

VICTOR CASIMIRO PISCOYA

**MANEJO EM BACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO JACU:
PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS, DIMENSIONAMENTO DE FAIXA
DE VEGETAÇÃO CILIAR E SALINIDADE DA ÁGUA EM
BARRAGEM SUBTERRÂNEA**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, para obtenção do título de Doutor.

RECIFE
PERNAMBUCO – BRASIL
2012

VICTOR CASIMIRO PISCOYA

**MANEJO EM BACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO JACU:
PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS, DIMENSIONAMENTO DE FAIXA
DE VEGETAÇÃO CILIAR E SALINIDADE DA ÁGUA EM
BARRAGEM SUBTERRÂNEA**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, para obtenção do título de Doutor.

Orientador:
Prof. Dr. José Ramon Barros Cantalice

RECIFE
PERNAMBUCO – BRASIL
2012

Ficha catalográfica

P676m Piscoya, Victor Casimiro
 Manejo em bacia hidrográfica do riacho Jacu: produção
de sedimentos, dimensionamento de faixa de vegetação
ciliar e salinidade da água em barragem subterrânea / Victor
Casimiro Piscoya. – Recife, 2012.
 140 f. : il.

 Orientador: José Ramon Barros Cantalice.
 Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade
Federal Rural de Pernambuco, Departamento de
Agronomia, Recife, 2012.
 Inclui referências e anexo.

 1. Erosão hídrica 2. Viabilidade do semiárido
3. Qualidade da água de irrigação 4. Sazonalidade da
condutividade elétrica I. Cantalice, José Ramon Barros,
orientador II. Título

CDD 631.4

VICTOR CASIMIRO PISCOYA

TESE

Submetida como parte dos requisitos

para obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

Departamento de Agronomia

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Aprovada em:

Pela banca examinadora

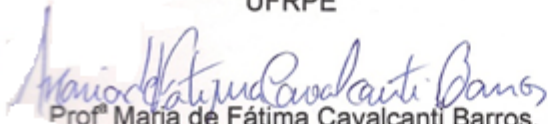

PROF. Dr. JOSÉ RAMON BARROS CANTALICE
Orientador PPG – Ciência do Solo / UFRPE


Profª Izabel Cristina de Luna Galindo, Dra.

UFRPE


André Julio do Amaral, Dr.

CNPS/UEP-Recife-EMBRAPA


Profª Maria de Fátima Cavalcanti Barros, Dra.

UFRPE


Maria Sonia Lopes da Silva, Dra.

CNPS/UEP-Recife-EMBRAPA

RECIFE, 09 DE JANEIRO DE 2012

“Estudar as manifestações da natureza é trabalho que agrada a Deus. É o mesmo que rezar, que orar. Procurando conhecer as leis naturais, glorificando o primeiro inventor, o artista do Universo, se aprende a amá-lo, pois que um grande amor a Deus nasce de um grande saber.”

Leonardo da Vinci

A minha família

Sara, esposa querida, e filhos Víctor Enrique e Carlos Enrique Piscoya, pois é pra eles que retribuo todo carinho, amor e incentivo que sempre me deram durante toda minha vida e que sem o esforço deles não haveria sido possível alcançar esta realização.

Dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A DEUS, que é o caminho, a verdade e a vida e que permaneceu sempre ao meu lado dando-me coragem e saúde para vencer todos os obstáculos.

A Universidade Federal Rural de Pernambuco através do curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, por ter-me dado a oportunidade de realização profissional em uma das mais conceituadas instituições do país, e que nos oferece grandes possibilidades e caminhos para aquisição de conhecimento aplicado ao ensino e pesquisa, além de ter confiado na minha capacidade de conclusão deste trabalho.

Ao meu caro orientador professor Dr. José Ramon Barros Cantalice, pela valiosa orientação, competência, discernimento com o qual me orientou durante todo o trabalho e pelo empenho em prover todos os meios necessários para a realização desta tese, que não foram poucos e pela grande amizade construída ao longo desta caminhada.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFRPE, um agradecimento especial aos meus mestres, e aos administrativos na pessoa de Maria do Socorro e Josué exemplos de colaboração, paciência, competência e sempre dispostos a servir ao próximo.

Agradecimento especial para os colegas professores Manoel Vieira, Sergio Monthezuma, Moacyr Cunha, Sandro Bezerra, Maria de Fátima Cavalcanti Barros, Marcus Metri Correia, Fernando Cartaxo, Vicente de Paula Silva, João Audifax, pela disponibilidade, e pela incondicional atenção compartilhando seus conhecimentos.

Aos colegas da Pós-Graduação testemunhas do esforço, dedicação e luta na conclusão do nosso trabalho e principalmente aos colegas do Laboratório de Manejo e Conservação do Solo da UFRPE, Douglas, Luís, Wagner, Yuri, Cinthia, Cícero, João, Leidivan, que me auxiliaram tanto nas tarefas em campo quanto em laboratório, contribuindo de alguma forma com a pesquisa.

Ao meu irmão Oscar Piscoya, pela ajuda na parte computacional do trabalho, a Secretária do DTR, Sonia Pontual Soriano pela amizade e ajuda fornecida dentro das suas atribuições.

E, finalmente, quero expressar minha gratidão e admiração à minha esposa, Sara Piscoya, pelo apoio incansável a este trabalho que envolveu de maneira significativa nossas vidas.

Agradeço a todas as pessoas e/ou colegas que de uma maneira ou outra colaboraram na realização deste trabalho o meu mais eterno agradecimento.

A todos os doutorandos meu respeito e admiração pelo grande sacrifício à pesquisa.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS.....	XI
LISTA DE FIGURAS.....	XIII
LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES.....	XVII
LISTA DE SIMBOLOS.....	XIX
Introdução Geral	20
CAPÍTULO I: Taxa de entrega de sedimentos e dimensionamento da largura da faixa ciliar do riacho Jacu no semiárido de Pernambuco em função da produção de sedimentos	25
RESUMO.....	25
ABSTRACT.....	26
1. Revisão de Literatura	27
1.1. Produção de sedimentos em bacias hidrográficas.....	27
1.2. Taxa de entrega de sedimentos de uma bacia hidrográfica.....	28
1.3. Erosão Bruta.....	30
1.3.1. Erosão em entressulcos.....	30
1.3.2. Erosão em sulcos.....	32
1.4. Importância da faixa ciliar.....	32
1.5. As matas ciliares na região semiárida do Nordeste Brasileiro.....	34
1.6. Modelos e Metodologias para o cálculo da largura de faixas de vegetação	34
1.7. Processos hidrosedimentológicos em bacias hidrográficas	37
2. Objetivos	38
2.1. Objetivo Geral.....	38
2.2. Objetivos Específicos	39
3. Material e Métodos.....	39
3.1. Localização e caracterização do experimento.....	39
3.2. Parâmetros físico-hídricos da bacia hidrográfica do riacho Jacu	40
3.2.1. Delimitação da bacia hidrográfica do riacho Jacu.....	41
3.2.2. Vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do Jacu	49
3.3. Caracterização dos solos da bacia hidrográfica do Jacu.....	50

3.4. Caracterização hidráulica do riacho Jacu.....	52
3.5. Produção de sedimentos (Y) da bacia hidrográfica do riacho Jacu.....	56
3.5.1. Descarga sólida suspensa e produção de sedimento suspenso.....	56
3.5.2. Descarga sólida de fundo e produção de sedimento de fundo.....	58
3.6. Determinação da Erosão Bruta (E) – Erosão em entressulcos e em sulcos pré-formados	58
3.6.1. Determinação das taxas de erosão em entressulcos.....	59
3.6.2. Análise estatística do experimento em entressulcos.....	61
3.6.3. Determinação das taxas de erosão em sulcos pré-formados.....	62
3.6.4. Parâmetros geométricos de caracterização hidráulica do escoamento nos sulcos de erosão.....	66
3.6.5. Análise estatística do experimento em sulcos pré-formados.....	69
3.7. Determinação da largura da faixa ciliar do riacho Jacu	69
4. Resultados e Discussão	71
4.1. Erosão Bruta	71
4.1.1. Erosão em entressulcos.....	71
4.1.2. Erosão em sulcos.....	76
4.2. Produção de sedimentos do riacho Jacu no período de 2008 a 2011	80
4.3. Taxa de Entrega de sedimentos do riacho Jacu determinada para o período de 2008 a 2011	82
4.4. Parâmetros de distribuição de tamanho do sedimento de fundo do riacho Jacu.....	83
4.5. Dimensionamento da faixa ciliar do riacho Jacu em função de sua produção de sedimentos (Y) de acordo com Karssies & Prosser (1999) e (2001)	85
5. Conclusões.....	87
6. Referências Bibliográficas	88
CAPÍTULO II: Qualidade da água em barragem subterrânea na bacia hidrográfica do riacho Jacu, Serra Talhada - PE	102
Resumo	102
Abstract.....	103
1. Revisão da literatura.....	104
1.1. O semiárido Nordestino e o bioma caatinga	104
1.2. As bacias e microbacias rurais no semiárido de Pernambuco	105

1.3. Barragens subterrâneas como uma opção para o semiárido	107
1.4. Salinização dos solos do semiárido	109
1.5. Qualidade da água de irrigação	112
1.6. Classificação da água de irrigação	113
2. Objetivos	116
2.1. Objetivo Geral.....	116
2.2. Objetivos Específicos	116
3. Material e Métodos	116
3.1. Localização e caracterização da área experimental	116
3.2. Solos	117
3.3. Implantação de barragem subterrânea	117
3.4. Monitoramento da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	120
3.4.1. Coleta das amostras de águas	120
3.4.2. Coleta das amostras de solo	121
3.4.3. Coleta de dados de vazão e precipitação	122
3.5. Análises estatísticas	122
4. Resultados e Discussão	122
4.1. Monitoramento da unidade do solo em função da implantação da barragem	122
4.2. Qualidade da água de irrigação	123
4.2.1. Relação da salinidade com a umidade do solo e com os níveis de vazão da bacia hidrográfica do riacho Jacu	123
4.2.2. Toxicidade cloretos	127
4.2.3. Classificação da água de irrigação quanto a RAS	129
5. Conclusões	130
6. Referências Bibliográficas	131
Anexo I	139

LISTA DE TABELAS

Página

CAPÍTULO I: Taxa de entrega de sedimentos e dimensionamento da largura da faixa ciliar do riacho Jacu no semiárido de Pernambuco em função da produção de sedimentos

Tabela 1. Classes de relevo da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	43
Tabela 2. Classes de declividade da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	44
Tabela 3. Parâmetros físico-hídricos e morfometria da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	45
Tabela 4. Classificação dos valores de densidade de drenagem	47
Tabela 5. Classificação da declividade de acordo com EMBRAPA (1979)	47
Tabela 6. Distribuição das classes de vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	49
Tabela 7. Características físicas da camada de 0 - 10 cm do Neossolo Litólico na bacia hidrográfica do riacho Jacu	50
Tabela 8. Caracterização física do Neossolo Flúvico da bacia hidrográfica semiárida do Jacu nas profundidades 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm	51
Tabela 9. Caracterização química* do Neossolo Flúvico da bacia hidrográfica semiárida do Jacu nas profundidades 0-20cm, 20-40cm, 40-60 cm, 60-80cm	51
Tabela 10. Caracterização física e química* das amostras coletadas na área experimental (0 – 10 cm) de um Cambissolo Háplico da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	52
Tabela 11. Características físico-hídricas da bacia hidrográfica do riacho Jacu	52
Tabela 12. Posição do micromolinetete fluviométrico na vertical em relação à profundidade	55

Tabela 13. Características hidráulicas do escoamento gerado por chuva simulada, sob as condições de caatinga semi-arbustiva, solo coberto por serapilheira e do solo descoberto na bacia hidrográfica do Riacho Jacu	72
Tabela 14. Taxas de infiltração de água, coeficiente de escoamento superficial (C), taxas de desagregação do solo em entressulcos (Di) e perdas de solo (PS) obtidas sob as condições de caatinga semi-arbustiva, solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do Riacho Jacu	73
Tabela 15. Variáveis hidráulicas dos fluxos aplicados aos sulcos pré-formados sobre o Cambissolo da bacia hidrográfica do Jacu, para avaliação da erosão em sulcos	77
Tabela 16. Parâmetros da erosão em sulcos obtidos nos sulcos pré-formados sobre o Cambissolo da bacia hidrográfica do Jacu.	79
Tabela 17. Valores médios de descarga líquida (Q) e Sólida (suspensa [Q _{ss}] e de fundo [Q _{sf}]), produção de sedimentos da bacia hidrográfica do Riacho Jacu determinadas para o período entre os anos de 2008 a 2011	81
Tabela 18. Taxa de entrega de sedimentos (SDR) da bacia hidrográfica do Riacho Jacu aferidas entre os anos de 2008 a 2011.	82
Tabela 19. Taxas de entrega de sedimentos (SDR) da bacia hidrográfica do riacho Jacu estimadas pelas equações de Vanoni (1975), Williams & Berndt (1972) e NRCS (1979)	83
Tabela 20. Diâmetro característico, coeficiente de uniformidade e coeficiente de curvatura do sedimento coletado no leito do riacho Jacu, Serra Talhada – PE	84
Tabela 21. Dimensão de largura (ω) das faixas de vegetação ciliar do riacho Jacu em função da produção de sedimento (Y) segundo Karssies & Prosser (1999; 2001)	85
CAPÍTULO II: Qualidade da água em barragem subterrânea na bacia hidrográfica do riacho Jacu, Serra Talhada - PE	
Tabela 1. Caracterização física do solo da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.....	121
Tabela 2. Caracterização química da água da bacia hidrográfica semiárida do Jacu.	125

LISTA DE FIGURAS

Página

CAPÍTULO I: Taxa de entrega de sedimentos e dimensionamento da largura da faixa ciliar do riacho Jacu no semiárido de Pernambuco em função da produção de sedimentos

Figura 1. Relação entre área das bacias em km ² e taxa de entrega de sedimentos (SDR) em percentagem (Walling, 1983)	29
Figura 2. Representação de uma faixa de vegetação em área ripária (Karssies & Prosser, 2001)	35
Figura 3. Localização da bacia hidrográfica do riacho Jacu inserida na bacia do Pajeú	40
Figura 4. Bacia Hidrográfica semiárida do riacho Jacu	41
Figura 5. Rede de drenagem mostrando a ordem dos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do riacho Jacu	42
Figura 6. Carta hipsométrica da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	43
Figura 7. Carta de Declividade da Bacia Hidrográfica semiárida do Jacu	44
Figura 8. Carta de Vegetação e Uso da Bacia Hidrográfica Semiárida do riacho Jacu	49
Figura 9. Perfil do Cambissolo Háplico no local do experimento da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu	50
Figura 10. Data Logger (modelo SL2000MIM) para caracterização do escoamento e avaliação das precipitações pluviométricas	53
Figura 11. Micromolinete fluviométrico apropriado para pequenas vazões a vau no leito do riacho Jacu	54
Figura 12. Amostragem de sedimento suspenso, com o amostrador (DH-48) e amostragem de sedimento de fundo, com o amostrador USBLH-84	56
Figura 13. Simulador de chuva utilizado para avaliar as taxas de erosão em entressulcos na bacia hidrográfica do riacho Jacu, Serra Talhada-PE	59

Figura 14. Simulador de chuva com intensidade planejada em solo com caatinga semi-arbustiva e simulador de chuva com intensidade planejada em solo coberto por serrapilheira	62
Figura 15. Simulador de chuva para com intensidade planejada em solo descoberto	62
Figura 16. Sulco pré-formado utilizado no experimento, mostrando o dissipador de energia (recipiente plástico circular) no qual foram introduzidas as mangueiras condutoras de água	63
Figura 17. Área experimental com a distribuição dos sulcos de forma casualizada	64
Figura 18. Calha coletora metálica para auxiliar na coleta da descarga líquida e sólida	65
Figura 19. Volumes coletados e aferidos em proveta	65
Figura 20. Perfilômetro nivelado e na posição vertical sobre as chapas metálicas e estrutura de acrílico que o sustentam	67
Figura 21. Recipiente plástico com solo após secagem completa em estufa	68
Figura 22. Agitador eletromagnético utilizado na classificação dos sedimentos de fundo da bacia hidrográfica do riacho Jacu	70
Figura 23. Regressão entre o número de Reynolds e a rugosidade hidráulica gerada a partir da caatinga semi-arbustiva e da serrapilheira em contato com o Cambissolo da bacia hidrográfica do riacho Jacu.	73
Figura 24. Relação entre a rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy-Weisback - f) e o coeficiente de escoamento superficial (C) para as condições de caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do Jacu	74
Figura 25. Perdas de solo (PS) observada em função da variação da rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy-Weisback f) para as condições de caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do riacho Jacu	75
Figura 26. Taxas de infiltração média de água no solo para as condições da caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica semiárida riacho Jacu	76
Figura 27. Relação entre as velocidades médias e as vazões obtidas dos sulcos gerados pelos fluxos crescente aplicados sobre o Cambissolo estudado	77

Figura 28. Relação exponencial entre a área e o raio hidráulico dos sulcos gerados pelos fluxos crescentes aplicados na avaliação da erosão em sulcos sobre o Cambissolo estudado	78
Figura 29. Erodibilidade do solo (K_r) em sulcos e tensão crítica de cisalhamento (τ_c), obtidas a partir da regressão das taxas de desagregação do solo (D_r) com as respectivas tensões de cisalhamento do escoamento superficial gerados pelos fluxos crescentes aplicados.	80
Figura 30. Distribuição quinzenal das chuvas na bacia hidrográfica riacho do Jacu, referente ao período compreendido entre os anos de 2008 a 2011.	81
Figura 31. Curva de distribuição do diâmetro das partículas de sedimentos do leito do riacho Jacu.....	84

CAPÍTULO II: Qualidade da água em barragem subterrânea na bacia hidrográfica do riacho Jacu, Serra Talhada - PE

Figura 1. Ilustração de uma bacia hidrográfica mostrando os divisores de água, as sub-bacias e a drenagem principal (Santana, 2003)	105
Figura 2. Área da Barragem mostrando o levantamento planialtimétrico.	118
Figura 3. Barragem mostrando a abertura da valeta com a retro escavadeira	119
Figura 4. Área da barragem mostrando a valeta da barragem e o reboco de alvenaria	119
Figura 5. Desenrolamento da lona plástica de polietileno ao longo da valeta da barragem subterrânea	120
Figura 6. Acomodação da lona plástica em um dos lados da parede da valeta no lado jusante	120
Figura 7. Aterramento da valeta da barragem subterrânea	120
Figura 8. Fase final de aterramento da valeta da barragem subterrânea.	120
Figura 9. Comportamento da umidade do solo ($\theta_{mgg^{-1}}$) dentro e fora da barragem, na profundidade 0-20 cm em função da precipitação (mm)	123
Figura 10. Valores da CE, Vazão e Umidade do solo em função da precipitação acumulada em 15 dias	124

Figura 11. Variação da condutividade elétrica da água da barragem subterrânea em função da umidade do solo	126
Figura 12. Comportamento da condutividade elétrica da água da barragem subterrânea em função da vazão	127
Figura 13. Monitoramento dos cloretos em função da precipitação	128
Figura 14. Variação dos cloretos da água da barragem subterrânea em função da precipitação pluvial da bacia hidrográfica do riacho Jacu	128

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

ASD	Área sujeita a desertificação.
CE	Condutividade Elétrica.
CREAMS	Chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems.
CSS	Concentração de sedimentos.
ESPL	Processos e Formações da Superfície Terrestre. Earth Surface Processes and Landforms.
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
GEOLAB/ DTR/UFRPE	Laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Tecnologia Rural da UFRPE.
IIL	Igual Incremento de Largura.
MISM	Manual de Gestão de Águas Pluviais Iowa. Manual Iowa Stormwater Management.
NRCS	Serviço de Conservação e Recursos Naturais. Natural Resources Conservation Service.
PS	Produção de sedimentos.
PVC	Policloreto de Vinilo.
QL	Descarga líquida.
QSS	Descarga sólida em suspensão.
RAS	Relação de Adsorção de Sódio.
SAS	Sistema de Análises de Estatística / Software Statistical Analysis System.
SDR	Sediment Delivery Ratio. Taxa de entrega de sedimentos..
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.
SRTM	Missão Topográfica Radar Shuttle. Shuttle Radar Topography Mission.
SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste.

UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco.
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNEP	United Nations Environmental Programme
USEPA	Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. United States Environmental Protection Agency.
USGS	Estudo Geológico dos Estados Unidos. United States Geological Survey.
USLE	Equação universal de perdas de solo.
UTMS	Universal Transverse Mercator System
VFS	Faixa de vegetação permanente
VFSMOD	Modelo de Gestão de Ecossistemas Ciliares.
WEPP	Projeto de previsão de erosão hídrica. "Water Erosion Prediction Project".

LISTA DE SÍMBOLOS

Kc	Coeficiente de compacidade
N	Nitrogênio
P	Fósforo
K	Potásio
Mg	Magnésio
Cl	Cloro
NO₃⁻	Nitrato

Introdução Geral

A região semiárida do nordeste brasileiro caracteriza-se pela baixa precipitação anual, vegetação do tipo caatinga ou gramíneas de pouco desenvolvimento sobre solos pouco evoluídos. O clima é caracterizado por extrema variabilidade na precipitação, sujeito a secas e períodos infrequentes de chuvas e subsequentes inundações. Nessas áreas a alta evapotranspiração real representa a principal perda hidrológica (50-60% da precipitação média anual). Os processos hidrológicos são altamente variáveis no tempo e no espaço devido à alta variabilidade do regime de chuvas, além da influência da topografia e da distribuição espacial da geologia local, solo e uso da terra.

O aumento da intensidade do uso do solo e a redução da cobertura vegetal nativa do semiárido nordestino têm levado à degradação dos recursos naturais e, em especial à redução da fertilidade do solo (Menezes & Sampaio, 2002), além da profundidade do perfil geralmente raso, da dificuldade de drenagem e do excesso de sódio trocável (Silva, 2000).

As características dos solos dessa região aliadas ao também singular regime de chuvas local, quando submetidos à exploração agrícola, lhes conferem comportamento peculiar na sua produção de sedimentos. Estudos sobre os processos envolvidos nos fenômenos de produção e entrega de sedimentos, bem como sua determinação, são de fundamental importância na busca de alternativas para um melhor manejo de bacias em regiões semiáridas. A determinação do valor da taxa de entrega de sedimentos (SDR) da bacia hidrográfica do riacho Jacu, no semiárido pernambucano, trará informações sobre o padrão hidrológico e suas relações com o solo e a vegetação, produzindo conhecimento e ferramentas que possibilitarão a delimitação das condições de contorno do complexo sistema semiárido, no sentido da conservação desses recursos naturais.

O sedimento presente no curso d'água é originado a partir dos processos de erosão bruta nas áreas de vertente da bacia e da erosão no próprio leito e nas margens. Por ocasiões de ocorrência das chuvas, o escoamento superficial que se forma transporta muitas partículas para o rio, as quais, por sua vez, são transportadas em suspensão ou no leito, rolando, deslizando ou em saltos (Carvalho, 2000). A carga de sedimento suspenso em

geral é alta e atinge os máximos valores no início da estação de inundações que acontecem após o período seco (Bisantino et al., 2011).

A distribuição espacial dos processos erosivos e de produção de sedimentos é de grande importância nos estudos das bacias hidrográficas, pois através desses é possível associar relações entre padrões geomorfológicos de bacias vertentes, com a identificação de áreas de mobilização e deposição de sedimentos (Salviano et al., 1998).

A estimativa da produção de sedimentos é necessária para estudos de sedimentação de reservatórios, rios, morfologia do solo, planejamento de conservação da água, e também para a estimativa de concentração de cargas de produtos químicos adsorvidos às partículas. A produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica é um processo de erosão e a sua forma de saída é difícil de ser estimada surgindo a partir de uma interação complexa de vários processos hidro geológicos. O conhecimento do processo real da produção de sedimentos e a quantificação do material em suspensão também são pouco detalhados (Bhunya et al., 2009).

Faixa ciliar é uma das formas vegetais mais importantes para a preservação da vida e da natureza, servindo de proteção para os rios e córregos, retendo impurezas e preservando a integridade da água (SEMA, 2004). O termo “ciliar” é originado de cílio, significando proteção. Considerando esse ponto de vista, para Kobiyama (2003), uma floresta quebra-vento, poderia ser também ciliar, portanto, o mesmo considera que seria mais correto falar de ripária do que de ciliar em função da sua proximidade ao corpo de água.

A preservação e recomposição das matas ciliares, que outrora protegiam as margens dos corpos d’água, aliada às práticas de conservação e ao manejo adequado do solo, garantem a proteção dos principais recursos naturais: a água e o solo. Em função da crescente consciência sobre a importância da preservação ambiental e do avanço das leis que disciplinam a ação humana, alto interesse vem sendo despertado para programas de recomposição de áreas degradadas, exigindo que os conhecimentos técnico-científicos sejam rapidamente repassados aos usuários desses programas. Esses conhecimentos devem ser locais, ou seja, cada região tem condições ambientais específicas, que devem ser estudadas isoladamente, sendo importante o estudo do desenvolvimento e sobrevivência de espécies nativas da região a ser reflorestada (Kageyama & Costa, 1993).

A função hidrológica da vegetação ciliar ou ripária tem influência em uma série de fatores importantes para a manutenção da estabilidade da microbacia, tais como: processo de geração do escoamento direto de uma chuva, atenuação do pico das cheias, dissipação de energia do escoamento superficial pela rugosidade das margens, equilíbrio térmico da água, estabilidade das margens e barrancas, ciclagem de nutrientes, controle da sedimentação etc., desta forma influenciando a qualidade da água e o habitat de peixes e de outras formas de vida aquática (Zakia, 1998).

Apesar de sua inegável importância ambiental, as matas ciliares vêm sendo erradicadas em várias partes do Brasil. Existem poucos estudos importantes de trabalhos em micro bacias experimentais, cujas informações disponíveis são pequenas e dizem respeito aos critérios hidrológicos e sedimentológicos de estabelecimento da largura mínima de faixa ciliar na zona ripária, visando garantir a proteção dos cursos d'água (Lima & Zakia, 2000). Por outro lado, o Código Florestal Brasileiro de 1965 só apresenta limites rígidos de largura para as faixas de vegetação marginal em cursos de água e não relata e nem apresenta critérios científicos bem definidos para determinação de largura de áreas ciliares.

Pesquisas para determinar larguras de faixas de vegetação na recomposição da mata ciliar utilizando coberturas vegetais densas, de largura variável, capazes de reter as perdas de solo, se fazem necessárias em áreas com terrenos inclinados e submetidos ao uso intensivo do solo (Karssies & Prosser, 2001). Bren (1993) reportou uma indefinição sobre métodos definitivos para estabelecimento de largura mínima de faixas ciliares em zonas ripárias que possibilitem uma proteção satisfatória do curso d'água.

As avaliações em campo são fundamentais para validar modelos de simulação de erosão e produção de sedimentos em bacias hidrográficas, com o objetivo da determinação das larguras ciliares (Bandeira, 1998).

A área do Nordeste brasileiro é de aproximadamente 1.558.196 km², equivalente a 18% do território nacional (SUDENE, 1997), com 72,24% de seu território inserido no polígono das secas de acordo com os dados da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO (1981). O nordeste brasileiro compreende nove estados, estando oito deles incluídos na região semiárida: Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco,

Alagoas, Sergipe e Bahia, e se caracterizam por apresentar reservas insuficientes de água em seus mananciais (Giulietti et al., 2006).

A precipitação pluvial anual média oscila de pouco menos de 300 mm, na região dos Cariris Velhos na Paraíba, até pouco mais de 1000 mm, nas zonas limítrofes da Caatinga, com um padrão geral de diminuição deste entorno até o núcleo mais seco (Reddy, 1983). Essas médias contrastam com as evapotranspirações potenciais, bem menos variáveis que as chuvas, situando-se, em geral, entre 1500 mm e 2000 mm anuais e que conjugadas caracterizam as deficiências hídricas definidoras da semiaridez climática (relação precipitação/evapotranspiração potencial $< 0,65$). O regime de chuvas tem como características precipitações intensas, muitas vezes ultrapassando 100 mm em um único dia, e sazonalidade irregular, com a época de chuvas podendo iniciar-se em meses distintos, prolongar-se por períodos incertos e encerrar-se, também, em meses diferentes de um ano para outro (Ministério do Meio Ambiente, 2010).

Nesta região, devido a sua condição propícia de clima, onde as baixas precipitações pluviais não são suficientes para lixiviar os sais do perfil do solo e transportá-los até o leito dos rios perenes, os solos podem sofrer processos de salinização e/ou sodificação. O clima quente e seco e a alta evapotranspiração que excede a precipitação durante a maior parte do ano, contribuem para a acumulação desses sais no perfil e na superfície do solo (Hanson et al., 1993; Holanda & Amorim, 1997 e Ferreira, 2002).

Os principais processos que interferem na qualidade da água da região são: a) eutrofização: gerada pelo aporte de nutrientes utilizados nas atividades agrícolas, que ocasionam a elevação populacional de algas, principalmente nos reservatórios; b) irrigação: pode elevar os níveis de nitrato (ou sua lixiviação para águas subterrâneas) e alterar a relação Carbono/Nitrogênio; c) salinização: decorrente do manejo inadequado da água de irrigação e das características climáticas e hidrogeológicas da região; d) contaminação por agrotóxicos, metais pesados e dejetos de efluentes (EMBRAPA, 2011).

Para garantir ampla proteção ambiental é necessário manter, no mínimo, os parâmetros de qualidade de água dentro de limites preestabelecidos por órgãos brasileiros e internacionais de proteção ambiental (Brasil, 1986; CEE, 1980). A necessidade de conhecer a qualidade e monitorar a poluição das águas superficiais e subterrâneas prevê as seguintes prioridades: saúde

humana, segurança e bem estar da população, da biota, condições sanitárias adequadas e a qualidade dos recursos ambientais (EMBRAPA, 2011).

As análises físico-químicas permitem avaliar a qualidade da água para irrigação tanto pelo conteúdo total de sais, mas também, pela composição de cada íon presente. Alguns cátions e ânions, quando em excesso, podem trazer prejuízos ao solo pela salinização e sodificação, como também, efeitos tóxicos de íons como cloreto e sódio para as plantas cultivadas, dependendo do grau de tolerância destes aos sais (Richards, 1954; Ayers & Westcot, 1991 e Zoon, 1986).

As análises de água, determinações de pH e condutividade elétrica (CE), fornecem subsídios para se avaliar a possibilidade de precipitação de sais e a indução da salinidade em função da prática da irrigação. O cálculo da relação de adsorção de sódio (RAS) assume papel preponderante, posto que a combinação da CE e da RAS da água é usada para avaliar os perigos que a água oferece em termos de indução de salinidade e aumento nos teores de sódio na solução do solo e, como consequência, aumento de sódio trocável no complexo sortivo (Oliveira & Maia, 1998).

Barragem subterrânea é toda estrutura que objetiva impedir o fluxo subterrâneo de um aquífero pré-existente ou criado concomitantemente à construção da barreira impermeável (Santos & Frangipani, 1978), ficando a água armazenada no perfil do solo, permitindo assim um aproveitamento mais racional da água contida nos aluviões. A finalidade deste armazenamento é principalmente a dessedentação de animais e a pequena agricultura na área de acumulação a montante do barramento (Cirilo et al., 2000). A manutenção da fertilidade e umidade ideal do solo são os dois mais importantes fatores para uma produção agrícola sustentável (Needham, 1984).

CAPITULO I – TAXA DE ENTREGA DE SEDIMENTOS E DIMENSIONAMENTO DA LARGURA DA FAIXA CILIAR DO RIACHO JACU NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO EM FUNÇÃO DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

RESUMO - A taxa de entrega de sedimentos é um parâmetro de escala que envolve a produção de sedimentos da bacia hidrográfica e a soma de todo sedimento pontualmente desagregado pelas diversas formas de erosão. Avaliar as tecnologias de dimensionamento de faixa ripária, baseado na produção de sedimentos em bacias hidrográficas é cada vez mais importante para preservação ambiental. Dessa maneira, o objetivo desta pesquisa foi dimensionar a largura da faixa de vegetação ripária do riacho Jacu, semiárido de Pernambuco, em função da taxa de entrega e produção de sedimentos. Para tal, foram calculadas as taxas de erosão em entressulcos e sulcos por meio de ensaios de campo sob as condições de caatinga e Cambissolo descoberto. As campanhas de medição direta do sedimento em suspensão e de fundo foram realizadas utilizando os amostradores US DH – 48 e US BLH – 84, respectivamente. Os valores de produção de sedimentos obtidos da bacia do Jacu foram considerados baixos. As perdas de solo pela erosão em entressulcos para o Cambissolo descoberto, de 8,43 t ha⁻¹, foram altas, bem como as de erosão em sulcos, com erodibilidade de 0,0021142 kg N⁻¹s⁻¹ e a tensão crítica de cisalhamento (τ_c) de 2,34 Pa. O valor médio da taxa de entrega de sedimentos da bacia do Jacu foi de 0,165, com variação de 0,29 no ano de 2008 a 0,026 para o ano de 2010. Essa variação está associada à variabilidade natural do ambiente semiárido, indicando a necessidade de avaliação em um período maior para um melhor conhecimento da taxa de entrega de sedimentos da bacia semiárida do riacho Jacu. A determinação da largura de 15 metros para as faixas de vegetação do riacho Jacu, em função da produção de sedimentos mostrou-se promissora para as condições de uma pequena bacia hidrográfica.

Palavras chave: Erosão hídrica, variabilidade do semiárido e conservação do solo.

CHAPTER I - SEDIMENT DELIVERY RATIO AND SIZING OF RIPARIAN VEGETATION WIDTH FROM JACU STREAM IN SEMIARID OF PERNAMBUCO IN FUNCTION OF SEDIMENT YIELD

ABSTRACT - Sediment delivery ratio is the parameter which involves the sediment yield in watersheds and sums all sediment promptly detachment by several ways of erosion. Evaluating technologies of setting the riparian vegetation, based on yield sediment in watersheds are increasingly important to environmental preservation. Thus, the aim of this research was to set the width of riparian vegetation in Jacu semiarid stream (Pernambuco) in function of sediment delivery ratio and sediment yield. Therefore, it was calculated the rates of interrill and rill erosion by yield testing under shrub and bare Inceptisols conditions, and it was carried out direct measurement campaigns of suspended sediment and bedload, by means of US DH – 48 e US BLH – 84, respectively. The sediment yield obtained in Jacu stream was considered low. The soil loss due to interrill erosion under bare conditions equal to 8.43 t ha^{-1} was considered high, as well as the same way for the values of rill erosion with erodibility equal to $0.0021142 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$ and critical shear stress (τ_c) equal to 2.34 Pa . The mean value of sediment delivery ratio of Jacu watershed was equal to 0.165 and ranged from 0.29 (2008) to 0.026 (2010). This variation is associated with the natural variability of semiarid environment, indicating the necessity of assessment in a large period of years to improve the knowledge about the sediment delivery ratio of Jacu semiarid watershed. The determination of 15 m for the width of riparian vegetation from Jacu stream in function of sediment yield was considered promising for the small watershed conditions.

Keywords: Water erosion, semiarid variability and soil conservation.

1. Revisão de Literatura

1.1. Produção de sedimentos em bacias hidrográficas

A determinação da erosão em bacias hidrográficas rurais tem um grande significado para o planejamento dos recursos hídricos e o desenvolvimento do meio ambiente. Altas taxas de erosão removem grandes quantidades de solo dos horizontes superficiais e reduzem a produtividade agrícola e florestal, aumentando o transporte de poluentes para a rede de drenagem, (Simons e Senturk, 1992).

O aporte de sedimentos oriundos das bases de drenagem é geralmente mal compreendido. Uma das razões é a falta de resultados consistentes de escoamentos superficiais e dinâmica do sedimento, assim como da ligação entre os processos que ocorrem nas fontes de sedimentos nas vertentes com a produção de sedimentos da bacia (Steengen et al., 1998; Cerda & Lasanta 2005 e Erskine et al., 2002). Portanto, o entendimento das relações de erosão de vertentes cultivadas em bacias semiáridas é essencial para determinar o quanto a produção agrícola afeta a produção de sedimentos.

A distribuição espacial dos processos erosivos e de produção de sedimentos é de grande importância nos estudos das bacias hidrográficas, pois através desses é possível associar relações entre padrões geomorfológicos de bacias vertentes com a identificação de áreas de mobilização e deposição de sedimentos (Salviano et al., 1998). Segundo Braud et al. (2001) e Yu et al. (2006) apud Zhou et al., (2006) uma compreensão mais aprofundada a relação entre o solo, a dinâmica da água e a densidade da vegetação é útil para as recomendações de controle de erosão do solo em regiões áridas e semiáridas.

A produção de sedimentos representa apenas uma parcela do total de sedimentos produzidos em uma bacia hidrográfica em decorrência dos processos erosivos atuantes, sendo então, a diferença entre a erosão bruta e a quantidade de material que ficou depositado e não foi removido da bacia de drenagem (Walling, 1990).

Em outras palavras, nem todo o sedimento erodido na bacia alcança o curso d'água, sendo parte depositada nos declives, nas saliências dos terrenos ou nas planícies. Isso depende principalmente das áreas disponíveis e também da textura do material e do relevo regional. Assim, pode-se definir uma relação

entre as grandezas intervenientes para se conhecer qual a porcentagem de sedimento erodido numa bacia que passa num ponto de medida do curso d'água (Carvalho, 2008).

A magnitude da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica depende de três processos distintos: i) da intensidade com que o solo é desagregado por ação da precipitação e do escoamento superficial (erosão bruta); ii) dos processos de transferência dos sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial e iii) da sua propagação na calha fluvial (Gomes et al., 2006). Segundo Merten & Poletto (2006) o processo de desagregação do solo e de transferência na bacia irá depender de fatores como distribuição anual das chuvas, uso e manejo do solo, condições geomorfológicas do terreno e umidade antecedente, entre outros.

1.2. Taxa de entrega de sedimentos de uma bacia hidrográfica

A taxa de entrega de sedimento (SDR) é um parâmetro de escala adimensional definido como a relação entre a produção de sedimentos (Y) no exutório da bacia e a erosão bruta (E) que representa a soma de todo o sedimento desagregado por todas as formas de erosão que ocorrem dentro da bacia (Walling, 1983).

$$SDR = \frac{Y}{E} \quad (1)$$

em que Y é a produção de sedimentos ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e E a erosão bruta ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$).

Em essência a taxa de entrega é um fator de escala que relaciona a disponibilidade de sedimento e a deposição em diferentes escalas espaciais (Lu et al., 2006; Lane et al., 1997). Essa relação foi introduzida para quantificar a fração de sedimentos erodidos dentro de uma bacia que encontram o caminho de saída da bacia. Neste conceito, a produção de sedimentos representa a resultante de vários processos envolvidos no local que sofre erosão, no transporte e na deposição de sedimento.

A magnitude da taxa de entrega de sedimentos para uma determinada bacia é influenciada pela variação dos fatores geomorfológicos e ambientais, incluindo natureza, extensão e localização das fontes de sedimento, relevo e

características do declive, padrão de drenagem e hidráulica dos canais, cobertura vegetal, uso do solo, textura e estrutura do solo (Walling, 1983).

Para Mahmood (1987) apud Carvalho (2008) o valor da SDR tem sido investigado para pequenas bacias até 1000 km², sendo difícil a estimativa para bacias maiores. Em bacias de tamanho médio, a quantidade de sedimentos que chega ao oceano pode ser 1/4 da erosão contribuinte, enquanto para grandes bacias essa quantidade é de 1/10, sendo mais correto afirmar que a SDR está mais próxima de 10%. O mesmo autor mostra que, para bacias muito pequenas (até 0,002 km²), o valor varia de 1 a 100%, diminuindo até 0,25, ou 25%, para bacias de tamanho médio (até 100 km²) e chegando a 0,10, ou 10%, em grandes bacias. Constata-se, ainda, que em qualquer bacia, a SDR vai diminuindo de montante para jusante. Observa-se na (Figura 1) a relação da área das bacias hidrográficas com respectivas taxas de entrega de sedimentos (Walling, 1983).

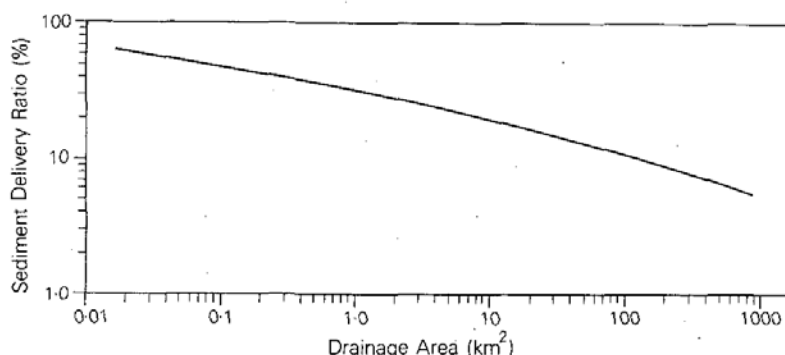


Figura 1. Relação entre área das bacias em km² e taxa de entrega de sedimentos (SDR) em porcentagem (Walling, 1983).

Os métodos mais comuns utilizados para se estimar a taxa de entrega de sedimentos baseiam-se em uma função empírica de potência entre SDR e a área da bacia (Mutua & Klik, 2006; Lu et al., 2006), assim: $SDR = \alpha A^\beta$ em que A é a área da bacia (km²) e α e β são coeficientes empíricos. O expoente de escala β contém informações físicas chave sobre os processos de transporte na bacia, muito relacionado com os processos de chuva-vazão. Assim, Vanoni (1975) obteve o seguinte ajuste:

$$SDR = 0,42A^{0,125} \quad (2)$$

em que A é a área da bacia (milha²); e Williams e Berndt (1972):

$$SDR = 0,627D^{0,403} \quad (3)$$

em que D é o declive em %.

No entanto, enquanto existem métodos bem aceitos para estimar taxas de erosão de áreas agrícolas, não existe um método geralmente aceito para se determinar a percentagem de sedimento erodido que de fato sairá da bacia hidrográfica, portanto, a taxa de entrega de sedimentos, é a variável que menos se compreende dentro da área de sedimentação (Morris & Fan, 1998).

1.3. Erosão bruta

A erosão do solo é uma das grandes ameaças para agricultura, produtividade e qualidade ambiental, especialmente da qualidade da água e do solo (Zartl et al., 2001). Além de produzir sedimentos de forma prejudicial, a erosão causa sérios prejuízos às terras agricultáveis, reduzindo a fertilidade e produtividade do solo. A carga sólida medida se refere à argila, silte e areia transportada (Carvalho et al., 2000).

1.3.1. Erosão em entressulcos

Entende-se como erosão em entressulcos a combinação de dois diferentes processos, a desagregação da massa do solo pelo impacto das gotas de chuva e pelo fluxo superficial e, o transporte do solo desagregado pelo escoamento em entressulcos, que parece não ter capacidade de transportar todo sedimento produzido pelo impacto das gotas de chuva, com ou sem influência do impacto das gotas sobre o escoamento em entressulcos (Everaert, 1991).

A erosão em entressulcos ocorre quando o solo ainda não apresenta incisões na superfície realizadas pelo escoamento superficial, sendo importante nesse momento a desagregação do solo pelo impacto das gotas de chuva na sua superfície, e a existência de uma lâmina de escoamento pouco espesso que mais parece transportar que desagregar o solo (Govers, 1996). O escoamento superficial que acontece na erosão em entressulcos é, com frequência, chamado de fluxo laminar raso (Gerits et al., 1990).

Em uma encosta o fluxo superficial gera a erosão em entressulcos, e o aumento desse fluxo pode causar o aparecimento de sulcos de erosão. A erosão em entressulcos e em sulcos são os dois tipos básicos de erosão do solo nas bacias hidrográficas rurais (Liu et al., 2006). A erosão em entressulcos tem sido extensivamente estudada por meio de muitas relações empíricas e semi-empíricas para determinação da taxa de erosão Liu et al. (2006) apresentaram um modelo matemático para simulação de escoamento superficial e fluxo de sedimento na erosão em sulcos e em entressulcos em encostas cultivadas.

O Water Erosion Prediction Project(WEPP), (Flanagan & Nearing, 1995) modelo americano de predição da erosão hídrica, apresentou as taxas de desagregação do solo na erosão em entressulcos equacionada da seguinte forma:

$$D_i = K_i i^2 S_f \quad (4)$$

em que D_i é a taxa de desagregação de solo em entressulcos ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), K_i é o fator de erodibilidade em entressulcos (kg s m^{-4}), i é a intensidade da chuva (m s^{-1}) e S_f é um fator de declive (adimensional). Posteriormente, o modelo inseriu e passou a considerar também os efeitos do escoamento superficial e da infiltração de água nas taxas de desagregação:

$$D_i = K_i i^2 R S_f \quad (5)$$

em que R corresponde ao escoamento superficial em (m s^{-1}).

Cassol et al. (2004), estudando a erosão em entressulcos, observaram que a presença de resíduos vegetais sobre a superfície do solo causou alteração nas características do escoamento superficial e nas taxas de desagregação e transporte de sedimento, e dessa forma desenvolveram o modelo abaixo para estimar o efeito do resíduo em contato direto com a superfície do solo nas taxas de erosão em entressulcos:

$$C_{iII} = ab^{CS} \quad r^2 = 0,99 \quad (6)$$

em que a e b são coeficientes com os respectivos valores de 1,014 e 0,082, e CS é a cobertura do solo em ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$).

1.3.2. Erosão em sulcos

A erosão em sulcos constitui-se na segunda fase evolutiva do processo físico da erosão hídrica do solo, que é marcada pela mudança da forma do escoamento. De difuso sobre a superfície do solo, na fase inicial da erosão em entressulcos, o mesmo concentra-se, na segunda fase, em pequenas depressões da superfície do solo, chamadas de sulcos de erosão. Quando isso ocorre, a lâmina de escoamento desenvolve maior tensão de cisalhamento devido ao aumento da sua espessura, elevando, portanto, a capacidade do escoamento em desagregar o solo (Bezerra et al., 2010; Cantalice et al., 2005).

A desagregação e o transporte de sedimentos nos sulcos de erosão ocorrem pela ação da tensão de cisalhamento do escoamento concentrado, sendo assim, a erosão em sulcos é a principal fonte de sedimentos nas encostas, embora seja um processo muito complexo e difícil de quantificar e identificar (Yan et al., 2008). O escoamento superficial e a carga de sedimentos afetam a capacidade de transporte de sedimento nos sulcos sob diferentes condições de superfície e chuva.

Quando surgem os sulcos de erosão nas encostas, a maioria do sedimento erodido pela erosão entressulcos viajam por curtas distâncias e convergem para os sulcos e, a partir daí, todo o sedimento é transportado pelo escoamento concentrado, reforçando a importância da predição da erosão quando os sulcos são prevalentes na paisagem (Liu et al., 2007).

1.4. Importância da faixa ciliar

A faixa ciliar desempenha importantes funções e seus efeitos não são apenas locais, mas refletem na qualidade de vida de toda a população sob influência de uma bacia hidrográfica: protegem e dão suporte às margens, estabilizam as margens dos rios, evitam a erosão e o assoreamento, têm ação de retenção de agrotóxicos e fertilizantes, integram os ecossistemas aquáticos e terrestres, mantendo a biodiversidade (Davide et al., 2000). As faixas ciliares são eficazes na captura de sedimentos do escoamento superficial e na redução da erosão nos canais (Wenger, 1999).

A presença de vegetação aumenta a rugosidade hidráulica da superfície de fluxo, o que reduz a velocidade do fluxo e a tensão de cisalhamento do fluxo exercida sobre o solo. Por outro lado o comportamento da rugosidade e as tensões do escoamento criadas pela vegetação estabelecem relações com a resistência hidráulica originada pela vegetação local, onde as taxas de produção e transporte de sedimentos são importantes na resposta hidrológica com eventos de escoamento (Foster, 1982)

De acordo com Natural Resources Conservation Service (2008), a Faixa Ciliar é uma faixa ou área de vegetação herbácea que remove os contaminantes do escoamento superficial reduzindo os sólidos em suspensão e contaminantes dissolvidos e associados ao escoamento superficial, bem como as cargas de contaminantes associados às águas residuárias utilizadas na irrigação. Já Crestana, (1993) coloca que a faixa ciliar reduz perdas de solo decorrentes dos processos erosivos e do solapamento das margens dos rios, protege os cursos d'água dos impactos decorrentes do transporte de produtos agrícolas, assegura a perenidade das nascentes e conseqüentemente, mantém a qualidade da água para consumo humano e agrícola; além disso, as matas ciliares constituem refúgios de alimentos para a fauna silvestre.

Tollner et al. (1976) apud Campbell (1999) concluíram que a fração de sedimentos retida pelas faixas de vegetação foi dependente da densidade da vegetação, profundidade e velocidade de fluxo, concentração de sedimentos e tamanho das partículas, e do comprimento do canal. As partículas mais pesadas são depositadas, e partículas mais finas são retidas ao atravessar a serrapilheira e o solo (Correll, 1997).

Diversas práticas de manejo e conservação do solo são sugeridas para redução da carga de sedimentos do escoamento superficial já nas suas fontes (Abu-Zreig, 2001). Dessa maneira, o uso de faixas de vegetação permanente ou de vegetação arbóreo-arbustiva, instaladas próximas a um curso de água ou a um canal de drenagem, parece ser uma prática de manejo de solo e água promissora, modificando as características hidráulicas do fluxo pela redução da turbulência e da velocidade e, por conseqüência, aumentando a infiltração da água no solo e a deposição de sedimentos (US Environmental Protection Agency, 1976).

Com base nas recomendações do Manual Iowa Stormwater management (1999) as faixas de vegetação ciliar desenvolvem-se ou são

implantadas ao longo dos canais. Essa vegetação pode ser implantada ou natural e, para serem efetivas deve ser locada em nível perpendicular a direção do fluxo para a borda a montante da faixa filtro.

1.5. As matas ciliares na região semiárida do Nordeste Brasileiro

O desmatamento indiscriminado para a formação de novas lavouras, aliado à retirada de madeira para benfeitorias, lenha e carvão, e às queimadas sucessivas com manejo inadequado do solo, têm contribuído, juntamente com as secas prolongadas, para comprometer o frágil equilíbrio do meio ambiente da região. Assim, a destruição da caatinga na região semiárida do Nordeste brasileiro tem contribuído para acelerar a erosão do solo trazendo, como consequências, o seu empobrecimento e o assoreamento de mananciais (Albuquerque et al., 2001).

A intensidade das precipitações pluviométricas, a baixa taxa de infiltração e capacidade de armazenamento de água no solo de bacias semiáridas, face à baixa permeabilidade do solo, assim como a deficiente proteção da cobertura vegetal, por ocasião do início do período chuvoso, principalmente das primeiras precipitações são considerados fatores importantes no processo erosivo no semiárido brasileiro (Silva & Andrade, 1984).

1.6. Modelos e Metodologias para o cálculo da largura de faixas de vegetação

Os modelos matemáticos constituem uma abordagem alternativa para determinação das relações entre larguras de faixa de vegetação permanente e os níveis de impacto (Dosskey et al., 2008). Esses modelos são baseados em processos e captam o efeito de variação de parâmetros conhecidos e as interações que afetam os volumes de escoamento superficial produzido nas áreas agrícolas e a retenção de contaminantes pelas faixas de vegetação. Os modelos CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980); o WEPP (Water Erosion Prediction Project Model) (Nearing et al., 1989), e o modelo da Universidade de Kentucky

(Barfield et al., 1979; Hayes et al., 1979, 1984; Tollner et al., 1976, 1977) apud Dosskey et al.,(2008) são usados em várias combinações para estimar taxa de entrega e retenção de sedimentos pelas faixas de vegetação.

Existem modelos mais simples como o (VFSDMOD) (Muñoz-Carpena e Parsons, 2011), e o Modelo de Gestão de Ecossistemas Ciliares (Lowrance et al. 2001) que são usados como suporte de outros modelos, comenta Dosskey et al. (2008). A principal desvantagem dos modelos mais simples é que eles contêm apenas um pequeno subconjunto de variáveis que, por sua vez, limitam a sua aplicabilidade geográfica ou criam um potencial de erro grande quando aplicado a um local específico. Destes modelos matemáticos mais simples, apenas a abstração baseada na rotina de cálculo do CREAMS foi validada (Flanagan, 1989).

Karssies & Prosser (1999; 2001) desenvolveram na Austrália uma expressão para o dimensionamento da largura de faixas de vegetação em áreas ripárias, a qual vai depender da área considerada e das taxas de erosão anuais em $t\ ha^{-1}$ (Figura 2).

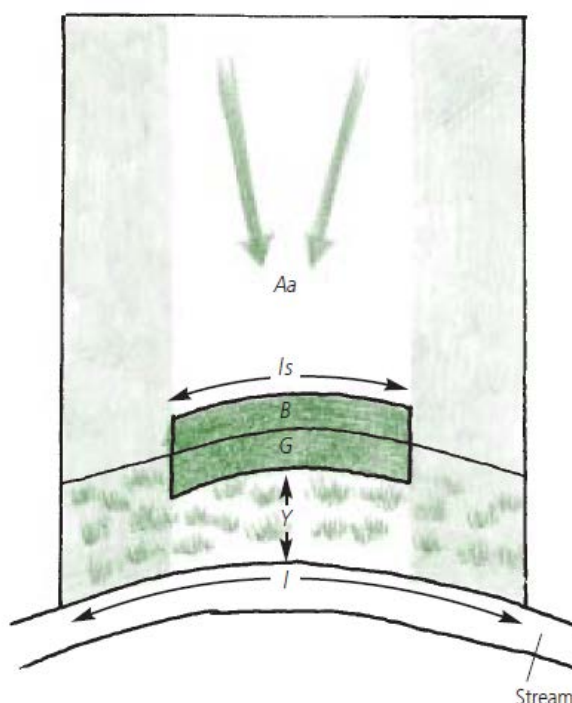


Figura 2. Representação de uma faixa de vegetação em área ripária (Karssies & Prosser, 2001).

Considerando que a é a área sujeita a erosão – área da bacia (ha), A é a taxa de erosão na bacia - produção de sedimentos ($t\ ha^{-1}$), B é a massa de

sedimento depositado (t), G é a capacidade de armazenamento de sedimento pela vegetação (t), W é a largura da faixa de vegetação permanente (m), l é o comprimento da faixa (m) e Y é a largura adicional requerida para acumulação de sedimento (m). Assim a massa do sedimento acumulado na faixa de vegetação B é o volume de depósito (m³) multiplicado pela densidade média do depósito, (tm⁻³) é expressa pela equação:

$$B = \frac{l_s \rho_b H_b^2}{2tg\theta} \quad (7)$$

em que l_s é a largura do depósito (m), ρ_b é a densidade de partícula média do depósito (tm⁻³), H_b é a altura do depósito de sedimentos (m) e $tg\theta$ é a tangente do ângulo de declive.

A capacidade de armazenamento de sedimento na faixa de vegetação G (t) é obtida pela equação:

$$G = \rho_g H_g l_s W \quad (8)$$

em que ρ_g é a densidade do sedimento no depósito, H_g é a altura do vegetal (m) e W é a largura da faixa ciliar (m).

A capacidade total de armazenamento de sedimento, antes e dentro da faixa, é balanceada pela produção anual de sedimentos na encosta, assim:

$$Aa = B + G \quad (9)$$

Substituindo as equações (7) e (8) na (9) tem-se:

$$Aa = \frac{l_s \rho_b H_b^2}{2tg\theta} + \rho_g H_g l_s W \quad (10)$$

Rearranjando a (10) obtêm-se a equação (11):

$$W = Y + \frac{1}{\rho_g H_g} \left[\left(\frac{Aa}{l_s} \right) \left(\frac{\rho_b H_b^2}{2tg\theta} \right) \right] \quad (11)$$

A extensão de deposição de sedimentos ao longo da faixa ripária é muito menor que o comprimento total da área ripária (l), por conta da convergência do fluxo em caminhos preferenciais do escoamento, fato esse, expresso na forma de um fator de convergência do escoamento (c) definido como:

$$c = \frac{l}{l_s} \quad (12)$$

em que l é o comprimento da faixa (m) e l_s é a largura da área de deposição (m).

Substituindo a equação (12) na (11), tem-se a equação completa para o dimensionamento da largura das faixas de vegetação em áreas ripárias.

$$W = Y + \frac{1}{\rho_g H_g} \left[\left(\frac{cAa}{l} \right) \left(\frac{\rho_b H_b^2}{2tg\theta} \right) \right] \quad (13)$$

Karssies & Prosser (2001), recomendam y é uma largura adicional de 2 m para solos moderadamente erodíveis, e 5 m para solos muito erodíveis.

1.7. Processos hidrosedimentológicos em bacias hidrográficas

A produção de sedimentos de uma bacia hidrográfica é o resultado do processo erosivo, de difícil estimativa, originando-se a partir de uma interação complexa de vários processos hidro-geológicos; o conhecimento atual do processo esta longe de ser detalhado (Bhunya et al., 2009). Em termos de volume, o sedimento é o maior poluente de córregos e rios. Quantidades excessivas de fluxo de sedimentos podem ter vários efeitos deletérios sobre a qualidade da água e a biota (Cooper, 1993).

Na escala de bacia hidrográfica a erosão hídrica é representada pela produção de sedimentos (Y) e, segundo Walling (1990), é a quantidade de sedimento que alcança o exutório da bacia, já descontada a quantidade de sedimento que ficou depositada. Todo sedimento desagregado e transportado numa bacia hidrográfica é proveniente da erosão bruta (E), que consiste no

somatório das fontes de sedimento: erosão em entressulcos, erosão em sulcos, ravinas e voçorocas; por fim, a relação entre a produção de sedimentos e a erosão bruta em uma bacia hidrográfica define a taxa de entrega de sedimento da bacia (SDR) (Walling, 1983; Lu et al., 2004).

A resistência do solo determina a sua erodibilidade, que é a tendência inerente do solo de sofrer erosão em diferentes proporções, devido às diferenças peculiares de cada classe de solo (Le Bissonnais & Singer, 1988). O transporte de sedimento se processa nas vertentes e nos cursos d'água, sendo que a maior quantidade ocorre na época chuvosa. De acordo com Carvalho (1994), 70 a 90% de todo sedimento transportado pelos cursos d'água ocorrem no período de chuvas, principalmente durante as fortes precipitações.

A importância dos sedimentos na gestão integrada dos recursos hídricos, os riscos de degradação do solo, dos leitos dos rios e dos ecossistemas fluviais e estuarinos ou de contaminação dos sedimentos por produtos químicos estão impulsionando estudos que venham considerar os problemas que podem decorrer das alterações nos processos hidrossedimentológicos (Carvalho, 1994; Bordas & Semmelmann, 2000; e Silva et al., 2003).

Os processos hidrossedimentológicos estão intimamente vinculados ao ciclo hidrológico e compreendem o deslocamento, o transporte e o depósito de partículas sólidas presentes na superfície da bacia hidrográfica. No entanto, nem todo o material destacado de seu local é transportado para fora da bacia, dado o grau de seletividade de grãos que cada modalidade de erosão apresenta no processo de remoção e transporte e a dinâmica hidrológica dos canais de drenagem da bacia (Silva et al., 2003).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Esclarecer as relações entre a produção de sedimentos, da bacia hidrográfica do riacho Jacu e a sua taxa de erosão bruta, que determinam a magnitude da taxa de entrega de sedimentos (SDR), assim como avaliar a metodologia proposta por Karssies & Prosser (1999) e (2001) para

dimensionamento da largura da faixa ciliar da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a taxa de erosão bruta (E) da bacia do Jacu (soma das taxas da erosão em sulcos e em entressulcos) através de experimentos de campo;
- Determinar a produção de sedimentos por meio de campanhas de medição de descarga sólida suspensa e de fundo da bacia hidrográfica do riacho Jacu, do semiárido do Estado de Pernambuco;
- Elaborar a curva chave da secção de avaliação do Riacho Jacu a partir dos dados de cota e vazão a serem obtidos nas campanhas;
- Determinar a taxa de entrega de sedimentos (SDR) da bacia do riacho Jacu para o período de 2008 a 2011;
- Avaliar o desempenho de equações para estimativa da taxa de entrega de sedimentos;
- Dimensionar a largura da faixa de vegetação para a área ciliar do riacho Jacu através da aplicação da metodologia preconizada por Karssies & Prosser (1999) e (2001) em função da área das encostas e da taxa da produção de sedimentos dessa bacia hidrográfica.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização e caracterização do experimento

A área experimental encontra-se inserida na bacia hidrográfica do riacho Jacu localizada no limite municipal entre as cidades de Serra Talhada e Floresta, formando parte da bacia do São Pedro, inserida na bacia hidrográfica do Pajeú. O acesso se dá pela rodovia estadual PE 390 – km 20, na região da serra da Lagartixa, pertencente ao limite entre os municípios de Serra Talhada

e Floresta, com coordenadas geográficas “38°14’39.3” de longitude Oeste e “08°00’15.9” de latitude Sul (Figura 3). O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, enquadra-se no tipo Bwh, denominado semiárido, quente e seco, com chuvas de verão-outono com pluviosidade média anual de 647 mm ano⁻¹ para o período de 1912 a 1991 (SUDENE, 1990) e temperatura média anual superior a 25°C.

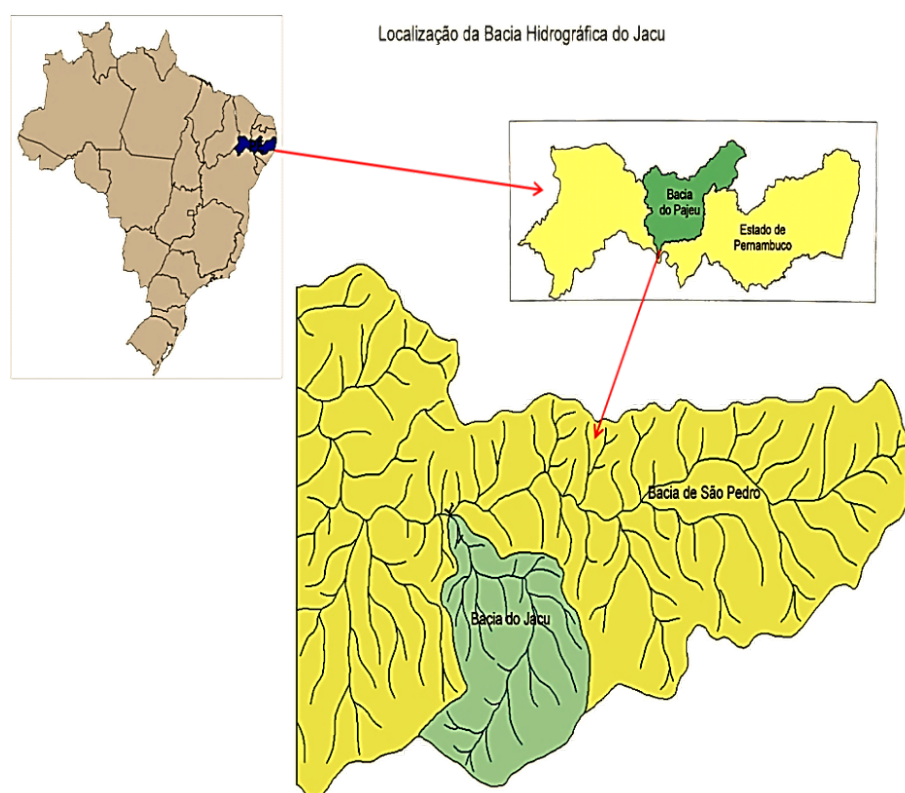


Figura 3. Localização da bacia hidrográfica do riacho Jacu inserida na bacia do Pajeú.

3.2. Parâmetros físico-hídricos da bacia hidrográfica do riacho Jacu

A determinação dos parâmetros físico-hídricos da Bacia Hidrográfica do riacho Jacu foi obtida utilizando-se a imagem SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) SC.24-X-A, com resolução espacial recalculada para 30 metros. Para a determinação dos parâmetros físico hídricos, foi montada uma base de dados (PROJETO_JACU. mdb) utilizando-se o software ArcGIS 9.1, disponível no GEOLAB/DTR/UFRPE. Adotou-se neste trabalho a projeção UTM, Datum WGS-1984 (Zona 24S).

3.2.1. Delimitação da bacia hidrográfica do riacho Jacu

Para a delimitação da bacia hidrográfica (Figura 4) obedeceu-se critérios metodológicos automatizados utilizando-se o aplicativo Hydrology.

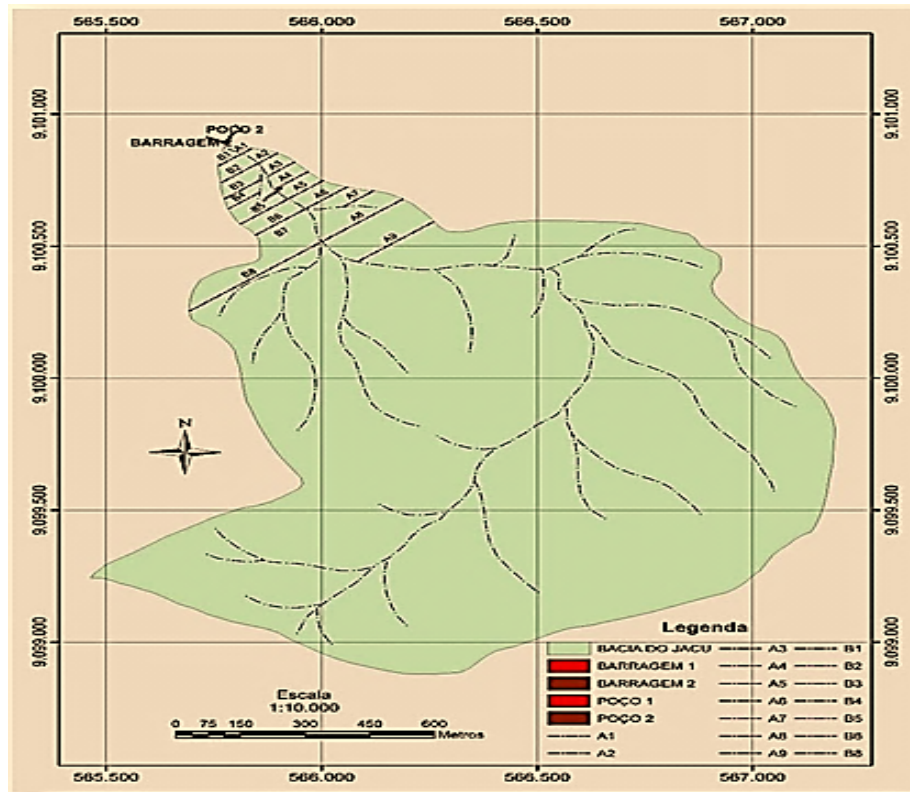


Figura 4. Bacia Hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

A rede de drenagem (Figura 5), obtida por procedimentos automatizados por meio do aplicativo Hydrology, teve seus canais ordenados adotando-se o modelo proposto por Strahler (1957).

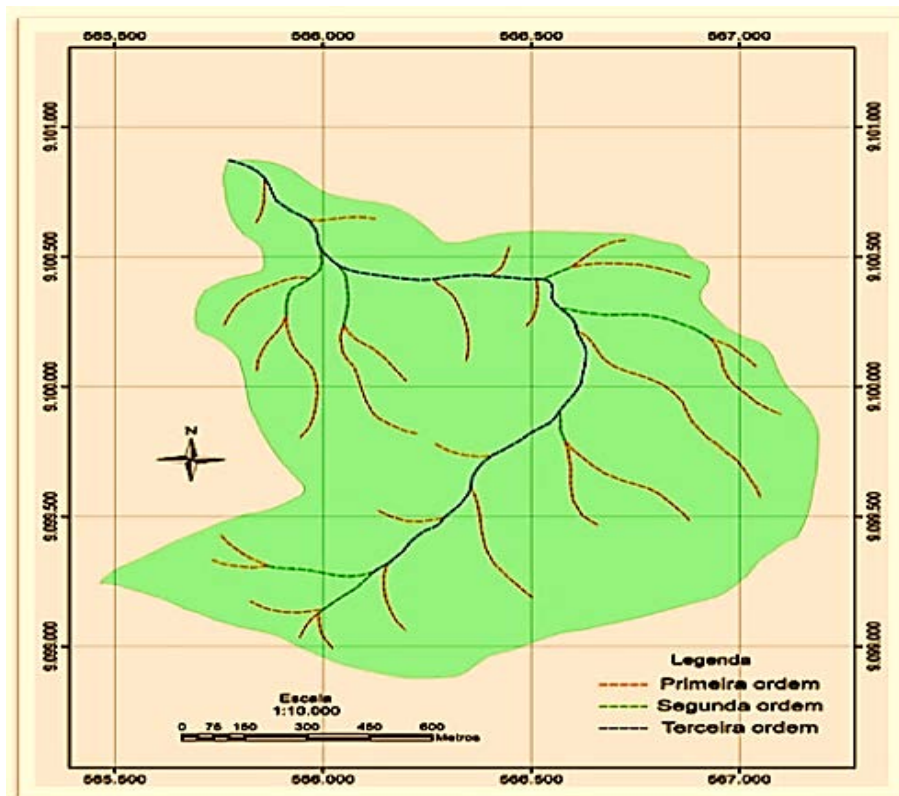


Figura 5. Rede de drenagem mostrando a ordem dos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do riacho Jacu.

A Carta hipsométrica da bacia hidrográfica do riacho Jacu (Figura 6) foi construída a partir da reclassificação dos valores dos pixels da imagem SRTM com resolução de 30 metros. A partir de uma análise quantitativa desta carta hipsométrica, tornou-se possível a elaboração da (Tabela 1) que sumariza a abrangência de cada uma das classes mapeadas na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

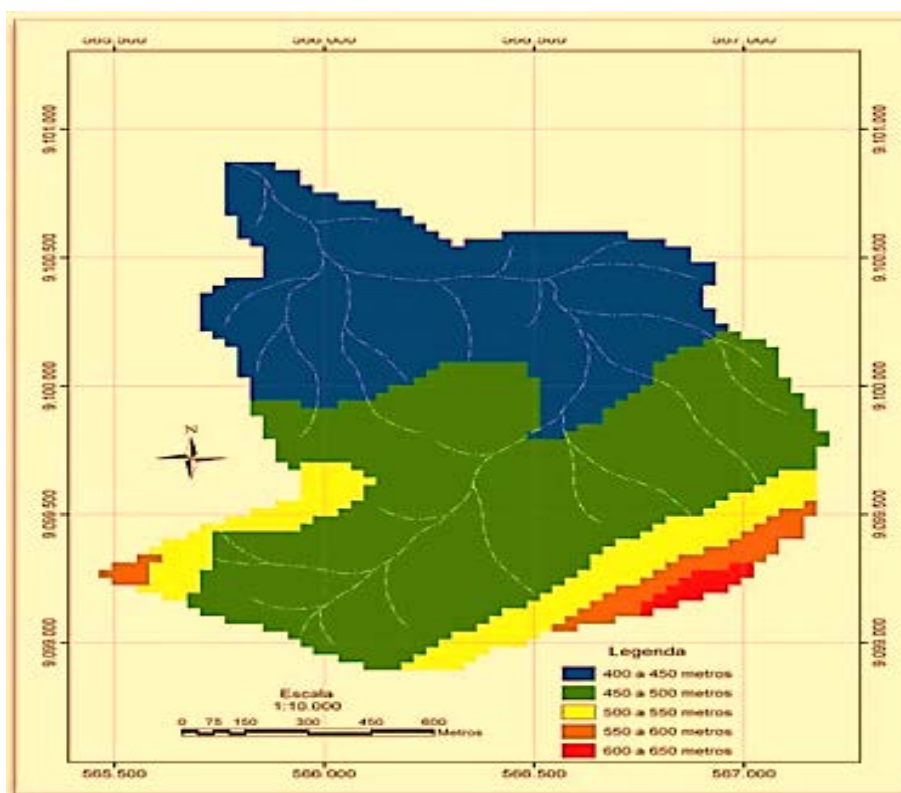


Figura 6. Carta hipsométrica da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Tabela 1. Classes de relevo da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Classes (m)	Área (m²)	Área (%)
400 a 450	763.2	36,29
450 a 500	1.023.300	48,65
500 a 550	223.2	10,61
550 a 600	71.1	3,38
600 a 650	22.5	1,07

A Carta de declividade da bacia hidrográfica do riacho Jacu foi elaborada automaticamente por meio do aplicativo Spatial Analyst Tools, optando-se em utilizar sete intervalos iguais de declividade, variando de 0 a 30% (Figura 7).

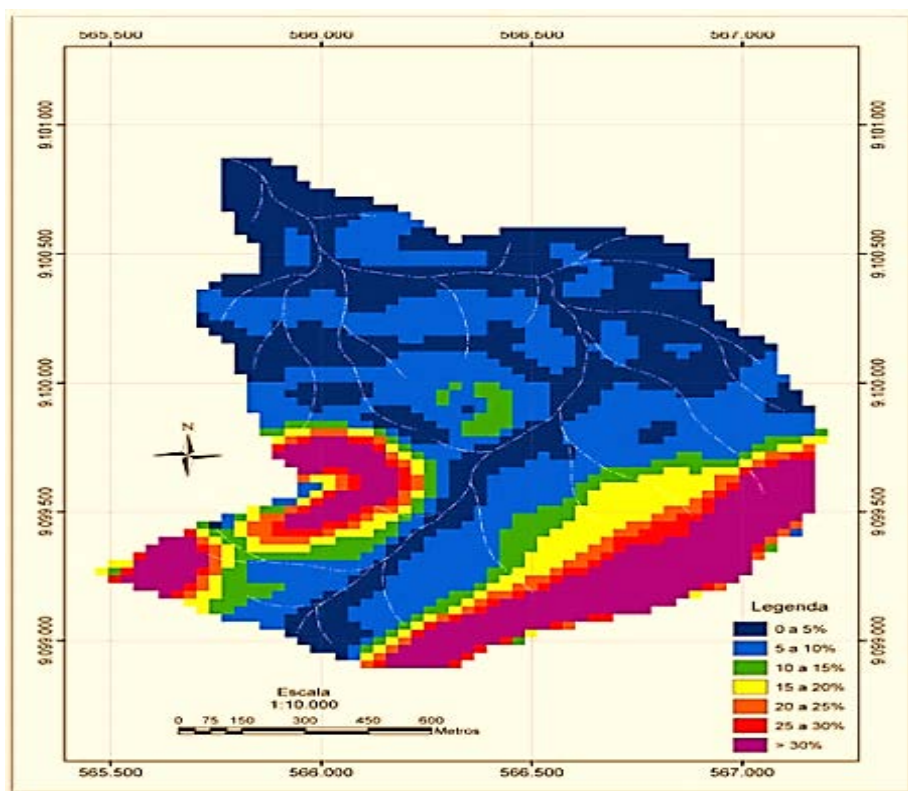


Figura 7. Carta de Declividade da Bacia Hidrográfica semiárida do Jacu

Uma análise dos resultados extraídos na carta de declividade possibilitou a elaboração da tabela 2 que exprime a distribuição dos diferentes intervalos de declividade identificados na bacia hidrográfica estudada.

Tabela 2. Classes de declividade da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Classes (%)	Área (m²)	Área (%)
0 a 5	692.1	33,05
10 a 15	683.1	32,62
10 a 15	149.4	7,13
15 a 20	135	6,45
20 a 25	74.7	3,57
25 a 30	70.2	3,35
> 30	298.8	14,27

A tabela 3 sumariza os parâmetros físicos hídricos e a morfometria da bacia hidrográfica do riacho Jacu.

Tabela 3. Parâmetros físico-hídricos e morfometria da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Parâmetros	Valor
Área	2,10km ²
Perímetro	6,50km
Comprimento do eixo da bacia	2,00 km
Fator de forma	0,0497
Comprimento do canal principal	2,66 km
Comprimento do canal principal rebatido	1,85km
Número de canais da bacia	34 canais
Ordem da bacia	Terceira ordem
Número de canais de 1ª ordem	26 canais
Número de canais de 2ª ordem	7 canais
Número de canais de 3ª ordem	1 canal
Comprimento total dos canais	11,06km
Comprimento médio dos canais	0,43km
Densidade de drenagem	1,32 km km ⁻²
Densidade hidrográfica	12,38 canais km ⁻²
Coeficiente de compacidade	1,26
Maior altitude da bacia	638,9m
Menor altitude da bacia	422,4m
Amplitude altimétrica da bacia	216,5m
Declividade do canal principal	17,26 m km
Tempo de concentração	0,984 hora.

A bacia hidrográfica semiárida do Jacu possui 2,10 km² de área, cujo valor expressa toda área drenada pelo conjunto do sistema fluvial, projetada em um plano horizontal, de acordo com Alcântara et al. (2005) e perímetro (P) de 6,50 km.

A ordem dos cursos d'água foi determinada seguindo os critérios introduzidos por Horton (1945) e Strahler (1957) de acordo com essas classificações os canais sem tributários são designados de primeira ordem. Os canais de segunda ordem são os que se originam da confluência de dois canais de primeira ordem, podendo ter afluentes também de primeira ordem. Os canais de terceira ordem originam-se da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e primeira ordens, e assim sucessivamente (Silveira, 2001). Ainda de acordo com Cardoso et al.

(2006) a junção de um canal de dada ordem a um canal de ordem superior não altera a ordem deste.

No cálculo da relação entre o comprimento médio dos canais de cada ordem (RLm) em uma bacia determinada, os comprimentos médios dos canais de cada ordem ordenam-se segundo uma série geométrica direta, cujo primeiro termo é o comprimento médio dos canais de primeira ordem, e a razão é a relação entre os comprimentos médios, para isso, utilizou-se a seguinte equação (Alcântara et al., 2005)

$$RLm = \frac{Lmu}{Lmu - 1} \quad (14)$$

em que RLm é a relação entre os comprimentos médios dos canais, Lmu é o comprimento médio dos canais de determinada ordem e Lmu-1 é o comprimento médios dos canais de ordem imediatamente inferior.

O Fator de Forma (F) é um parâmetro adimensional, diz respeito à relação entre a largura média (A) e o comprimento axial da bacia hidrográfica (L), este último envolve o somatório do comprimento do eixo da bacia, o comprimento do canal principal mais o comprimento do canal principal rebatido, ou seja, o comprimento do rio em km. O resultado obtido para o fator de forma da bacia hidrográfica do riacho Jacu foi igual a 0,0497. O coeficiente de compacidade foi determinado baseado na seguinte equação:

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (15)$$

em que Kc é o coeficiente de compacidade, P é o perímetro (m) e A é a área de drenagem (m²), segundo Villela & Mattos (1975) apud Cardoso, (2006) e Villela & Mattos (1975) apud Teodoro et al. (2007). Quanto aos parâmetros derivados, a densidade de drenagem (Dd) estima a maior ou menor velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica, e foi determinada utilizando-se a seguinte equação:

$$Dd = \frac{Lt}{A} \quad (16)$$

em que Dd é a densidade de drenagem (km km⁻²), Lt é o comprimento total de todos os canais (km) e A é a área de drenagem (km²).

O valor da densidade de drenagem para a bacia hidrográfica do riacho Jacu foi de 1,32 kmkm⁻² sendo considerada uma bacia com drenagem mediana (Tabela 4). Esse índice pode variar de 0,5 kmkm⁻² em bacias com drenagem pobre a 3,5 kmkm⁻² ou mais, em bacias bem drenadas de acordo com Villela & Mattos, (1975).

Tabela 4. Classificação dos valores de densidade de drenagem

VDD(km km ⁻²)	QDD
< 0,50	Baixa
0,5 a 2,00	Mediana
2,01 a 3,50	Alta
> 3,50	Muito Alta

VDD: Valores da Densidade de Drenagem; QDD: Qualidade da Densidade de Drenagem.
 Fonte: Beltrame (1994).

A densidade hidrográfica (D_h) é a relação existente entre o número de rios ou cursos d'água e a área da bacia hidrográfica, expressa pela fórmula:

$$D_h = \frac{N}{A}$$

em que N é o número de rios ou cursos d'água e A área da bacia hidrográfica.

A finalidade deste índice é comparar a frequência ou a quantidade de cursos d'água existentes em uma área de tamanho padrão, como por exemplo, o quilômetro quadrado (Cristofolletti, 1969). A densidade hidrográfica da bacia semiárida do Jacu é de 12,38 canais km⁻².

Quanto à declividade e altitude, o modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDEHC) foi utilizado como entrada para geração do mapa de declividade e da altitude. A imagem de declividade gerada foi do tipo contínuo, por apresentar valores reais. As classes de declividade foram separadas em seis intervalos distintos, sugeridos pela EMBRAPA (1979), conforme demonstrado (Tabela 5).

Tabela 5. Classificação da declividade de acordo com EMBRAPA (1979).

Declividade(%)	Discriminação
0 – 3	Relevo plano
3 - 8	Relevo suavemente ondulado
8 – 20	Relevo ondulado
20- 45	Relevo fortemente ondulado
45- 75	Relevo montanhoso
> 75	Relevo fortemente montanhoso

O índice de sinuosidade (I_s) trata da sinuosidade do curso de água principal que é um fator controlador da velocidade de escoamento e representa a relação entre o comprimento do rio principal e o comprimento de seu talvegue. A sinuosidade do curso de água principal corresponde à relação entre o comprimento do canal e a distância do eixo do vale. O índice de sinuosidade (I_s) é determinado pela seguinte equação:

$$I_s = \frac{100(L - Ev)}{L} \quad (17)$$

em que I_s é o índice de sinuosidade, L é o comprimento do canal principal e Ev é o comprimento do canal em linha reta. O índice de sinuosidade para a microbacia semiárida do riacho Jacu foi calculada utilizando a seguinte fórmula:

$$I_s = \frac{CP^2}{Rb} \quad (18)$$

em que CP é o comprimento do canal principal e Rb é o comprimento do canal principal rebatido (Alves & Castro, 2003 apud Teodoro et al., 2007).

Para a determinação do tempo de concentração (T_c) da bacia do Jacu foi utilizada a equação de Hathaway de acordo com Ponce (1989), pelo fato da mesma considerar o efeito da vegetação:

$$T_c = \frac{0,606(L \cdot n)^{0,467}}{S^{0,234}} \quad (19)$$

em que T_c é o Tempo de Concentração (horas), L é o comprimento da bacia (km), n é o fator de rugosidade da bacia promovido pela cobertura vegetal e S é a declividade média do principal curso d'água ($m \cdot m^{-1}$). O comprimento L considerado foi o comprimento rebatido da bacia. O valor de rugosidade atribuído a bacia do Jacu foi de 0,2 em função de sua cobertura vegetal escassa, com pequenas áreas de caatinga arbustiva arbórea (moderadamente descoberta) com culturas de sequeiro no restante da área e criação extensiva de pequenos animais.

3.2.2. Vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do Jacu

Para elaboração da Carta de vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do Jacu (Figura 8) procedeu-se a uma fotointerpretação automática (processamento digital) de uma imagem GEOCOVER. Nesta ocasião foram individualizadas três unidades (caatinga arbustiva, caatinga semi-arbustiva e agricultura de sequeiro). Como resultado da quantificação desta carta foi obtido os valores expressos na Tabela 6.

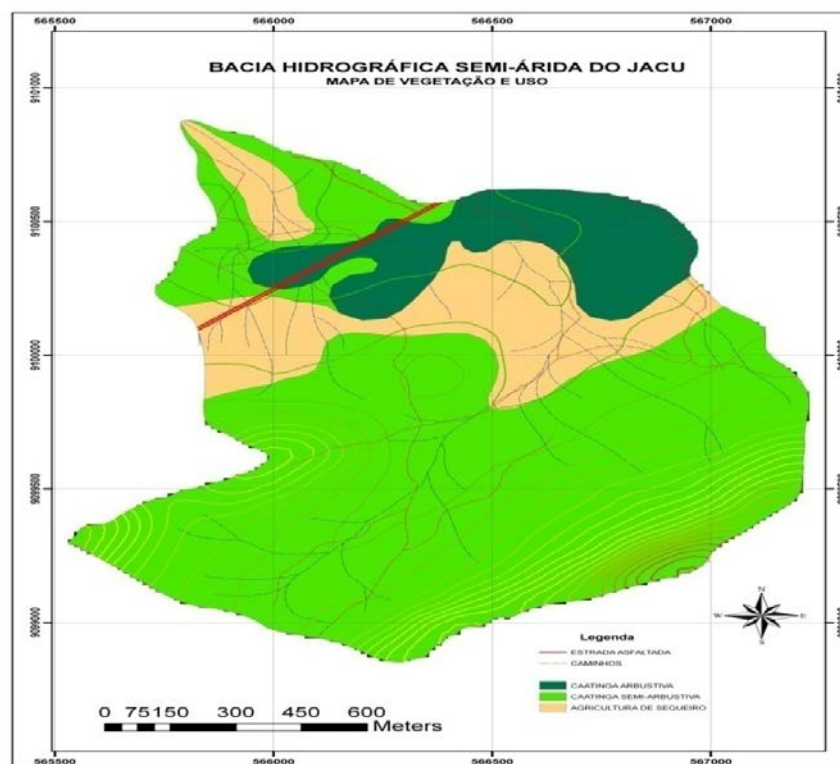


Figura 8. Carta de Vegetação e Uso da Bacia Hidrográfica Semiárida do riacho Jacu.

Tabela 6. Distribuição das classes de vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Intervalo	Área (m ²)	Uso (%)
Agricultura de sequeiro	364.611	17,24
Caatinga arbustiva	258.248	12,21
Caatinga semi-arbustiva	1.492.411	70,55
Total	2.115.270	100,00

3.3. Caracterização dos solos da bacia hidrográfica do Jacu

Na bacia hidrográfica do riacho Jacu ocorrem Neossolo Litólico, Neossolo Flúvico levantados por Melo et al. (2008) e Cambissolo Háplico (Figura 9) descrito de acordo com a classificação da EMBRAPA (2006).

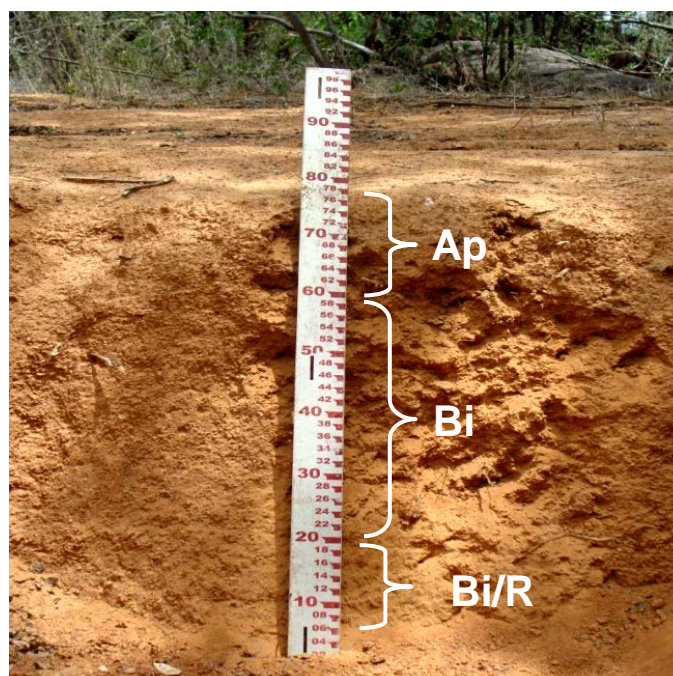


Figura 9. Perfil do Cambissolo Háplico no localdo experimento da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Na tabela 7 observa-se a caracterização física do Neossolo Litólico nas profundidades 0 – 10 cm, assim como nas Tabelas 8 e 9 a caracterização física e química do Neossolo Flúvico nas profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm, respectivamente.

Tabela 7. Características físicas da camada de 0 - 10 cm doNeossoloLitólicona bacia hidrográfica do riacho Jacu.

Características Físicas	NeossoloLítico
Areia (g kg^{-1})	670
Silte (g kg^{-1})	180
Argila (g kg^{-1})	150
Densidade do solo (g cm^{-3})	1,50
Densidade de Partícula (g cm^{-3})	2,47
Porosidade Total ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	0,39
Condutividade hidráulica (cm h^{-1})	186,0
Classificação textural	Franco Arenoso

Fonte: Melo (2008).

Tabela 8. Caracterização física do Neossolo Flúvico da bacia hidrográfica semiárida do Jacu nas profundidades 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm.

Prof.	Ds	Dp	Ar.f	Ar. g	Silte	Argila	θ_m	P	Textura
cm	g cm ⁻³	g cm ⁻³	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g g ⁻¹	%	
0-20	1,14	2,59	44,07	28,87	18,61	8,46	0,04	55,9	Franco argilo arenoso
20-40	1,20	2,50	39,09	27,39	23,65	9,87	0,07	52,0	Franco argilo arenoso
40-60	1,13	2,66	36,51	36,37	17,39	9,74	0,11	57,5	Franco argilo arenoso
60-80	1,17	2,63	39,28	36,05	15,76	8,91	0,12	55,5	Franco argilo arenoso

Ar. f: areia fina; Ar. G: areia grossa; Ds: densidade do solo; Dp: densidade de partículas; θ_m : umidade gravimétrica; Pt: porosidade total.

Tabela 9. Caracterização química* do Neossolo Flúvico da bacia hidrográfica semiárida do Jacunas profundidades 0-20cm, 20-40cm, 40-60 cm, 60-80cm.

Complexo sortivo	Profundidade (cm)			
	0 - 20	20 - 40	40 - 60	60 - 80
Cátions Trocáveis				
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,52	0,57	0,50	0,67
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,35	0,31	0,35	0,35
Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,27	0,25	0,58	0,38
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,16	0,57	0,50	1,35
SB (cmol _c kg ⁻¹)	1,30	1,70	1,93	2,75
PST (%)	13,09	10,63	21,89	14,97
CTC (cmol _c kg ⁻¹)	2,0	2,11	2,42	3,05
Cátions Solúveis				
pHes	7,30	7,20	7,05	7,02
CE (dS m ⁻¹)	1,41	2,07	4,28	6,70
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,85	1,02	1,71	1,72
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,35	0,45	0,90	0,99
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	8,13	15,23	45,31	77,91
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	1,10	1,41	2,54	3,09
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	7,60	10,91	11,69	10,60
RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	10,19	16,18	32,45	54,84

*: Embrapa (2009)

A caracterização física e química do Cambissolo Háplico sobre o qual foram realizados os ensaios experimentais de erosão em sulcos e em entressulcos encontra-se na (Tabela 10). Na Tabela 11 observam-se as características físico-hídricas da bacia hidrográfica do riacho Jacu.

Tabela 10. Caracterização física e química* das amostras coletadas na área experimental (0 – 10 cm) de um Cambissolo Háplico da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Características	Unidades	Profundidades
Argila (<0,002 mm)	g Kg ⁻¹	142,1
Silte (0,002 - 0,050 mm)	g Kg ⁻¹	187,1
Areia (0,050 - 2,00)	g Kg ⁻¹	670,8
Densidade do solo	g cm ⁻³	1,41
Densidade de Partículas	g cm ⁻³	2,70
Porosidade Total	cm ³ cm ⁻³	0,47
pH em água (1 : 2,5)	...	5,82
Ca ⁺²	cmol _c Kg ⁻¹	2,95
Mg ⁺²	cmol _c Kg ⁻¹	1,90
K ⁺	cmol _c dm ⁻³	0,21
Na ⁺	cmol _c dm ⁻³	0,05
Al ⁺³	cmol _c Kg ⁻¹	0,05
H ⁺ + Al ³⁺	cmol _c Kg ⁻¹	3,11
CTC	cmol _c dm ⁻³	8,27
P	mg dm ⁻³	14,0
Matéria orgânica	g Kg ⁻¹	4,25

*: Embrapa (2009)

Tabela 11. Características físico-hídricas da bacia hidrográfica do riacho Jacu.

Características	Unidade	Valor
Área	km ²	2,10
Perímetro	km	6,50
Comprimento do canal principal	km	2,66
Coeficiente de compacidade (kc)	...	1,26
Fator de forma (kf)	...	0,0497
Cota máxima	m	638,9
Cota mínima	m	422,4
Declividade média da bacia	m m ⁻¹	0,081
Declividade do canal principal	m m ⁻¹	0,01726
Densidade de drenagem	km km ⁻²	1,32
Ordem da bacia	Ordem	3 ^a

3.4. Caracterização hidráulica do riacho Jacu

Para caracterização do escoamento da bacia hidrográfica do Riacho Jacu foi instalado um Sensor de Nível e vazão (Linígrafo) na seção de controle para conhecimento do regime de vazões, e um pluviógrafo para avaliação das precipitações pluviométricas. Os dados coletados por esses aparelhos foram

registrados automaticamente em Data Logger (modelo SL2000MIM) que também compõe a estação, sendo alimentado eletricamente por célula fotoelétrica (Figura 10).



Figura 10. Data Logger (modelo SL2000MIM) para caracterização do escoamento e avaliação das precipitações pluviométricas.

Foram realizadas 23 campanhas de medição direta para caracterização hidráulica e cálculo da produção de sedimentos da bacia hidrográfica do riacho Jacu entre março de 2008 e maio de 2011.

A velocidade média do escoamento foi determinada por integração do perfil utilizando um micromolinete fluviométrico (Figura 11), por uma equação do tipo:

$$V = aN + b \quad (20)$$

em que V é a velocidade do fluxo ($m s^{-1}$), N é o número de rotações, e a e b são constantes características da hélice e fornecidas pelo fabricante do micromolinete.



Figura 11. Micromolinete fluviométrico apropriado para pequenas vazões a vau no leito do riacho Jacu.

A determinação da vazão foi obtida pelo somatório do produto de cada velocidade média por sua área de influência, ou seja, a vazão foi obtida por:

$$Ql = \sum Ql_i = \sum (A_i \times \bar{v}_i) \quad (21)$$

em que Ql é a descarga líquida total ($m^3 s^{-1}$), Ql_i é a descarga líquida de cada seção vertical ($m^3 s^{-1}$), A_i é a área de influência de cada seção vertical (m^2) e \bar{v}_i é a velocidade média do escoamento de cada seção vertical ($m s^{-1}$).

O micromolinete fluviométrico foi posicionado em função da altura da lâmina de escoamento (Tabela 12), de acordo com (Back, 2006).

Tabela 12. Posição do micromolinete fluviométrico na vertical em relação à profundidade.

Posições	Velocidade média (m s ⁻¹)	Profundidade (m)
0.6p	$\bar{V} = V_{0.6p}$	< 0.6
0.2 e 0.8p	$\bar{V} = \frac{V_{0.2p} + V_{0.8p}}{2}$	0.6 - 1.2
0.2; 0.6 e 0.8p	$\bar{V} = \frac{V_{0.2p} + 2V_{0.6p} + V_{0.8p}}{4}$	1.2 - 2.0
0.2; 0.4; 0.6 e 0.8p	$\bar{V} = \frac{V_{0.2p} + 2V_{0.4p} + 2V_{0.6p} + V_{0.8p}}{6}$	2.0 - 4.0
S; 0.2; 0.4; 0.6; 0.8 e F	$\bar{V} = \frac{V_S + 2(V_{0.2p} + V_{0.4p} + V_{0.6p} + V_{0.8p}) + V_F}{10}$	> 4.0

em que S é a superfície corresponde à profundidade de 0,10m da superfície da lâmina de escoamento superficial, e a posição F (fundo). A partir destes dados foram desenvolvidas as relações de altura e vazão locais (curva chave).

Na caracterização hidráulica do escoamento, foram determinados o número de Reynolds (Re) e Froude (Fr) de acordo com (Simons e Senturk, 1992):

$$Re = \frac{Vh}{\nu} \quad (22)$$

$$Fr = \frac{V}{\sqrt{gh}} \quad (23)$$

em que V é a velocidade média do escoamento (m s⁻¹), h é a altura da lâmina de escoamento (m), g é a aceleração da gravidade (m s⁻²) e ν é a viscosidade cinemática da água (m² s⁻¹). A viscosidade cinemática foi determinada pela equação proposta por Julien (1995), sendo a temperatura em (°C) aferida por meio de um termômetro em cada teste.

$$\nu = [1,14 - 0,031(T - 15) + 0,00068(T - 15)^2] \times 10^{-6} \quad (24)$$

em que: T é a temperatura da água em °C.

A rugosidade hidráulica foi obtida pela determinação do coeficiente de Darcy-Weisbach (f) na forma da equação:

$$f = \frac{8ghs}{V^2} \quad (25)$$

em que s é a declive da parcela ($m\ m^{-1}$).

3.5. Produção de sedimentos (Y) da bacia hidrográfica do riacho Jacu

Para amostragem do sedimento em suspensão e de fundo foram utilizados os amostradores US DH-48 e US BLH-84 (Figura 12), respectivamente, de acordo com o método do Igual Incremento de Largura (IIL) que se baseia na divisão da seção transversal do rio em segmentos igualmente espaçados, sendo a amostragem realizada em uma seção vertical, localizada na posição central de cada segmento (Edwards & Glysson, 1999). Posteriormente foi determinada a produção de sedimentos (Y) que foi calculada pela descarga sólida obtida no exutório segundo o procedimento do USGS (1973).



Figura 22. Amostragem de sedimento suspenso, com o amostrador (DH-48) e amostragem de sedimento de fundo, com o amostrador USBLH-84.

3.5.1. Descarga sólida suspensa e produção de sedimento suspenso

O trajeto de amostragem foi percorrido com velocidade constante tanto na descida como na subida, visando obter uma amostragem isocinética. Para determinação da razão ou velocidade de trânsito foi utilizada a equação proposta por Edwards & Glysson, (1999):

$$V_t = \bar{V}ik \quad (26)$$

em que V_t é a razão ou velocidade de trânsito ($m s^{-1}$); \bar{v}_i é a velocidade média do escoamento na seção vertical amostrada ($m s^{-1}$) e K é a constante de proporcionalidade, variável em função do diâmetro do bico do amostrador (0,4 para o bico de $\frac{1}{4}$ " utilizado).

Entretanto, durante a amostragem, a informação utilizada não foi a velocidade de trânsito, mas sim o tempo de percurso de descida e subida do amostrador da superfície até próximo ao leito. Esse tempo mínimo de amostragem foi obtido pela seguinte expressão:

$$T_{min} = \frac{2p}{V_t} \quad (27)$$

em que T_{min} representa o tempo mínimo para realização da amostragem (s) e p a profundidade da seção vertical de amostragem (m). No valor de p foi descontada a distância do equipamento ao fundo do leito para evitar o contato (5 ou 10cm).

Após a coleta as amostras de sedimento suspenso foram levadas ao laboratório e secas em estufa a $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ para determinação da massa do sedimento obtidos pelo método da evaporação (USGS, 1973) e posterior determinação da concentração de sedimentos em suspensão ($mg L^{-1}$) de acordo com a expressão abaixo:

$$C_{SS} = \frac{M_{sed}}{Vol_{(amostra)}} \quad (28)$$

em que C_{SS} é a concentração de sedimentos em suspensão ($mg L^{-1}$), M_{sed} é a massa de sedimentos (mg) e $Vol_{(amostra)}$ é o volume da amostra (L).

A descarga sólida em suspensão (Q_{SS}) foi determinada pelo somatório do produto entre a concentração de sedimentos suspenso (C_{SS}) e a respectiva descarga líquida (Q_l) de cada seção vertical de acordo com (Horowitz, 2003):

$$Q_{SS} \equiv \sum (C_{SS_i} Q_{l_i}) 0,0864 \quad (29)$$

em que Q_{SS} é a descarga sólida em suspensão ($t dia^{-1}$), C_{SS_i} é a concentração de sedimento em suspensão da seção vertical ($mg L^{-1}$) e Q_l é a descarga líquida da respectiva seção vertical ($m^3 s^{-1}$).

A produção de sedimento suspenso (Y_{ss}) foi obtida pela seguinte expressão:

$$Y_{ss} = \frac{Q_{ss} X}{A} \quad (30)$$

em que Y_{ss} é a produção de sedimento suspenso ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ou $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); X = número de dias do ano (dias ano^{-1}) em que existiu escoamento nos rios semiáridos de regime intermitente e A é a área da bacia (km^2 ou ha).

3.5.2. Descarga sólida de fundo e produção de sedimento de fundo

A descarga sólida de fundo foi determinada através da equação estabelecida por Gray (2005):

$$Q_{sf} = \Sigma \frac{m}{wt} \quad (31)$$

em que Q_{sf} é a descarga sólida de fundo ($t \text{ dia}^{-1}$), m é a massa do sedimento (g), w é o diâmetro do bocal (m) e t é o tempo de amostragem (s). A produção de sedimento de fundo (Y_{sf}) foi obtida pela expressão:

$$Y_{sf} = \frac{Q_{sf} X}{A} \quad (32)$$

em que Y_{sf} é a produção de sedimento de fundo ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ou $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), X é o número de dias do ano em que houve escoamento superficial no riacho Jacu com registro no linígrafo.

Por fim, a produção total de sedimentos foi obtida pela soma da produção de sedimento suspenso e de fundo:

$$Y_t = Y_{ss} + Y_{sf} \quad (33)$$

em que Y_t é a produção de sedimento total ($t \text{ km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ou $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

3.6. Determinação da Erosão Bruta (E) – Erosão em entressulcos e em sulcos pré-formados

A erosão bruta foi determinada através da soma das perdas de solo ocorridas nos experimentos de erosão em entressulcos e de erosão em sulcos,

pois não se observou erosão por ravinas e nem por voçorocas na bacia hidrográfica do Jacu.

3.6.1. Determinação das taxas de erosão em entressulcos

O experimento foi conduzido no mês de abril de 2010 com uma sequência de 6 eventos de chuva gerados através de um simulador de chuvas desenvolvido no laboratório de Conservação do Solo da UFRPE. O simulador é munido de um bico, semelhante ao descrito por (Meyer & Harmon, 1979), que reproduz uma distribuição de tamanhos de gotas e níveis de energia cinética próxima as das chuvas naturais. As chuvas foram produzidas por um bico aspersor tipo Veejet 80 – 150 com diâmetro interno de 12,7 mm. O bico ficou a 3,1m acima da superfície do solo, após o simulador ser instalado, operando a uma pressão de serviço constante de 41 KPa na saída da água no bico. O simulador de chuva (Figura 13) foi abastecido através de uma bomba submersa colocada em um reservatório de água de 1000L. A intensidade média das chuvas de 90 mm h⁻¹ foi aferida através de um conjunto de 10 pluviômetros colocados ao acaso fora e ao lado da área útil das parcelas experimentais.



Figura 13. Simulador de chuva utilizado para avaliar as taxas de erosão em entressulcos na bacia hidrográfica do riacho Jacu, Serra Talhada-PE.

As parcelas experimentais tinham área de 2 m² (1 m de largura e 2 m de comprimento), ficando a maior dimensão no sentido do declive, delimitadas por chapas metálicas galvanizadas de 30 cm de altura, cravadas no solo a 20cm de profundidade. As mesmas continham, na parte inferior, uma calha coletora para a amostragem do escoamento superficial.

A descarga líquida (q) por unidade de largura foi determinada a partir das coletas de enxurradas em potes plásticos, na extremidade da calha coletora em intervalos de 5 minutos. A velocidade superficial do escoamento (Vs) foi determinada através do método do corante (azul de metileno), que percorreu a distância entre dois pontos fixos na parcela, possibilitando posteriormente a determinação das velocidades médias do escoamento pelo produto das velocidades superficiais do escoamento por um fator de correção (a = 2/3), conforme Bezerra et al. (2007).

A altura da lâmina do escoamento (h) foi obtida pela equação derivada por Woolhiser Liggett (1967) e Singh (1983) para a solução cinemática das equações de Saint – Venant:

$$h = \frac{q}{V} \quad (34)$$

em que h é a altura da lâmina de escoamento (m), q é a descarga líquida por unidade de largura (m² s⁻¹).

A taxa de desagregação do solo em entressulcos (Di) foi calculada conforme Bezerra e Cantalice (2006):

$$D_i = \frac{M_{ss}}{AD_c} \quad (35)$$

em que M_{ss} é a massa de solo seco desagregado (kg), A é a área da parcela (m²) e D_c é a duração da coleta em (s).

As perdas de solo foram obtidas, segundo Bezerra & Cantalice (2006) pela equação abaixo:

$$P_s = \frac{\Sigma(QC_s t)}{A} \quad (36)$$

em que P_s é a perda de solo (kg m^{-2}), Q é a vazão (L s^{-1}), C_s é a concentração de sedimentos em (kg L^{-1}), t é o intervalo em segundos (s) e A é a área da parcela (m^2).

O coeficiente de escoamento superficial foi determinado pela relação entre a taxa de escoamento superficial ($ES - \text{mm h}^{-1}$); e a intensidade de precipitação ($PT - \text{mm h}^{-1}$). A intensidade de precipitação foi calculada a partir do volume coletado por 10 pluviômetros, espalhados ao acaso em torno da parcela experimental.

$$C = \frac{ES}{PT} \quad (37)$$

em que C é o coeficiente de escoamento superficial (adimensional), ES é a taxa de escoamento superficial (mm h^{-1}) e PT é a intensidade de precipitação (mm h^{-1}).

A taxa de infiltração ($T_i - \text{mm h}^{-1}$) foi determinada pela diferença entre a intensidade de precipitação e a taxa de escoamento superficial:

$$T_i = PT - ES \quad (38)$$

3.6.2. Análise estatística do experimento em entressulcos

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com 3 repetições. Os tratamentos avaliados na erosão em entressulcos foram caatinga semi-arbustiva; solo coberto por serrapilheira (Figura 14) e solo descoberto (Figura 15). Na análise estatística dos dados foi realizado teste Tukey ($p < 0,05$) no programa estatístico SAS Learning Edition 2.0, assim como para análise de regressão dos dados foi utilizado o programa computacional Curve Expert 1.3.



Figura 14. Simulador de chuva com intensidade planejada em solo com catinga semi-arbustiva e simulador de chuva com intensidade planejada em solo coberto por serrapilheira.



Figura 15. Simulador de chuva para com intensidade planejada em solo descoberto.

3.6.3. Determinação das taxas de erosão em sulcos pré-formados

Na determinação das taxas de erosão em sulcos pré-formados (Figura 16) as 16 parcelas experimentais instaladas foram submetidas a quatro níveis de

vazão com quatro repetições. Os sulcos foram pré-formados com a utilização de uma enxada utilizando-se da extremidade cortante de formato triangular e mantendo-se a inclinação natural do terreno.

As dimensões dos sulcos foram de 3 m de comprimento, no sentido da maior pendente, 6 cm de profundidade e 0,5 m de largura, delimitados na parte superior e lateralmente pela colocação de chapas metálicas de zinco com 30 cm de altura, dos quais 15 cm foram enterrados. A declividade das parcelas em sulcos foi determinada antes da realização dos testes, com auxílio de um nível, obtendo-se a diferença de altura entre dois pontos de distância conhecida, sendo o resultado expresso em mm^{-1} .

Os sulcos pré-formados foram divididos em 4 blocos com 4 sulcos cada bloco (Figura 17), e imediatamente submetidos aos testes de erosão em sulcos com aplicação dos quatro níveis de vazão de forma aleatória e duração de 20 minutos (Cantalice et al., 2005).



Figura 16. Sulco pré-formado utilizado no experimento, mostrando o dissipador de energia (recipiente plástico circular) no qual foram introduzidas as mangueiras condutoras de água.



Figura 17. Área experimental com a distribuição dos sulcos de forma casualizada.

A água armazenada em reservatório com capacidade de 1000 L, mantido sob carga constante e abastecido por um reservatório de água de chuva próximo à área experimental foi conduzida para os sulcos por gravidade e através de mangueiras de polietileno calibradas. Na extremidade superior do sulco foram enterrados dissipadores de energia que ficaram no nível da superfície do solo.

Na extremidade inferior dos sulcos foi instalada uma calha coletora metálica (Figura 18) para auxiliar na coleta das amostras de descarga líquida e sólida. As coletas de descarga líquida e sólida foram realizadas em provetas (Figura 19) em intervalos de tempo de três minutos, contados a partir da aplicação da água até o final dos testes. Os volumes coletados foram transferidos para recipientes plásticos de 1L, para posterior determinação da concentração de sedimentos no laboratório de Manejo e Conservação do Solo da UFRPE.



Figura 18. Calha coletora metálica para auxiliar na coleta da descarga líquida e sólida.



Figura 19. Volumes coletados e aferidos em proveta.

A velocidade superficial do escoamento foi determinada através da cronometragem do tempo gasto para que o corante azul de metileno

percorresse a distância de 3 metros centrais dos sulcos. As velocidades superficiais foram tomadas de 3 em 3 minutos, a partir da formação da lâmina de escoamento, no mesmo intervalo de determinação das descargas líquidas e sólidas. A velocidade média do escoamento foi determinada multiplicando-se os valores obtidos durante os testes de velocidade superficial por um fator de correção $\alpha = 2/3$, que vem sendo usado por diversos autores (Cantalice et al., (2005); Braida & Cassol, 1996) e Slattery & Bryan, 1992).

3.6.4. Parâmetros geométricos de caracterização hidráulica do escoamento nos sulcos de erosão

Objetivando-se determinar a área, perímetro molhado e raio hidráulico, foram mensuradas as seções transversais dos sulcos com um perfilômetro (Figura 20). O perfilômetro é constituído de 30 hastes plásticas espaçadas de 0,02m acopladas a uma estrutura retangular de acrílico com 0,8 m de comprimento e 0,4 m de altura. Foram realizadas três medições: a primeira com 4 minutos, a segunda com 12 minutos e a terceira aos 16 minutos. A localização da tomada das medidas foi a 50 cm da entrada e a 50 cm da saída do sulco. Com as hastes do perfilômetro niveladas e na posição vertical sobre as chapas metálicas que o sustentam, foi transportado para junto do sulco na posição descrita acima, em seguida, soltaram-se suavemente as hastes plásticas até a superfície do solo, para depois serem fixadas às estruturas, e a forma da seção transversal do sulco retratado em cartolina colocada entre as hastes plásticas e a estrutura de acrílico, nas quais foram gravadas as dimensões dos sulcos com pincel atômico em escala real.

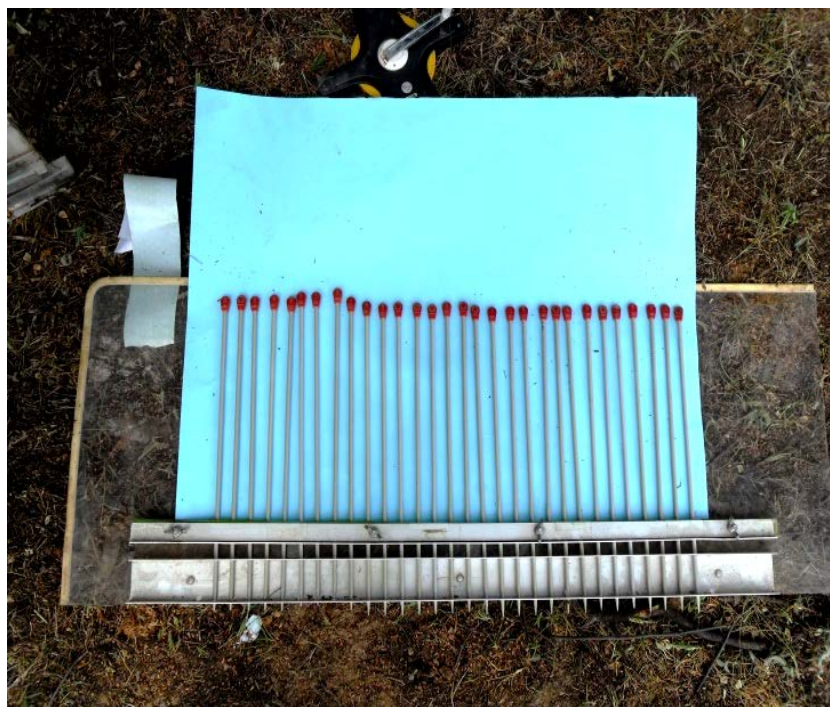


Figura 20. Perfilômetro nivelado e na posição vertical sobre as chapas metálicas e estrutura de acrílico que o sustentam.

Os cálculos das respectivas áreas dos sulcos foram realizados no laboratório de Manejo e Conservação do Solo da UFRPE, utilizando um planímetro mecânico. O raio hidráulico, utilizado para o cálculo da tensão cisalhante do fluxo, foi obtido a partir da fórmula descrita abaixo:

$$R_h = \frac{A}{P_m} \quad (39)$$

em que R_h é o raio hidráulico (m), A é a área da seção transversal do sulco (m^2) e P_m é o perímetro molhado do sulco (m).

Para a determinação da concentração de sedimento e das taxas de erosão, os recipientes plásticos contendo sedimento e água foram pesados em laboratório, sendo adicionado 5 mL de uma solução de alúmen de potássio a 5% com o objetivo de acelerar a deposição dos sedimentos. Após um período de 24-48 horas, a água sobrenadante foi sifonada e os recipientes foram colocados em estufa a 65°C por um período máximo de 72 horas, até a secagem completa dos sedimentos (Figura 21). A massa de sedimentos foi obtida por diferença e expressa em kg.



Figura 21. Recipiente plástico com solo após secagem completa em estufa.

A partir da massa de solo seco e duração das coletas, foram determinadas as taxas de desagregação de solo nos sulcos, obtidas pela relação descrita por Cantalice et al. (2005):

$$D_r = \frac{QC}{LP_m} \quad (40)$$

em que D_r é a taxa de desagregação do solo em sulcos ($\text{kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$), Q é a descarga líquida (L s^{-1}), C é a concentração de sedimentos (kg L^{-1}), P_m é o perímetro molhado (m) e L é o comprimento do sulco (m).

Admitindo-se que na erosão em sulcos com a adição de vazões, a carga de sedimentos é muito maior que a capacidade de transporte, foi utilizada a equação da capacidade de desagregação do escoamento em sulcos (D_c), para a determinação das taxas momentâneas de desagregação do escoamento, expressa por Elliot et al. (1989):

$$D_c = K_r(\tau - \tau_c) \quad (41)$$

em que D_c é a capacidade de desagregação do escoamento em sulcos ($\text{kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$); K_r é a erodibilidade do solo em sulcos ($\text{kg N}^{-1}\text{s}^{-1}$ ou s m^{-1}), τ_c é a tensão crítica de cisalhamento do solo (N m^{-2} ou Pa) abaixo da qual não existe

desagregação e τ é a tensão cisalhante do fluxo (N m^{-2} ou Pa); sendo expressa como:

$$\tau = \gamma R_h S \quad (42)$$

em que γ é o peso específico da água (N m^{-3}), R_h é o Raio hidráulico (m) e S é a declividade do sulco (m m^{-1}). Desta forma a erodibilidade do solo em sulco foi determinada através da análise de regressão para o modelo linear entre os valores médios de tensão cisalhante (τ) e de desagregação do solo (D_r) obtidos para cada vazão aplicada, conforme o modelo de predição WEPP (Flanagan & Nearing, 1995), expressa pela equação (41).

As perdas totais de solo foram calculadas a partir dos dados de concentração instantânea de sedimentos do escoamento superficial e da taxa de descarga líquida pela expressão abaixo, citada por Cantalice (2002):

$$PS = \frac{\sum Q_{in} C_{in} t}{A} \quad (43)$$

em que PS é a perda total de solo (kg m^{-2}), Q_{in} é a taxa de descarga líquida (L min^{-1}), C_{in} é a concentração de sedimentos (kg L^{-1}), t é o intervalo entre amostragens (min) e A é a área do sulco em m^2 .

3.6.5. Análise estatística do experimento em sulcos pré-formados

Os tratamentos experimentais avaliados foram aplicações de crescentes níveis de fluxo (14,95; 28,70; 39,85 e 67,405 L min^{-1}). O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com 4 repetições. Na análise estatística foi realizado um teste de Tukey ($p < 0,05$) com o programa estatístico SAS Learning Edition 2.0. Na análise de regressão dos dados foi utilizado o programa computacional Curve Expert 1.3.

3.7. Determinação da largura da faixa ciliar do riacho Jacu

Na determinação da largura da faixa ciliar do Jacu foi utilizada a equação (13) desenvolvida por Karssies & Prosser (1999) e (2001).

A densidade do solo (ρ_g) e de partícula na área do depósito foram determinadas pelo método do anel volumétrico e balão volumétrico, respectivamente, descritos em EMBRAPA (1997).

Amostras de sedimentos de fundo (três locais em triplicata) foram coletadas e submetidas ao peneiramento utilizando-se um agitador eletromagnético (Figura 22), equipado com um conjunto de peneiras com os seguintes diâmetros de abertura de malha: 2,00; 1,7; 0,85; 0,60; 0,425; 0,30; 0,212; 0,150; 0,106; 0,076; e 0,053mm, a uma intensidade de 90 vibrações por segundo por 10 minutos.



Figura 22. Agitador eletromagnético utilizado na classificação dos sedimentos de fundo da bacia hidrográfica do riacho Jacu.

A fração de partículas em cada classe foi obtida dividindo-se a massa de partículas secas em uma determinada classe pela massa total de solo seco da amostra peneirada, sendo os resultados expressos em porcentagem. Com a distribuição de tamanho de partículas foram calculados os índices d_{10} , d_{30} , d_{40} , e d_{60} para obtenção do coeficiente de uniformidade e do coeficiente de curvatura, conforme Lambe & Whitman (1979). Todos estes índices foram calculados por meio do programa Curve Expert 1.3.

O coeficiente de uniformidade (Cu) foi obtido pela expressão:

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (44)$$

em que Cu é o coeficiente de uniformidade, d_{60} é o diâmetro característico que corresponde ao ponto 60% na curva granulométrica e d_{10} é o diâmetro característico que corresponde ao ponto 10% na curva granulométrica.

O coeficiente de curvatura (Cc) foi calculado pela expressão:

$$Cc = \frac{(d_{30})^2}{d_{60} \cdot d_{10}} \quad (45)$$

em que d_{30} é o diâmetro característico que corresponde ao ponto 30% na curva granulométrica.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Erosão Bruta

4.1.1. Erosão em Entressulcos

As lâminas de escoamento superficial sobre elementos de vegetação tiveram velocidades menores em relação ao solo descoberto, e o efeito do dossel da caatinga semi-arbustiva conseguiu também retardar a lâmina de escoamento, que apresentou vazão significativamente menor nessa condição (Tabela 13). Também para caatinga semi-arbustiva e solo descoberto no semiárido pernambucano, Freitas et al.(2008) obtiveram o mesmo efeito de retardo do escoamento pelo dossel da caatinga. Esses resultados mostram a importância da cobertura vegetal da caatinga para proteção do solo do semiárido.

Ainda na Tabela 13 observa-se que os valores de rugosidade hidráulica para as condições de vegetação foram maiores no solo descoberto, justificando as reduções de velocidade e vazão nessas condições e comprovando que os elementos de vegetação na forma de dossel da caatinga e do resíduo em

contato com o solo deram origem a resistência física e hidráulica ao escoamento superficial. Resultados semelhantes foram observados por Freitas et al. (2008). Os valores obtidos para os números de Reynolds e Froude atestam a condição de escoamento laminar lento, característico da erosão em entressulcos (Guy et al., 1990; Cassol et al., 2004; Bezerra & Cantalice, 2006; Cantalice et al., 2009).

Tabela 13. Características hidráulicas do escoamento gerado por chuva simulada, sob as condições de caatinga semi-arbustiva, solo coberto por serapilheira e do solo descoberto na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

Variáveis	Tratamentos		
	T1	T2	T3
q (m ² s ⁻¹)	1,4 x 10 ⁻⁵ B	1,9 x 10 ⁻⁵ A	2,9 x 10 ⁻⁵ A
h (mm)	0,68 ns	1,115 ns	0,68 ns
V (m s ⁻¹)	0,017 A	0,015 A	0,043 B
Re (adm.)	17,46 ns	22,36 ns	34,58 ns
Fr (adm.)	0,2391 A	0,1466 B	0,5368 A
log f (adm.)	1,0643 A	1,3940 A	0,2273 B

Médias seguidas de letras maiúsculas na mesma linha não diferem entre si, ao nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey. q =descarga líquida; h= altura da lâmina do escoamento;V= velocidade de escoamento; Re= número de Reynolds; Fr= número de Froude; log f = rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy Weisbach); T1: Caatinga semi-arbustiva; T2: Serrapilheira; T3: Solo descoberto.

Observa-se a redução exponencial das forças de quantidade de movimento, captado pelo número de Reynolds, para a elevação da rugosidade hidráulica propiciada pela caatinga semi-arbustiva e pelo seu resíduo sobre o solo, demonstrando que as lâminas de escoamento superficial sobre a superfície do solo nessas condições de vegetação, tiveram menor energia para desagregação da superfície do solo, em comparação a condição de solo descoberto (Figura 23). Resultados semelhantes foram obtidos por Cassol et al. (2004) avaliando o efeito de doses de cobertura de palha de soja na erosão em entressulcos e na hidráulica do escoamento.

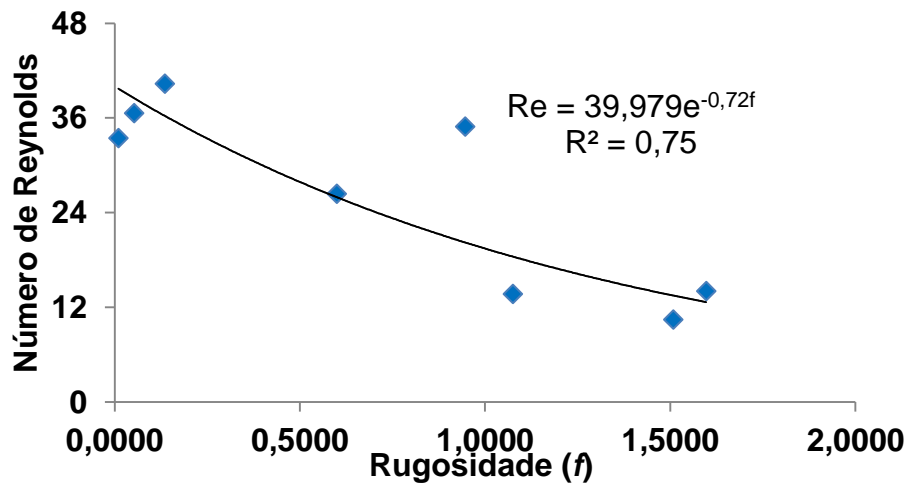


Figura 23. Regressão entre o número de Reynolds e a rugosidade hidráulica gerada a partir da caatinga semi-arbustiva e da serrapilheira em contato com o Cambissolo da bacia hidrográfica do riacho Jacu.

Os valores de infiltração da água no solo foram maiores para as condições de caatinga ou solo coberto por serrapilheira que geraram maiores valores de rugosidade hidráulica favorecendo o retardo do escoamento, que assim permaneceu por mais tempo sobre a superfície do solo infiltrando em maior volume (Tabela 14).

Tabela 14. Taxas de infiltração de água, coeficiente de escoamento superficial (C), taxas de desagregação do solo em entressulcos (Di) e perdas de solo (PS) obtidas sob as condições de caatinga semi-arbustiva, solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

Variáveis	Tratamentos		
	T1	T2	T3
Taxa de Infiltração (mm h ⁻¹)	38,41 A	41,84 A	9,29 B
C (adm.)	0,36 B	0,55 A	0,89 A
Di (Kg m ⁻² s ⁻¹)	8 x 10 ⁻⁵ B	4 x 10 ⁻⁵ B	3,2 x 10 ⁻⁴ B
PS (t ha ⁻¹)	1,22 B	0,74 B	8,43 A

Médias seguidas de letras maiúsculas na mesma linha não diferem entre si, ao nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey. T1: Caatinga semi-arbustiva; T2: Serrapilheira; T3: Solo descoberto.

Esse efeito da cobertura vegetal no aumento dos volumes infiltrados foi confirmado pela relação entre a elevação da rugosidade hidráulica (f) e

elevação da infiltração de água no solo, constatada pela redução do coeficiente de escoamento superficial devido á passagem da condição de solo descoberto para a condição de caatinga, que interceptou mais a chuva, armazenou água na folhagem e gerou fluxo de caule que, em conjunto, resultaram na redução da vazão e maior valor de infiltração de água (Figura 24).

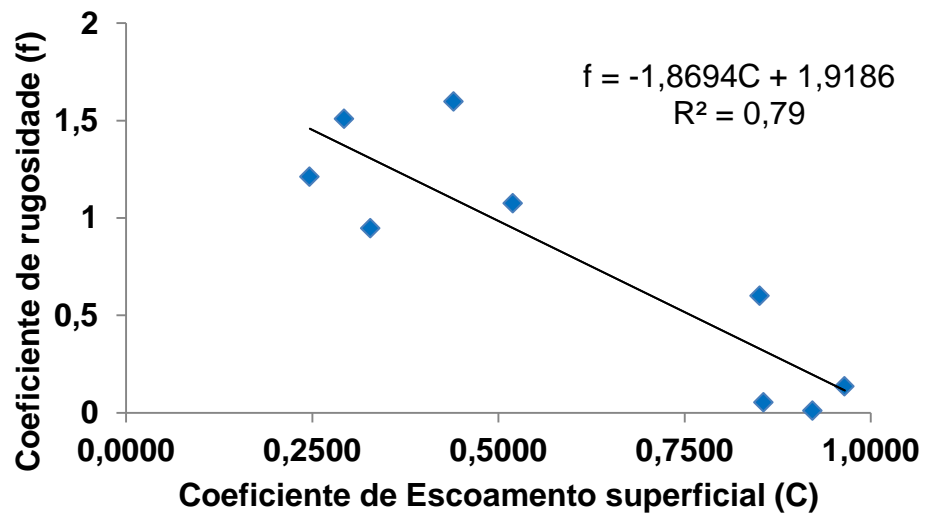


Figura 24. Relação entre a rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy-Weisback - f) e o coeficiente de escoamento superficial (C) para as condições de caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do Jacu.

O efeito de elevação da rugosidade hidráulica originada a partir dos elementos de vegetação também se refletiu na redução das taxas de erosão, tanto na taxa de desagregação do solo que é instantânea, como nas perdas de solo que é o somatório das perdas de todo o teste (Tabela 14). Da mesma maneira observa-se a redução exponencial das perdas de solo da condição de solo descoberto para as condições de cobertura vegetal da Caatinga semi-arbustiva (Figura 25). Relações semelhantes foram obtidas anteriormente por Gerits et al. (1990); Wainwright (1996); Freitas et al. (2008).

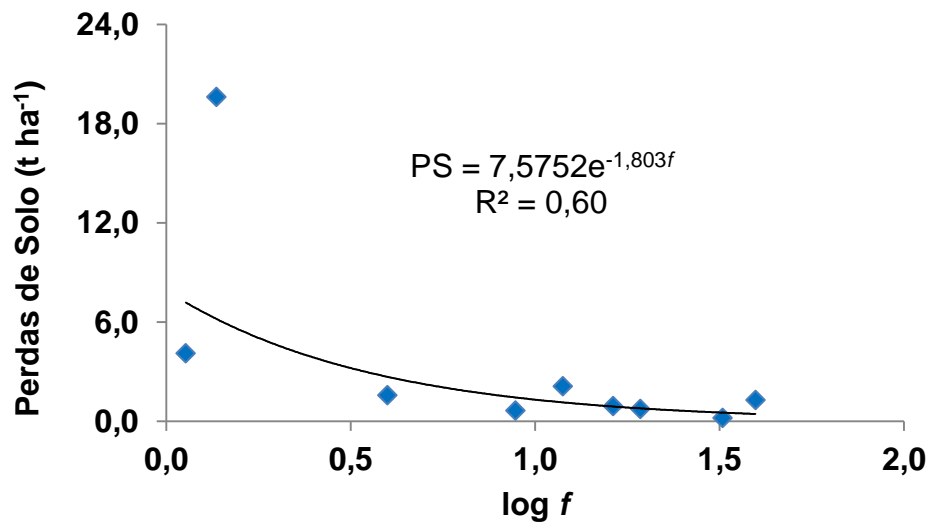


Figura 25. Perdas de solo (PS) observada em função da variação da rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy-Weisback f) para as condições de caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do riacho Jacu.

Os valores de perdas de solo obtidos para o Cambissolo descoberto ($8,43 \text{ t ha}^{-1}$) foram muito superiores aos observados pelas condições de caatinga semi-arbustiva e de solo coberto por serrapilheira, constituindo perdas muito elevadas para um solo pouco evoluído, pouco profundo e com menor proteção vegetal no início do período chuvoso pela característica caducifólia da caatinga. Essa constatação está em conformidade com a FAO (1967) que admite para solos rasos valores de perdas de solo entre 2 e 4 t ha^{-1} .

Observa-se que os valores de infiltração de água no solo ao longo do tempo para as três condições de coberturas vegetais avaliadas por meio do ajuste de Kostiakov apresentaram bons coeficientes de determinação (Figura 26). Maiores volumes de água atravessaram o perfil do Cambissolo para as condições de chuva e escoamento superficial sob caatinga semi-arbustiva e solo coberto por serrapilheira.

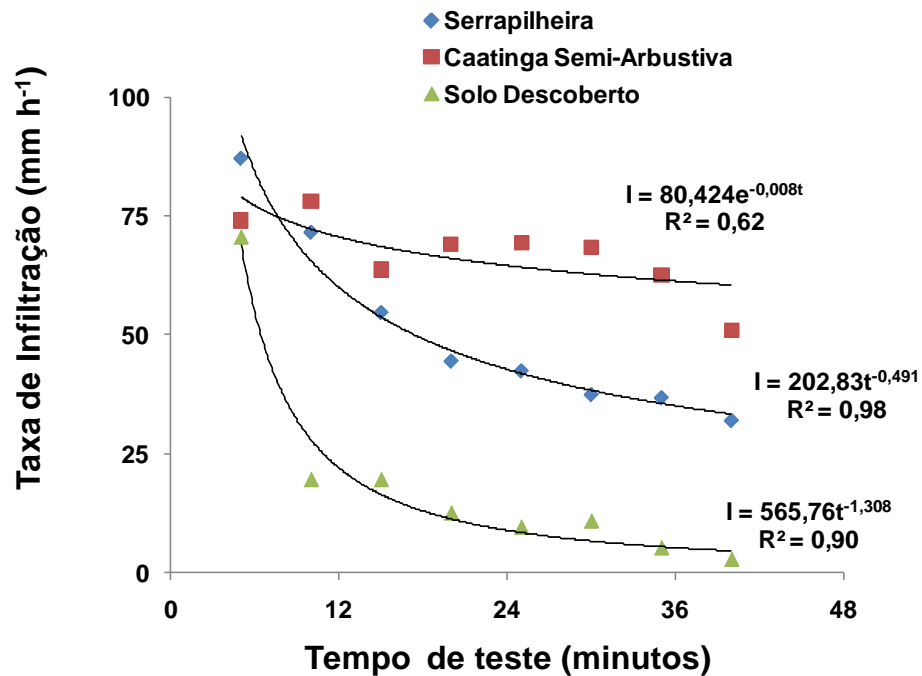


Figura 26. Taxas de infiltração média de água no solo para as condições da caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica semiárida riacho Jacu.

4.1.2. Erosão em Sulcos

Observa-se o comportamento hidráulico gerado pela aplicação de fluxos de magnitude crescente aos sulcos pré-formados para avaliação da erosão em sulcos sobre o Cambissolo (Tabela 15). As velocidades médias e as vazões diferenciaram-se de acordo com o objetivo de avaliação dos parâmetros de erosão nos sulcos pré-formados, inclusive na forma de uma relação de incremento potencial entre as mesmas (Figura 27). Relações semelhantes foram encontradas por Bezerra et al. (2010) para um Cambissolo do semiárido do Brasil com um expoente de 0,15 menor do aqui determinado, pelo fato desse ajuste com expoente de 0,331 ter sido realizado com todos os pares de dados.

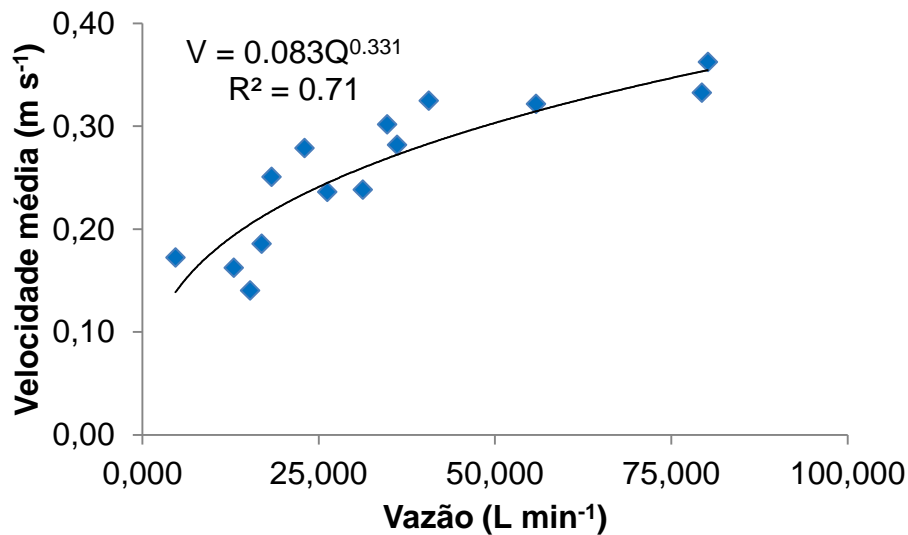


Figura 27. Relação entre as velocidades médias e as vazões obtidas dos sulcos gerados pelos fluxos crescente aplicados sobre o Cambissolo estudado.

Os valores dos números de Reynolds acima de 2500 para os maiores valores de fluxos aplicados, entre 28,7 e 67,4 L min⁻¹, caracterizaram o regime de escoamento como turbulento, e o menor fluxo aplicado de 14,95 L min⁻¹ gerou um regime de escoamento transicional, sendo, portanto, esses regimes os que normalmente ocorrem na erosão em sulcos (Bezerra et al., 2010; Knapen & Poesen, 2010; Cantalice et al., 2005; Schäfer et al., (2001) e Simons & Senturk, 1992). Em relação ao número de Froude todos os escoamentos foram lentos (abaixo de 1) e a rugosidade hidráulica obtida pelo coeficiente de Darcy-Wiesbach não apresentando diferenças significativas, bem como a declividade, de acordo com os objetivos planejados nesse trabalho (Tabela 15).

Tabela 15. Variáveis hidráulicas dos fluxos aplicados aos sulcos pré-formados sobre o Cambissolo da bacia hidrográfica do Jacu, para avaliação da erosão em sulcos.

Variáveis Hidráulicas	Fluxos aplicados aos sulcos (L min ⁻¹)			
	14.95	28.7	39.85	67.4
Q (L min ⁻¹)	12,465 B	26,135 B	36,554 A	58,723 A
Vm (m s ⁻¹)	0,182 B	0,238 A	0,280 A	0,310 A
S (m m ⁻¹)	0.049	0.051	0.052	0.052
Re (adm.)	1920,21 B	5252,53 A	5132,24 A	4522,30 A
Fr (adm.)	0.647	0.590	0.750	0.829
log f (adm.)	1.396	1.418	1.166	1.087

Médias seguidas de letras maiúsculas na mesma linha não diferem entre si, ao nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey. Q=descarga líquida; Vm= velocidade média do escoamento; S= declividade média das parcelas em sulcos; Re= número de Reynolds; Fr= número de Froude; log f = rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy Weisbach).

A diferenciação dos raios hidráulicos dos sulcos com a aplicação dos fluxos crescentes, para posterior diferenciação das taxas de desagregação e das perdas de solo, foi obtida conforme demonstra a Figura 28, também numa relação exponencial em função dos incrementos de área dos sulcos pré-formados.

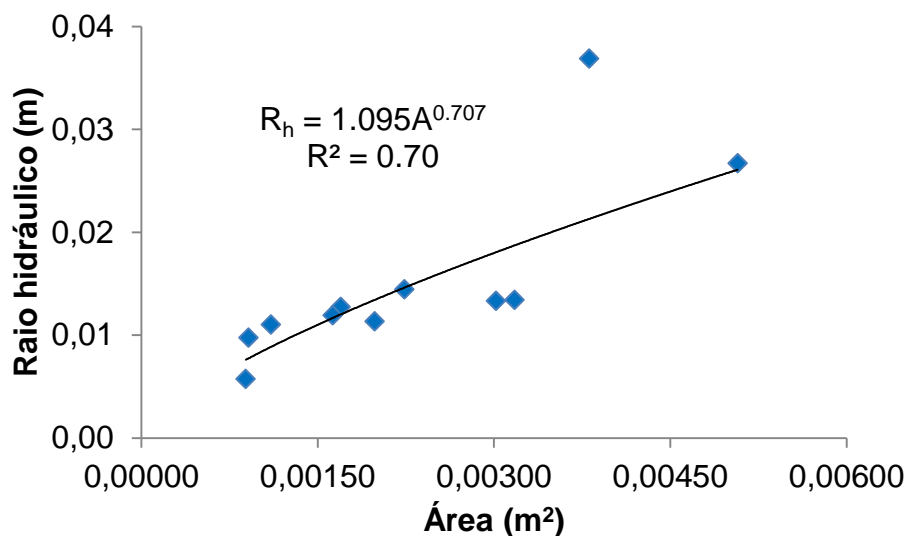


Figura 28. Relação exponencial entre a área e o raio hidráulico dos sulcos gerados pelos fluxos crescentes aplicados na avaliação da erosão em sulcos sobre o Cambissolo estudado.

As tensões de cisalhamento obtidas diferenciaram-se significativamente, comparando o menor fluxo aplicado com os demais, em função das variações de raio hidráulico comentadas acima, acarretando a diferenciação das taxas de desagregação do solo para os maiores fluxos aplicados de 39,8 e 67,4 L min⁻¹. Da mesma forma, as perdas de solo foram maiores já a partir do segundo nível de fluxo aplicado, com magnitude entre 6,6 e 24,8 t ha⁻¹, os quais consistem em valores elevados para um solo raso, pouco desenvolvido e em ambiente de alta variabilidade.

A partir da análise de regressão entre as taxas de desagregação de solo nos sulcos com as tensões de cisalhamento desenvolvidas pela aplicação dos fluxos foram obtidas a erodibilidade do solo em sulcos (K_r) e a tensão crítica de cisalhamento (τ_c) do solo pelo escoamento superficial. Dessa forma, erodibilidade em sulcos (K_r) foi obtida pelo coeficiente b ou declividade da reta (Lafren & Thomas, 1987; Flanagan, et al., 2001; Bulygina, 2007) conforme descrito em Knapen & Poesen (2010), sendo então de 0,0021142 kg N⁻¹ s⁻¹ e a

tensão crítica de cisalhamento ($\tau_c = -a/b$ ou o intercepto em x para $y=0$) de 2,34 Pa, ambos obtidos pela análise da (Figura 29) para um ajuste com $R^2=0,74$. O valor de erodibilidade em sulcos obtido foi mais elevado que os determinados por Lafayette et al. (2011) para um Latossolo ($0,0016 \text{ kg N}^{-1}\text{s}^{-1}$), Schäfer et al. (2001) e Braida e Cassol (1996) para dois Argissolos, de $0,012\text{KgN}^{-1}\text{s}^{-1}$ e $0,0104 \text{ kg N}^{-1} \text{ s}^{-1}$, respectivamente. Esse valor mais elevado justifica-se pelo fato do Cambissolo em questão encontrar-se menos desenvolvido e mais raso do que os Latossolos e Argissolos comumente encontrados.

O valor de tensão crítica de cisalhamento (τ_c) de 2,34 também foi menor que os determinados para diversos Argissolos (Schäfer et al., 2001; Giason & Cassol, 1996; Cantalice et al., 2005) e justifica-se por este Cambissolo ser um solo menos evoluído e de composição granulométrica com bastante areia, conferindo menor resistência a ação cisalhante do escoamento superficial concentrado.

Tabela 16. Parâmetros da erosão em sulcos obtidos nos sulcos pré-formados sobre o Cambissolo da bacia hidrográfica do Jacu.

Parâmetros de erosão	Fluxos aplicados aos sulcos (L min^{-1})			
	14,95	28,7	39,85	67,4
τ (Pa)	4,376 B	5,128 A	6,285 A	13,079 A
Dr ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	0,0028 B	0,0053 B	0,0096 A	0,0246A
PS (t ha^{-1})	3,150 B	6,601 A	13,576 A	24,889 A

Médias seguidas de letras maiúsculas na mesma linha não diferem entre si, ao nível de 5% de significância, pelo teste de Tukey.

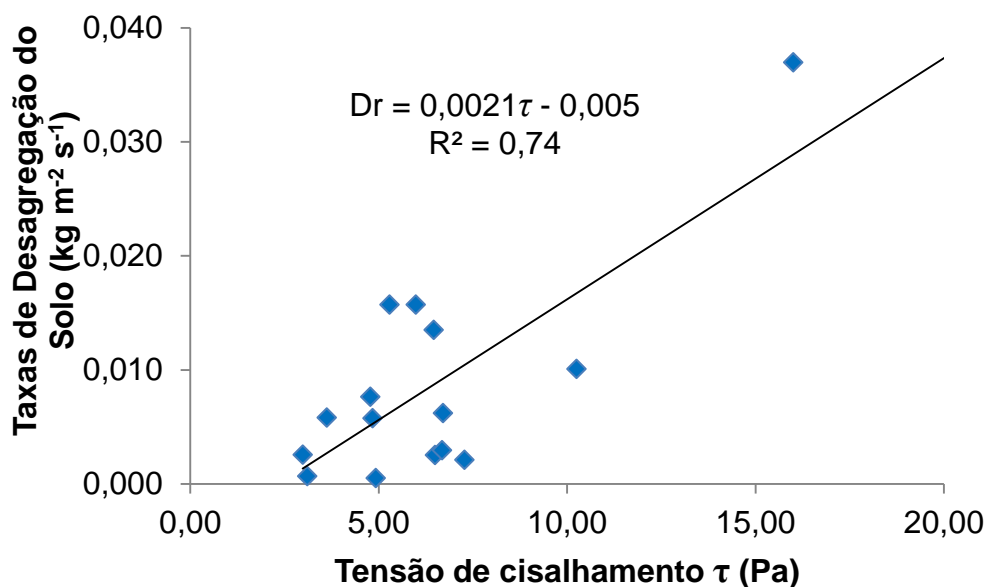


Figura 29. Erodibilidade do solo (K_r) em sulcos e tensão crítica de cisalhamento (τ_c), obtidas a partir da regressão das taxas de desagregação do solo (D_r) com as respectivas tensões de cisalhamento do escoamento superficial gerados pelos fluxos crescentes aplicados.

4.2. Produção de sedimentos do riacho Jacu no período de 2008 a 2011

A produção de sedimentos, os dias com escoamento superficial e as respectivas vazões e concentrações de sedimentos médias do riacho Jacu para o período de 4 anos encontram-se na(Tabela 17). A produção de sedimentos variou de 0,4 a 1,72 t ha⁻¹ ano⁻¹ que são valores baixos. Os respectivos valores de concentração de sedimentos variaram de 874 a 376 mg L⁻¹, considerados altos para uma pequena bacia e para os baixos valores de descarga líquida apresentados.

Os valores de concentração de sedimentos dos cursos de água decrescem das regiões áridas para as de clima úmido, porque nas regiões mais secas com vegetação esparsa e suprimento de sedimento ilimitado, o escoamento intermitente tem capacidade de colocar em movimento altas concentrações de sedimento, enquanto nos climas úmidos a vegetação limita o suprimento de sedimentos (Vanoni, 1975). Dessa forma a bacia do Jacu chegou a apresentar a concentração de sedimentos média de 874 mg L⁻¹ para um período de apenas 45 dias de escoamento no ano de 2010.

Apesar da produção de sedimentos ser um valor médio, os valores da bacia do Jacu guardaram uma magnitude associada à distribuição irregular da precipitação (Figura 30), e dos consequentes eventos de escoamento superficial. Percebe-se o padrão de distribuição das chuvas em eventos de múltiplos picos, de forma uni modal ou bimodal, com variação interanual. Esse padrão de distribuição em eventos de picos simples (Tooth, 2000) e padrão de distribuição uni-modal ou bi-modal, caracteriza o padrão de chuva das regiões áridas e semiáridas.

A produção de sedimentos da bacia do Jacu foi considerada baixa de acordo com os padrões adotados pela (World Meteorological Organization, 2003), pelo transporte de sedimento limitado pelo clima, em curso de água intermitente.

Tabela 17. Valores médios de descarga líquida (Q) e Sólida (suspensa [Q_{ss}] e de fundo [Q_{sf}]), produção de sedimentos da bacia hidrográfica do Riacho Jacu determinadas para o período entre os anos de 2008 a 2011.

Ano	Q m ³ s ⁻¹	C _{ss} mg L ⁻¹	X dias	Q _{ss} t dia ⁻¹	Q _{sf}	Y _{ss} t ha ⁻¹ ano ⁻¹	Y _{sf}	Y _t	Y _t t ano ⁻¹
2008	0,12	376,74	76	3,80	0,42	1,38	0,35	1,72	361,66
2009	0,06	428,41	148	2,22	-	1,57	-	1,57	329,27
2010	0,01	874,53	45	0,66	0,05	0,14	0,01	0,15	31,98
2011	0,02	473,00	105	0,87	0,04	0,43	0,02	0,45	94,71

C_{ss}: concentração de sedimentos em suspensão; Q_{ss}: descarga sólida em suspensão; Q_{sf}: descarga sólida de fundo; Y_{ss}: produção de sedimentos suspensos; Y_{sf}: produção de sedimentos de fundo; Y_t: produção total de sedimentos.

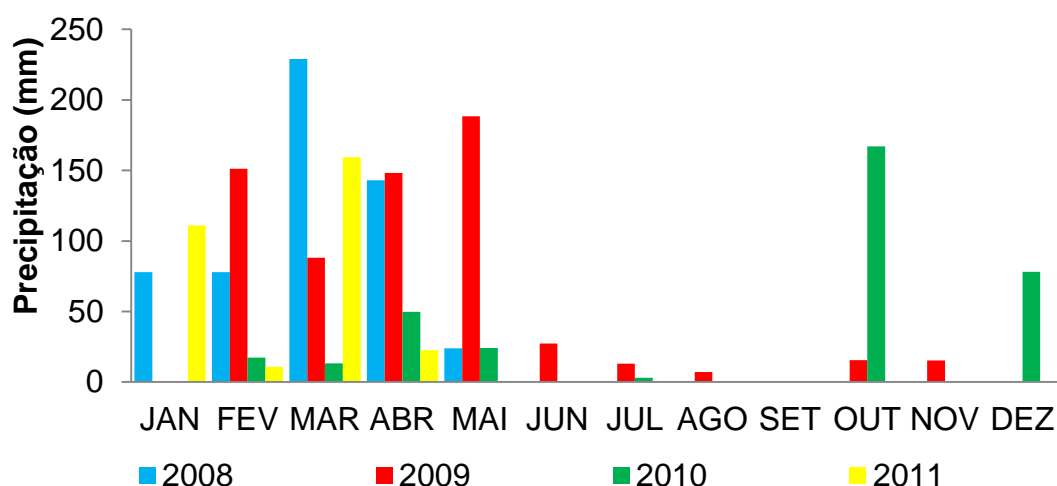


Figura 30. Distribuição quinzenal das chuvas na bacia hidrográfica do riacho Jacu, referente ao período compreendido entre os anos de 2008 a 2011.

4.3. Taxa de entrega de sedimentos do riacho Jacu determinada para o período de 2008 a 2011

Os valores de taxa de entrega de sedimentos da bacia hidrográfica do Jacu desde 2008, ano em que se iniciaram as medições da produção de sedimentos da bacia são observados na Tabela 18. Estes valores de taxa de entrega foram obtidos a partir dos valores de produção de sedimentos (Y) (Tabela 17) e dos valores de erosão bruta (E) (Tabelas 14 e 16) através do emprego da equação (1). O valor de erosão em entressulcos utilizado foi ponderado por área a partir do mapa de uso da bacia e o de erosão em sulcos foi obtido a partir da aplicação do fluxo de $14,95 \text{ L min}^{-1}$, possível de ocorrer na bacia do Jacu para um elevado período de retorno (100 anos), de acordo com Molinier et al. (1994).

Tabela 18. Taxa de entrega de sedimentos (SDR) da bacia hidrográfica do Riacho Jacu aferidas entre os anos de 2008 a 2011

Ano	Taxa de Entrega de Sedimentos* (SDR)
2008	0.291
2009	0.265
2010	0.026
2011	0.076
Média	0.165

*: Adimensional

A fração quantitativa de todo sedimento desagregado e transportado na bacia do Jacu, mas que de fato chegou a ser transportado para fora da bacia (taxa de entrega) variou de 0,29 no ano de 2008 a 0,03 para o ano de 2010. Nesse período, o ano de 2010 foi o de distribuição pluviométrica mais irregular, com um baixo valor total anual de 370,55 mm, ocorrendo o maior volume de chuvas no dia 30/10/2010 com 47 mm.

Essa irregularidade dos valores de chuva e vazão do ambiente semiárido, também observadas nos valores de (SDR), advém das células de chuva convectivas formadas a partir das massas de circulação geral da atmosfera, tendo de média a alta intensidade, curta duração, pequeno diâmetro e pouca abrangência, de 10 a 14 km (Tooth, 2000), conferindo às chuvas de regiões áridas e semiáridas uma alta variabilidade espacial e temporal, e ainda, variabilidade interanual que se eleva com a aridez.

Walling (1983) relata que a magnitude dos valores de SDR tende a aumentar com o aumento de área, sendo de no máximo 0,3 ou 30% para bacias de 0,5 a 5,2 km², e com variação de 0,1 a 0,38, o que está de acordo com Mutua & Clik (2006); Lu et al. (2006) e Vente et al. (2007).

Observam-se valores estimados de taxa de entrega de sedimentos da bacia do riacho Jacu por algumas relações empíricas encontradas na literatura (Tabela 19). Dentre os valores estimados de SDR, o mais próximo foi obtido pela equação de Vanoni (1975). Como se sabe, as equações de potência como a de Vanoni (1975) são as mais usadas. Nesse sentido, Chaves (2010) avaliando algumas equações empíricas de taxa de entrega (SDR), observou que essa equação apresentou menor erro médio, e foi mais estável. Entretanto, observou-se a necessidade de um período maior de determinações para os valores de taxa de entrega de sedimentos para a bacia hidrográfica do riacho Jacu, para uma melhor definição dessa variável.

Tabela 19. Taxas de entrega de sedimentos (SDR) da bacia hidrográfica do riacho Jacu estimadas pelas equações de Vanoni (1975), Williams & Berndt (1972) e NRCS (1979)

Equação	Taxa de Entrega de Sedimentos* (SDR)
Vanoni (1975)	0,409
Williams&Berndt (1972)	0,763
NRCS (1979)	0,521

*: Adimensional

4.4. Parâmetros de distribuição de tamanho do sedimento de fundo do riacho Jacu

Os diâmetros característicos do sedimento de fundo do riacho Jacu variaram entre 0,15 e 0,60 mm, compreendendo a classe textural areia média. Através dos valores da distribuição granulométrica do sedimento de fundo do riacho Jacu (Figura 31) foram obtidos os coeficientes de uniformidade (Cu) e curvatura (Cc). O coeficiente de uniformidade do sedimento de fundo apresentou valores próximos a 2 (Tabela 20), demonstrando uniformidade dos sedimentos de fundo transportados no riacho Jacu, de acordo com Lambe & Whitman (1979) e Pinto (2000). Portanto, os sedimentos do Jacu consistem de uma areia média uniforme bem como os coeficientes de uniformidade

aproximadamente iguais, sendo representados por curvas granulométricas paralelas (Figura 31).

Tabela 20. Diâmetro característico, coeficiente de uniformidade e coeficiente de curvatura do sedimento coletado no leito do riacho Jacu, Serra Talhada – PE

Amostra	d ₁₀	d ₃₀	d ₆₀	Cu	Cc
	-----mm-----				
1	0,20	0,40	0,60	3,02	1,39
2	0,16	0,36	0,55	3,42	1,49
3	0,15	0,30	0,51	3,28	1,12

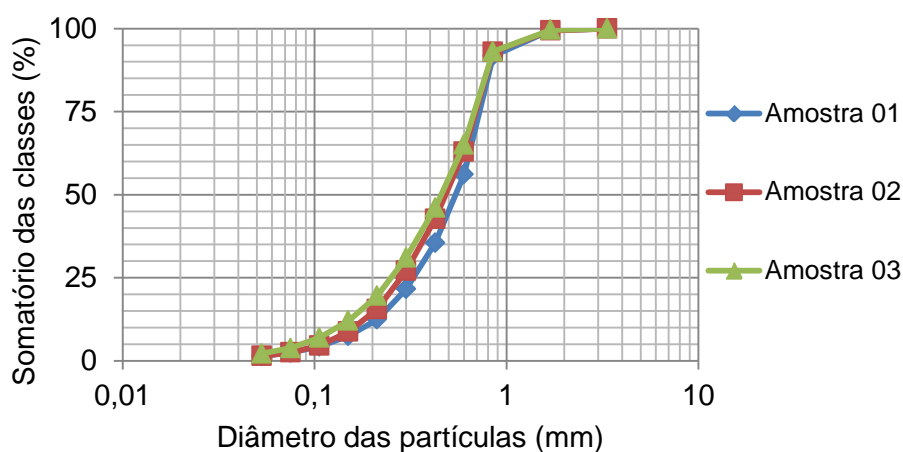


Figura 31. Curva de distribuição do diâmetro das partículas de sedimentos do leito do riacho Jacu.

Os valores do Coeficiente de curvatura do sedimento do riacho Jacu situaram-se próximos de 1, conferindo a característica de sedimentos bem graduados, ou seja, uma distribuição do tamanho de partículas proporcional, de forma que os espaços deixados pelas partículas maiores são ocupados pelas menores.

4.5. Dimensionamento da faixa ciliar do riacho Jacu em função de sua produção de sedimentos (Y) de acordo com Karssies & Prosser (1999) e (2001)

Observam-se as larguras de faixa de vegetação ciliar projetada de acordo com metodologia de Karssies & Prosser (1999) e (2001) para o riacho Jacu, de acordo com a produção de sedimentos na bacia do riacho Jacu no período compreendido entre 2008 e 2011 (Tabela 21). Para esse dimensionamento, a área de deposição de sedimento foi de 30 m no cálculo do fator de convergência (c); a densidade do solo e de partículas de 0 a 20 cm (Tabela 8), altura média de plantas de 1 m e, altura do depósito de sedimentos de 0,1 m.

Tabela 21. Dimensão de largura (ω) das faixas de vegetação ciliar do riacho Jacu em função da produção de sedimento (Y) segundo Karssies&Prosser (1999; 2001)

Ano	Y t ha ⁻¹	ω m
2008	1.72	15.35
2009	1.57	14.40
2010	0.15	5.71
2011	0.45	7.54

Observa-se que o dimensionamento da largura da área ciliar para o riacho Jacu atrelado à produção de sedimentos produziu valores variáveis em função da variação da produção de sedimentos, associada ao padrão de distribuição da precipitação e do escoamento superficial local, como já discutido. No entanto, essa variação nos valores de largura de faixa não constitui desvantagem, pois os valores que devem ser considerados para a bacia do Jacu são os mais elevados.

Embora os valores de 15 metros para largura de faixa tenham sido indicados, estes ainda não são definitivos. O período de 4 anos, possivelmente, é insuficiente para refletir toda variabilidade do semiárido, sendo preciso a observação de dados hidrológicos e de produção de sedimentos de magnitudes maiores, para que se tenha um valor mais conclusivo de largura de faixa para o riacho Jacu. Karssies & Prosser (2001) apresentaram larguras de

26 m para taxas de erosão na faixa de 40 t ha⁻¹. Inácio (2005) aplicando a metodologia de Karssies & Prosser (2001) em parcelas experimentais, obteve larguras de faixas ciliares entre 5 e 10 m, respectivamente, para declives entre 4 e 38% para curso de água no sul da Bahia.

Verstraeten et al. (2006) ponderam que as faixas de vegetação nas zonas ripárias na forma de faixas densas de gramíneas ou mesmo de vegetação arbustiva são tidas como eficientes no controle do transporte de sedimentos, no entanto, muitas dessas faixas foram estabelecidas em parcelas experimentais, e raramente tem sido avaliadas em escala de bacia hidrográfica, o que é importante na avaliação do impacto real dessas faixas no controle do assoreamento e na qualidade da água dos rios. Esses autores avaliaram a eficiência dessas faixas aplicadas de forma isolada em bacias hidrográficas e sugeriram que, para aplicação em bacias hidrográficas, as faixas de vegetação devem ser acompanhadas de outras práticas para redução das cargas de sedimentos nos rios e redução das taxas da erosão bruta nas encostas, para manutenção de sua eficiência.

5. CONCLUSÕES

1. Os valores de produção de sedimentos obtidos para a bacia do Jacu foram baixos, pois se trata de uma pequena bacia, com declividade média baixa e, transporte de sedimento limitado pelo clima semiárido.
2. As perdas de solo pela erosão em entressulcos para o solo descoberto de 8,43 t ha⁻¹ foram altos, bem como as de erosão em sulcos, com erodibilidade em sulcos de 0,0021142 kg N⁻¹ s⁻¹ e a tensão crítica de cisalhamento (τ_c) de 2,34 Pa.
3. O valor médio da taxa de entrega de sedimentos (SDR) da bacia do Jacu foi de 0,165 com variação de 0,29 no ano de 2008 a 0,026 para o ano de 2010. A grande variabilidade anual nas taxas de entrega de sedimentos para o período avaliado está associada ao relevo e características do declive, padrão de drenagem, cobertura vegetal, uso do solo, textura e estrutura do solo necessitando de um período maior de anos de avaliação para melhor conhecimento da taxa de entrega de sedimentos da bacia semiárida do riacho Jacu.
4. O sedimento de fundo do riacho Jacu é formado por partículas de areia média, com diâmetros variando entre 0,15 a 0,60 mm, sendo uniforme e bem graduado.
5. O valor de largura da faixa de vegetação ripária considerado neste trabalho, para as áreas ripárias da bacia hidrográfica do riacho Jacu foi de 15 metros.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABU-ZREIG, M. Factor affecting sediment trapping in vegetated filter strips: simulation study using VFSMOD. Hydrology. Processes. Jordan University of Science and Technology. Jordânia 15, 1477- 1488. 2001.

ALBUQUERQUE, A. W; NETO, F. L; SRINIVASAN V. S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB) in: Seção: VI Manejo e Conservação do Solo e da água. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa-MG, 2001. 25: 121-128.

ALCÂNTARA E. H.; AMORIM, A. J. Análise morfométrica de uma Bacia Hidrográfica Costeira: Um estudo de Caso. Caminhos de Geografia. Uberlândia-MG, 7(14)70-77, Fev/2005.

BACK, A. J. Medidas de vazão com molinete hidrométrico e coleta de sedimentos em suspensão. Boletim Técnico nº 130. EPAGRI, Florianópolis – SC. 58p, 2006.

BANDEIRA, J. V. Estudio del comportamiento del sedimento de fondo em el Rio de la Plata, em la región de Puerto Carmelo, com el empleo de trazador radioactivo. In: Encontro de Engenharia de Sedimentos, Belo Horizonte. ABRH, p. 325-333, 1998.

BELTRAME, A. da V. Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação. Florianópolis: ed. Da UFSC, 1994.

BEZERRA, S. A; CANTALICE, J. R. B; CUNHA, M. F; SOUZA, W. L. da S. Características hidráulicas da erosão em sulcos em um Cambissolo do semiárido do Brasil. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa.vol.34 no 4. 2010.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B.; OLIVEIRA, O. F. L.; LIRA JÚNIOR, M. A. Taxas de erosão entressulcos sob diferentes declividades e doses de cobertura morta. In. MESSIAS & COSTA. Água superficial residuária e sedimento. no 3, p. 431-435, 2007.

BEZERRA, S. A. & CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo sob cultivo da cana-de-açúcar Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa – MG, 30: 565-573, 2006.

BHUNYA, P. K; MISHRA, S. K; JAIN, S. K; SINGH, P. K. A Simple conceptual Model of Sediment yield. Water Resour Manage. DOI 10.1007/s 11269-009-9520-4, 2009. 20p.

BISANTINO, T; GENTILE, F; LIUZZI, G. Continuous Monitoring of Suspended Sediment Load in Semi-arid Environments. In: SEDIMENT TRANSPORT, 2011, p. 334: 295-312.

BORDAS, M. P.; SEMMELMANN, F. R. Elementos de engenharia de sedimentos. In: TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 2ª ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (ABRH), p. 915-943. 2000.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Erodibilidade em sulcos e em entressulcos de um Podzólico Vermelho-Escuro franco-arenoso. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 20, n. 1, p. 127-134, jan./abr. 1996.

BRAUD, I; VICH, A. I. J; ZULUAGA, J; FORNERO, L; PEDRANI, A. Vegetation influence on runoff and sediment yield in the Andes region: observation and modelling. J. Hydrol, 2001. 254, 124-144.

BREN, L.J. Riparian Zone, Stream, and Floodplain Issues: a review Journal of Hydrology, Australian, v.150, p 277-229, 1993.

BULYGINA, N. S; NEARING, M. A; STONE, J. J; NICHOLS, M. H. DWEPP: a dynamic soil erosion model based on WEPP source terms. Earth Surface Processes and Landforms 32, 2007.998–1012.

CAMPBELL, B. E. Laboratory and field evaluation of the parameters affecting winter trapping efficiency of vegetative filter strip. Master of applied science thesis, University Dalhousie - Daltech, Halifax – Nova Scotia.1999.

CANTALICE, J. R. B; BEZERRA, S. A; OLIVEIRA, O. F. L; MELO, R. O. de. Hidráulica e taxas de erosão em entressulcos sob diferentes declividades e doses de cobertura morta. *Caatinga*, Mossoró,, v.22, n.2, p.68-74, 2009.

CANTALICE, J. R. B; CASSOL, E. A; REICHERT, J. M; BORGES, A. L. O. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em sulcos em solo franco-argilo-arenoso. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 2005. 29:597-607.

CANTALICE, J. R. B. Escoamento e erosão em sulcos e em entressulcos em distintas condições de superfície do solo. Porto Alegre, Universidade Federal Rural do Rio Grande do Sul, 2002. 141p. (Tese de Doutorado).

CARDOSO, C. A; DIAS, H. C. T; BOECHAT, C. P; MARTINS, S. V. Caracterização Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. *Revista Árvore*, Viçosa – MG, v.30, n.2, 2006. p. 241-248.

CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia Prática*, 2ªed., ver., atual. Ed. Ampliada. Rio de Janeiro. Interciência. 2008.

CARVALHO, N. O; JUNIOR, N. P. F; SANTOS, P. M. C; LIMA, J. E. F. W. Guia de práticas sedimentométricas. Brasília: ANEEL. Superintendência de estudos e informações hidrológicas, 2000.116 p.

CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia prática*. Rio de Janeiro: CPRM, p. 372, 1994.

CASSOL, E. A; CANTALICE, J. R. B; REICHERT, J. M; MONDARDO, A. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. *Pesquisa agropecuária*. Brasília, v.39, n7, 2004. p. 685-690.

CERDA, A.; LASANTA, T. Long-term erosion al responses after FIRE in the central Spanish pyrenees1. *Water and sediment yield*. *Catena*. 60: 59-80. 2005.

CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa – MG, 34:1469-1477, 2010.

CODIGO FLORESTAL BRASILEIRO. Lei Nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965 - (D.O.U. DE 16/09/65).

COOPER, A. B; SMITH, C. M; BOTTCHEER, A. B. Predicting runoff of water, sediment, and nutrients, from a New Zealand grazed pasture using CREAMS. *Trans. ASAE* 35:105–112.1993.

CORRELL, D. S. Vegetated Stream Riparian Zones: Their Effects on Stream Nutrients, Sediments, and Toxic Substances (An Annotated and Indexed Bibliography). 1997. [[http:// www.serc.si.edu/documents/ ripzone.html](http://www.serc.si.edu/documents/ripzone.html)].

CRESTANA, M. S. M. et al. Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas. Campinas: Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, 1993. 60 p.

CRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. *Rev. Geomorfol*, Campinas, v.18, n.9, p.35-64, 1969.

CURVE EXPERT 1.3 for Windows. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (URGS), 2005.

DAVIDE, A. C; FERREIRA, R. A; FARIA, J. M. R; BOTELHO, S. A. Restauração de matas ciliares. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, V.21, n.207, 2000. p. 65-74.

DOSSKEY, M. G; HELMERS, M. J; EISENHAUER, D. E. A design aid for determining width of filter Strips. *Journal of Soil and Water Conservation* 2008. 63(4):232-241.

EDWARDS, T. K.; GLYSSON, G. D. Field Methods for Measurement of Fluvial Sediment. In: *Techniques of Water-Resources Investigations of the U.S. Geological Survey (USGS)*. Reston, Virginia. 1999.

ELLIOT, W. J; LIEBENOW, A. M; LAFLEN, J. M; KOHL, K. D. A compendium of soil erodibility data from WEPP crop land soil field erodibility experiments 1987/88. West Lafayette : The Ohio State University/USDA-Agricultural Research Service, 1989. p. A2-A25. (NSERL Report, 3).

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

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro. Ed Europa. 212 p.1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamentos e Conservação de solos. Manual de análise de solo. Rio de Janeiro.1979.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY UNITED STATES. Erosion and sediment control, surface mining in the Eastern U.S., Vol. I, Planning. EPA-625/3-76-006, U.S. EPA: Washington, DC.1976.

ERSKINE, W. D; MAHMOUDZADEH, A; MYERS, C. Land use effects on sediment yields and soil loss rates in small basins of Triassic sandstone near Sydney, NSW, Australia. *Catena*. 2002. 49:271-287.

EVERAERT, W. Empirical relations for the sediment transport capacity of interrill flow. *Earth Surf. Land f.*16:513-532, 1991.

FLANAGAN, D. C; ASCOUGH, J. C; NEARING, M. A; LAFLEN, J. M. The Water Erosion Prediction Project Model. In *Landscape Erosion and Evolution Modelling*, Harmon RS, Doe WW (eds) Kluwer: New York; 2001. 145–199.

FLANAGAN, D. C; FOSTER, G. R; NEIBLING, W. H; BURT, J. P. Simplified equations for filter strip design, *Transactions of the ASAE*, vol. 32, 1989. p. 201-207.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. USDA — Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile and watershed model documentation. NSERL Report 10, USDA-ARS-NSERL, West-Lafayette, IN, USA. 1995.

FOSTER, G. R. Modellings the erosion process. In: BASSELMAN, J. A.,(Ed). Hidrological modeling of small wathersheds. St. Joseph, American Society of Agricultural Engineering, p. 297 – 300.1982.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. La erosión del suelo por el água: algunas medidas para combatirla em las tierras de cultivo. Roma, 1967. 207p.

FREITAS, A. D. S.; SAMPAIO, E. V. S. B. Fixação biológica do N₂ em leguminosas arbóreas da Paraíba e de Pernambuco. In: MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H. (Eds.) Fertilidade do solo e produção de biomassa no semiárido. Recife: Editora UFPE, 2008. p.27-46.

GERITS, J. J. P; LIMA, J. L. P. D; BROEK, T. M. W. V. D. Overland flow and erosion. In: ANDERSON, M.G.; BURT, T.P. Process studies in hillslope hydrology. Chichester: J. Willey; Sons, 1990. p. 173-214.

GIASSON, E.; CASSOL, E. A. Relações de erosão em sulcos com vazões aplicadas e doses de resíduo de trigo incorporados a Plintossolo franco argilo arenoso. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa- MG, v. 20, n. 4, p. 117-125, 1996.

GRAY, J. R. Sediment data collection techniques. U.S. Geological Survey Training Course. Castle Rock and Vancouver, WA. 2005. CD-ROM.

GOMES, J. P. M; MERTEN, G. H; RIBEIRO, G. S. Estimativa da umidade antecedente do solo e sua influencia na produção de sedimentos. VII ENES. Porto Alegre – RS. Anais, 2006. 20p.

GOVERS, G. Soil erosion process research: A state of the art. Brussel: Paleis der Academien, 53p. Klasse der Wetenschappen, Jaargang 58, n.1. 1996.

GUY, B. T; DICKINSON, W. T; RUDRA, R. P. Hydraulics of sediment-land on sheet flow and the influence of simulated rainfall. *Earth Surf. Proc. Land f.* 15:101-118, 1990.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America, Washington*, v.56, n.1, p.275-370, 1945.

HOROWITZ, A. J. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrol. Process*, 2003. v.17, 3387-3409.

INÁCIO, E. dos S. B. Erosão do Solo e dimensionamento da Faixa Ciliar em Sistemas de Uso do Solo na região Sul da Bahia. 2005,75 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE.

IOWA STORMWATER MANAGEMENT MANUAL. Vegetated Filter Strips 21-4. Version 2; December 5, 2008. 1. Source: UDFCD, 1999.

JULIEN, P. Y. Erosion and sedimentation. Melbourne: Cambridge University Press, 1995. 280p.

KAGEYAMA, P. Y.; COSTA, L. G. S. da. Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental. São Paulo: Fundação florestal, 26 p. 1993.

KARSSIES, L.; PROSSER, I. Designing filter strips to trap sediment and attached nutrient, *River and Riparian Land Management Technical Guideline No. 1, Land & Water. Australia, Canberra.* 8 f. 2001.

KARSSIES, L.; PROSSER, I. Guidelines for riparian filter strips for Queensland Irrigators, Canberra: CSIRO Land and Water, 39 f. 1999.

KNAPEN, A.; POESEN, J. Soil erosion resistance effects on rill and gully points and dimensions. *Earth Surface Processes and Landforms*, V. 35, 217-228 p. 2010.

KNISEL, W. G., ed. CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff and erosion for agricultural management systems. Washington, United States Department of Agriculture, 1980. 640p. (Conservation Research Report, 26)

KOBIYAMA, M. Conceito de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. In: Seminário de Hidrologia Florestal: Zona ripária (1: 2003: Florianópolis) Anais, 2003 (sesta edição).

LAFAYETTE, K. P. V; CANTALICE, J. R. B; COUTINHO, R. Q. Resistência à erosão em ravinas, em Latossolo argilo arenoso. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa-MG, v. 35, n. 6, p., 2011.

LAFLEN, J. M. & THOMAS, A. W. Crop land experiments for the WEPP project. In: INTERNATIONAL WINTER MEETING OF THE AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS, 1987, Illinois. [Papers]. St. Joseph, American Society of Agricultural Engineers, 1987. 14p. (Paper n. 87-2544).

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. Soil Mechanics, SI Version. Massachusetts Institute of Technology. United States of America. 553 p.1979.

LANE, L. J; HERNANDEZ, M; NICHOLS, M. Processes controlling sediment yield from watersheds as functions of spatial scale. Environmental Modelling & Software 12, 1997.355-369.

LE BISSONNAIS, Y.; SINGER, M. J. Seal formation, runoff, and interill erosion from seventeen California soils. Soil Science Society of America, Cincinnati, v.57, n.3, p.781-4, 1988.

LIMA, W. P; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. Matas Ciliares In: Conservação e Recuperação. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: FAPESP, 320p. 2000.

LIU, Q. Q; CHEN, L; LI, J. C; SINGH, V. P. A non-equilibrium sediment transport model for rill erosions. Hydrol. Process. 21, 1074–1084 (2007) Published online 12 October 2006 in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) DOI: 10.1002/hyp.6288.

LOWRANCE, R; WILLIAMS, R. G; INAMDAR, S. P; BOSCH, D. D; J. M. SHERIDAN, J. M. Evaluation of Coastal Plain conservation buffers using the Riparian Ecosystem Management Model. Journal of the American Water Resources Association. 2001. 37(6):1445-1456.2001.

LU, H.; MORAN, C. J; PROSSER. I. P. Modeling sediment delivery ratio over Murray, 2006.

LU, H; MORAN, C. J; PROSSER, I. P; SIVAPALAN, M. Modelling sediment delivery ratio based on physical principles. In: Pahl-Wostl, C., Schmidt, S., Rizzoli, A.E., Jakeman, A.J. (Eds.), Complexity and Integrated Resources Management, Transactions of the Second Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society, Manno, Switzerland, vol. 3. iEMSs, 2004. p. 1117-1122.

MELO, R. O. de. Caracterização da produção de sedimentos de uma microbacia no semiárido Pernambucano. Recife. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2008. (Dissertação de Mestrado).

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Simulação dos fluxos e balanços de fósforo em uma unidade de produção agrícola familiar no semiárido paraibano. In: SILVEIRA, L. M; PETERSEN, P & SABOURIN, E., orgs. Agricultura familiar e agroecologia no semiárido: Avanços a partir do Agreste da Paraíba. Rio de Janeiro, AS - PTA, p 249 - 260. 2002.

MERTEN, G. H.; POLETO, C. Qualidade dos sedimentos. Porto Alegre: ABRH. 397 p. 2006.

MEYER, L. D.; HARMON, W. C. Multiple intensity rainfall simulator for erosion research on row side slopes. Transactions of the ASAE, St. Joseph, v.22, p.100 – 103, 1979.

MOLINIER, M.; ALBUQUERQUE, C.H.C. & CARDIER, E. Análise de pluviometria e isoietas homogeneizadas do nordeste brasileiro. Recife, Sudene, 1994. 58p. (Hidrologia, 32)

MORRIS, G. L.; FAN, J. Reservoir Sedimentation Handbook: Design and management of dams, reservoirs and watersheds for sustainable use. MC Graw-Hill, New York, 890 p. 1998.

MUÑOZ, C.; PARSONS, R. J. E. Vfsmod-w Vegetative Filter Strips Modelling System. Model Documentation & User's Manual version 6.x. University of Florida, p.176, 2011.

MUTUA, B. M.; KLIK, A. Estimating Spatial Sediment Delivery Ratio on a Large Rural Catchment. Journal of Spatial Hydrology. Vol.6, No.1 Spring 2006.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Filter Strip Conservation Practice Standard (Ac.) CODE 393. NRCS.IHAHO. September, 2008.

NEARING, M.A; FOSTER, G. R.; LANE, L. J; FINKNER, S. C. A process-based soil erosion model for USDA-Water Erosion Prediction Project technology. Transactions of the ASAE. 1989. 32(5):1587-1593.

NRCS - USDA. Sediment sources, yields, and delivery ratios. Washington, National Engineering Handbook, Section 3-Sedimentation. 1979. 120p.

PINTO, C.de S. Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas. São Paulo, Oficina de textos. 247p. 2000.

PONCE, V. M. Engineering Hydrology. Principles and Practices. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 640 p. 1989.

SALVIANO, A. A. C; VIEIRA, S. R; SPAROVEK, G. Variabilidade espacial de atributos de solo e de *Crotalaria juncea* L. em área severamente erodida. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.22, n.1, p.115-122, 1998.

SAS. The SAS System for windows: Release version: 6.8, 3.ed. Cary: 1998. CD-ROM.

SCHÄFER, M. J.; REICHERT, J.M.; CASSOL, E.A.; ELTZ, F.L.F. & REINERT, D.J. Erosão em sulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 419-430, 2001.

SEMA. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Governo do Paraná. 2004.

SILVA, J.R.C. Erosão e produtividade do solo no semiárido. In: OLIVEIRA, T.S. de et al., (eds) Agricultura, sustentabilidade e o semiárido. Viçosa: MG; SBCS/Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, p.170-213. 2000.

SIMONS, D. B.; SENTÜRK, F. Sediment transport technology. Fort Collins, Water Resources Publications, 807 p. 1992.

SINGH, V.P. Analytical solutions of kinematic for erosion on a plane: II Rainfall of finite duration. Adv. Water Res., 6:88-95, 1983.

SLATTERY, M. C.; BRYAN, R. B. Hydraulics conditions for rill incision nun der simulated rainfall: A laboratory experiment. Earth Surface Proc. Landforms, 17:127-146, 1992.

SILVA, A. M. da; SCHULZ, H. E; CAMARGO, P. B. de. Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas. São Carlos: RiMa, 2003. p.320.

SILVA, I. F.; ANDRADE, A.P. Relatório de pesquisa sobre conservação do solo (1977 – 1984). Convênio SUDENE/UFPB, Areia – PB, 59p.1984.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C.E.M.(Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. São Paulo: EDUSP, p 35-51. 2001.

STEEGEN, A; GOVERS, G; BEUSELINCK, L; NACHTERGAELE, J; TAKKEN, I; POESEN, J. Variations in sediment yield from an agricultural drainage basin in central Belgium. IN: Modeling soil erosion, sediment transport and closely related hydrological processes. SUMMER, W; KLAGHOFER E. & ZHANG, W. IAHS, n. 249.1998.p.177-186.

STHALER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Trans. American Geophysical Union, 38: 913-920.1957.

SUDENE - Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. Dados pluviométricos mensais do Nordeste. Recife: SUDENE, 1990.

TEODORO, V. L. I; TEIXEIRA, D; COSTA, D. J. L; FULLER, B. B. O conceito de bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local. Revista UNIARA. 2007. n.20.

TOOTH, S. Process, form and change in dryland rivers: a review of recent research. Earth-Science Reviews v.51. pp. 67–107. 2000.

USGS – United States Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations. Washington, 1973.Livro.

VANONI, V. A. (Ed) Sedimentation Engineering. American Society of Civil Engineers Manual and Report of Engineering Practice no 54, 1975.

VENTE, J. de; POESEN, J; ARABKHEDRI, M; VERSTRAETEN, G. The sediment delivery problem revisited. Progress in Physical Geography 31(2), 2007.155–178 p.

VERSTRAETEN, G; POESEN, J; GILLIJNS, K; GOVERS, G. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: na overestimated control measure?.Hydrol.Process.20, 4259 – 4267, 2006.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

WAINWRIGHT, J. Infiltration, runoff and erosion characteristics of agricultural land in extreme storms events, SE France. *Catena*, 26:27-47. 1996.

WALLING, D. E. Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land. In: *Soil Erosion on Agricultural Land*. Ed.: BOARDMAN, J.; FOSTER, I.D.L.; DEARING, J.A. Wiley, Chichester. p. 129-152.1990.

WALLING, D. E. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 65, p. 209-237, 1983.

WENGER, S. A. Review of the scientific literature on riparian buffer width, extent, and vegetation. Publication of the Office of Public Service and Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia. 58p. 1999.

WILLIAMS, J. R. & BERNDT, H.D. Sediment yield computed with universal equation. *Proc. Am. Soc. Civ. Eng., J. Hydrol. Div.*, 98:2087-2098, 1972.

WOOLHISER, D. A. & LIGGETT, J. A. Unsteadyone-dimensional flow over a plane – therising hydrograph. *Water Res.*, 3:753-771, 1967.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. Manual on Sediment Management and Measurement. Operational Hydrology Report, nº 47. Ed. Xiaoqing, Yang. Geneva, Switzerland. 2003.

YAN, L. J; YU, X. X; LEI, T. W; ZHANG, Q. W; QU, L. Q. Effects of transport capacity and erodibility on rill erosion processes: A model study using the Finite Element method. *Geoderma*, 2008. 146: 114–120.

ZAKIA, M. J. B. Identificação e caracterização da zona ripária em uma micro bacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, SP. 113 f. 1998.

ZARTL, A. S; KLIK, A; HUANG, C. Soil detachment and transport processes from interrill and rill áreas. *Phys. Chem. Earth (B)*, Vol.26, No.1, 2001.p 25-26.

ZHOU, Z. C; SHANGGUAN, Z. P; ZHAO, D. Modeling vegetation coverage and soil erosion in the Loess Plateau area of China. *Ecol. Model* 198, 263–268. 2006.

CAPITULO II – QUALIDADE DA ÁGUA EM BARRAGEM SUBTERRÂNEA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIACHO JACU, SERRA TALHADA-PE

RESUMO - No semiárido brasileiro se faz necessário o uso de alternativas para o melhor aproveitamento da água, sendo as barragens subterrâneas uma dessas alternativas. Entretanto, em termos climáticos o vetor resultante anual de umidade é vertical, com as taxas de evapotranspiração superando as taxas de precipitação pluviométrica, o que pode favorecer a acumulação de sais nas barragens subterrâneas. Dessa forma, este trabalho teve por objetivo investigar o comportamento sazonal da condutividade elétrica da água, da umidade do solo e das vazões da bacia hidrográfica do riacho Jacu a partir da instalação de uma barragem subterrânea até o período de dois anos agrícolas. Assim, foram monitoradas as seguintes características químicas da água de um poço amazonas pertencente à estrutura física da barragem subterrânea: a salinidade através da condutividade elétrica (CE), pH, relação de adsorção de sódio (RAS), e os íons solúveis: cálcio e magnésio, sódio, potássio, carbonato, bicarbonato e cloretos. De forma concomitante também foram avaliados o teor de umidade do solo dentro e fora da barragem subterrânea sob plantio de sequeiro e as vazões ocorridas no riacho Jacu entre setembro de 2009 a maio de 2011. Por ocasião da instalação da barragem, a movimentação mecânica do solo para escavação do septo através de escavadeira propiciou a migração da água devido a movimentação do lençol freático onde a concentração dos sais ficou refletida na elevação da condutividade elétrica (CE) a $11,30 \text{ dS m}^{-1}$. Com o decorrer das estações de chuva e seca durante os dois anos agrícolas, a condutividade elétrica (CE) reduziu, passando essa água de irrigação para classe de salinidade C1, de baixa salinidade. A umidade do solo foi maior dentro da área da barragem, tanto na época seca como na época das chuvas. A elevação das vazões observadas no ano de 2011 determinou aumentos no teor de umidade do solo e redução da condutividade elétrica. A relação de adsorção de sódio (RAS) da água da barragem passou de S2, com perigo de acumulação de sódio no momento da instalação da barragem, a S1, sem perigo de sodicidade, no fim do período de avaliação.

Palavras chave: qualidade da água de irrigação, sazonalidade da condutividade elétrica, semiárido.

CHAPTER II - WATER QUALITY IN UNDERGROUND DAM OF JACU STREAM WATERSHED, SERRA TALHADA – PE

ABSTRACT - In Brazilian semiarid it is essential the use of alternatives for improving the water management, being the underground dams one of these alternatives. Although, considering climatic terms the annual resulting vector of moisture is vertical with evapotranspiration rates overcoming the rainfall rates which may provides the salts accumulation in underground dams. Thus, this research had the aim of investigating the seasonal behavior of the water electrical conductivity, soil moisture and water discharges of Jacu stream semiarid watershed since the construction of an underground dam until the period of two agricultural years. Therefore, it was monitored the following water chemistry characteristics of the amazons reservoir belonging to the physical structure of the underground dam: salinity through the electrical conductivity, pH, sodium adsorption ratio (SAR) and soluble ions: calcium and magnesium, sodium, potassium, carbonate, bicarbonate and chlorides. Concurrently, it was evaluated the soil moisture inside and outside of underground dam under droughtagricultural and the water discharges occurred in Jacu stream from September 2009 to May 2011. The soil mechanic mobilization during the dam construction to excavation the septum by excavator reached the groundwater, 11.30 dS m^{-1} . The electrical conductivity (EC) decreased during the rainy and no rainy seasons after two agriculture years, being included in salinity group C1, considered low salinity. The soil moisture was higher in the area under influence of dam in the rainy and also no rainy period. The increase in water discharge along 2011 provided an increase in the soil moisture and a reduction of electrical conductivity. The reduction in sodium adsorption ratio of water in the dam changed from S2, with risk of sodium accumulation in the moment of dam construction to S1 without sodium risk at the end of assessment period.

Keywords: irrigation quality water, electrical conductivity seasonality and semiarid.

1. REVISÃO DE LITERATURA

1.1. O semiárido Nordestino e o bioma caatinga

De acordo com a UNESCO (1979), a definição de aridez baseia-se na metodologia desenvolvida por Thornthwaite (1941) com posterior ajuste de Penman (1953), para caracterizar zonas bioclimáticas. Zonas semiáridas são aquelas em que a razão P/ETP situa-se entre 0,20 e 0,50. As médias de precipitação no semiárido variam de 300 a 800 mm ano⁻¹ e as médias de evapotranspiração potencial variam de 1500 a 2000 mm ano⁻¹, sendo o balanço hidrológico da região distribuído desta forma: (a) 70% da precipitação sendo evaporada; (b) 20% evapo-transpirada, principalmente pela vegetação da caatinga; (c) 10% escoada superficialmente.

O semiárido brasileiro é um dos mais úmidos do planeta, com média anual de 700 mm ano⁻¹, enquanto na maioria das zonas áridas de outros países a média anual é de 80 a 250 mm ano⁻¹ (Melo Filho & Souza, 2006). O termo caatinga é originário do tupi-guarani e significa mata branca. O bioma Caatinga, único exclusivamente brasileiro, é o principal ecossistema existente na região Nordeste, estendendo-se pelo domínio de climas semiáridos, numa área de 73.683.649 ha, equivalente a 6,83% do território nacional e ocupando os estados da BA, CE, PI, PE, RN, PB, SE, AL além dos estados de MA e MG que se encontram fora da região nordeste. A ocorrência de secas estacionais e periódicas estabelece regimes intermitentes aos rios e deixa a vegetação sem folhas.

No entanto é frequente a remoção da cobertura vegetal e implementação de uma agricultura sem controle da erosão, que promove escoamento superficial na época chuvosa, transportando sedimentos e nutrientes adsorvidos que contribuem para o assoreamento e eutrofização dos rios e represas situadas a jusante. Entretanto, a escassez de água no período seco associado ao processo natural da evapotranspiração, conduz a uma baixa capacidade de diluição, podendo resultar numa deterioração extrema da qualidade da água e eliminação das comunidades biológicas naturais (Gasith & Resh, 1999).

Em relação aos principais problemas relacionados com a qualidade da água no semiárido brasileiro, destacam-se: i) a salinização dos corpos hídricos, com especial incidência em alguns açudes; ii) elevados níveis de turbidez e assoreamento em importantes bacias; iii) o processo crescente de poluição dos recursos hídricos, causado principalmente por esgotos domésticos, industriais, matadouros, lixo, fertilizantes químicos e agrotóxicos (Vieira & Gondim Filho, 2006).

1.2. As bacias e microbacias rurais no semiárido de Pernambuco

Bacia hidrográfica é uma porção geográfica delimitada por divisores de água, englobando toda a área de drenagem de um curso d'água (Figura 1). É uma unidade geográfica natural e seus limites foram estabelecidos pelo escoamento das águas sobre a superfície, ao longo do tempo. É, portanto, o resultado da interação da água com outros recursos naturais (Santana, 2003).



Figura 1. Ilustração de uma bacia hidrográfica mostrando os divisores de água, as sub-bacias e a drenagem principal (Santana, 2003).

Cada bacia hidrográfica se interliga com outra de ordem hierárquica superior, constituindo, em relação à última, uma sub-bacia. Portanto, os termos bacia e sub-bacia hidrográfica são relativos e relacionam-se a ordens hierárquicas dentro de uma determinada malha hídrica (Fernandes & Silva, 1994).

As atividades do agricultor não são isoladas, ele trabalha com sistemas de produção e sua propriedade está inserida num contexto mais amplo, que

são as bacias hidrográficas (Santana, 2003). O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é função de suas características geomorfológicas (forma, relevo, área, geologia, rede de drenagem, solo, etc.) e do tipo da cobertura vegetal existente (Lima, 1976).

A compreensão dos efeitos qualitativos do uso do solo é um mecanismo importante na estratégia para implementação de práticas de conservação na escala de bacia, por parte dos agricultores, porque são eles que definem a organização espacial e temporal de sua propriedade. Quando ocorre o planejamento adequado de uma propriedade agrícola, utilizando técnicas adequadas de ocupação e manejo do solo, de acordo com sua aptidão agrícola, a produção de sedimentos pode se aproximar aos valores de áreas preservadas (Morgan, 2005). Por conseguinte, os solos das bacias hidrográficas, a partir de uma perspectiva que considera também aspectos qualitativos do uso, manejo e ocupação do solo, nos fornecem informações importantes que nos auxiliam na gestão ambiental de monitoramento hidrológico em toda a bacia especialmente dos processos referentes à transferência de sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial, além dos processos monitorados no exutório (Minella et al., 2008).

A necessidade de estudos sobre o comportamento da dinâmica da água no solo da bacia tem se tornado cada vez mais importante no que diz respeito ao comportamento hidrológico, pois, as mesmas funcionam como reservatório natural de águas para as plantas e atuam também como agente regulador do escoamento superficial e sub-superficial (Coelho Netto, 1994).

No semiárido brasileiro, as bacias e microbacias rurais são exploradas apenas nas épocas das chuvas (agricultura de sequeiro), com pouco uso de tecnologia, e com as chamadas culturas de subsistência: feijão macassar, milho, sorgo, mandioca entre outros, de baixíssimo valor agregado, aliadas à pecuária extensiva. Como em outras regiões semiáridas do mundo, o trópico semiárido brasileiro apresenta em geral solos rasos e pedregosos, com baixa capacidade de retenção de água, baixo teor de matéria orgânica e alta susceptibilidade à erosão, fato explicado pela predominância de terrenos de rochas cristalinas. No estado de Pernambuco, esse tipo geológico representa 85% do total, contra 15% para as "bacias sedimentares" que tem como característica acumular maiores volumes de água (Gomes, 1990).

A agricultura de sequeiro é o cultivo sem irrigação em regiões onde a precipitação anual é inferior a 500 mm, e que requerem técnicas de cultivo específicas que permitam um uso eficaz e eficiente da limitada umidade do solo (Quaranta, 2000). Existem nestas áreas poucas opções de diversificação de cultivos compatíveis com as restrições de solo, clima e com os sistemas produtivos adotados pelos agricultores (Silva, 2000).

O desmatamento indiscriminado para a formação de novas lavouras, aliado à retirada de madeira para benfeitorias, lenha e carvão, e às queimadas sucessivas com manejo inadequado do solo têm contribuído, juntamente com as secas prolongadas, para comprometer o frágil equilíbrio do meio ambiente da região. Assim, a destruição da caatinga na região semiárida do Nordeste brasileiro tem contribuído para acelerar a erosão do solo trazendo, como consequências, o seu empobrecimento e o assoreamento de mananciais (Albuquerque et al., 2001).

Além disso, nessa agricultura dependente de chuva, a falta de água para o consumo humano e para pequenas criações constitui a principal causa da baixa qualidade de vida do meio rural das zonas áridas e semiáridas, que correspondem a 55% das terras em todo o mundo e 13% do território nacional brasileiro (Silva et al., 1993). No Nordeste, a produtividade agrícola é limitada pela irregularidade na distribuição espaço – temporal da chuva, considerada mais grave do que sua escassez propriamente dita (Silva & Rêgo Neto, 1992).

1.3. Barragens subterrâneas, como uma opção para o semiárido

Uma alternativa tecnológica para aumentar a disponibilidade de água na zona semiárida do Nordeste do Brasil é a barragem subterrânea, que pode ser uma alternativa para incrementar a produtividade agrícola, em pequenas e médias propriedades rurais, principalmente nas que não dispõem de água para uso em irrigação convencional (Brito et al., 1999; Silva et al., 2001). O desenvolvimento da agricultura sustentável é, hoje, mundialmente necessário para que se possa atender às necessidades alimentícias da população que cresce continuamente. Por este motivo, manutenções da fertilidade e umidade do solo são fatores importantes para uma produção agrícola sustentável (Needham, 1984).

A barragem subterrânea, pelo fato de armazenar água no solo, reduz a taxa de evaporação, com conseqüente acúmulo de água por período mais longo (Baracuhy et al., 2007). Esses tipos de barragens são construídos no semiárido do Brasil, principalmente na região Nordeste, desde o início do século.

Entende-se como barragem subterrânea toda estrutura que objetiva barrar o fluxo subterrâneo e superficial de um aquífero, ficando a água armazenada no perfil do solo, com objetivo de aumentar a disponibilidade hídrica no meio rural (Brito et al., 1999 e Silva et al., 2001). A barragem subterrânea ou submersível é definida como aquela formada por uma parede ou septo impermeável, estando parte da camada impermeável ou rocha até uma altura de 0,7 m acima da superfície do terreno, aproximadamente, objetivando barrar o fluxo de água superficial e subterrâneo de um aquífero pré-existente ou criado, concomitantemente, com a construção da barreira impermeável (Silva et al., 2003).

Essa obra caracteriza-se por um barramento artificial do fluxo de água subterrânea, construído comumente encaixado no leito de riachos, com o fim de manter elevado o nível freático, aumentar o armazenamento de água e estabelecer condições favoráveis de captação a montante. Tais características evitam que os recursos hídricos do aquífero aluvial continuem a escoar até que se esgotem com o fim do período de chuvas, fato comumente verificado nas regiões semiáridas (Abreu, 2001).

De acordo com Ferreira (2008), a água subterrânea do local não deve possuir taxas elevadas de salinidade, pois poderá aumentar a concentração dos sais na água da barragem, inviabilizando o seu aproveitamento. O depósito aluvionar identificado no leito do riacho deve possuir espessura suficiente para justificar a construção da barragem (no mínimo 1,5 m) e deverá ser constituído predominantemente por areia.

Para Ferreira (2008) é importante que, ao mesmo tempo da construção da barragem subterrânea seja construído quando possível, na área de montante, um poço amazonas, que terá como função principal permitir a retirada d'água subterrânea acumulada. O bombeamento permanente d'água vai servir para evitar a sua salinização por meio da renovação, principalmente na época chuvosa.

De acordo com Silva et al. (2001) e Brito et al. (1999) as barragens subterrâneas apresentam os seguintes componentes: a) área de captação (Ac): representada por uma bacia hidrográfica, formada pelos divisores de água: topográfico e freático; b) área de plantio (Ap): correspondente à própria bacia hidráulica da barragem, que constantemente vai recebendo depósitos aluviais, criando camadas de solos férteis propícios à exploração agrícola; c) Parede da barragem (Pa): também denominada de impermeável, com a função de interceptar o fluxo de água subterrâneo e superficial, dando origem e/ou elevando o lençol freático. A parede da barragem é o seu principal componente, podendo ser construída por meio da utilização de diversos materiais desde a rocha ou camada impermeável até a superfície do solo ou acima desta.

1.4. Salinização dos solos do semiárido

Salinização é o processo de acumulação de sais solúveis no solo a um nível de concentração que afeta a produção agrícola, o equilíbrio ambiental e a prosperidade econômica (Rengasamy, 2006).

O processo de salinização do solo tem origem na sua própria formação, por ser oriundo da intemperização da rocha matriz, envolvendo processos físicos, químicos e biológicos mediante a ação dos fatores de clima, relevo, organismos vivos e tempo. Durante a intemperização, os diversos constituintes das rochas são liberados na forma de compostos simples. As fontes dos sais solúveis em água são os minerais primários que se encontram no solo e nas rochas da crosta terrestre (Richards, 1954; Santos, 2000).

Embora a fonte principal e direta de todos os sais presentes no solo seja a intemperização das rochas (Richards, 1954), são raros os exemplos em que estas fontes de sais tenham provocado diretamente problemas relacionados com a salinidade do solo. A salinização do solo por este fenômeno é denominada como salinização primária. Segundo Ferreira (2002), os solos com alta concentração salina encontram-se, geralmente, nas regiões de clima árido e semiárido. Isto porque as baixas precipitações pluviais não são suficientes para lixiviar os sais do perfil do solo e transportá-los até o leito dos rios

perenes. Em razão do clima quente e seco, a alta evapotranspiração contribui para a acumulação desses sais no perfil e na superfície do solo.

Em áreas áridas, onde a evaporação é intensa e suplanta a precipitação, pode ocorrer a inversão sazonal da infiltração, quando parte da água subterrânea tem movimento ascendente por capilaridade, atravessando a zona não saturada para alimentar a evaporação da superfície do solo. Este processo é responsável pela mineralização dos horizontes subsuperficiais do solo, pois sais dissolvidos na água subterrânea acabam precipitando e cimentando os grãos de regolito (salinização do solo). O caliche é um exemplo de solo endurecido pela precipitação de carbonato de cálcio pelas águas ascendentes em áreas semiáridas a áridas (Teixeira, 2000).

A elevada taxa de evapotranspiração de algumas espécies de plantas pode alterar o balanço hídrico do solo, podendo contribuir para a acumulação de sais solúveis na camada próxima ao sistema radicular daqueles vegetais (Ahmed et al., 2003). De acordo com Corwin et al. (2007), a evapotranspiração é o principal mecanismo causador da acumulação de sais em solos situados em áreas irrigadas.

Segundo Ferreira (2002), os solos salinos formam-se através dos processos natural e induzido. Os processos naturais são: 1) In situ: os solos salinos formam-se por processos de fragmentação e decomposição de rochas no local onde se encontram; 2) Em bacias fechadas: os escoamentos superficiais e subterrâneos das águas de encostas carregam os sais que se solubilizam das rochas, ao evaporarem-se nas partes baixas, essas águas deixam ali os sais que acumulam com o passar do tempo; 3) Litorâneo: por ocasião das marés altas e maremotos, as águas do mar com alta concentração de sais invadem as áreas baixas e ao evaporar, depositam grande quantidade de sais, principalmente nas depressões; 4) Por fenômenos meteorológicos: deposição de sais transportados pelo vento, principalmente, pelo fenômeno das maresias; 5) Por intrusão: quando a maré está alta, cria-se uma gradiente de potencial hidráulico no sentido mar-faixa costeira ocorrendo a intrusão através dos estratos permeáveis (arenosos) que, posteriormente, com a ascensão capilar dessa água salina e sua evapotranspiração da zona radicular, deixa os sais depositados no solo. Os processos induzidos se constituem em salinização provocada pelo manejo inadequado das áreas irrigadas nas regiões de clima árido e semiárido, pelo homem. As águas, tanto superficiais quanto

subterrâneas, constituem o principal veículo de sais para a zona radicular das culturas. Dentre os fatores merecem destaque: 1) Água com concentração de sais elevada: águas com salinidade elevada apressam o processo de salinização, principalmente quando a irrigação é mal planejada e conduzida ou não existe um controle da concentração salina no perfil do solo através de um planejamento de aplicação de lâminas de lixiviação para eliminar estes sais da zona da raiz; 2) Drenagem inadequada: drenagem interna do solo ruim devido à formação de estratos cimentados com carbonato de cálcio e sílica, a pequena profundidade, facilitando a formação de lençol freático próximo à superfície do solo; 3) Clima: índices pluviométricos baixos e evaporação elevada dificultam a lixiviação de sais; 4) Topografia: relevos acidentados formam depressões e consequente empocamento de águas superficiais, facilitando a salinização.

O objetivo principal da irrigação é proporcionar às culturas e no momento oportuno a quantidade de água necessária para seu ótimo crescimento e, assim, evitar a diminuição do rendimento agrícola, provocada pela falta de água durante as etapas de desenvolvimento, sensíveis à escassez (Santana, 2010). De acordo com Ayers & Westcot (1999), as águas de irrigação contêm mistura de sais de origem natural; consequentemente, os solos irrigados com essas águas encerram mistura similar, mas geralmente com concentrações mais elevadas. A intensidade da acumulação de sais no solo depende da qualidade da água, do manejo de irrigação e da eficiência de drenagem. Para se evitar as perdas de rendimento das culturas ocasionadas pela acumulação excessiva de sais, estes devem ser mantidos numa concentração inferior aquela que afetaria seus rendimentos.

Para Rengasamy (2006) a salinidade pode ocorrer em áreas de descarga das bacias hidrográficas onde há ascensão da água subterrânea; em locais onde o lençol freático é profundo e com solos de reduzida permeabilidade, e em áreas irrigadas, sendo os sais introduzidos pela água de irrigação e concentrados na zona radicular das plantas por causa da insuficiência de lixiviação.

1.5. Qualidade da água de irrigação

As águas subterrâneas são uma fonte preferencial de abastecimento de água para o ser humano. Com o crescimento da população e a procura por água potável, as águas subterrâneas são cada vez mais exploradas (Verplanck et al., 2008), estima-se que aproximadamente um terço da população mundial utiliza água subterrânea para fins de consumo (UNEP, 1999). Para a maioria de pequenas comunidades rurais, a água subterrânea é ainda a única fonte de água potável (Sharma, 2011).

No entanto, a sub-superfície geológica de uma determinada área tem grande influência sobre o ambiente e a qualidade das águas subterrâneas; a água do lençol freático apresenta um maior conteúdo de sais solúveis do que a água de superfície, por causa da circulação lenta e de um longo período de contato com as rochas ricas em mineral e sedimentos. A qualidade das águas subterrâneas varia devido a mudanças na composição química dos sedimentos subjacentes dos aquíferos (Jameel, 2002).

O monitoramento da qualidade da água é uma das ferramentas para o desenvolvimento sustentável no fornecimento de informações importantes para a gestão da água (Jalali, 2009). Existe uma conexão bem estabelecida entre a poluição agrícola e as águas subterrâneas (Hamilton & Helsel, 1995) nas avaliações de gestão dos recursos hídricos subterrâneos exigindo uma compreensão hidrogeológica e hidroquímica das propriedades do aquífero (Umar et al., 2001). O desenvolvimento de águas subterrâneas tem desempenhado um papel fundamental para o crescimento da agricultura e alimentação em muitas partes do mundo. Em regiões áridas as águas subterrâneas desempenham um papel crítico na manutenção da economia pecuária pela subsistência rural que, em si, é a base da sobrevivência humana e torna possível a fixação humana no apoio como meio de subsistência das pessoas (Giordano, 2006).

De acordo com Krause & Rodrigues (1998), a agricultura irrigada depende tanto da quantidade como da qualidade da água, na maioria das vezes se dispõe unicamente de água de uma só qualidade. A qualidade da água e/ou sua adaptabilidade à irrigação determina-se, também, pela gravidade dos problemas que podem surgir depois do uso em longo prazo. Os problemas resultantes variam em tipo e intensidade e dependem do solo e do clima, e da

habilidade e conhecimento no manejo do sistema água-solo-planta por parte do usuário (Ayers & Westcot, 1991).

O uso da água de certa qualidade está determinado pelas condições que controlam a acumulação dos sais e o efeito no rendimento agrícola das culturas. Por outro lado, os problemas de solo mais comuns, segundo os quais se avaliam os efeitos da qualidade da água relacionados à salinidade, são a velocidade de infiltração da água no solo e a toxicidade, além de outros (Ayers & Westcot, 1999).

Wilcox (1955) e Shainberg & Oster (1978) apontam como características importantes que qualificam uma água com respeito ao seu uso para irrigação, quatro parâmetros básicos: a) Concentração total de sais solúveis que pode ser expressa por um dos seguintes termos: i) Condutividade elétrica (CE - $\mu\text{S cm}^{-1}$ ou dS m^{-1} a 25°); ii) Sólidos dissolvidos totais (SDT - meq L^{-1} ; ppm ou t ha^{-1}); iii) Salinidade total (ST - meq L^{-1}) b) Salinidade efetiva (SE - meq L^{-1}); c) Concentração relativa de sódio em relação a outros cátions: pode ser expressa em: i) Percentagem de sódio em relação aos outros cátions (Na %), ii) Relação de adsorção de sódio (RAS), iii) Relação de adsorção de sódio corrigida (RASco) e d) Concentração de boro ou íon fitotóxico.

Wilcox (1960) reportou que toxidez pode surgir quando os cultivos absorvem certos componentes existentes nas águas naturais, acumulando-os em quantidades tais, que produzem a redução nos seus rendimentos. É o caso específico do boro e do cloro. Também pode ocorrer a concentração de carbonatos e bicarbonatos em relação à concentração de cálcio e magnésio que de acordo (Eaton, 1950), com o teor desses íons, exercem influência direta sobre a quantidade de sódio e pode ser expresso em termos de carbonato de sódio residual (CSR), em meq L^{-1} .

1.6. Classificação da água de irrigação

Segundo Ferreira (2002), há vários critérios para classificação da água de irrigação, porém o mesmo autor apresenta apenas três: o do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, o de Ayers & Westcot e o da University of California Committee of Consultants.

A classificação da água de irrigação, proposta pelos técnicos do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, baseia-se na condutividade elétrica da água de irrigação (CE) e na Razão de Adsorção de Sódio (RAS) como indicadores de perigo de salinização e/ou alcalinização do solo. Faz-se necessário acrescentar também, que esta classificação obedece ao Nomograma para classificação das águas para irrigação proposto por Richards (1954).

Quanto ao perigo de salinização do solo, as águas de irrigação são agrupadas em quatro classes conforme classificação de água para irrigação descrita no Handbook 60, U.S. Dept. of Agriculture, citado por Richards (1954), em função da condutividade elétrica ou concentração total de sais solúveis:

C1: água com salinidade baixa (CE de 0 a 0,250 dS m⁻¹ a 25 °C) - é recomendada para irrigar a maioria das culturas, apresentando baixa probabilidade de ocorrência de salinidade e pouca necessidade de lixiviação, a qual ocorre normalmente nas irrigações, exceto em solos com baixíssima drenagem interna.

C2: água com salinidade média (CE de 0,250 a 0,750 dS m⁻¹ a 25 °C). Pode ser usada sempre que houver um grau moderado de lixiviação. Plantas com moderada tolerância aos sais podem ser cultivadas sem que as práticas especiais de controle da salinidade sejam necessárias.

C3: água com salinidade alta (CE de 0,750 a 2,250 dS m⁻¹ a 25 °C). Não pode ser usada em solos com deficiência de drenagem. Mesmo em solos com drenagem adequada, pode haver necessidade de práticas especiais de controle da salinidade. Usada somente para irrigar culturas que têm razoável tolerância aos sais.

C4 – água com salinidade muito alta (CE acima de 2,250 dS m⁻¹ a 25 °C). Mesmo em condições normais ela não é apropriada para irrigação, podendo ser usada ocasionalmente e em circunstâncias muito especiais. Os solos deverão ser muito permeáveis e com drenagem plena. As lâminas de irrigação deverão ser, sempre, acrescidas de lâminas de lixiviação. A água apenas deve ser usada para irrigar culturas com alta tolerância aos sais.

Quanto ao perigo de alcalinização ou sodificação do solo, as águas de irrigação são também agrupadas em quatro classes, conforme sua Razão de

Adsorção de Sódio (RAS), isto é, sua potencialidade para provocar dispersão das argilas no solo:

S1: água com baixa concentração de sódio (RAS de 0 a 10). Pode ser usada para irrigação em quase todos os solos, havendo pequena possibilidade de alcançar níveis perigosos de sódio trocável.

S2: água com concentração média de sódio (RAS de 10 a 18). Só pode ser usada em solos de textura grossa e em solos orgânicos com alta permeabilidade. Apresenta perigo de sodificação (dispersão) quando usada na irrigação de culturas em solos com baixa presença de gesso, de textura fina, alta capacidade de troca catiônica e submetido a baixo regime de lixiviação.

S3: água com alta concentração de sódio (RAS de 18 a 26). Pode produzir níveis maléficos de sódio trocável na maioria dos solos. Requer práticas especiais de manejo do solo tais como drenagem adequada, altas lâminas de lixiviação e adição de matéria orgânica. Pode exigir o uso de corretivos químicos para substituir o sódio trocável, exceto quando apresentar salinidade muito alta inviabilizando o uso de corretivos.

S4: água com muito alta concentração de sódio (RAS acima de 26). É geralmente imprópria para irrigação, exceto quando sua salinidade for baixa ou, em alguns casos, média, e quando a concentração de cálcio do solo ou o uso de gesso ou outros corretivos tornarem seu uso viável.

Segundo Ferreira (2002) o método da RAS não corrigida (Richards, 1954) considera os problemas de infiltração como resultado apenas de um excesso de sódio relativamente ao cálcio e magnésio, isto é, não considera as mudanças na concentração do cálcio na solução do solo conseguintes à sua dissolução e precipitação durante e após as irrigações. Estas mudanças ocorrem em consequência da dissolução de solutos precipitados, como é o caso de carbonatos e gesso, aumentando a concentração de cálcio na solução do solo ou a sua precipitação que, geralmente, ocorre na forma de carbonato de cálcio.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

Monitorar as características químicas da água e na umidade do solo em barragem subterrânea na bacia hidrográfica do riacho Jacu em áreas de plantio de sequeiro.

2.2. Objetivos Específicos

- Após implantação de barragem subterrânea, monitorar e classificar a qualidade da água de irrigação com relação à salinidade (CE) e sodicidade (RAS) de acordo com o diagrama de classificação da água para irrigação proposto por Richards (1954);
- Avaliar a eficiência da implantação de barragem subterrânea na bacia do Jacu por meio do monitoramento da umidade do solo durante a variação climática sazonal durante o ano,
- Avaliar os níveis de escoamentos superficiais da bacia do riacho Jacu após implantação de barragem subterrânea, assim como possíveis interações dos mesmos com a umidade do solo e com qualidade da água de irrigação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização e caracterização da área experimental

O experimento foi desenvolvido na bacia hidrográfica do riacho Jacu, região do alto Sertão do Pajeú, ambiente semiárido do Estado de Pernambuco. A região próxima a serra da Lagartixa, pertencente ao limite municipal entre as cidades de Serra Talhada e Floresta, coordenadas geográficas de 38°23'55.51" longitude Oeste e 8°07'06.72" latitude Sul. O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, enquadra-se no tipo Bwh, denominado semiárido, quente e seco, com chuvas de verão-outono, com pluviosidade média anual

para o período de 1912 a 1991 de 647 mm ano⁻¹ (SUDENE, 1990) e temperatura anual superior a 25 °C.

3.2. Solos

Na área da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu predominam Neossolos Flúvicos, principalmente na área da bacia que compreende as margens do leito do riacho nas partes mais baixas da bacia e Neossolos Litólicos nas partes de seus limites geográficos com pouca capacidade de uso, onde se mantém preservada a caatinga hiperxerófila arbórea arbustiva nativa, formando uma faixa que contorna em alguns pontos a área da bacia, de acordo com a descrição da EMBRAPA (2006).

3.3. Implantação de barragem subterrânea

A área para localização da barragem subterrânea foi selecionada em agosto de 2009 por meio do levantamento planialtimétrico (Figura 2) de acordo com Silva et al. (2007), para definição do melhor local para alocação dos seus componentes: área de captação, área de plantio e parede da barragem, levando em consideração também a observação da morfologia do depósito aluvial. No início do experimento a área selecionada encontrava-se com restos de matéria seca após colheita de milho.



Figura 2. Área da Barragem mostrando o levantamento planialtimétrico.

Para dimensionamento da barragem subterrânea inicialmente foi construída uma valeta perpendicular no sentido do curso de água, com profundidade média de 1,94 m, por meio de escavação realizada com uma retroescavadeira mecânica até a camada de impedimento (Figura 3), não sendo necessário estabilizar a parede da barragem. No lado jusante, parte superior da valeta, foi feito um reboco de alvenaria com o objetivo de uniformizar o corte do talude e evitar perfurações no plástico por fragmentos de rochas, raízes, etc. (Figura 4).



Figura 3. Barragem mostrando a abertura da valeta com a retro escavadeira.



Figura 4. Área da barragem mostrando a valeta da barragem e o reboco de alvenaria.

A seguir, ocorreu a colocação da lona plástica de polietileno com espessura de 200 micras, fixando as extremidades tanto na parte superior quanto na parte inferior. O plástico impermeável constitui o barramento ao escoamento subsuperficial. Por último, foi fechada a valeta com a retroescavadeira com o material que foi retirado por ocasião da abertura da mesma, deixando acumulações de solo ao longo da valeta cobrindo a lona plástica. A sequência do trabalho pode ser observada nas (Figuras 5, 6, 7 e 8).

Na ocasião da construção da barragem, foi aproveitado um poço amazonas que já existia na área para função de drenagem do excesso de sais na época das cheias, quando necessário.



Figura 5. Desenrolamento da lona plástica de polietileno ao longo da valeta da barragem subterrânea.



Figura 6. Acomodação da lona plástica em um dos lados da parede da valeta no lado jusante.



Figura 7. Aterramento da valeta da barragem subterrânea.



Figura 8. Fase final de aterramento da valeta da barragem subterrânea.

3.4. Monitoramento da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu

3.4.1. Coleta das amostras de água

Para o monitoramento da qualidade de água foram coletadas sete amostras em potes de 500 mL distribuídas em três anos, sendo a primeira realizada no poço amazonas por ocasião da implantação da barragem subterrânea em dezembro/2009. Como no ano de 2010 as maiores precipitações ocorreram no mês de outubro, a segunda amostragem foi realizada em dezembro/2010. No ano de 2011, com um período de distribuição

melhor das chuvas, as coletas foram realizadas em março, abril e maio de 2011, finalizando com a coleta de uma amostra em fevereiro/2012.

Foram determinados o pH em água (1:2,5); a condutividade elétrica e os íons solúveis: cálcio e magnésio por espectrofotometria de absorção atômica; sódio e potássio por fotometria de chama; carbonato e bicarbonato por titulação com H₂SO₄ 0,005 mol/L; cloreto por titulação com AgNO₃. Calcularam-se também os valores para relação de adsorção de sódio (RAS) segundo USSL STAFF, (1954):

$$RAS = \frac{N_a^+}{\sqrt{\frac{C_a^{+2} + M_g^{+2}}{2}}} \quad (1)$$

3.4.2. Coleta das amostras de solo

Para o monitoramento da umidade do solo foram coletadas 10 amostras sendo 5 dentro da barragem e 5 fora da barragem. As mesmas foram devidamente embaladas em papel de alumínio, seladas, identificadas e acondicionadas em sacos plásticos, para posterior obtenção da umidade do solo no Laboratório de Manejo e Conservação do Solo e da Água da UFRPE, de acordo com EMBRAPA (1997).

Na caracterização física do solo (Tabela 1) foram determinadas: a densidade do solo (Ds), pelo método do anel volumétrico; a densidade de partícula (Dp), pelo método do balão volumétrico; a granulometria, pelo método do densímetro; a umidade na base de massa (θ_m) e de volume (θ_v) e a porosidade total, calculada com os dados de densidade do solo e de partículas (EMBRAPA, 1997).

Tabela 1. Caracterização física do solo da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Prof.	Ds	Dp	θ_m	θ_v	Textura	P
cm	g cm ⁻³		g g ⁻¹	cm ³ cm ⁻³		
0 - 20	1,14	2,59	0,040	0,046	Franco argilo arenoso	0,559
20 - 40	1,20	2,50	0,072	0,086	Franco argilo arenoso	0,520
40 - 60	1,13	2,66	0,107	0,120	Franco argilo arenoso	0,575
60 - 80	1,17	2,63	0,120	0,140	Franco argilo arenoso	0,555
> 80	1,45	2,63	0,146	0,212	Franco argilo arenoso	0,448

Ds: densidade do solo; Dp: densidade de partícula; θ_m : umidade na base de massa; θ_v : umidade na base de volume; P: porosidade total.

3.4.3. Coleta de dados de vazão e precipitação

Os dados de precipitação (mm) e vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) foram obtidos da estação automática de registro de dados constituída de um sensor de nível e vazão (Linígrafo), o qual tem um sensor colocado no leito do riacho em sua seção de controle, para conhecimento dos regimes de nível e vazão, e de um pluviógrafo para registro de valores de precipitação e de sua duração. Os dados obtidos foram registrados automaticamente em um Data Logger (modelo SL2000MIM) que também compõe a estação e que foi alimentado eletricamente por uma célula fotoelétrica e bateria auxiliar de 12 volts.

3.5. Análises estatísticas

Foram realizadas análises de regressão entre a condutividade elétrica da água da barragem subterrânea com os valores de Vazão e Umidade do solo ao longo das estações anuais, assim como entre os cloretos e a precipitação pluvial, utilizando-se o software Curve Expert 1.3.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Monitoramento da umidade do solo em função da implantação da barragem

Observa-se o processo da evolução dos valores de umidade do solo dentro e fora da área de plantio da barragem subterrânea implantada na bacia do riacho Jacu (Figura 9). A partir da primeira amostragem realizada, em 09/09/2009, logo após a implantação da barragem subterrânea, houve diferenciação da umidade do solo entre a área de captação da barragem e a área a jusante da barragem. Nota-se que essas diferenças de umidade existem tanto em período seco como no período de chuvas, entretanto, com maior diferença nos períodos secos. As precipitações pluviais entre 2008 e 2011 encontram-se na figura 4 do capítulo I.

Estes maiores valores para a umidade na área de captação / plantio da barragem subterrânea, atestam que maiores volumes de umidade podem ser

aproveitados para a exploração com agricultura nos períodos mais secos. Santos et al. (2009) relatam que a construção da barragem subterrânea provoca a redução da velocidade de escoamento natural da água da chuva no solo, e o papel concentrador do fluxo de água possibilita o aumento e a regularização do nível do lençol freático, assegurando o suprimento hídrico na área.

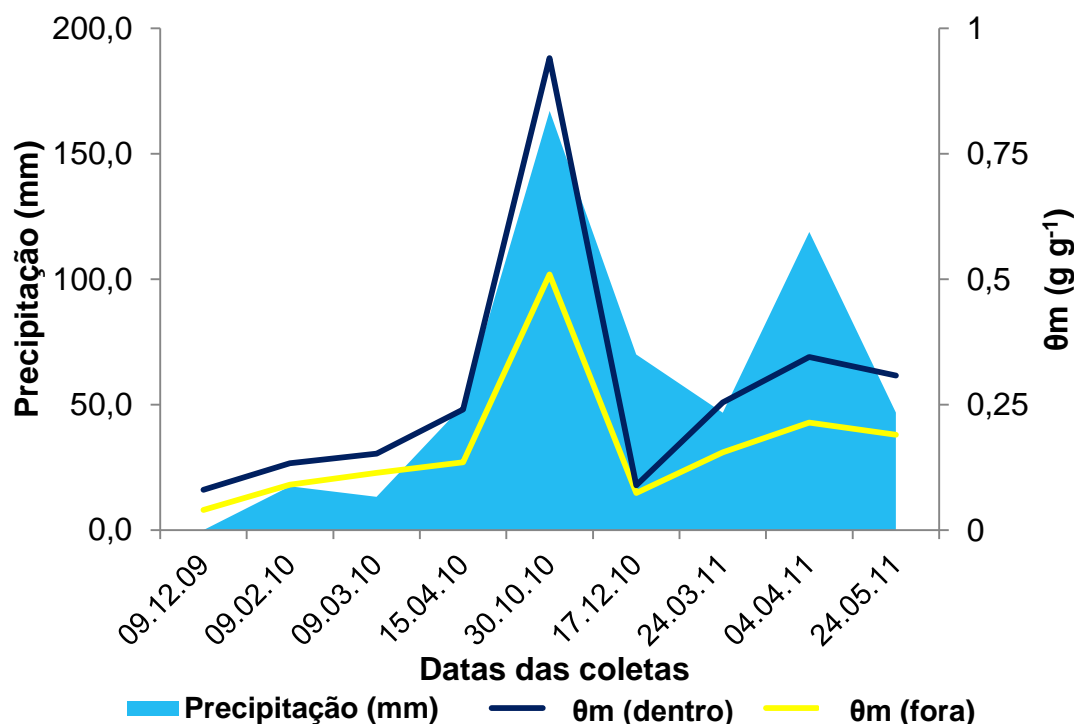


Figura 9. Comportamento da umidade do solo ($\theta_m\ g\ g^{-1}$) dentro e fora da barragem, na profundidade 0-20 cm em função da precipitação (mm).

4.2. Qualidade da água de irrigação

4.2.1. Relação da salinidade com a umidade do solo e com os níveis de vazão da bacia hidrográfica do riacho Jacu

Na figura 10 observa-se o comportamento dinâmico da condutividade elétrica da água da barragem subterrânea do riacho Jacu em função das precipitações, que produziram as vazões observadas e valores de umidade do solo, desde setembro de 2009 a maio de 2011. Inicialmente, percebe-se o pico já discutido de condutividade elétrica, por ocasião da instalação da barragem, que ainda permaneceu em níveis altos por quase todo ano de 2010 em função das baixas precipitações, diminuindo só em outubro de 2010 quando ocorreram

chuvas mais expressivas. Os níveis de vazões foram baixos desde a implantação da barragem até outubro de 2010, e elevaram-se com chuvas mais regulares do ano de 2011, que também determinaram elevação no da umidade do solo e redução da condutividade elétrica (CE).

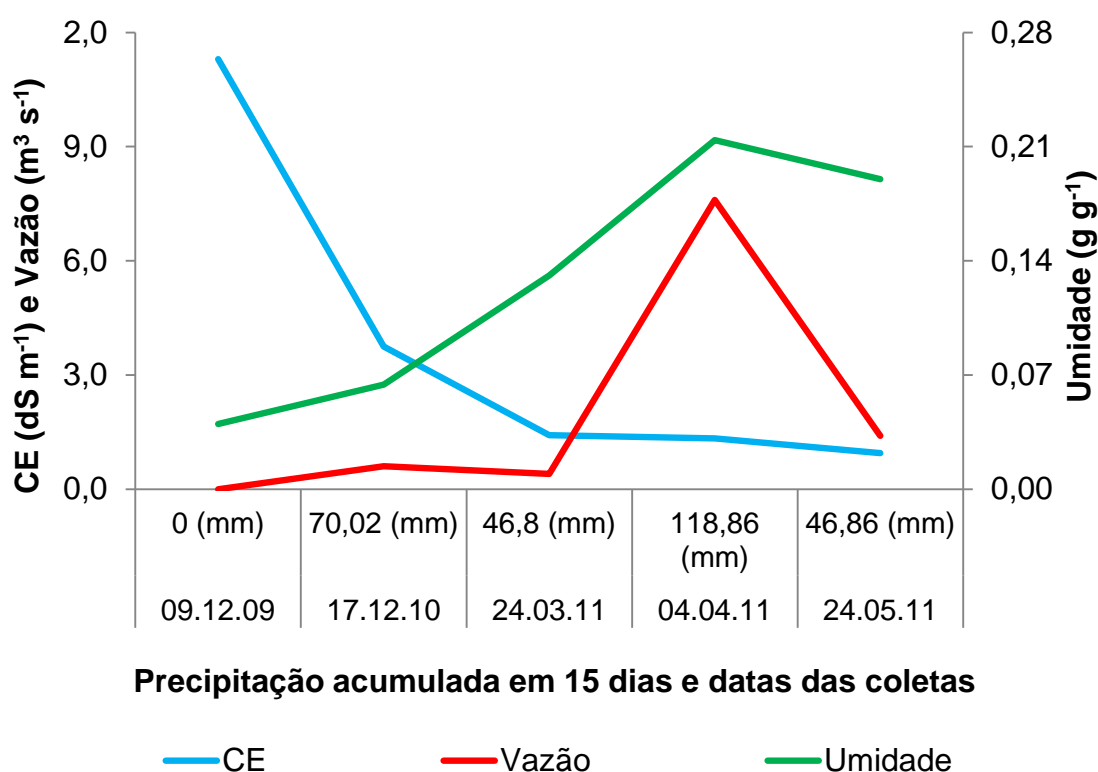


Figura 10. Valores da CE, Vazão e Umidade do solo em função da precipitação acumulada em 15 dias.

Esses valores de condutividade elétrica (CE) em regiões áridas e semiáridas muitas vezes entre 1 a 5 dS m⁻¹ e, por vezes superiores (Ayers & Westcot, 1999) são satisfatórias para o gado. As normas australianas recomendam levar em consideração a salinidade das águas para o gado bovino quando excede de 6,6 dS m⁻¹ e 10 dS m⁻¹ para ovinos, considerando 5,2 dS m⁻¹ um limite tolerável para outras espécies animais (Ayers & Westcot, 1999).

Os valores para o pH, entre 6,5 – 8,4, foram considerados adequados de acordo com as diretrizes de qualidade de água para irrigação (Ayers & Westcot, 1999). Os dados obtidos de condutividade elétrica (CE) indicam que, durante o período de setembro de 2009 a maio de 2011, ocorreu variação acentuada da CE com valores entre 11,30 dS m⁻¹ a 0,95 dS m⁻¹ (Tabela 2), correspondendo a amostragem realizada no poço amazonas que aconteceu no

período seco na ocasião da instalação da barragem e a amostragem realizada no período chuvoso em maio de 2011, respectivamente (Figura 10).

A elevada CE de 11,30 dS m⁻¹ foi obtida devido a instalação da barragem que concentrou a água e os sais do lençol freático nesse septo devido ao carreamento de sais presentes no solo confinado entre o talvegue do riacho e a camada de impedimento do fundo do septo. Obviamente esse efeito foi otimizado pela condição natural do semiárido de baixas precipitações pluviais que são superadas em volume pela evapotranspiração, o que favorece a acumulação dos sais no perfil e na superfície do solo (Hanson et al., 1993; Holanda & Amorim, 1997; Ferreira, 2002; Santos, 2009).

De acordo com o diagrama de classificação de água para irrigação, citado por Richards (1954), a água da barragem apresentou uma CE a 25° de 11,30 dS m⁻¹ equivalente a 11.300 µS cm⁻¹, classificada como C4, uma vez que se encontra na faixa de CE > 2,250 dS m⁻¹. No entanto como já exposto, este alto valor foi efeito do carreamento de sais presentes no solo.

Tabela 2. Caracterização química da água da bacia hidrográfica semiárida do Jacu.

DATA	pH	CE dS m ⁻¹	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	RAS (mmolL ⁻¹) ^{1/2}
			-----mmol _c L ⁻¹ -----							
Período Seco										
09.12.2009	8,2	11,30	28,94	16,30	79,16	2,05	0,40	7,16	118,48	16,63
20.01.2010	7,1	1,19	2,99	1,48	7,39	0,77	0,00	2,47	7,00	4,94
17.12.2010	8,8	3,75	3,72	3,00	29,11	0,38	0,00	0,85	34,20	15,91
02.02.2012	7,5	1,68	4,75	2,78	8,69	0,90	0,00	0,12	16,60	4,48
Período Chuvoso										
24.03.2011	7,6	1,42	3,08	2,40	9,14	0,21	0,00	0,95	12,00	5,51
04.04.2011	6,8	1,33	2,76	1,92	8,41	0,20	0,00	0,95	9,30	5,50
24.05.2011	7,6	0,95	2,25	1,81	5,12	0,17	0,00	1,00	6,60	3,61

Foram ajustados os níveis de condutividade elétrica (CE) com a umidade do solo (Figura 11), por meio do modelo de regressão Hoerl Model, confirmando a diminuição da CE com o aumento da umidade do solo.

$$CE = a.b^U . U^c$$

$$r^2 = 0,99$$

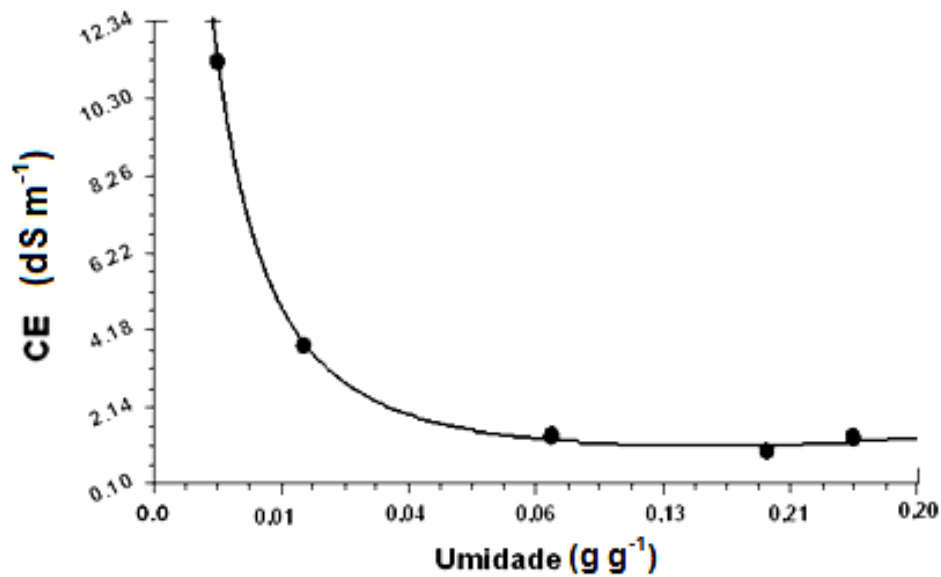


Figura 11. Variação da condutividade elétrica da água da barragem subterrânea em função da umidade do solo.

Segundo Almeida (2010), a solução do solo torna-se mais salina à medida que o solo seca e por este motivo uma água que tem inicialmente uma concentração salina elevada em períodos secos, pode alcançar valores aceitáveis em períodos chuvosos (Figura 11).

Observa-se que 95% da variação da condutividade elétrica (variável dependente) foi explicada pela vazão (variável independente). Esse ótimo ajuste obtido pelo modelo de regressão Harris confirma que no período seco, em razão de pequenas vazões, ocorrem altas concentrações de sais resultando em valores elevados de CE (Figura 12).

$$CE = \frac{1}{(a + b.Q^c)}$$

$$r^2 = 0,95$$

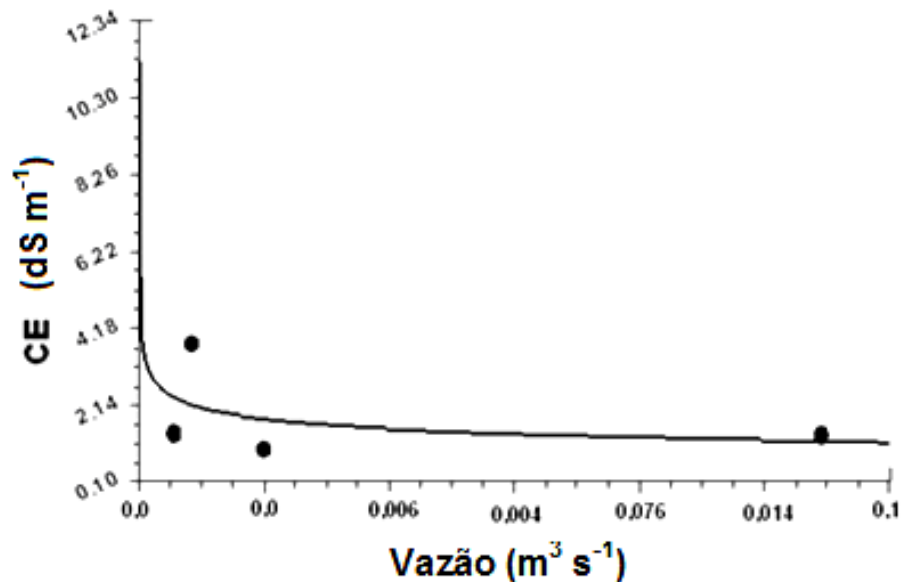


Figura 12. Comportamento da condutividade elétrica da água da barragem subterrânea em função da vazão.

4.2.2. Toxicidade-cloretos

A concentração de cloretos apresentou teores elevados variando de 35,45 a 34,20 mmolc L⁻¹, durante os anos de 2009 e 2010, no período sem chuvas, respectivamente (Figura 13). Para os períodos chuvosos verificou-se um decréscimo acentuado da concentração deste elemento para 12,00; 9,30 e 6,60 mmolc L⁻¹. Estes resultados indicam efeito positivo da precipitação na diluição da concentração de cloretos. Nas amostras de água coletadas em dezembro/2009, dezembro/2010, março/2011, abril/2011, verifica-se que a concentração de cloreto apresentava-se acima do valor estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para suprimento humano, que é de 7,05 mmolc L⁻¹ o que corresponde a 250 ppm de Cl⁻ (Organização Mundial de Saúde Apud COSTA et al., 2005). Para a amostragem realizada em maio/2011 a concentração de cloreto foi de 6,60 mmolc L⁻¹, abaixo do valor limite indicado pela OMS, este resultado é explicado porque a partir de abril/2011 ocorreu incremento na umidade do solo (Figura 9) acarretando um maior escoamento subsuperficial dentro do aluvião, aumentando os níveis de água no poço, diluindo assim a concentração de cloretos no mesmo (Figura 14).

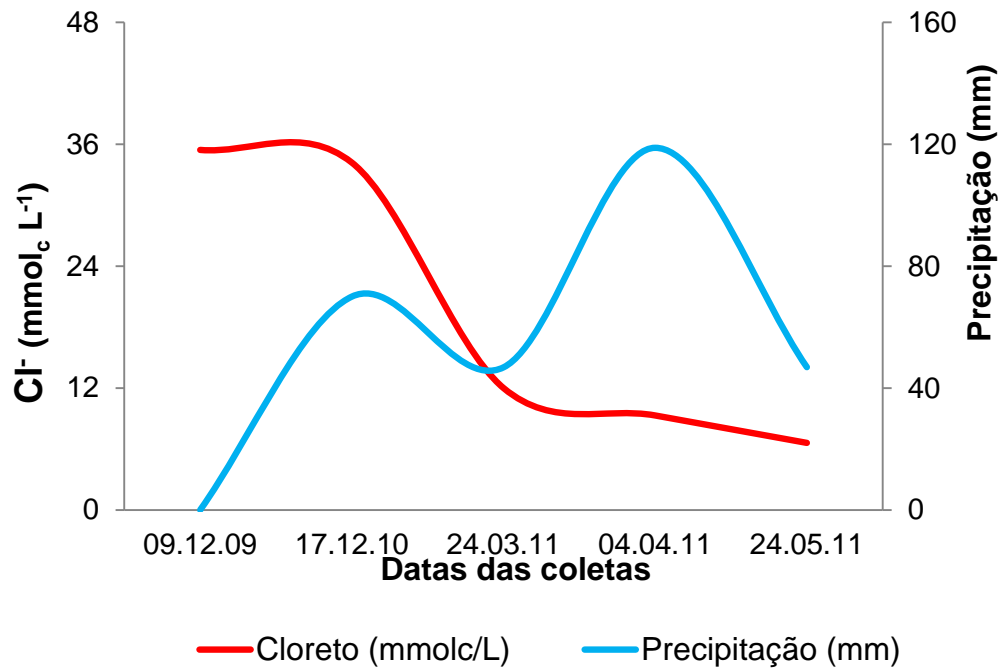


Figura 13. Monitoramento dos Cloretos em função da precipitação.

Uma alta correlação (Figura 14) também foi verificada entre os Cloretos ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) e a Precipitação (mm) ajustados ao modelo de regressão Reciprocal Model.

$$Cl = \frac{1}{aP+b} \quad r^2 = 0,93$$

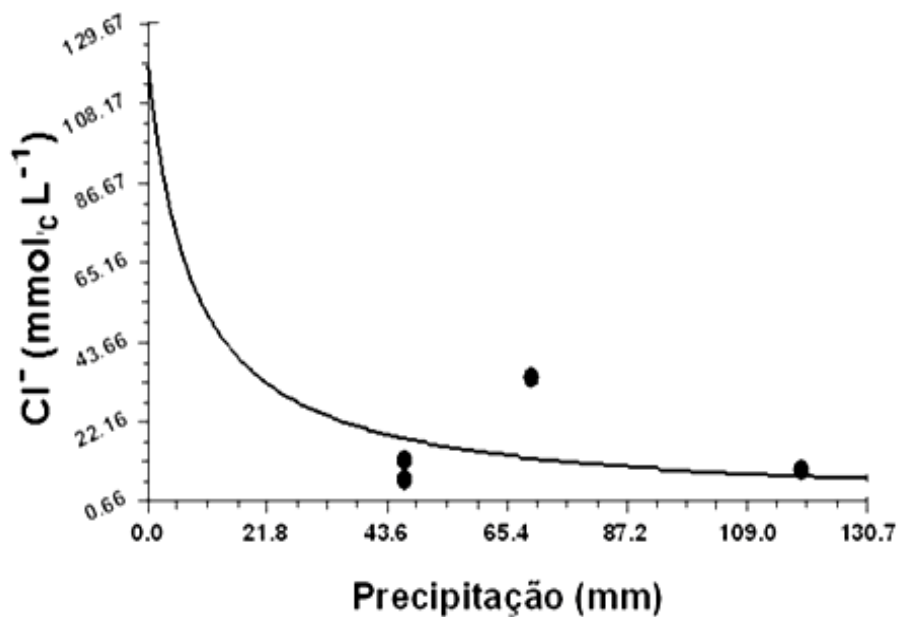


Figura 14. Variação dos cloretos da água da barragem subterrânea em função da precipitação pluvial da bacia hidrográfica do riacho Jacu.

4.2.3. Classificação da água de irrigação quanto a RAS

A água para irrigação foi classificada como S1 e S2, uma vez que os valores da RAS variaram de 3,61 a 16,63, respectivamente, de acordo com a classificação proposta por Richards (1954), ou seja, no período entre 2009 e 2011, a água apresentou perigo de sodicidade em solos de textura fina e alta CTC. Esse comportamento não foi evidenciado no Neossolo Flúvico do riacho Jacu que apresentou baixo perigo por sódio em relação à água utilizada para irrigação (Tabela 2).

Nesse sentido, o conhecimento da CE e da RAS da água é fundamental para avaliar o perigo que a água pode oferecer em termos de indução da salinidade do solo e aumento nos teores de sódio na solução do solo que promove consequentemente o aumento de sódio trocável. Costa (1965) e Costa & Silva (1997) consideram a constituição litológica como um fator que pode contribuir tanto na quantidade, quanto na qualidade da água subterrânea.

5. CONCLUSÕES

1. Por ocasião da instalação da barragem, a movimentação mecânica do solo para escavação do septo através de escavadeira promoveu a migração dos sais que atingiu o lençol freático e elevou a condutividade elétrica (CE) para $11,30 \text{ dS m}^{-1}$, no entanto, a condutividade elétrica sofreu redução com o decorrer das estações de chuva e seca durante os dois anos agrícolas, passando para classe de salinidade C1, de baixa salinidade.
2. A umidade do solo foi maior dentro da área de acumulação da barragem, tanto na época seca como na época das chuvas.
3. A elevação das vazões observadas no ano de 2011 determinou aumento na umidade do solo e redução da condutividade elétrica.
4. A relação de adsorção de sódio (RAS) da água da barragem passou de S2, com perigo de acumulação de sódio no momento da instalação da barragem a S1, sem perigo de sodicidade no fim do período de avaliação.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, G. H. F. G de. Aspectos de qualidade em execução de barragens subterrâneas. www.tce.pe.gov.br/.../neg/.../P1/painel1_t4_qualidade_obras.pdf. 2001.

AHMED, N; HURRA, M; WANI, S. A; KHANSH. Geneaction and Combiningability for fruityieldand its componente characters in sweetpepper. Capsicum and Egg plant Newsletter 22: 55-58. 2003.

ALBUQUERQUE, A. W; LOMBARDI 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, Viçosa, v.25, n.1, p.121-128, 2001.

ALMEIDA, O. de A. Qualidade da Água de Irrigação. EMBRAPA – Mandioca e Fruticultura, MAPA. 1ª. Ed. (Versão online) 227p. 2010.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Trad. H.R.GHEYI et al., Campina Grande: UFPB,153 p. 1999 (Estudos FAO: irrigação e drenagem, 29).

AYERS, R. S; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29 revisado1).218p. 1991.

BARACUHY, J. G. de V. et al. Técnicas agrícolas para contenção de solo e água. Campina Grande, Impressos Adilson, 44p. 2007.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Humano e Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 20 de 10 de junho de 1986. Brasília: DOU, 92p. 1986.

BRITO, L. T. de L ; S. D. A. ; CAVALCANTI, N. de B.; ANJOS, J. B. dos; REGO, M. M. Alternativa tecnológica de exploração para aumentar a disponibilidade de água no semiárido. Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, v.3, n. 1, p 111-115. 1999.

CEE. Diretiva 80/778/CEE relativa a qualidade de águas destinadas ao consumo humano. Jornal oficial da comunidade europeia. Bruxelas. N.L299, 20p. 1980.

CIRILO, J. A.; COSTA, W. D.; ABREU, G. H. F. G.; COSTA, M. R. Monitoramento das barragens subterrâneas. In: V Simposio de Recursos Hídricos do Nordeste, Natal. (Brasil), 2000. v 1,p 168 – 176.

COELHO NETTO, A. L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. p.93-148. 1994.

CORWIN, D. L; RHOADES, J. D; J. SIMUNEK, J. Leaching requirement for soil salinity control: Steady-state versus transient models. Agricultural Water Management, 90, 165-180. 2007.

COSTA, M.R. da; CIRILO, J.A; GUNKEL, G; MONTENEGRO, S.M.G.L. Qualidade da água em fontes superficiais e subterrâneas no semiárido brasileiro. UFPE. 14p. 2005.

COSTA, W.E.; SILVA, A.B. Hidrogeologia dos meios anisotrópicos. In: FEITOSA, F.A.C. & MANOEL, FILHO. J., eds., Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM, LABHID- UFPE: 133 – 174.1997.

COSTA, W.D. Análise dos fatores que influenciam na hidrogeologia do cristalino. Rev. Água Subterrânea, Recife, 1(4): 14-47. 1965.

EATON, E.M. Significance of carbonates in irrigation waters. Soil Science, Baltimore, v.69, p.123-133, 1950.

EMBRAPA – Meio Ambiente; MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E SRH/MMA/EMBRAPA/BIRD No 475/98. 2011. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/princip/rechidro.html>

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 2007.412p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análises de solos. Rio de Janeiro-RJ,1997. 121 p.

FERNANDES, M.R. e SILVA, J. C. Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias - Belo Horizonte: EMATER-MG. 1994. 24p.

FERREIRA, J. de A. Barragem Subterrânea. Instituto Agronômico de Pernambuco – IPA. Hidrologia Agrícola. 2008. Disponível na Internet: <http://www.ipa.br/resp63.php>

FERREIRA, P. A. Qualidade de água e manejo água-plantas em solos salinos. Brasília: ABEAS, Viçosa: UFV, 2002. 141p. Curso de Engenharia e Manejo de Irrigação.

GASITH, A.; RESH, V. H. Streams in the Mediterranean climate regions: Abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev.Ecol.Syst*, 30: 51- 81.1999.

GIORDANO, M. Agricultural groundwater use and rural livelihoods in sub-Saharan Africa: A first-cut assessment. *Hydrogeology Journal*, 14: 310–318. 2006.

GIULIETTI, A.M; HARLEY, R.M; PAGANUCCI, L. de Q; RAPINI, A. Rumo ao amplo conhecimento da biodiversidade do semiárido brasileiro. CRIS, UEFS, MCT. <http://www.uefs.br/ppbio/cd/portugues/indice.htm>. Brasília, 2006.

GOMES, C. C. Modelagem matemática para estudo de comportamento de aquífero aluvial represado por barragem subterrânea. Dissertação de Mestrado apresentado ao curso de Pós- Graduação em Engenharia Civil, Área de concentração Recursos Hídricos na Universidade Federal do Ceará, Fortaleza - CE. 1990.

HAMILTON, P. A.; HELSEL, D. R. Effects of agriculture on groundwater quality in five regions of the United States. *Ground Water* 33:217–226. 1995.

HANSON, B; GRATTAN. S.R; FULTON, A. Agricultural Salinity and drainage: A handbook for water managers. Water Management. University of California Irrigation Program, University of California, 1993. Disponível na internet <http://energy.ca.gov/agprogram/aeaptext/bubs/salinity.htm>.

HOLANDA, J. S. & AMORIM, J. R. A. Qualidade da água para irrigação. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 26. Campina Grande, 33 p.1997.

JALALI, M. Groundwater geochemistry in the Alisadr, Hamadan. Environ Monit Assess, Western Iran. 2009.

JAMEEL, A. Evaluation of drinking water quality in Thiruchirapalli. Indian J Environ Prot 44:108–112. 2002.

KRAUSE, G.; RODRIGUES, A. F. Recursos hídricos do Brasil. MMA-SRH. Brasília, 33p. 1998.

LIMA, W. P. Princípios de manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba: ESALQ. USP, 1976.

MELO FILHO, J. F. de.; SOUZA, A. L. V. O manejo e a conservação do solo no semiárido baiano: desafios para a sustentabilidade. In: Revista Bahia Agrícola, v.7, n.3, Nov.2006. Disponível em: <http://www.seagri.ba.gov.br/pdf/socioeconomia04_v7n3.pdf>

MINELLA, J. P. G; WALLING, DES E; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. Journal of Hydrology, 2008. v. 348, p. 546 - 563 . jornal homepage : www.elsevier.com/locate/jhdrol.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE- Serviço Florestal Brasileiro. Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga / Maria Auxiliadora Gariglio... [et al.], organizadores. _ Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 368p. 2010.

MORGAN, R. P. C. Soil erosion and conservation. 3.ed. Malden: Blackwell, 304 p. 2005.

NEEDHAM, J. Science and civilization in China. part II: Agriculture, By Francesca Bray. Cambridge University Press, 126 p.1984.

OLIVEIRA, M. de.; MAIA, C. E. Qualidade físico – química da água para irrigação em diferentes aquíferos na área sedimentar do estado do Rio Grande do Norte. R. Bras. Eng. Agric. Ambiental. Campina Grande, v2 p. 17-21. 1998.

PENMAN, H. L. The Physical bases of irrigation control. In: International Horticultural Congress, 13, 1953, London. Report. London: Royal Horticultural Society, p. 913 - 924. 1953.

QUARANTA, G. Agricultura de Sequeiro. Land Care in Desertification Affected Areas - Lucinda. Série C, No. 4. 2000.

REDDY, S. J. Climatic classification: the semiarid tropics and its environment – a review. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 18, p. 823-847, 1983.

RENGASAMY, P. World salinization with emphasis on Australia. J. Exp.Bot.57: 1017 – 1023. 2006.

RICHARDS, L. A. Diagnosis and improvement of saline and álcali soils. U. S. Dep. Agric. Handb. 60 U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., 160 p.1954.

SANTANA, M. J.de; VIEIRA, T. A; BARRETO, A. C; CRUZ, O. C. da. Resposta do tomateiro irrigado a níveis de reposição de água no solo. Irriga. Botucatu, v. 15, n. 4, p. 443-454.2010.

SANTANA, D. P. Manejo integrado de bacias hidrográficas. EMBRAPA/ Milho e Sorgo, Sete Lagoas, documento 30, p. 63, 2003.

SANTOS, M. O; FREITAS, I. M. de; BRITTO, L. T. DOS ANJOS. J.B. Barragem subterrânea: água para uso na agricultura. Niterói: SEAPPA, Programa Rio Rural, 14 p. 2009. (Manual Técnico, 17).

SANTOS, J. G. R. A Salinidade na agricultura irrigada: Teoria e Prática. Campina Grande: [s. n.], 171 p.2000.

SANTOS, J. P.; FRANGIPANI, A. Barragens submersas. Uma alternativa para o nordeste brasileiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 2, São Paulo, SP. ANAIS - São Paulo (Brasil). AVGE, v.1.p 119 -126.1978.

SHAINBERG, J.; OSTER, J. D. Quality of irrigation water. Bet. Dagas, International Irrigations Center. 65 p.1978.

SHARMA, P; SARMA, H. P; MAHANTA, CH. Evaluation of groundwater quality with emphasis on fluoride concentration in Nalbari district, Assam, Northeast India. Environ Earth Sci. DOI 10.1007/s12665-011-1195-5. 2011.

SILVA, M. S. L. da; ANJOS, J. B. dos; FERREIRA, G. B.;MENDONÇA, C. E. S.; SANTOS, J. C. P.; OLIVEIRA NETO, M. B. de. Barragem subterrânea: uma opção de sustentabilidade para a agricultura familiar do semiárido doBrasil. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2007a. 10 p. il. (Embrapa Solos. Circular Técnica, n 36).

SILVA, M. S. L. da; ANJOS, J. B. dos; BRITO, L. T. de L; SILVA, A. de S; PORTO, E. R; HONÓRIO, A. P. M. Barragem subterrânea. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2001. Não paginado. (Embrapa Semiárido).

SILVA, F. B. R. E; RICHÉ, G. R; TONNEAU, J. P; SOUZA NETO, N. C. de; BRITO, L. T. de L; CORREIA, R. C; CAVALCANTI, A. C; SILVA, F. H. B. B. da; SILVA, A. B. da; ARAÚJO FILHO, J. C. de. Zoneamento agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agrossocio-econômico. Petrolina: Embrapa-CPATSA/Recife: Embrapa - CNPS , Coordenadoria Regional Nordeste, v.1, il. 1993.

SILVA, D. A. da; REGO NETO, J. Avaliação de barragens subterrâneas para fins de exploração agrícola . In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 9. Natal. Anais. Fortaleza: ABID, p.335 – 361. 1992.

SILVA, F. B. R. Vulnerabilidades e Potencialidades Ambientais do Nordeste Semiárido In: Seminário Regional: Meio Ambiente e Mercado: desafios e perspectivas para o Nordeste. ANAIS - Fundação Konrad Adenauer KAS Associação de Apoio às Comunidades do Campo - AACC; Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE. Série Contribuições Ano IV VOL.X. 2000.

SILVA, R. C. V. et al. Hidráulica fluvial. Rio de Janeiro: COPPE / UFRJ, V.1, 428p. 2003.

SUDENE, 1997. Caracterização do Semiárido Brasileiro, available on www.asabrazil.org.br.

TEIXEIRA, W; MOTTA, M. C. de T; FAIRCHILD, T.R; TAIOLI, F. Decifrando a Terra, Oficina de textos, Cap.7 Água Subterrânea, USP. 2000.

THORNTHWAITE, C. W.; HOLZMAN, B. Evaporation and transpiration. In: Climate and Man: Yearbook of Agriculture. Washington: U.S. Department of Agriculture, p 545 - 550.1941.

UMAR, A; UMAR, R; AHMAD, M. S. Hydrogeological and hydrochemical framework of regional aquifer system in Kali-Ganga sub-basin, India. Environ Geol 40(4–5):602–611. 2001. doi:10.1007/ s002540000215

UNEP - United Nations Environmental Programme. 1999. Earthscan; Global Environment Outlook, UK; 2000

UNESCO. Aridity definition. (UN Documents). United Nations Educational, Scientifica and Cultural Organization, New York. 1979. <http://www.unesco.org/new/en/unesco/resources/publication/>

UNITED STATES SALINITY LABORATORY – USSSL STAFF. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, U.S. Department of Agriculture, 1954. 160p. (Handbook 60)

VERPLANCK, P. L.; MUELLER, S. H.; GOLDFARB, R.J; NORDSTROM, D. K; YOUNG, E. K. Geochemical Controls of Elevated Arsenic Concentrations in Groundwater, Ester Dome, Fairbanks District, Alaska. Chemical Geology 255:160-172. 2008.

VIEIRA, V. P. P. B.; GONDIM FILHO, J. C. G. Água doce no semiárido. p 481 – 505 in A. C. 2006.

WILCOX, L. V. Boron injury to plants. Washington. U.S. Department of Agriculture, 7p. 1960.

WILCOX, L. V. Classification and use of irrigation waters. U.S.Dept.Agr.Circ. 969 NA.1955.

ZONN, S. V. Saline (halomorphic) soils. In: ZONN, S. V. Tropical and subtropical soil science. Moscow: Mir Publishers, Chapter 5, p.365-379.1986.

ANEXO I

DESCRIÇÃO DO PERFIL DO CAMBISSOLO HÁPLICO

DATA – 25/10/2011

LOCALIZAÇÃO – Coordenadas de 08°08'01,7" S e 38°24'05,7" W, Município de Serra Talhada, PE.

SITUAÇÃO, DECLIVIDADE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL – Trincheira em topo plano de elevação muito suave, próximo a uma baixada.

LITOLOGIA E CRONOLOGIA – Pré-cambriano. Granito de granulação grossa.

MATERIAL ORIGINÁRIO – Saprolito da rocha do embasamento.

PEDREGOSIDADE – Ligeiramente pedregoso.

ROCHOSIDADE – Presença de afloramentos tipo boulders nas proximidades da trincheira.

RELEVO LOCAL – Plano.

RELEVO REGIONAL – Plano e suave ondulado.

EROSÃO – laminar moderada.

DRENAGEM – Bem drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Caatinga hiperxerófila.

USO ATUAL – Área experimental em pousio.

DESCRITO E COLETADO POR – Prof. Dr. Mateus Rosas Ribeiro.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Ap 0-20 cm; bruno-avermelhado (5YR 4/4, úmido); franco-arenosa com cascalhos; maciça moderadamente coesa e fraca, pequena e média, blocos subangulares e granular; muitos poros; muito dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição clara e plana.

Bi 20-60 cm; vermelho-amarelado (5YR 5/8, úmido); franco-arenosa cascalhenta; fraca, pequena e média, blocos subangulares; muitos poros; dura e muito dura, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição gradual e plana.

Bi/R 60-75 cm+; amarelo-avermelhado (5YR 6/6, úmido); franco-argilo-arenosa; fraca, pequena e média, blocos subangulares e maciça moderadamente coesa; muitos poros; muito dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

RAÍZES: Muitas no Ap; comuns no Bi; raras no Bi/R.