perdas ocorridas apresentem maiores valores em virtude da ausência da cobertura vegetal, a intensidade da chuva para o período em estudo não deva ser desprezada, pois a mesma apresentou grande influência nos processos erosivos, conforme também observado por Guan-Hua *et al.* (2011) em seu estudo do efeito da cobertura vegetal e a precipitação sobre os sedimentos e perda de nutrientes na China.

Além do aspecto financeiro, é necessário considerar ainda o aspecto ambiental relativo ao efeito das perdas de nutrientes por erosão hídrica. Em decorrência disso, e considerando que as enxurradas são em geral enriquecidas com nutrientes, como demonstram os dados aqui apresentados, a água e os sedimentos da erosão hídrica podem causar grande impacto ambiental nos locais de depósito destes, fora do local de origem da erosão, como também relatado por Barbosa *et al.* (2009).

Diante do exposto, observa-se que em termos de perdas financeiras os três tratamentos apresentaram significativa divergência. No tratamento BQP-NU, os resultados mostram significativas perdas financeiras e o provável aspecto ambiental relativo ao efeito das perdas de nutrientes por erosão hídrica nos locais de depósito destes. Estudo realizado por Munodawafa (2007) constatou forte influência na contaminação dos reservatórios de água por nutrientes. Dessa forma se evidencia a eficácia do manejo adequado e da cobertura vegetal na redução das perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica, conforme também descrito por Cavalcanti *et al.* (2009). Telles *et al.* (2009) ressaltam a utilidade da apresentação de dados econômicos aos agricultores e como isto pode facilitar a compreensão sobre a importância da conservação do solo para a sustentabilidade das atividades agropecuárias.

6 – CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos foi possível concluir que:

- ✓ Mesmo sobre baixa precipitação pluviométrica o processo hidrológico apresentou significativa contribuição nas perdas de água, solo e nutrientes, principalmente quando submetido a modificações de uso e ocupação do solo.
- ✓ Para o tratamento em parcela com caatinga nativa (tratamento BN), os resultados mostraram baixos valores nas perdas de água solo e nutrientes, confirmando a eficiência da cobertura vegetal sobre o solo em relação aos processos erosivos.
- ✓ A aplicação do tratamento BQP-VEG em parcela, com desmatamento, queimada e cultivo de pastagem (*Andropogon gayanus* Kunt) implicou na elevação do valor das perdas de solo, água e nutrientes em relação ao tratamento BN (com caatinga nativa), no entanto não atingiu níveis que comprometa a qualidade ambiental.
- ✓ O tratamento com parcela sem cobertura vegetal (BQP-NU) proporcionou as maiores perdas de água, solo e nutrientes (P, K, Ca, Mg), e consequentemente maiores custos financeiros para promover a reposição dos nutrientes do solo.
- ✓ A intensidade das chuvas demonstraram ser um fator de grande influência nas perdas de água, solo e nutrientes.
- ✓ Os resultados encontrados mostraram que o desmatamento, queimada e exposição do solo às intempéries naturais como; sol, vento, e impacto da gota da chuva proporcionaram elevadas perdas de água, solo e nutrientes nas microbacias estudadas.
- ✓ Os resultados encontrados fornecem elementos importantes sobre escoamento superficial e erosão hídrica em microbacias em regiões semiáridas, servindo de base para nortear pesquisas futuras com enfoque sobre estes temas, ou servir de auxílio para outros temas ligados à hidrologia destas áreas.

REFERÊNCIAS

AGRITEMPO - **Sistema de monitoramento agrometeorológico**. Dados meteorológicos - Iguatu (INMET), dados históricos. Disponível em:

<http://www.agritempo.gov.br/agroclima/sumario>. Acesso em: 16 de maio de 2013.

ARAÚJO, K. D. *et al.* Caracterização do sistema de exploração da caatinga em São João do Cariri – PB. **Revista Geografia**, v. 37, n. 3, p. 270-278, 2006.

AGUIAR, M. I. *et al.* Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. **Revista Ciência Agronômica**, v. 37, n. 3, p. 270-278, 2006.

ALVES, N. N. L. **Caracterização de microbacia hidrográfica experimental no semiárido brasileiro como suporte a estudos da degradação**. 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

ALFSEN, K. H. *et al.* The cost of soil erosion in Nicaragua. **Ecological Economics**, v. 16, p. 129-145, 1996.

ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDINI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S. Efeito do desmatamento da Caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 25, p. 121-128, 2001.

ALBUQUERQUE, A. W. *et al.* Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.1, p.136-141, 2002.

ANDRADE, N. S. F. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Engenharia Agrícola**. v. 31, n. 3, p. 539-550, 2011.

APHA - **STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER**. 21. ed. Washington, DC, EUA: American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF), 2005.

BARBOSA, F. T. *et al.* Teor de nitrogênio solúvel na água de erosão hídrica em cultura de aveia e ervilhaca em três formas de semeadura. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 33, p. 439 - 446, 2009.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 3. Ed. São Paulo, Ícone, 355p. 1993.

BERTOSSI *et al.* Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.1, p.107-117, 2013.

BERTOL, I. *et al.* Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.3, p.485-494, 2004.

- BERTOL, I. *et al.* Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 133-142, 2007.
- BERTOL, I. *et al.* Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, p.1421-1430, 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - MMA. **Desertificação**. In: Conferência das Partes da Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação, 3. Brasília, 1999.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>. Acesso em: 09 de abril de 2015.
- BOJÖ, J. The costs of land degradation in Sub-Saharan Africa. **Ecological Economics**, v.16, p. 161-173, 1996.
- CAVALCANTI, N. B.; L. T. L. BRITO. Perda de solo e água em diferentes sistemas de cultivo na caatinga. **Engenharia Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 105-118, 2012.
- CAVALCANTI, N. B.; L. T. L. BRITO. Efeito do escoamento superficial e da perda de solo em diferentes sistemas de cultivo no semiárido nordestino. In: Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo da Água da Chuva, 9. 2009, Caruaru-PE. **Anais...** Caruaru: 2009.
- CARVALHO, F. W. A. *et al.* Determinação do custo econômico da erosão do solo: uma avaliação a partir das formas de uso do solo na região centro-sul do Ceará. Renaissance of the regions of Southern europeu, 20th APDR CONGRESS, 10-11 July, **Anais...**University of Evora, 2014.
- CARVALHO, M. A. R. *et al.* Escoamento superficial na interação: Cobertura vegetal e práticas de controle de erosão. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 6, p. 1116-1125, 2012.
- CASSOL, E.A. *et al.* Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p.705-712, 2002.
- CARDOSO, D. P. *et al.* Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n. 6, p. 632–638, 2012.
- CAVICHIOLO, S. R. **Perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica em diferentes métodos de preparo do solo em plantio de *Pinus taeda***. 2005. 152 f. TESE (Doutor em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná – 2011.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, p. 743-753, 2003.

COSTA, Y. T.; BARCELOS, A. C.; RODRIGUES, S. C. Avaliação da eficiência de proteção da cobertura vegetal sobre o processo de escoamento superficial por meio de parcelas experimentais na fazenda experimental do Glória (Uberlândia – MG). I Simpósio Mineiro de Geografia – **Anais...** Alfenas, 26 a 30 de maio de 2014.

DIAS, A. S.; SILVA, J. R. C. A erosividade das chuvas em fortaleza (CE). I - distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno – 1ª aproximação. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, p. 335-345, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. Rio de Janeiro, 306 p. 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análises de solo. 2. ed. Rio de Janeiro, 225 p. 2011.

EVANGELISTA, A. R.S. O processo de desmatamento do bioma caatinga: riscos e vulnerabilidades socioambientais no território de identidade do sisal, Bahia. **Revista Geográfica de América Central**, Número Especial, p. 1-13, 2011.

FEITOSA, P. H. C.; ANDRADE, K. S.; BARBOSA, M. P.; RIBEIRO, G. N. Avaliação do processo de degradação da cobertura vegetal em serra branca e coxixola- PB. **Revista Verde** v. 5, n. 1, p. 1-7, 2010.

FLAUZINO, B. K. **Degradação do solo pela erosão hídrica e capacidade de uso em sub-bacia hidrográfica piloto no sul de Minas Gerais**. 2012, 105 f. Dissertação (Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Itajuba – MG, 2012.

FRANCISCO, P. R. M.; PEREIRA, F. C.; SILVEIRA, T. A. Estimativa da deterioração das terras semiáridas do município de Picuí-PB. **Revista Eletrônica – Polêmica**, v. 13, n. 2, p. 1249 – 1266, 2014.

FREITAS, M. A. S. R. *et al.* Bedload sediment and nutrient losses in agro-ecosystems of the Brazilian semiarid region. **Nutr Cycl Agroecosyst.**, v. 96, p. 203–213, 2013.

GAFUR, A.; JENSEN, J. R.; BORGGAARD, O. K.; Petersen, L. Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. **Journal of Hydrology**. v. 274, p. 30–46, 2003.

GUAN-HUA, Z. *et al.* Effects of Vegetation Cover and Rainfall Intensity on Sediment-Bound Nutrient Loss, Size Composition and Volume Fractal Dimension of Sediment Particles. **Pedosphere**, v. 21, n. 5, p. 676–684, 2011.

GHIDIN, A. A. *et al.* Topossequências de latossolos originados de rochas basálticas no Paraná. II – relação entre mineralogia da fração argila e propriedades físicas dos solos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 30, p. 307-319, 2006.

HIDAYAT, Y.; MURTELAKSONO, K.; SINUKABAN, N. Characterization of Surface Runoff, Soil Erosion and Nutrient Loss on Forest-Agriculture Landscape. **Journal of Tropical Soils**, v. 17, n. 3, p. 259-266, 2012.

JAKUES, A. V. A. A queima das pastagens naturais - efeitos sobre o solo e a vegetação. **Ciência Rural**, v. 33, n. 1, p. 177-181, 2003.

KEMERICH, P. D. C. *et al.* Qualidade da água oriunda do escoamento superficial simulado em bacia hidrográfica. **Ciência e Natura**, v. 35, n. 2, p. 136-151, 2013.

LIMA, J. W. C. *et al.* Impacto das queimadas sobre o solo de uma área da caatinga. X Encontro de Pesquisa e Pós-Graduação do IFCE, Fortaleza-CE, 2010. **Anais...** Fortaleza: IFCE, 2010.

LIMA, C. A. *et al.* Aplicação de práticas conservacionistas no controle das perdas de solo e água em cultivo de mandioca. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos em Bento Gonçalves – RS, **Anais...** Bento Gonçalves-RS, 17 a 22 de novembro de 2013.

LOBATO, F. A. O. *et al.* Perdas de solo e nutrientes em área de Caatinga decorrente de diferentes alturas pluviométricas. *Revista Agro@mbiente On-line*, v. 3, n. 2, p. 65-71, 2009.

LIU, Y. *et al.* Runoff and nutrient losses in citrus orchards on sloping land subjected to different surface mulching practices in the Danjiangkou Reservoir area of China. **Agricultural Water Management**, v. 110, p. 34– 40, 2012.

LUI, Y. *et al.* Runoff characteristics and nutrient loss mechanism from plain farmland under simulated rainfall conditions. *Science of the Total Environment* 468–469 p. 1069–1077, 2014.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP.** 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal de Campinas. 2005.

MARQUES, J. F. Custos da erosão do solo em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 36, n. 1, p. 61-79, 1998.

MENDEZ, R. V. *et al.* Soil Erosion Processes in Semiarid Areas: The Importance of Native Vegetation. **Soil Erosion Studies**, p. 25 – 40, 2011.

MORUZZI, R. B.; CUNHA, C. M. L.; BRAGA, R. A questão do escoamento superficial em áreas degradadas por processos erosivos lineares: a importância de uma estratégia de análise. **Engenharia Ambiental**, v. 6, n. 2, p. 73-88, 2009.

- MUNODAWAFA, A. Assessing nutrient losses with soil erosion under different tillage systems and their implications on water quality. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1135–1140, 2007.
- NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. I. Q. Impacto da queimada e do pousio sobre a qualidade de um solo sob caatinga no semiárido nordestino. **Revista Caatinga**, v. 19, n. 2, p. 200-208, 2006.
- OLIVEIRA, T. H.; GALVÍNCIO, J. D. Uso e cobertura do solo em áreas semiáridas do nordeste do Brasil. **Revista de Geografia**, v. 28, n. 1, 2011.
- OLIVEIRA, J. G. R. *et al.* Erosão no plantio direto: perda de solo, água e nutrientes. **Boletim de geografia**, v. 30, n. 3, p. 91-98, 2012.
- OUYANG, W.; HAO, F.; SKIDMORE, A. K.; TOXOPEUS, A. G. Soil erosion and sediment yield and their relationships with vegetation cover in upper stream of the Yellow River. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 396–403, 2010.
- PARENTE, H. N.; MAIA, M. O. Impacto do pastejo sobre a compactação dos solos com ênfase no Semiárido. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 5, n. 3, p. 3 - 15, 2011.
- PARK, S. *et al.* Soil erosion risk in Korean watersheds, assessed using the revised universal soil loss equation. **ELSEVIER, Journal of Hydrology**, v. 399, p. 263–273, 2011.
- PALÁCIO, H. A. Q. *et al.* Energy evaluation of semi-arid watersheds under different management strategies. **Transactions of the ASABE**, v. 56, p. 1-7, 2013.
- PIMENTEL, D. *et al.* Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117 – 1123, 1995.
- POESEN, J. *et al.* Gully erosion and environmental change: importance and research needs. **Catena**, v. 50, p. 91–133, 2003.
- PRASANNAKUMAR, V. *et al.* Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers**, v. 3, n. 2, p. 209 – 215, 2012.
- PELES, D. **Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, 2007.
- PAVIANO, P. S.; MERLIN, A.; ROSOLEN, C. A. Disponibilidade de cátions no solo alterada pelo sistema de manejo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 33, p. 1031-1040, 2009.
- REDIN, M. *et al.* Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 381-392, 2011.
- RODRIGUES, J. O. *et al.* Produção de sedimentos em microbacias hidrográficas semiáridas sobre manejos diferenciados. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, n. 3, p. 488-498, 2013.

SANTOS, C. A. G. *et al.* Influência do tipo da cobertura vegetal sobre a erosão no semiárido paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 92-96, 2000.

SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; SRINIVASAN, V. Análise das perdas de água e solo em diferentes coberturas superficiais no semiárido da Paraíba. **Revista OKARA: Geografia em Debate**, v. 1, n. 1, p. 16-32, 2007.

SANTOS, L. L. Quantificação do escoamento superficial e erosão do solo em regiões semiáridas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 1, p. 14-25, 2009.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F.C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v. 14, n. 2, p. 115–123, 2010.

SANTOS, J. C. N. **Mensuração da erosão do solo no semiárido em diferentes usos de terras e escalas espaciais**. 38 f. Dissertações (Mestrado em Engenharia Agrícola - Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2012a.

SANTOS, T. E. M.; MONTENEGRO, A. A. A. Erosividade e padrões hidrológicos de precipitação no Agreste Central pernambucano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.16, n.8, p.871–880, 2012b.

SILVA, M. A. S. *et al.* Atributos físicos do solo relacionados ao armazenamento de água em um Argissolo Vermelho sob diferentes sistemas de preparo. **Ciência Rural**, v. 35, n. 3, p. 544-552, 2005.

SILVA FILHO, J. A. *et al.* Perda de água e solo em parcela de erosão no semiárido brasileiro. IV WINOTEC-Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. Fortaleza – CE. **Anais...** Fortaleza 28 a 31 de Maio de 2012.

SILVA, G. S. **Estudo da degradação dos recursos naturais pelo uso agrícola no entorno da bacia hidráulica do açude Orós-Ceará**. 2011. 45 f. monografia (Tecnologia em Irrigação e Drenagem) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - *Campus Iguatu*, 2011.

SCHÄFER, M. J. *et al.* Erosão em sulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 419-430, 2001.

SOUZA, F. S. *et al.* Índice de cobertura vegetal pela cultura do milho no período de chuvas intensas no sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 2, p. 345-351, 2010.

TARTARI, D. T. *et al.* Perda de solo e água por erosão hídrica em Argissolo sob diferentes densidades de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 3, p. 85-93, 2012.

- TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F. de; DECHEN, S. C. F. Avaliação dos custos da erosão do solo. 48º CONGRESSO, SOBER, Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, Campo Grande. 2010. **Anais eletrônicos...** Disponível em <http://www.sober.org.br> Acesso em 28 janeiro de 2014.
- TOMAZINI, A.; AZEVEDO, H. C. A.; MENDONÇA, E. S. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas conservacionistas e convencionais de café no sul do estado do Espírito Santo. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 7, n. 2, p. 150-159, 2012.
- TONIOLO, G. R.; LACRUZ, M. S. P.; SAUSEN, T. M.; Análise do escoamento superficial na bacia hidrográfica do Vacacaí-Vacacaí Mirim. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 3, n. 65, p. 605-615, 2013.
- TORRES, J. L. R. *et al.* Diagnostico ambiental e análise morfométrica da microbacia do córrego Lanhoso em Uberaba – MG. **Caminhos de Geografia**, v. 9, n. 25, p. 1-11, 2008.
- VADAS, P. A.; POWELL, J. M. Monitoring nutriente loss in runoff from dairy cattle lots. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 181, p. 127–133, 2013.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 245 p. 1975.
- VITTE, A. C.; MELLO, J. P. Considerações sobre a erodibilidade dos solos e a erosividade das chuvas e suas consequências na morfogênese das vertentes: um balanço bibliográfico. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, n. 2, p. 107-133, 2007.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, USDA, 58 p. (Agricultural Handbook, 537) 1978.
- XAVIER, T. M. B. S. **Tempo de Chuva: Estudos Climáticos e de Previsão para o Ceará e Nordeste Setentrional**. Fortaleza: ABC Editora, 476 p. 2001.
- XAVIER, A. P. C. *et al.* Avaliação da influência do uso e ocupação do solo nas perdas de solo na bacia do rio Mamuaba, Estado da Paraíba. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Bento Gonçalves-RS, 2013.