

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO  
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL**

**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**

**DIFERENTES FORMAS DA COBERTURA VEGETAL E A EROSÃO  
EM ENTRESSULCOS SOB CHUVA SIMULADA**

**CRISTINA DOS SANTOS RIBEIRO MARTINS**

**Orientador:** Prof. Dr. Victor Casimiro Piscoya

**Coorientadores:** Prof. Dr. Genival Barros Junior

Prof<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Fatima Cavalcanti Barros

Recife, PE

Fevereiro, 2016.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO  
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL**

**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**

**CRISTINA DOS SANTOS RIBEIRO MARTINS**

**DIFERENTES FORMAS DA COBERTURA VEGETAL E A  
EROSÃO EM ENTRESSULCOS SOB CHUVA SIMULADA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, Área de Concentração: Gestão Ambiental e de Recursos Hídricos.

**Orientador:** Prof. Dr. Victor Casimiro Piscoya

**Coorientadores:** Prof. Dr. Genival Barros Junior

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Fatima Cavalcanti Barros

Recife, PE

Fevereiro, 2016.

Ficha catalográfica

M386d Martins, Cristina dos Santos Ribeiro  
Diferentes formas da cobertura vegetal e a erosão em entressulcos sob chuva simulada / Cristina dos Santos Ribeiro Martins. – Recife, 2016.  
79 f. : il.

Orientador: Victor Casimiro Piscoya.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Tecnologia Rural, Recife, 2016.  
Inclui referências e anexo(s).

1. Solos – Erosão 2. Entressulcos 3. Semiárido 4. Cobertura morta (Agricultura) I. Piscoya, Victor Casimiro, orientador  
II. Título

CDD 620.8



***Dedico:***

*Á meus pais Antonio e  
Lucimar, pela educação a mim  
conferida, pelo amor, carinho  
e compreensão. Amo vocês  
mais que a própria vida.*

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho não é o resultado apenas de um esforço individual. Ele nasce de significativas contribuições que recolhi durante minha vida acadêmica e pessoal ao lidar com pessoas que foram fundamentais a essa construção. Consciente de que é impossível listar todos que de uma forma ou de outra me acrescentaram conhecimentos e experiências essenciais à forma de ver o mundo e nele atuar preciso expressar meu agradecimento:

Primeiramente à Deus, por minha vida, e por me dar forças em todos os momentos. Só ele conhece o coração e a mente de cada um de nós.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco através do curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, por me proporcionar aprendizado e ensino com qualidade.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco - FACEPE, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor Dr. Victor Casimiro Piscoya pela oportunidade, experiência e sabedoria em todos os momentos, por sua paciência e disponibilidade em passar seus conhecimentos, exemplo de profissional e professor, que levarei comigo durante toda minha vida profissional e pessoal.

Ao Dr. Genival de Barros Junior da Unidade Acadêmica de Serra Talhada, por aceitar na coorientação e na colaboração.

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Fátima Barros por sua paciência e coorientação.

Ao Professor Dr. José Ramon Barros Cantalice, pelos ensinamentos, amizade e apoio incondicional na execução deste trabalho e nas coletas de dados em campo.

Ao Professor Dr. Sérgio Guerra, pela humildade e paciência na elaboração dos mapas sempre dispondo do seu tempo e conhecimento.

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Rejane Rodrigues da Costa e Carvalho, por sua amizade, seus conselhos, por seu apoio, exemplo de profissional e pessoa.

Á todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental que transmitiram seus conhecimentos profissionais e de vida, que se tornaram amigos e conselheiros ao longo do curso, exemplos de dignidade e amor ao ofício.

Á toda minha família, em especial ás minhas irmãs: Aline, Amanda e Caroline, por todo amor e carinho, pelo apoio incondicional em minhas decisões, pelo companheirismo, e por sempre estarem ao meu lado.

Aos colegas da Pós-Graduação, Waldemir, Hermon, Maria Monize, Adriana, Débora, Sara, Fernando, Cristiane e Cássia testemunhas do esforço, dedicação e luta na conclusão do nosso trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Manejo e Conservação do Solo da UFRPE, que me auxiliaram tanto nas tarefas em campo quanto em laboratório, contribuindo de alguma forma com a pesquisa.

Aos colegas Curso de graduação em Agronomia, Aline, Hugo, Willyan, Allison, Cláudio Henrique, Mariana, Lucas, Talmo, Mauro, Danielson, Naeté, Catarina e Patryk pela amizade e ajuda nos momentos difíceis.

Aos colegas do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental, Wagner, Rosangela, Vicente, Juliana, Emilaine, Wellington, Diego, Luciano, Gilvaneide e Romualdo, pelos ótimos momentos que passamos juntos, pelas alegrias, companheirismo e ajuda.

Aos meus amigos Adelmo Santana, Carla Daniela e Luíz Coelho, por sempre estarem ao meu lado, pelos momentos de alegria e compreensão.

Á todas as pessoas que de uma maneira ou outra colaboraram na realização deste trabalho, o meu mais eterno agradecimento.

*“Temos o destino que merecemos.  
O nosso destino está de acordo  
com os nossos méritos.”*

**Albert Einstein**



## RESUMO

A erosão do solo é uma ameaça ambiental generalizada, sendo importante o seu conhecimento para a manutenção dos ecossistemas terrestres. O objetivo do presente estudo foi avaliar a importância da erosão hídrica no cenário do ambiente semiárido nas condições hidráulicas, relações de desagregação do solo e de resistência ao escoamento na presença do bioma caatinga e de resíduos vegetais na erosão em entressulcos. O experimento foi realizado na bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu, Serra Talhada, Pernambuco, para tanto foram instaladas 16 parcelas experimentais que foram submetidas a eventos de chuva simulada por um período de 40 min, os tratamentos utilizados foram caatinga semi-arbustiva; dossel da vegetação; serrapilheira; e solo descoberto. Os valores obtidos com relação as lâminas de escoamento superficial sobre os elementos de vegetação tiveram alturas superiores em média 0,84 mm, com relação ao solo descoberto de 0,70 mm, verificando também que a serrapilheira e o efeito do dossel da caatinga semi-arbustiva conseguiram retardar a lâmina de escoamento,  $0,015 \text{ m s}^{-1}$ , de igual forma, a vazão foi significativamente menor nestas condições,  $1,27 \times 10^{-5}$ , bem como as perdas de solo de  $0,59 \text{ t ha}^{-1}$ . Isto demonstra a importância da vegetação e da cobertura vegetal na proteção do solo no semiárido.

**Palavras-chave:** erosão em entressulcos; formas de cobertura vegetal; ambiente semiárido.

## ABSTRACT

Soil erosion is a generalized environmental threat, it is important your knowledge to the maintenance of terrestrial ecosystems. The objective of this study was to evaluate the importance of water erosion in the semiarid environment scenery in hydraulic conditions, soil breakdown of relationships and flow resistance in the presence of caatinga biome and vegetable residues in interrill erosion. The experiment was conducted in semi-arid watershed of Jacu stream, Serra Talhada, Pernambuco, for this experiment were installed 16 experimental plots subjected to simulated rainfall events for a period of 40 min, The used treatments were caatinga semi-shrub; litter; canopy; and uncovered soil. The values obtained with respect ace runoff on the vegetation elements had lower velocities 0.84 mm compared to uncovered soil 0.70 mm, checking also that the litter and the effect of the canopy of the semi-shrub caatinga succeeded in slowing the flow depth  $0.015 \text{ m s}^{-1}$ , similarly, the flow rate under these conditions was significantly lower  $1.27 \times 10^{-5}$  as well as the soil losses  $0.59 \text{ t ha}^{-1}$ . This shows how important of vegetation and vegetation cover on soil protection in the semiarid.

**Key words:** Interrill erosion; forms of vegetation cover; semiarid environment.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 01</b> - Aspecto geral da erosão em sulcos e em entressulcos.....	23
<b>Figura 02</b> - Impacto das gotas de chuva sob a superfície do solo.....	26
<b>Figura 03</b> - Localização da bacia hidrográfica do riacho Jacu.....	33
<b>Figura 04</b> - Distribuição mensal das chuvas na bacia hidrográfica do riacho Jacu.....	34
<b>Figura 05</b> - Imagem SRTM da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.....	35
<b>Figura 06</b> - Rede de drenagem da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.....	36
<b>Figura 07</b> - Carta hipsométrica da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.....	37
<b>Figura 08</b> - Carta de declividade da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.....	38
<b>Figura 09</b> - Uso e vegetação da bacia hidrográfica seiárida do riacho Jacu.....	43
<b>Figura 10</b> - Perfil do Cambissolo Háplico no local do experimento da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.....	44
<b>Figura 11</b> - Simulador de chuva utilizado para avaliar as taxas de erosão em entressulcos na bacia hidrográfica do riacho Jacu, Serra Talhada-PE.....	46
<b>Figura 12</b> - Esquema de classificação dos regimes de escoamento gerados durante as simulações de chuva.....	48
<b>Figura 13</b> - Regressão entre o número de Reynolds e a rugosidade hidráulica gerada a partir de T1: Dossel da Vegetação; T2: Serrapilheira; T3: Caatinga semi-arbustiva; T4: Solo descoberto, em contato com o Cambissolo da bacia hidrográfica semiárida do Jacu.....	52
<b>Figura 14</b> - 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.....	54
<b>Figura 15</b> - 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.....	55
<b>Figura 16</b> - 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.....	56

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 01</b> - Classes de relevo da Bacia Hidrográfica do Riacho Jacu.....	37
<b>Tabela 02</b> - Classes de declividade da Bacia Hidrográfico do Riacho Jacu.....	39
<b>Tabela 03</b> - Parâmetros físicos hídricos e a morfometria da bacia hidrográfica do Riacho Jacu.....	39
<b>Tabela 04</b> - Classificação dos valores de densidade de drenagem.....	41
<b>Tabela 05</b> - Classificação da declividade.....	42
<b>Tabela 06</b> - Distribuição das classes de vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.....	44
<b>Tabela 07</b> - Características Físicas da camada de 0 – 10 cm de profundidade do Cambissolo Háplico da Bacia Hidrográfica Semiárida do Riacho Jacu, Serra Talhada – PE.....	45
<b>Tabela 08</b> - Características de Fertilidade da camada de 0 – 10 cm profundidade do Cambissolo Háplico da Bacia Hidrográfica Semiárida do Riacho Jacu, Serra Talhada – PE.....	45
<b>Tabela 09</b> - Características hidráulicas do escoamento superficial gerado por chuva simulada, sob as condições de caatinga semi-arbustiva, solo coberto por serrapilheira, caatinga semi-arbustiva + solo coberto por serrapilheira e solo descoberto, na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.....	51
<b>Tabela 10</b> - 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, caatinga semi-arbustiva + serrapilheira e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.....	53

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al <sup>3+</sup>	Alumínio
Ca <sup>2+</sup>	Cálcio
Dp	Densidade de Partícula
Ds	Densidade de Solo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IPA	Instituto de Pesquisa Agropecuária de Pernambuco
K <sup>+</sup>	Potássio
Mg <sup>2+</sup>	Magnésio
Na <sup>+</sup>	Sódio
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
RLD	Densidade de Comprimento Radicular
RUSLE	Equação universal de perda de solo revisada
SPSS	Statistical Package for Social Science
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UTMS	Universal Transverse Mercator System
WEPP	Water Erosion Prediction Project/ Projeto de Previsão de Erosão Hídrica

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	<b>10</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>11</b>
<b>LISTA DE ILUSTRAÇÕES</b> .....	<b>12</b>
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	<b>13</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS</b> .....	<b>14</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>17</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>19</b>
2.1 Objetivo geral .....	<b>19</b>
2.2 Objetivos específicos .....	<b>19</b>
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>20</b>
3.1 Erosão hídrica no semiárido .....	<b>20</b>
3.2 Erosão em entressulcos.....	<b>23</b>
3.3 Fatores que interferem na desagregação e perdas de solo .....	<b>25</b>
3.4 Estudo dos processos erosivos por utilização de simuladores de chuva .....	<b>27</b>
3.5 Importância da vegetação .....	<b>28</b>
3.6 Os efeitos das raízes sobre a erodibilidade do solo .....	<b>30</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>33</b>
4.1 Caracterização da área de estudo.....	<b>33</b>
4.2 Parâmetros físico-hídricos da bacia hidrográfica do riacho Jacu .....	<b>34</b>
4.3 Vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do Jacu.....	<b>43</b>
4.4 Caracterização dos solos da bacia hidrográfica do Jacu.....	<b>44</b>
4.5 Determinação das taxas de erosão em entressulcos.....	<b>45</b>
4.6 Análise estatística do experimento em entressulcos.....	<b>49</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>50</b>
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	<b>58</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>59</b>
<b>ANEXO A</b> .....	<b>79</b>



## 1. INTRODUÇÃO

A erosão do solo é uma ameaça ambiental generalizada, sendo importante o seu conhecimento para a manutenção dos ecossistemas terrestres. Sua gravidade varia ao longo do tempo e em diferentes localizações na superfície do solo, dependendo das combinações das ações do clima, escoamento superficial, composição do solo, topografia, cobertura vegetal, manejo do solo e práticas de conservação (MONTENEGRO et al., 2013).

O processo de erosão hídrica envolve: desagregação do solo, transporte e deposição de sedimentos, podendo ser dividida em: erosão em entressulcos, sulcos, ravinas e voçorocas (MEYER & WISCHMEIER, 1969; GOVERS et al., 2007;). A erosão em entressulcos envolve dois processos principais: (i) desagregação das partículas do solo pelo impacto das gotas de chuva e (ii) o transporte dos sedimentos resultantes da desagregação do solo.

A degradação do solo, através da erosão contribui para perdas na fertilidade e produtividade dos meios de subsistência também em ambientes semiáridos (DE LA ROSA et al., 2005) e continua a ser um dos maiores problemas ambientais em todo o mundo, ameaçando países desenvolvidos e em desenvolvimento (FAO, 2014). A erosão hídrica em áreas agrícolas não somente retira o solo fértil, mas também degrada a qualidade da água ocasionando assoreamentos em córregos, rios e reservatórios (ZHU et al., 2013).

Em regiões áridas e semiáridas, os solos com pouca ou nenhuma cobertura vegetal estão expostos a eventos de precipitação torrencial, vulneráveis para a ocorrência de processos físicos e químicos que alteram as condições da camada superficial, como impermeabilização da superfície e crostas. Quando a superfície é seca, uma camada dura é formada (crosta). Os solos com crostas são típicos destas áreas secas, onde a degradação do solo leva a diminuição das taxas de infiltração aumentando as taxas de escoamento superficial e erosão (RIES & HIRT, 2008).

O conteúdo de água superficial nos solos desempenha um papel crítico na hidrologia, nas ciências agrícolas e ecologia, controlando fortemente vários processos naturais, como o fluxo da energia e a degradação do solo, interações solo – atmosfera, conservação e restauração da vegetação (CHARPENTIER & GROFFMAN 1992; WANG et al. 2012), organização e funcionamento dos ecossistemas nas regiões áridas. Apesar de sua importância a vegetação e a água do solo tem recebido pouca atenção em ambientes áridos, especialmente na caracterização de sua variabilidade em desertos naturais, devido à dificuldade de coleta de dados associado aos custos.



Os processos erosivos dependem de características intrínsecas do solo, tais como: textura, estrutura, mineralogia e matéria orgânica (FOX & BRYAN, 1999), e também de características de superfície relacionados ao uso do solo, cobertura vegetal, atividade biológica e interações edafoclimáticas. As condições de cultivo em ambiente semiárido são, geralmente, adversas pelas condições do ambiente semiárido: solos frágeis e pouco desenvolvidos, com eventos de chuvas altamente erosivas.

Além da precipitação outro fator de grande relevância para o entendimento da erosão do solo é a cobertura vegetal, a importância da vegetação na prevenção da erosão do solo tem sido muito reconhecida (MORGAN, 2005). Em geral, a vegetação atenua a erosão do solo, principalmente através da redução das forças de impacto da gota no solo diminuindo a velocidade do escoamento superficial, aumentando a rugosidade hidráulica e as taxas de infiltração de água no solo, aumentando sua resistência à erosão.

As regiões áridas e semiáridas são consideradas ambientes frágeis, onde a cobertura vegetal é escassa e onde os processos de erosão do solo ocorrem rapidamente e severamente após os eventos de chuva. Simuladores de chuva vêm sendo usados desde os anos 30 por cientistas para estudar a erosão hídrica do solo contribuindo para o conhecimento com base na repetição de experimentos em condições controladas sob diferentes situações ambientais (BRYAN & YAIR, 1982b; GALLART et al., 2002; YAIR et al., 2013; NADAL-ROMERO & REGÜÉS, 2010; REGÜÉS et al., 1995, 2000; TORRI & BRYAN, 1997; TORRI et al., 1994, 2012).

Modelos de erosão com base física (PIERI et al., 2007) como o Wepp conseguem uma ampla aplicabilidade descrevendo processos de erosão e escoamento, capazes de avaliar os impactos da intervenção da gestão ambiental (YU & ROSEWELL, 2001) desenvolvidos e calibrados a partir de estudos experimentais vem sendo aplicados com diferentes escalas (JETTEN et al., 1999) simulando componentes individuais de processo de erosão e avaliando tanto a variabilidade espacial e temporal (AMORE et al, 2004; YU & ROSEWELL, 2001) características de regiões semiáridas.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a importância das relações entre a erosão hídrica em entressulcos e as diferentes formas de cobertura vegetal do bioma caatinga em ambiente semiárido.

### **2.2 Objetivos específicos**

- ✓ Quantificar a erosão em entressulcos nas vertentes da microbacia de acordo com as relações de erosão do WEPP, originada por simulador de chuva;
- ✓ Caracterizar o regime de escoamento superficial que ocorre na erosão em entressulcos gerado por chuva simulada;
- ✓ Avaliar as condições hidráulicas de escoamento superficial sob as condições de entressulcos gerado por chuva simulada.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Erosão hídrica no semiárido

O solo é um componente vital do planeta, fundamental para muitos aspectos das ciências agrárias (BREVIK et al., 2015), no decorrer dos últimos anos este recurso vem sendo bruscamente degradado, em função do desenvolvimento urbano e de ações antrópicas, conduzindo a significativas perdas de rendimento nas culturas agrícolas (LAL, 2001; PIMENTEL, 2006; JANKAUSKAS et al., 2008), representando uma ameaça para a segurança alimentar e limitando a produção de recursos biológicos renováveis (PIMENTEL, 2006; JANKAUSKAS et al., 2008).

Os problemas ambientais vêm apresentando grandes dimensões, provocando, assim, alterações em todo o globo, os problemas relacionados à degradação do solo estão entre os mais preocupantes (CUNHA & GUERRA, 2000). A erosão do solo é um grande problema ambiental responsável por grandes perdas de solo, desequilíbrios no ambiente, além de diminuição da produtividade das terras cultivadas (DAVISION et al. 2005).

A erosão é vista como um dos processos mais destrutivos do solo, estima-se que o homem já degradou 53 bilhões de hectares do globo terrestre, pelo uso inadequado do solo, levando este a deterioração de suas propriedades físicas, químicas e biológicas (BRADY & WEIL, 2013; IBÁÑEZ et al., 2014). Em zonas tropicais e subtropicais a perda anual de solo varia entre 0,28 e 113 t ha<sup>-1</sup>, dependendo da precipitação anual, da paisagem e do uso da terra (GUO et al., 2015).

Regiões áridas e semiáridas são consideradas ambientes frágeis, onde a cobertura vegetal é escassa e onde os processos de erosão do solo ocorrem rapidamente e severamente após eventos de chuvas. No entanto, mesmo nessas condições, a importância da vegetação nativa é muito relevante na regulação dos processos hidrológicos de superfície. De acordo com CASTILLO et al., (1997) A remoção da vegetação é a principal causa da degradação do solo em áreas semiáridas. Mudanças nas propriedades do solo induzidas pela remoção da vegetação modificam o escoamento superficial e resposta a erosão do solo em uma área semiárida.

Nas últimas décadas, a erosão do solo têm sido cada vez mais reconhecida como um problema ambiental grave em regiões semiáridas. Estudos recentes realizados no sul da Itália (mediterrâneo semiárido) apresentam taxas de erosão do solo que variam de 10-85 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, em áreas cobertas por vegetação (PORTO & WALLING, 2012) e de 100-150 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, em

terras cultivadas (PORTO et al., 2011). Essas altas taxas de erosão refletem o impacto causado pela atividade humana.

O regime de chuvas em áreas semiáridas se caracteriza por eventos de duração extremamente curta e com intensidade muito alta, além de uma irregular distribuição espaço-temporal, seguidos por longos períodos de seca, tornando estas áreas ambientes particularmente propícios à erosão (HÖTZL, 2008). As atividades humanas aumentam ainda mais o risco de erosão, entre elas, a criação de superfícies nuas em terras cultivadas depois de operações de aração e posterior abandono das terras (PORTO & WALLING, 2012).

Os solos em regiões semiáridas são caracterizadas por baixos teores de matéria orgânica e altos teores de argila expansiva (SINGER, 2007), propriedades que podem diminuir a estabilidade da estrutura do solo (BEN-HUR, 2008). Tornando-os muito suscetíveis à erosão hídrica (CORNELIS, 2006), principalmente devido à cobertura de vegetação escassa e da pequena resistência às forças de erosão. A magnitude da erosão hídrica depende também da sua textura, teor de água, evaporação, percolação e lixiviação. As características dos solos destas regiões não são favoráveis para a resistência do solo a erosão hídrica (D'ODORICO & PORPORATO, 2006).

Quando estes solos são expostos ao impacto das gotas de chuva, um vedante estrutural se desenvolve na superfície do solo, denominado selamento superficial (MORIN et al., 1981; BEN-HUR, 2008.), uma camada fina (alguns milímetros) caracterizada por apresentar uma maior densidade, e uma menor condutividade hidráulica que o solo subjacente (MCINTYRE, 1958; CHEN et al., 1980).

De acordo com ASSOULINE, (2004), a formação do selamento superficial é o resultado de dois mecanismos complementares: (i) a desintegração física dos agregados na superfície do solo causada principalmente pela energia cinética do impacto das gotas de chuva, e (ii) a dispersão das partículas de argila, que obstruem os poros imediatamente sob a superfície do solo, formando assim o selamento superficial (MORIN et al., 1981).

O processo erosivo envolve os processos de: (i) a desagregação das partículas do solo à partir de sua superfície, (ii) o transporte dos sedimentos resultantes, principalmente pela ação do escoamento superficial, e (iii) deposição dos sedimentos (WATSON & LAFLEN, 1986). A erosão do solo reduz a disponibilidade da água na escala de campo afetando sua qualidade e armazenamento (GAO et al., 2014). A completa supressão da vegetação também pode conduzir a irreversível degradação do solo em áreas semiáridas (CASTILLO et al., 1997).

De acordo com CROKE, (2007) a perda de água e solo pelo escoamento superficial em encostas erodidas é maximizada por diferentes mecanismos: redução de rugosidade, a evacuação eficaz dos fluxos de água a partir da inclinação pelas redes dos sulcos, que aumentam a conectividade do escoamento nas encostas e abrem caminhos eficientes para conduzir a água para fora do sistema, e a redução da infiltração de água por formação de crostas superficiais, que são camadas finas de partículas orgânicas e minerais na superfície do solo, afetam desagregação do solo (ISSA et al., 1999). , alterando, infiltração de água no solo e o escoamento superficial (ISSA et al., 2011).

Há uma série de fatores que controlam a erosão, Dentre eles pode-se citar: o ângulo de inclinação do terreno, a natureza e o tipo de cobertura vegetal, a erodibilidade e o tipo de manejo de solo (MORGAN, 1986). O sistema solo-vegetação possui mecanismos que regulam a formação do solo, o desenvolvimento da vegetação e os processos de erosão e sedimentação (PUIGDEFABREGAS, 2005).

Em ambientes semiáridos é convencional a utilização da agricultura de sequeiro, onde o produtor rural remove toda a vegetação das margens dos rios para realização do plantio de espécies agrícolas (TAVARES et al., 2013). Para que ocorra a produção sustentável os agricultores devem ter uma seleção de opções de gestão integrada (STROOSNIJDER et al., 2012), que irão proporcionar benefícios suficientes com custos razoáveis e, simultaneamente, reduzir a degradação das terras secas e manter os rendimentos sustentáveis, como a aplicação de estratégias de conservação (HUENCHULEO et al., 2012; THAPA & YILA, 2012).

As estratégias implementadas devem incluir medidas agronômicas de manipulação da superfície do solo, tais como cobertura morta e alterações que visem prevenir e controlar a degradação da terra e melhorar produtividade em escala de campo. Apesar dos esforços governamentais para reverter os processos de erosão do solo na escala de bacias hidrográficas, o regime pluviométrico das regiões semiáridas é muito problemático, causando degradação e ineficiência na utilização da terra (TAVARES et al., 2010), e mesmo em anos de precipitação anual suficiente os rendimentos permanecem baixos (FAO, 2014).

Para GARCÍA-RUIZ (2010), em um ambiente semiárido, a preservação e/ou restauração da vegetação pode efetivamente reduzir o escoamento superficial e o transporte de sedimentos. Florestas nativas mostram-se mais efetivas no controle da erosão do solo (EL KATEB et al. 2013). Alguns pesquisadores (MOHAMMAD & ADAM, 2010; BURYLO et al., 2011; BUTTLE & FARNSWORTH, 2012; FU et al., 2012;) afirmam que um padrão misto de árvores e arbustos seria ideal para inibir a erosão do solo.

### 3.2 Erosão em entressulcos

A erosão do solo compreende dois componentes principais, a erosão em entressulcos e a erosão em sulcos (figura 01) (FOSTER et al., 1976). A erosão em entressulcos acontece quando não há incisões na superfície do solo realizadas pelo escoamento superficial, o fator mais importante nesse momento é a desagregação do solo pelo impacto das gotas de chuva em 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).

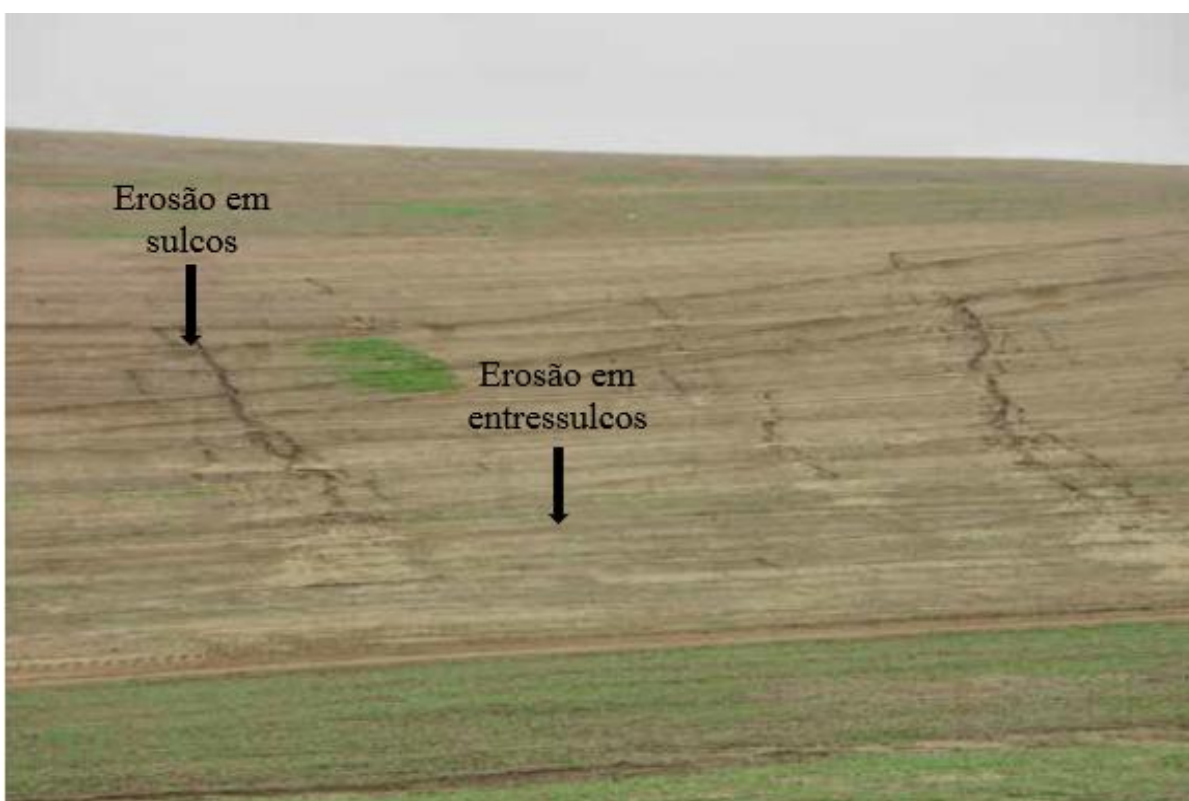


Figura 01: Aspecto geral da erosão em sulcos e em entressulcos. Adaptado.  
Fonte: Evelpidou et al., 2011.

Vários são os efeitos negativos a respeito da erosão em entressulcos, destacando-se a diminuição da fertilidade do solo, efeitos fora do local desencadeados pelo transporte de sedimentos, nutrientes, e poluentes, causando grandes esforços para a mitigação dos danos, com altos custos (PIMENTEL et al., 1995; RICHTER, 1998), afetando a ciclagem de nutrientes e o funcionamento do ecossistema (BAUMANN et al., 2009; ZHAO et al., 2009).

A erosão em entressulcos também pode ocasionar o surgimento de solos pobres, duros, com baixa capacidade de armazenamento de água (KRAUTZER et al., 2006).

Na Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), que é usada para prever as taxas de perda de solo, a proporção da erosão em entressulcos é um parâmetro muito importante (RENARD et al., 1997), a mesma importância equivale a outros modelos baseados em processos recentes, por exemplo, LISEM (DE ROO et al., 1996), WEPP (ASCOUGH et al., 1997), EUROSEM (MORGAN et al., 1998), e PSEM-2D. No entanto, é difícil medir diretamente as taxas de erosão em entressulcos, por causa da dificuldade de observar os processos de erosão em entressulcos associado aos custos e ao trabalho intensivo no campo (ZANG et al., 2014).

O parâmetro de erodibilidade em entressulcos, que expressa a resistência do solo à erosão em entressulcos é usado juntamente com outros parâmetros, incluindo a erosividade da chuva, características de declive, fatores hidráulicos, e a cobertura vegetal que é um dos parâmetros mais importantes para o estudo da erosão em entressulcos, (GYSSSELS et al., 2005), além tipo de solo e uso da terra (STOLTE et al., 2003).

A cobertura vegetal apresenta efeito importante na erosão do solo, os resíduos vegetais na superfície agem interceptando as gotas de chuva e dissipando sua energia, evitando a desagregação das partículas e a formação do selamento superficial. Além disso, ocorre a redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, redução na sua capacidade de desagregação e transporte de partículas do solo (MANNERING & MEYER, 1963). BRAIDA & CASSOL (1999) encontraram redução exponencial da erosão em entressulcos com o aumento da cobertura do solo atribuído aos resíduos de milho e de trigo.

Para CANTALICE (2001) a erosão em entressulcos, a redução da velocidade do escoamento causada pela presença de resíduos vegetais na superfície ocorre, geralmente, por causa do aumento da rugosidade hidráulica do fluxo superficial, resultando em aumento da altura do escoamento (FOSTER, 1982; BRAIDA & CASSOL, 1999). A relação entre as taxas de desagregação e a presença de resíduos vegetais na erosão em entressulcos é expressa, segundo FOSTER (1982) a seguir:

$$D_i = K_i I^2 S_f C_i \quad (1)$$

em que  $D_i$  é a taxa de desagregação do solo ( $\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$ );  $I$  é a intensidade da chuva ( $\text{m s}^{-1}$ );  $S_f$  é o fator de declive;  $C_i$  é o coeficiente de cobertura do solo. Esse coeficiente  $C_i$  combina vários subfatores, segundo a expressão:

$$C_i = C_{iI} C_{iII} C_{iIII} \quad (2)$$

em que  $C_{iI}$  é o fator que expressa o efeito da cobertura da copa ou do dossel;  $C_{iII}$  é o fator que expressa o efeito da cobertura por resíduos em contato direto com a superfície do solo;  $C_{iIII}$  é o fator que expressa o efeito do resíduo incorporado ao solo. O efeito de resíduos em contato direto com a superfície do solo foi avaliado por alguns autores, que propuseram relações capazes de quantificar o efeito dessa rugosidade dita de forma, que se traduz em resistência ao escoamento e, por conseguinte, em redução das taxas de desagregação de solo. FOSTER (1982) propôs a seguinte expressão:

$$C_{iII} = \xi \exp \{-0,21 [(y_c/y_d) - 1]^{1,18}\} \quad (3)$$

em que  $C_{iII}$  é o fator que expressa o efeito da cobertura por resíduos em contato direto com a superfície do solo;  $\xi$  é a fração da superfície exposta ao impacto da chuva;  $y_c/y_d$  é a razão entre a altura da lâmina de escoamento com cobertura ( $y_c$ ) e sem cobertura ( $y_d$ ). LAFLEN et al., (1985) desenvolveram uma expressão mais simples:

$$C_{iII} = e^{2,5CS} \quad (4)$$

em que  $C_{iII}$  é o fator que expressa o efeito da cobertura por resíduos em contato direto com a superfície do solo;  $e$  é a base do logaritmo neperiano;  $CS$  é a cobertura do solo ( $m^2 m^{-2}$ ). Cassol et al. (2004) obtiveram um excelente ajuste para o simples modelo de potencia a seguir:

$$C_{iII} = ab^{CS}$$

em que  $a = 1,014$ ;  $b = 0,08203$  para um  $r^2$  de 0,992.

### 3.3 Fatores que interferem na desagregação e perdas de solo

A desagregação do solo na erosão em entressulcos é definida como o desalojamento de partículas de solo a partir de uma massa de solo em um local específico na superfície, pela energia cinética das gotas de chuva (figura 02), sendo o escoamento superficial o agente de transporte principal, o que pode levar à formação de sulcos e voçorocas (YOUNG & WIERSMA, 1973; GILLEY et al., 1985; BRADFORD et al., 1987; FERRIS et al., 1987; GOVERS et al., 1990; BEUSELINCK et al., 2002). Os mecanismos de desagregação do solo pela erosão em entressulcos e erosão em sulcos são diferentes e, portanto, eles são considerados processos separados (ZHANG et al., 2003).





Figura 02: Impacto das gotas de chuva sob a superfície do solo  
Fonte: Derpsch, 2016.

Os efeitos da capacidade de desagregação do solo na erosão em entressulcos vêm sendo estudados extensivamente sob diferentes condições ambientais, tanto em laboratório como em experimentos de campo, utilizando parâmetros hidráulicos tais como: o regime de escoamento, descarga líquida, declividade, velocidade, e concentração de sedimentos (GOVERS et al., 1990; COCHRANE & FLANAGAN, 1997; ZHANG et al., 2002; POESEN et al., 2003). Os processos erosivos também são controlados pela erodibilidade do solo (KNAPEN et al., 2007).

A erodibilidade do solo está relacionada principalmente às propriedades do solo e características da vegetação. Tipo de solo, textura e propriedades físico-químicas do solo: porosidade, densidade, coesão, teor de argila, estabilidade dos agregados, teor de matéria orgânica, umidade do solo e taxa de infiltração, demonstram ter uma estreita relação com capacidade de desagregação do solo (NEARING et al., 1988; GHEBREIYESSUS et al., 1994; KHANBILVARDI & ROGOWSKI, 1986; MORGAN et al., 1998; ZHENG et al., 2000).

TORRI et al., (1998) constatou que a capacidade desagregação do solo poderia ser estipulada através do diâmetro médio dos agregados, teor de argila, densidade do solo e resistência do solo. KNAPEN et al., (2008) mostraram que a capacidade de desagregação do

solo diminuiu com o aumento de matéria orgânica do solo, aumento do conteúdo de umidade e com o aumento da densidade do solo. Quaisquer alterações nas propriedades do solo certamente irão alterar a erodibilidade desse solo (ABRAHAMS et al., 1994; PARSONS et al., 1996; WAINWRIGHT et al., 2000; ZHANG et al., 2008a, 2009).

### **3.4 Estudo dos processos erosivos por utilização de simuladores de chuva**

Simuladores de chuva vêm sendo utilizados desde os anos 30 por cientistas para estudar a erosão do solo. Desde 1938 mais de 100 modelos de simuladores de chuva com áreas de trama inferior a 5 m<sup>2</sup> foram desenvolvidos (ISERLOH et al., 2010). Eles variam de pequenos a grande porte, variam com relação aos bicos utilizados, e de mecânicos para dispositivos eletrônicos. A chuva simulada, contribui para os conhecimentos geomorfológicos de processos relacionados com a água, com base na repetição de experimentos em condições controladas, sob diferentes situações ambientais (YAIR et al., 2013).

Experiências com simuladores de chuva são adequadas para o estudo de infrequentes eventos de precipitação intensa, como as que ocorrem sob condições semiáridas (CERDÀ, 2001; RUIZ-SINOGA et al., 2010a, b). Em um estudo de 19 variáveis independentes de chuva WISCHMEIER & SMITH, (1978) mostraram que o tempo de precipitação é uma variável importante do processo de erosão. Como a energia das precipitações é um dos principais agentes ativos no processo de erosão em entressulcos, é extremamente importante avaliar a resposta do solo. (CARVALHO et al., 2009).

Os simuladores de chuvas são ferramentas de pesquisa projetadas para aplicar água de forma similar as chuvas naturais. Contudo, as características da chuva devem ser simuladas adequadamente, os dados de escoamento e erosão, analisados cuidadosamente e os resultados, interpretados sensatamente, para se obter informações de confiança para as condições em que as chuvas simuladas são aplicadas (MEYER, 1994). De acordo com SILVEIRA, (1985), as características desejáveis para que um simulador de chuvas seja adequado a estudos hidráulicos e de erosão do solo são aquelas das chuvas naturais.

O conhecimento das características das chuvas permite a realização de um planejamento mais seguro de estruturas e práticas agrícolas destinadas para a conservação do solo (CARVALHO et al., 2005; EVANGELISTA et al., 2005). Para este efeito, é importante obter a erosividade (potencial da chuva em causar erosão do solo), que é exclusivamente uma função das características físicas da precipitação, incluindo a quantidade, intensidade,

diâmetro das gotas, velocidade terminal e energia cinética (CARVALHO et al., 2005; MACHADO et al., 2008).

Quando as gotas de chuva atingem o solo, sua energia cinética desagrega as partículas e as movem a uma curta distância (salpico). O escoamento superficial permite o transporte dessas partículas do solo para as áreas mais baixas da bacia hidrográfica (zonas de deposição) ou para as massas de água, tais como rios, lagos e represas, causando assoreamento e eutrofização das massas de água. (SANTOS et al., 2011).

Vários pesquisadores em várias partes do Brasil apontam para a escassez de dados para avaliar as perdas de solo (ALBUQUERQUE et al., 2002; SANTOS et al., 2007; 2011), principalmente em regiões semiáridas. A baixa disponibilidade de dados obtidos "in situ" é devido aos custos elevados, as dificuldades em efetuar essas medições e também o longo tempo necessário para obter resultados confiáveis.

### **3.5 Importância da vegetação**

A cobertura vegetal tem sido reconhecida como um fator chave na proteção contra a erosão, aumentando a infiltração e a rugosidade superficial do solo, além de reduzir o impacto das gotas de chuva (MORGAN, 1995). A cobertura vegetal protege o solo, principalmente por interceptar as precipitações e reduzir a velocidade do fluxo de escoamento (BOCHET et al., 2006; MORGAN, 2007). Além disso, o sistema radicular aumenta a estabilidade dos agregados do solo e as taxas de infiltração de água no solo (BOCHET et al., 2006; De BAETS et al., 2006; POHL et al., 2009).

No entanto, embora a positiva influência da vegetação aumentando as taxas de infiltração e diminuindo a erosão solo pouca atenção tem sido dada aos efeitos ecológicos da erosão do solo (JIAO et al., 2009; WAINWRIGHT & PARSONS, 2010). Desta forma, vários trabalhos indicam um papel crítico do conhecimento das interações erosão-vegetação para a compreensão dos processos de degradação em ambientes limitados de água, especialmente no atual contexto de uso da terra e mudanças climáticas (THORNES, 2004; ZEHE & SIVAPALAN, 2009).

Em teoria, tanto as características morfológicas das plantas, tais como o diâmetro da raiz, e características biomecânicas, a resistência à tração de raiz, têm efeitos significativos sobre a erosão do solo (GYSSSELS et al., 2005; DE BAETS et al., 2008; POHL et al., 2009;

BURYLO et al., 2012a, b). A diversidade de espécies é um dos principais fatores para o sucesso da vegetação em controlar a erosão do solo, a diversidade funcional das comunidades arbóreas desempenha um papel fundamental na melhoria dos serviços ecossistêmicos, tais como filtração de água, regulação do clima ou controle de erosão (QUIJAS et al., 2012; CHISHOLM et al., 2013; SCHERER-LORENZEN, 2014). Como as florestas são geralmente consideradas benéficas para o controle da erosão, o reflorestamento é uma medida comum de proteção do solo (ROMERO-DIAZ et al., 2010; JIAO et al., 2012).

Diferentes formas de relacionamento solo-vegetação podem provavelmente ser explicados por diferentes tipos de vegetação que apresentam características específicas acima do solo (folhas e caules), abaixo do solo (raízes) e distribuições espaciais (BOER & PUIGDEFABREGAS, 2005; BOCHET et al., 2006; BAUTISTA et al., 2007; DURÁN et al., 2008; LI & SHAO, 2008). Apenas pouco se sabe sobre os efeitos da diversidade de plantas sobre a proteção do solo (Körner, 2004). Foi levantada a hipótese de que uma cobertura vegetal com um elevado número de espécies de plantas de diferentes formas de crescimento, grupos funcionais e características radiculares será mais eficaz no controle dos processos de erosão em entressulcos do que uma cobertura de vegetação com poucas espécies e um número mais baixo de diferentes formas de crescimento (KÖRNER & SPEHN, 2002).

Um estudo recente conduzido por POHL et al., (2009) nos Alpes Suíços mostrou significativamente positiva correlação entre a estabilidade dos agregados do solo e a riqueza de espécies de plantas. Estes autores assumem que com o aumento de espécies de plantas, aumentou a riqueza do número de tipos de raízes, resultando em efeitos benéficos sobre a estabilidade dos agregados do solo.

Os efeitos positivos da biomassa aérea no controle da erosão são geralmente atribuídos a reduções na energia cinética das gotas de chuva e reduzidas velocidades de escoamento superficial (PUIGDEFÁBREGAS, 2005). Além disso, coberturas vegetais modificam propriedades intrínsecas do solo, como a erodibilidade (GYSSSELS et al., 2005), atuam na criação de um microclima e no fornecimento de matéria orgânica, que afetam a atividade de microorganismos, e por conseguinte a disponibilidade de nutrientes, resultando em um feedback positivo sobre a produtividade das plantas.

Tanto a matéria orgânica, bem como a microfauna e as secreções fúngicas melhoraram a formação de agregados estáveis (BOER & PUIGDEFÁBREGAS, 2005; VÁSQUEZ MÉNDEZ et al., 2010), afetando a condutividade hidráulica e, portanto, a capacidade de armazenamento de água (BOER & PUIGDEFÁBREGAS, 2005) podendo aumentar a resistência do solo ao cisalhamento (TENGBEH, 1993; DE BAETS et al., 2008).

Na tentativa de compreender os processos erosivos com diferentes coberturas de vegetação, CARDOSO et al., (2012), pesquisando em Lavras, sudeste do Brasil, avaliaram as influências da cobertura vegetal no controle das perdas de água e de solo. CATEN et al., (2012), estudando o uso da terra no centro do Estado do Rio Grande do Sul, mostram que, com um aumento de 16,2% na área florestal, a erosão bruta foi reduzida em 44%.

A remoção da vegetação causa aumentos de escoamento superficial, erosão do solo, inundações a jusante (BEN-HUR et al., 2011; WAGENBRENNER et al., 2006), e exportação de sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e poluentes que podem pôr em perigo os habitats aquáticos e a jusante da zona de inundação, além de infra-estruturas humanas associadas (FERREIRA et al., 2008; SHAKESBY & DOERR, 2006).

### **3.6 Os efeitos das raízes sobre a erodibilidade do solo**

Erodibilidade é o resultado de vários processos mecânicos, adesivos e forças de ligação coesas agindo dentro da matriz do solo (KNAPEN et al., 2007) e deve ser considerada como um "somatório de um padrão de resposta altamente complexo, fortemente influenciado pelas características intrínsecas e extrínsecas do solo " (BRYAN, 2000). A resposta a erosão pode ser influenciada por qualquer propriedade do solo, mas será dominada pela força de cisalhamento, estabilidade dos agregados e função hidráulica do solo (BRYAN, 2000). As raízes podem alterar a erodibilidade do solo através de seu efeito sobre estas propriedades do solo.

Em primeiro lugar, as raízes possuem uma elevada resistência à tração (GYSSSELS et al., 2005; DE BAETS et al., 2008) permitindo até 100% da força coesa de uma raiz permeando o solo (HALES et al., 2009), assim aumentando a resistência ao cisalhamento. A força de tração adicional associada com raízes é responsável pela transferência de tensões de cisalhamento através de resistência elástica, ou interface de atrito no interior da matriz de solo-raiz (PROSSER et al., 1995; DE BAETS et al., 2008).

Em segundo lugar, as raízes impedem o transporte de sedimentos, retendo partículas desagregadas do solo (DE BAETS et al., 2006) e aumentando o número de agregados estáveis, devido ao seu efeito de empalhamento (HAYNES & BEARE, 1997), o mesmo também acontece para hifas fúngicas (HAYNES & BEARE, 1997; DEGENS, 1997; MORENO-ESPÍNDOLA et al., 2007), que agem através da liberação de vários agentes de ligação orgânicos e inorgânicos (AMEZKETA, 1999).

Exsudados radiculares, tais como mucilagens são considerados o principal mecanismo das raízes das plantas que melhoram a estabilidade dos agregados (MOREL et al., 1991; MORENO-ESPÍNDOLA et al., 2007). A mucilagem exsudada pelas raízes expandem um piso molhado cobrindo partículas do solo, durante a subsequente secagem acontece a contração da mucilagem, puxando as partículas do solo firmemente em conjunto para formar um rhizosheath, reorientando assim as partículas para o eixo paralelo da raiz (OADES, 1984; WATT et al., 1994; AMEZKETA, 1999; MCCULLY, 1999).

Além disso, exsudados radiculares estão associados com a liberação de cátions polivalentes, que formam fortes ligações entre moléculas orgânicas e argilas (OADES, 1984; POJASOK & KAY, 1990; AMEZKETA, 1999). Aumentando as quantidades de íons na solução do solo, aumenta-se significativamente a estabilidade de agregados (POJASOK & KAY, 1990). A decomposição de raízes e hifas fungicas também representam uma fonte de matéria orgânica (OADES, 1984; HAYNES & BEARE, 1997; AMEZKETA, 1999), que contribuem para dar maior estabilidade aos agregados do solo. Assim, a estabilidade dos agregados é reforçada pela atividade biológica (tanto vegetal como fúngica) dentro do solo.

Os exsudados radiculares representam de 5 a 21% da fixação de carbono (C) de uma planta (WALKER et al., 2003) servindo como uma fonte de energia essencial para microrganismos (HAYNES & BEARE, 1997; AMEZKETA, 1999). Fungos e bactérias de solo produzem substâncias poliméricas que contribuem para a cimentação dos agregados e, assim, aumentam a sua resistência (OADES, 1984; MOREL et al., 1991; WATT et al., 1994; HAYNES & BEARE, 1997; BRYAN, 2000). No entanto, o efeito de raízes na estabilidade dos agregados é específico da espécie vegetal presente neste solo (HAYNES & BEARE, 1997; AMEZKETA, 1999) devido a diferenças na morfologia da raiz (POHL et al., 2009), as taxas de crescimento (STOKES et al., 2009), a composição química, a quantidade dos exsudados radiculares e a influência das diferenças de exsudados de raiz na atividade microbiana (HAYNES & BEARE, 1997; BERTIN et al., 2003).

HAYNES & BEARE (1997) evidenciaram que as raízes de cevada (*Hordeum vulgare*) aumentaram a estabilidade dos agregados, porém existem evidências contraditórias sobre os efeitos de raízes de milho (*Zea mays*). A mucilagem radicular do milho teria um aumento na agregação do solo (MOREL et al., 1991), mas, o mesmo, libera agentes quelantes, tais como ácidos orgânicos (que destroem ferro e ligações de alumínio com a matéria orgânica) diminuindo a estabilidade dos agregados (OADES, 1984). Estes resultados contrastantes podem ser atribuídos à variação genotípica na química dos exsudados radiculares.

Raízes também podem fornecer um aumento nas taxas de infiltração, uma vez que aumentam a rugosidade do solo (DE BAETS et al., 2006), enquanto a absorção de água através de raízes (MACLEOD et al., 2007) e a criação de espaços de poros contínuos aumentam a capacidade de infiltração, reduzindo o escoamento superficial (BRYAN, 2000; BRONICK & LAL, 2005; MACLEOD et al., 2007). QUINTON et al. (2002) encontrou uma correlação positiva entre as taxas de infiltração e densidade de raízes para a grama agulha (*Stipa tenacissima*) e, em menor grau, para bananeira downy (*Plantago albicans*), enquanto resultados obscuros foram obtidos para albaída (*Cytisoides anthyllis*) e absinto branco (*Artemisia herba-alba*).

Vários autores (MEEK et al., 1989; MITCHELL et al., 1995; ARCHER et al., 2002; DEVITT & SMITH, 2002) sugerem que as raízes vivas formam vias de fluxo, e aumentam as taxas de infiltração ao longo do tempo, como um resultado de canais criados pela decomposição dessas raízes. MEEK et al., (1989) observou que as taxas de infiltração em um solo arenoso triplicaram dentro de 3 anos de cultivo de alfafa, ARCHER et al., (2002) observou aumento significativo nas taxas de infiltração para a última metade da estação de crescimento do milho, e após a colheita.

Um parâmetro frequentemente usado que descreve suficientemente a eficácia de uma espécie para controlar taxas de erosão (BURYLO et al., 2012) é a densidade de comprimento radicular (RLD). RLD é o comprimento total das raízes divididas por o volume da amostra de solo permeado pela raiz (DE BAETS et al., 2006), fornecendo assim informação sobre a ocupação do solo pelas raízes (BAUHUS & MESSIER, 1999; DE BAETS et al., 2006, DE BAETS et al., 2007). Sob plantas de cereais e gramíneas na Bélgica, as taxas de erosão diminuíram exponencialmente com um aumento linear no RLD (GYSSSELS & POESEN, 2003). No entanto, a capacidade de as raízes para reforçar um solo é determinada não só pelas características da raiz tais como RLD, mas também pela sua distribuição no solo.

Em suma, DE BAETS et al. (2007) relataram que a capacidade das raízes para reduzir a erosão do solo foi maior do que o sugerido em estudos anteriores (WISCHMEIER, 1975; DISSMEYER & FOSTER, 1980). Para simular os efeitos das raízes sobre a desagregação do solo, diferentes parâmetros de raízes, ou seja, o peso seco, densidade em massa, densidade de comprimento, diâmetro, densidade de área de superfície, e uma área de razão, devem ser levados em consideração (DE BAETS et al., 2007). Os efeitos de redução da erosão em função das raízes são também afetados pela arquitetura da raiz. Em geral, raízes pivotantes reduzem as taxas de erosão em menor medida, em comparação com raízes fasciculadas (WISCHMEIER, 1975; DISSMEYER & FOSTER, 1980; DE BAETS et al., 2007).

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização da área de estudo

A área utilizada na condução do experimento encontra-se inserida na bacia hidrográfica do riacho Jacu, localizando-se entre as cidades de Serra Talhada e Floresta, fazendo parte da bacia do São Pedro que se encontra inserida na bacia hidrográfica do Pajeú. O acesso acontece através da rodovia estadual PE 390 – km 20, na região da Serra da Lagartixa, apresentando as coordenadas geográficas 38°14' 39.3" de longitude Oeste e 08°00' 15.9" de latitude Sul (Figura 03).



Figura 03: Localização da bacia hidrográfica do riacho Jacu.



O clima da região de acordo com a classificação de Köppen é do tipo BSwH, ou seja, semiárido com precipitações médias anuais em torno de 642 mm, com grande variabilidade espacial e temporal (REDDY, 1983; SAMPAIO, 2003) concentradas principalmente entre os meses de janeiro à abril (figura 04), temperaturas médias elevadas próximo à 24,8°C, umidade relativa do ar baixa em torno de 62,5% (SILVA et al., 2004).

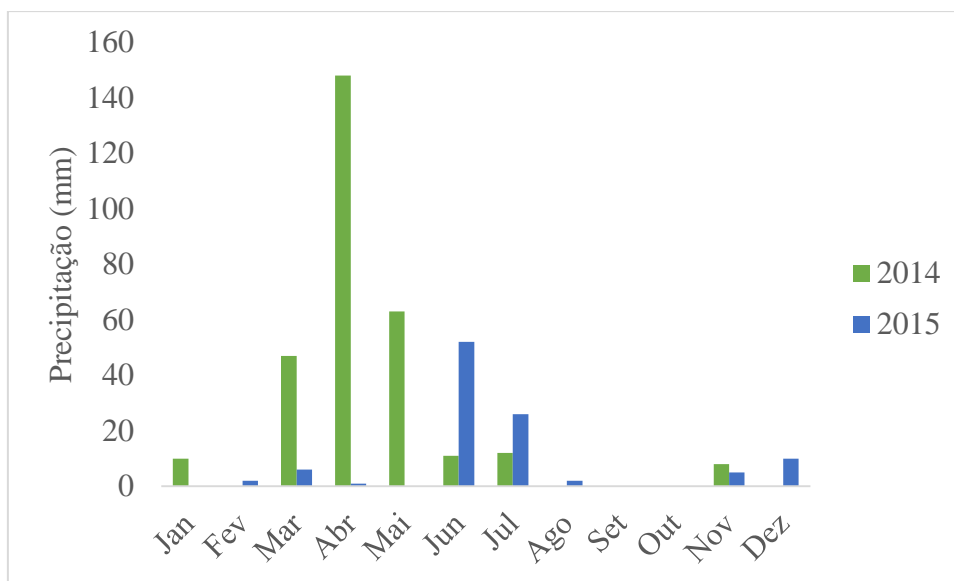


Figura 04: Distribuição mensal das chuvas na bacia hidrográfica do riacho Jacu, referente ao período compreendido entre os anos de 2014 a 2015. Adaptado.  
Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia, 2016.

A cobertura vegetal é composta principalmente por espécies lenhosas caducifólias espinhosas, regionalmente denominada de Caatinga, o domínio desta vegetação apresenta uma forte irregularidade climática, apresentando os valores meteorológicos mais extremos do país: a mais forte insolação, a mais baixa nebulosidade, as mais elevadas taxas de evaporação em consequência, grande parte das espécies vegetais são caducifólias, ou seja, têm folhas decíduas, que caem na época de seca em resposta à escassez de água, a diversidade biológica da Caatinga é extremamente significativa (SILVA, 2003), além de conferir valores biológicos e econômicos denotados ao Brasil.

#### 4.2 Parâmetros físico-hídricos da bacia hidrográfica do riacho Jacu

Imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) SC.24-X-A (figura 05) foram utilizadas para a determinação dos parâmetros físico-hídricos da Bacia Hidrográfica do riacho

Jacu, com base nas imagens, que apresentam resolução espacial de 30 metros, foi montada uma base de dados utilizando-se o software ArcGIS 9.1.

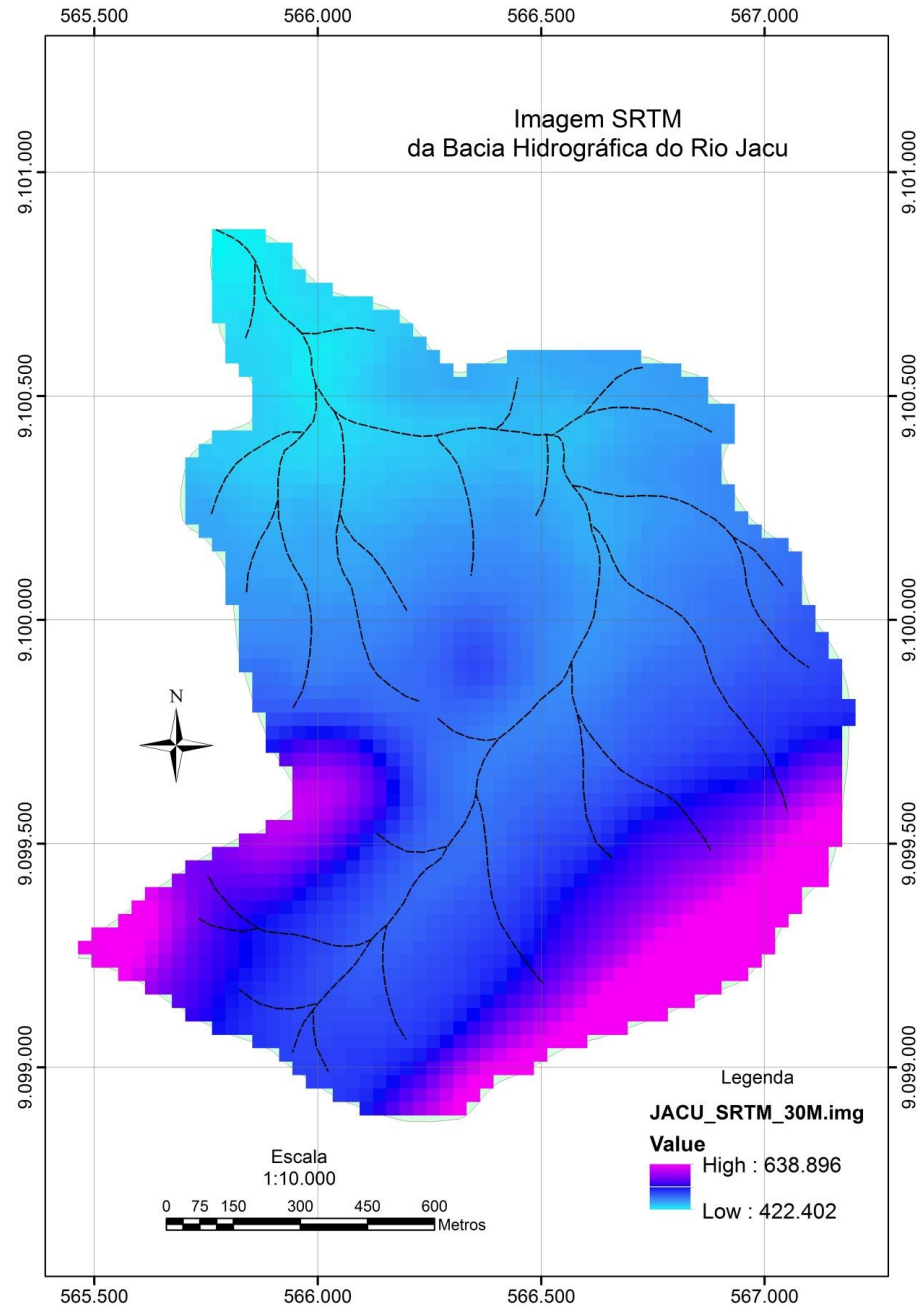


Figura 05: Imagem SRTM da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Adotou-se neste trabalho a projeção UTM, Datum WGS-1984 (Zona 24S). Para a delimitação da bacia hidrográfica obedeceu-se a critérios metodológicos automatizados utilizando-se o aplicativo Hydrology. A rede de drenagem (Figura 06), foi obtida por procedimentos automatizados por meio do aplicativo Hydrology, e teve seus canais ordenados adotando-se o modelo proposto por STRAHLER (1957).

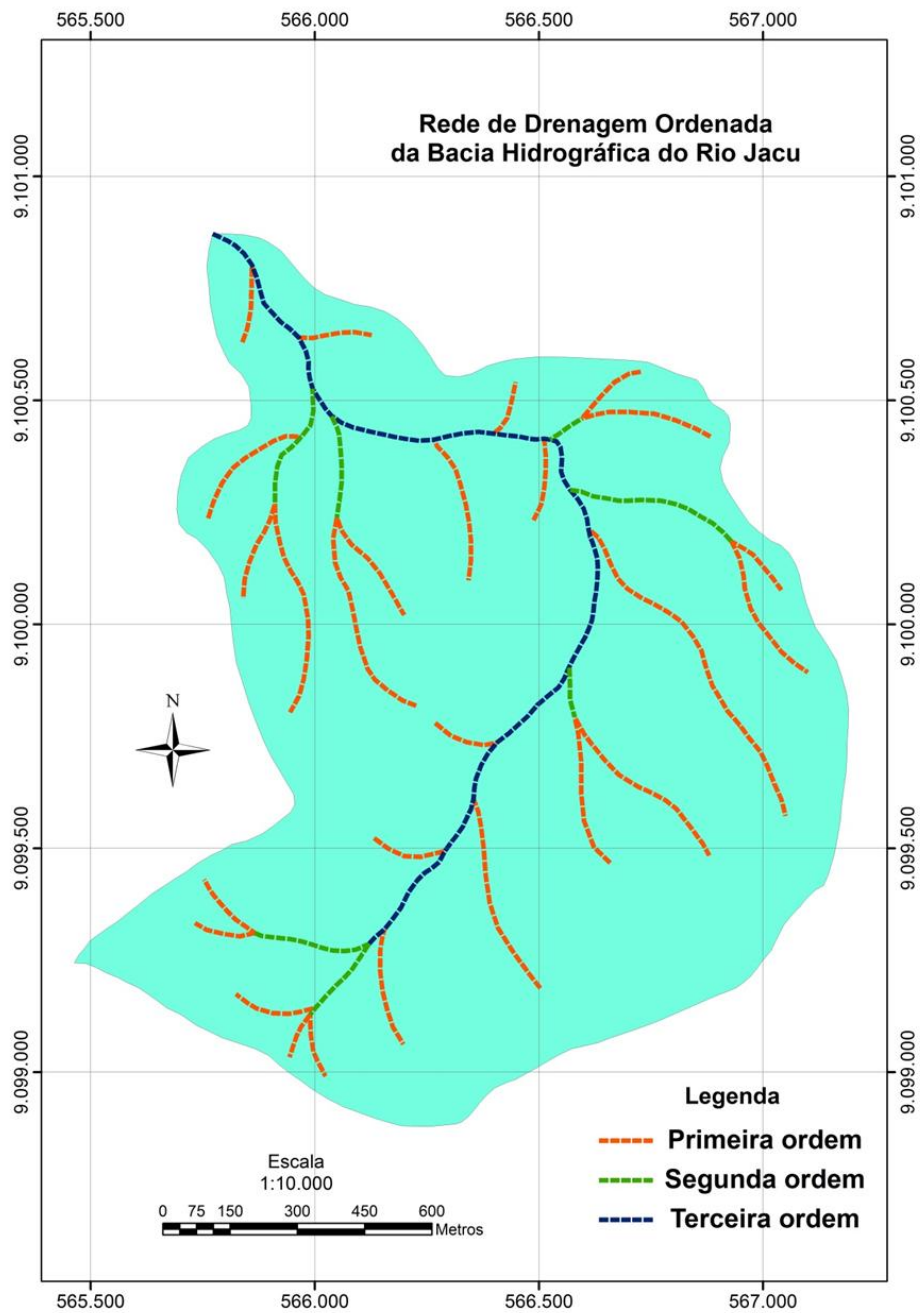


Figura 06: Rede de drenagem da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Para a construção da Carta hipsométrica da bacia hidrográfica do riacho Jacu (Figura 07) foi realizada a reclassificação dos valores dos pixels da imagem SRTM com resolução de 30 metros. Diante da análise quantitativa da carta hipsométrica, tornou-se possível a elaboração da (Tabela 01) que sumariza as classes de relevo e a abrangência de cada uma das classes mapeadas na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

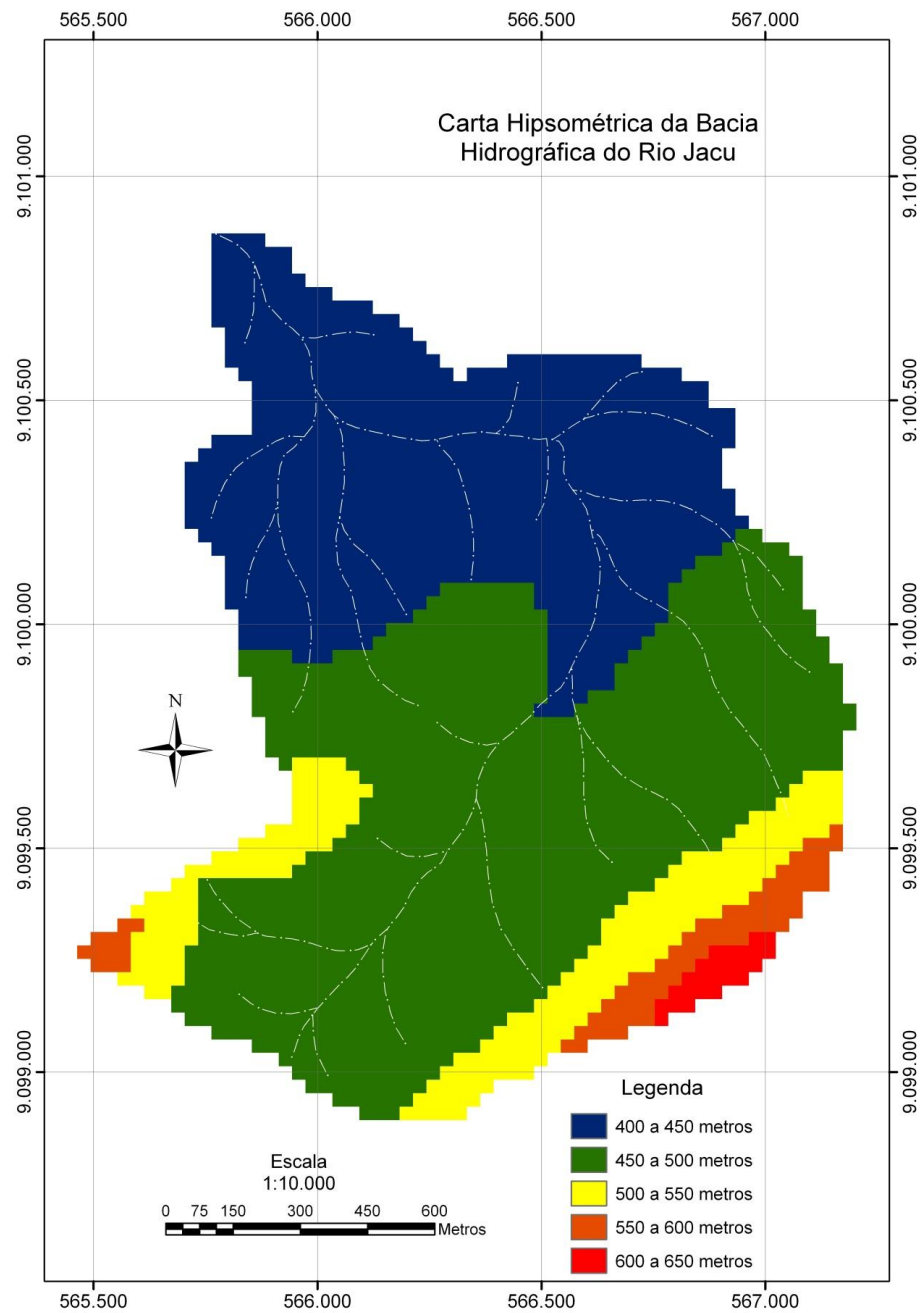


Figura 07: Carta hipsométrica da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

**Tabela 01:** Classes de relevo da Bacia Hidrográfica do Riacho Jacu

Classes (m)	Área (m <sup>2</sup> )	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

Para a elaboração da Carta de Declividade da bacia hidrográfica do riacho Jacu foi utilizada o aplicativo Spatial Analyst Tools, utilizando-se sete intervalos iguais de declividade, variando de 0 a 30% (Figura 08).

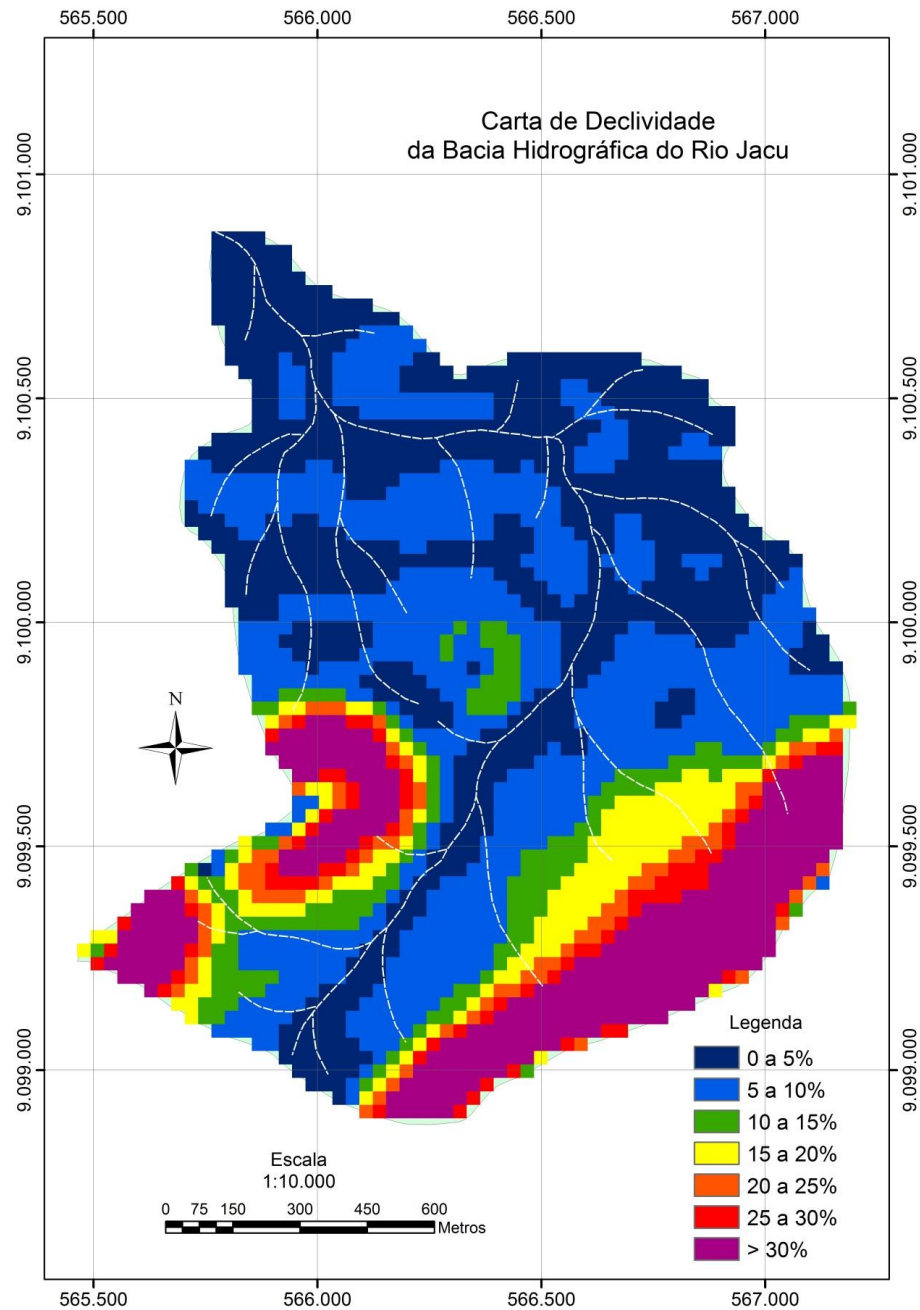


Figura 08: Carta de declividade da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

A partir da Carta de declividade foi realizada uma análise dos resultados possibilitando a elaboração da tabela 02, que exprime a distribuição dos diferentes intervalos de declividade identificados na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

**Tabela 02:** Classes de declividade da Bacia Hidrográfico do Riacho Jacu.

Classe (%)	Área (m <sup>2</sup> )	Área (%)
0 a 5	692.1	33,05
5 a 10	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 03 sumariza os parâmetros físicos hídricos e a morfometria da bacia hidrográfica do riacho Jacu.

**Tabela 03:** Parâmetros físicos hídricos e a morfometria da bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

Parâmetros	Valor
Área	2,10 km <sup>2</sup>
Perímetro	6,50 km
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	1,85 km
Número dos canais da bacia	34 canais
Ordem da bacia	Terceira ordem
Número de canais de 1º ordem	26 canais
Número de canais de 2º ordem	07 canais
Número de canais de 3º ordem	01 canal
Comprimento total dos canais	11,06 km
Comprimento médio dos canais	0,43 km
Densidade de drenagem	1,32 km/km <sup>2</sup>
Densidade hidrográfica	12,38 canais/km <sup>2</sup>
Coefficiente de compacidade	1,26
Maior altitude da bacia	638,9 m
Menor altitude da bacia	422,4 m
Amplitude altimétrica da bacia	216,5 m
Declividade do canal principal	17,26 m/km
Tempo de concentração	0,984

A bacia hidrográfica semiárida do Jacu possui um perímetro (P) de 6,50 km e uma área de 2,10 km<sup>2</sup>, esse valor expressa toda área drenada pelo conjunto do sistema fluvial, projetada num plano horizontal, de acordo com ALCÂNTARA et al., (2005). Para a determinação da ordem dos cursos d'água utilizou-se os critérios introduzidos por HORTON, (1945) e STRAHLER, (1957).

Os canais designados de primeira ordem são aqueles que não possuem tributários, os canais de segunda ordem são aqueles 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). Para CARDOSO et al., (2006) a junção de um canal de determinada ordem a um canal de ordem superior não altera a ordem deste.

No cálculo da relação entre o comprimento médio dos canais (RLm) de determinada bacia hidrográfica, 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, utilizando-se a seguinte equação (ALCÂNTARA et al., 2005)

$$RLm = \frac{Lmu}{Lmu-1} \quad (5)$$

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.

A relação entre o comprimento axial da bacia hidrográfica (L) e a largura média (A) nos dá o fator de forma (F), o comprimento axial 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. Na bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu o resultado obtido para o fator de forma da foi igual a 0,0497. Para o cálculo do coeficiente de compacidade utilizou-se a seguinte equação:

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (6)$$

em que Kc é o coeficiente de compacidade, P é o perímetro (m) e A é a área de drenagem (m<sup>2</sup>), segundo TEODORO et al. (2007). Para os parâmetros derivados, a densidade de

drenagem (Dd) estima a maior ou menor velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica, sendo determinada através da seguinte equação:

$$Dd = \frac{Lt}{A} \quad (7)$$

em que Dd é a densidade de drenagem ( $\text{km km}^{-2}$ ), Lt é o comprimento total de todos os canais (km) e A é a área de drenagem ( $\text{km}^2$ ).

Como valor da densidade de drenagem para a bacia hidrográfica do riacho Jacu obteve-se  $1,32 \text{ km km}^{-2}$  sendo considerada uma bacia com drenagem mediana (Tabela 04). Segundo VILLELA & MATTOS, (1975) a densidade de drenagem pode variar de  $0,5 \text{ km km}^{-2}$  em bacias com pouca drenagem a  $3,5 \text{ km km}^{-2}$  ou mais, em bacias bem drenadas.

**Tabela 04:** Classificação dos valores de densidade de drenagem

VDD ( $\text{km km}^{-2}$ )	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 relação existente entre o número cursos d'água e a área da bacia hidrográfica é a densidade hidrográfica ( $D_h$ ) sendo expressa pela fórmula:

$$Dh = \frac{N}{A} \quad (8)$$

em que N é o número de rios ou cursos d'água e A área da bacia hidrográfica. Este índice tem por finalidade comparar a frequência ou a quantidade de cursos d'água existentes em uma área de tamanho padrão, como por exemplo, o quilômetro quadrado (CRISTOFOLETTI, 1969). A densidade hidrográfica da bacia semiárida do Jacu é de  $12,38 \text{ canais km}^{-2}$ .

Em relação à declividade e altitude, o modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDEHC) foi utilizado 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 05).



**Tabela 05:** Classificação da declividade

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

Fonte: EMBRAPA (1979).

A sinuosidade do rio principal diz respeito à relação entre a distância do eixo do vale e o comprimento do canal. O índice de sinuosidade ( $I_s$ ) corresponde à sinuosidade do curso de água principal sendo um fator controlador da velocidade de escoamento representando a relação entre o comprimento do rio principal e o comprimento de seu talvegue, determinado pela seguinte equação:

$$I_s = \frac{100 (L - Ev)}{L} \quad (9)$$

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. Para o cálculo do índice de sinuosidade para a microbacia semiárida do riacho Jacu utilizou-se a seguinte fórmula:

$$I_s = \frac{CP^2}{Rb} \quad (10)$$

em que  $CP$  é o comprimento do canal principal e  $Rb$  é o comprimento do canal principal rebatido (TEODORO et al., 2007).

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

$$T_c = \frac{0,606(L.n)^{0,467}}{S^{0,234}} \quad (11)$$

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 ( $m\ m^{-1}$ ). O comprimento  $L$  considerado foi o comprimento rebatido da bacia. O valor de rugosidade atribuído a bacia do Jacu foi de 0,2 por sua cobertura vegetal ser escassa, com pequenas áreas de caatinga arbustiva e arbórea (moderadamente descoberta) apresentando culturas de sequeiro área e criação extensiva de pequenos animais.

### 4.3 Vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do Jacu

Através do processamento digital de uma imagem GEOCOVER, obteve-se a Carta de vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do Jacu (Figura 09). Foram individualizadas três unidades (caatinga arbustiva, caatinga semi-arbustiva e agricultura de sequeiro). Após a quantificação desta carta, obteve-se os valores expressos na tabela 06.

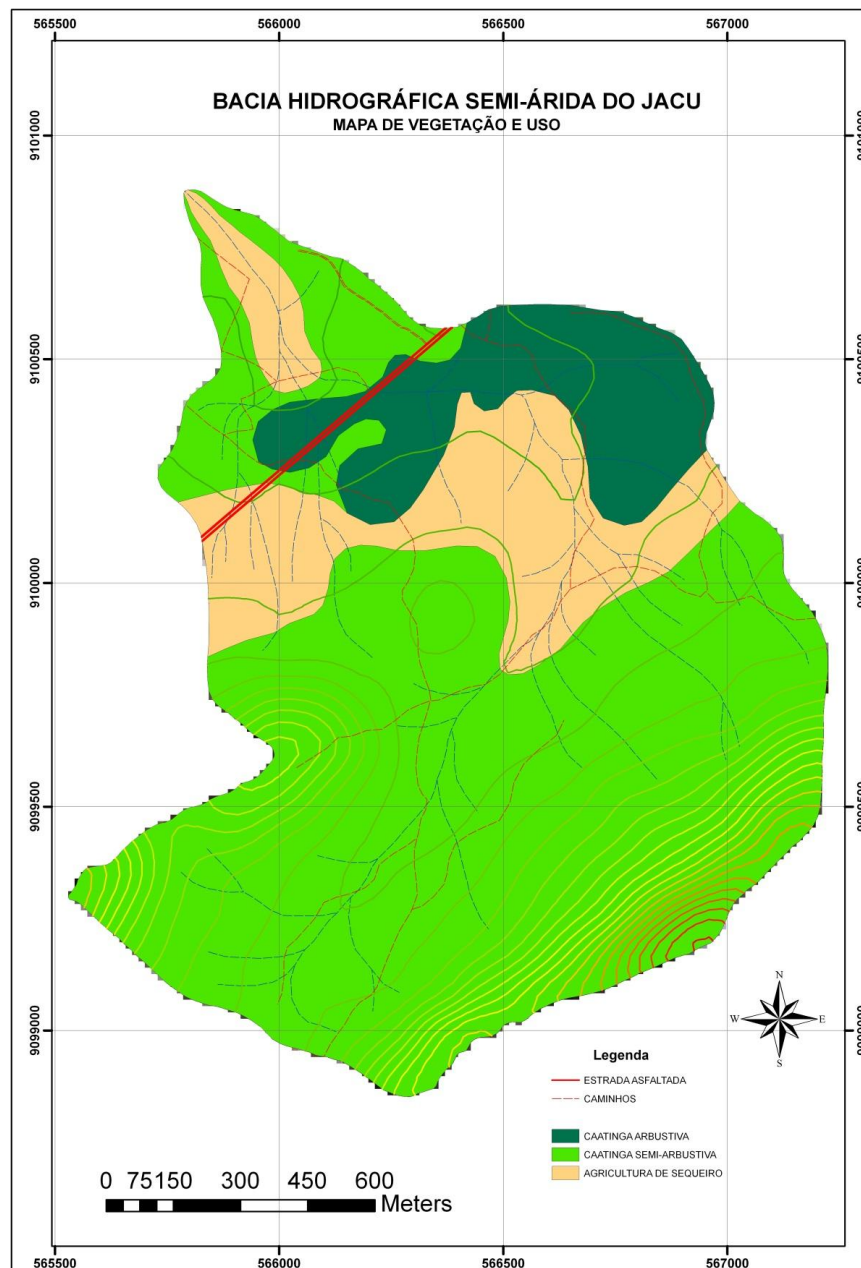


Figura 09: Uso e vegetação da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.  
 Fonte: PISCOYA, 2012.

**Tabela 06.** Distribuição das classes de vegetação e uso da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu.

Intervalo	Área (m <sup>2</sup> )	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

#### 4.4 Caracterização dos solos da bacia hidrográfica do Jacu

Na bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu ocorrem Neossolo Litólico, Neossolo Flúvico levantados por MELO et al., (2008) e Cambissolo Háplico, descrito por PISCOYA (2012), (Figura 10) de acordo com a classificação da EMBRAPA, (2006).



Figura 10: Perfil do Cambissolo Háplico no local do experimento da bacia hidrográfica semiárida do riacho Jacu. Fonte: Piscoya, 2012.

Para a caracterização química e física do Cambissolo Háplico foi coletada uma amostra de solo composta por 10 amostras simples da área experimental coletadas na profundidade de 0 – 10 cm. Posteriormente as amostras foram levadas aos Laboratórios de Química e Física do solo do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), sendo postas para

secar ao ar, destorroadas e passadas em peneira de malha de 2 mm. Para a realização das análises químicas seguiu-se as recomendações de EMBRAPA (2009) e a análise do carbono orgânico segundo CHAN et al. (2001). A análise granulométrica foi realizada pelo método do densímetro, a densidade do solo pelo método do torrão parafinado, a densidade de partículas pelo método do balão volumétrico e o cálculo da porosidade total segundo EMBRAPA (1997). Os resultados encontram-se nas Tabelas 07 e 08.

Tabela 07 – Características Físicas da camada de 0 – 10 cm de profundidade do Cambissolo háplico da Bacia Hidrográfica Semiárida do Riacho Jacu, Serra Talhada – PE.

Kg dm <sup>-3</sup>		Análise granulométrica			Classificação textural
		g Kg <sup>-1</sup>			
Ds	Dp	Argila	Silte	Areia	
1,43	2,70	138	188	674	Franco Arenoso

Tabela 08: Características de Fertilidade da camada de 0 – 10 cm profundidade do Cambissolo Háplico da Bacia Hidrográfica Semiárida do Riacho Jacu, Serra Talhada – PE.

pH	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	P	Matéria Orgânica
	..... (cmol <sub>c</sub> Kg <sup>-1</sup> ) .....			... (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) ...		(mg dm <sup>-3</sup> )	(g Kg <sup>-1</sup> )
6,78	3,98	3,04	0,02	2,42	0,60	16,0	12,0

#### 4.5 Determinação das taxas de erosão em entressulcos

O experimento foi conduzido no mês de julho de 2014 com uma sequência de 16 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 11) foi abastecido através de uma bomba submersa colocada em um reservatório de água de 5000L. A intensidade média das chuvas de 90 mm h<sup>-1</sup> foi aferida através de um conjunto de 10 pluviômetros colocados ao acaso fora e ao lado da área útil das parcelas experimentais.



Figura 11: 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  $2 \text{ m}^2$  (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.

Para a determinação da descarga líquida ( $q$ ) por unidade de largura foi realizou-se as coletas de enxurradas em potes plásticos, na extremidade da calha coletora a cada 5 minutos durante o decorrer dos testes. Para determinação da velocidade superficial do escoamento ( $V_s$ ) utilizou-se o 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 ( $a = 2/3$ ), de acordo com BEZERRA et al., (2007).

Para a determinação da altura da lâmina do escoamento ( $h$ ) utilizou-se a equação derivada por WOOLHISER & LIGGETT, (1967); SINGH (1983) para a solução cinemática das equações de Saint – Venant:

$$h = \frac{q}{V} \quad (12)$$

em que  $h$  é a altura da lâmina de escoamento (m),  $q$  é a descarga líquida por unidade de largura ( $m^2 s^{-1}$ ).

O número de Reynolds ( $Re$ ) foi determinado pela seguinte relação segundo SIMONS & SENTURK (1992):

$$Re = \frac{V_m h}{\nu} \quad (13)$$

em que,  $Re$  = número de Reynolds, adimensional;  $V_m$  = velocidade média do escoamento ( $m s^{-1}$ );  $h$  = altura da lâmina de escoamento (m);  $\nu$  = viscosidade cinemática da água ( $m^2 s^{-1}$ ). A viscosidade cinemática da água foi determinada através da seguinte equação, conforme sugere JULIEN, (1995), com a temperatura ( $^{\circ}C$ ) sendo medida por um termômetro em cada ensaio:

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

em que,  $\nu$  = viscosidade cinemática da água ( $m^2 s^{-1}$ ) e  $T$  = temperatura da água em  $^{\circ}C$ .

O número de Froude ( $Fr$ ) foi obtido pela equação conforme SIMONS & SENTURK (1992):

$$Fr = \frac{V_m}{\sqrt{gh}} \quad (15)$$

em que,  $Fr$  = número de Froude, adimensional;  $V_m$  = velocidade média do escoamento ( $m s^{-1}$ );  $g$  = aceleração da gravidade ( $m s^{-2}$ ) e  $h$  = altura da lâmina de escoamento (m). Com os números de Reynolds e Froude, foram obtidos os regimes de escoamento gerados a partir das chuvas simuladas de acordo com o esquema da Figura 12.

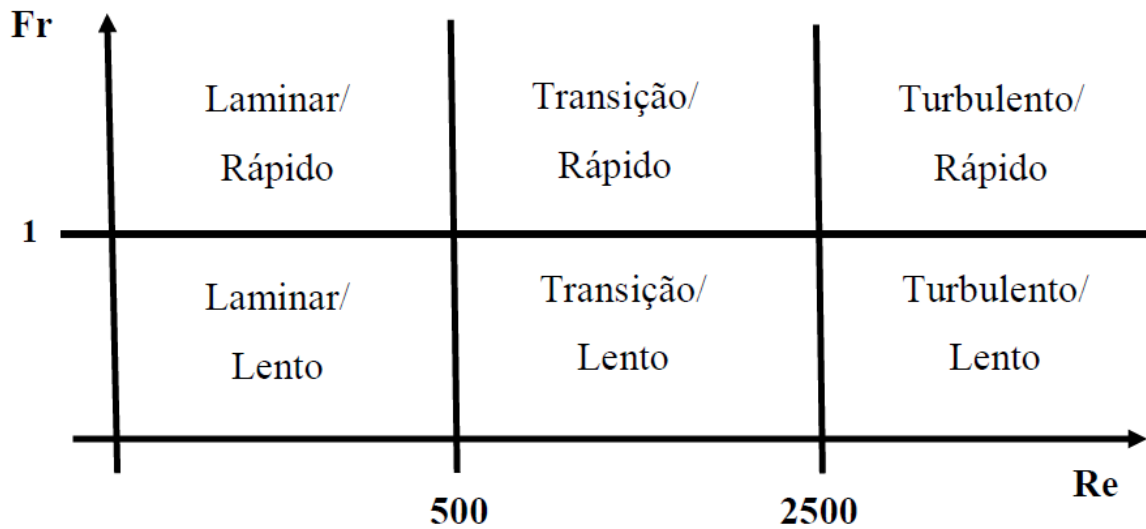


Figura 12: Esquema de classificação dos regimes de escoamento gerados durante as simulações de chuva. Fonte: Bezerra, 2004.

A taxa de desagregação do solo em entressulcos ( $Di$ ) foi calculada conforme BEZERRA & CANTALICE (2006):

$$Di = \frac{M_{ss}}{AD_c} \quad (16)$$

em que  $M_{ss}$  é a massa de solo seco desagregado (kg),  $A$  é a área da parcela ( $m^2$ ) e  $D_c$  é a duração da coleta em (s).

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

$$P_s = \frac{\sum(QC_s t)}{A} \quad (17)$$

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 ( $ES\ mm\ h^{-1}$ ); e a intensidade de precipitação ( $PT\ mm\ h^{-1}$ ). A intensidade de precipitação foi calculada a partir do volume coletado por 10 pluviômetros, espalhados ao acaso em torno da parcela experimental.

$$C = \frac{ES}{PT} \quad (18)$$

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

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

$$Ti = PT - ES \quad (19)$$

#### **4.6 Análise estatística do experimento em entressulcos**

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com 4 repetições. Os tratamentos avaliados na erosão em entressulcos foram caatinga semi-arbustiva; solo coberto por serrapilheira; dossel da vegetação e solo descoberto. Na análise estatística dos dados foi realizado teste Tukey ( $p < 0,05$ ) no programa estatístico SPSS Statistical Package for Social Science, versão 21.0, assim como para análise de regressão dos dados foi utilizado o programa computacional Excel.



## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 09 encontram-se as condições hidráulicas médias dos escoamentos superficiais obtidos nas diferentes condições de cobertura vegetal no Cambissolo Háplico da Bacia Semiárida do Jacu. Observa-se que o tratamento 2, correspondente ao solo coberto por serrapilheira apresentou menores taxas de descarga líquida ( $q$ ), seguido do tratamento 1, correspondente a caatinga semi-arbustiva, e do tratamento 3, dossel da vegetação. A atuação deste último se deve ao fato da presença da copa, fuste e enraizamento da vegetação da caatinga. A maior retenção da descarga líquida pela caatinga semi-arbustiva, justifica-se pela maior resistência físico-hídrica ao escoamento originado por sua copa e pela camada de serrapilheira confirmado pelos maiores valores do coeficiente de rugosidade hidráulica  $f$  de Darcy-Weisbach.

Observa-se que os valores da rugosidade hidráulica diferem das condições de vegetação em relação ao solo descoberto, valores maiores de rugosidade hidráulica foram observados em solo coberto por caatinga semi-arbustiva, solo coberto por serrapilheira e solo apenas com a presença do dossel; o menor valor obtido para a rugosidade hidráulica corresponde ao solo descoberto.

Estas características justificam as reduções de velocidade e vazão nestas condições, comprovando que os elementos de vegetação e a serrapilheira originaram uma resistência física e hidráulica ao escoamento superficial. Os valores obtidos para o número de Reynolds para todas as condições de cobertura superficial entre 6,54 para solo coberto por serrapilheira e 47,74 para solo descoberto, juntamente com os valores de número de Froude entre 0,15 e 0,38 conferem a todos os escoamentos gerados o regime de escoamento laminar lento (SIMONS & SENTURK, 1992) característico da erosão em entressulcos, estando em concordância com os escoamentos obtidos com chuva simulada por INÁCIO et al., (2007); MARTINS FILHO et al., (2009); VEENA & TAMBE, (2010); CHARTIER et al., (2011); PISCOYA, (2012).

As maiores alturas de lâmina de escoamento superficial ( $h$ ) foram observadas em solo coberto por caatinga semi-arbustiva e serrapilheira, característica que pode ser atribuída às sobre-elevações das lâminas de água causadas pelas maiores quantidades de resíduos sobre a superfície do solo. Observa-se também, que entre todos os tratamentos com cobertura vegetal não houve diferença significativa para este, estando em concordância com resultados obtidos por FREITAS et al., (2008).

**Tabela 09:** Características hidráulicas do escoamento superficial gerado por chuva simulada, sob as condições de caatinga semi-arbustiva, solo coberto por serrapilheira, dossel da vegetação e solo descoberto, na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

Variáveis	Tratamentos			
	T1	T2	T3	T4
$q$ ( $m^2 s^{-1}$ )	$1,27 \times 10^{-5}$ A	$1,08 \times 10^{-5}$ A	$1,80 \times 10^{-5}$ B	$3,10 \times 10^{-5}$ C
$h$ (mm)	0,84 A	0,83 A	1,04 A	0,70 B
$V$ ( $m s^{-1}$ )	0,015 A	0,013 A	0,017 A	0,044 B
Re (adm.)	11,04 ns	6,5481 ns	16,57 ns	47,74 ns
Fr (adm.)	0,1943 A	0,1552 A	0,2405 A	0,3853 B
$\log f$ (adm.)	1,3384 B	1,4101 B	1,0297 B	0,6617 A

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: dossel; T4: Solo descoberto.

Na análise da velocidade média do escoamento superficial, observa-se que o maior valor,  $0,044 m s^{-1}$ , foi obtido para a condição de solo descoberto, ficando os tratamentos com as diversas formas de cobertura vegetal com menores valores de velocidade média, esse resultado mostra que essa variável sofreu influência da cobertura vegetal, na qual, o aumento no grau de cobertura gerou diminuição na velocidade de escoamento. Com a diminuição da velocidade diminui-se a capacidade de transporte de sedimentos e conseqüentemente as taxas de perda de solo.

Observa-se na figura 13, a relação dos valores de rugosidade ( $f$ ) com os valores dos números de Reynolds obtidos em todos os escoamentos gerados pela chuva, indicando um aumento das forças de viscosidade (valores do coeficiente de rugosidade  $f$ ) originados pelo dossel da caatinga e pelas maiores quantidades de resíduos vegetais oriundos da cobertura vegetal, determinando a redução dos valores do número de Reynolds. A magnitude das médias de rugosidade para os valores de Reynolds obtidos nas condições de escoamento da bacia hidrográfica semiárida do Jacu, semiárido pernambucano, demonstrando que as lâminas de escoamento superficial sobre a superfície do solo tiveram menor energia para a desagregação da superfície do solo comparado com o solo descoberto, estando em concordância com os valores obtidos por PISCOYA, (2012) para as condições de chuva simulada.

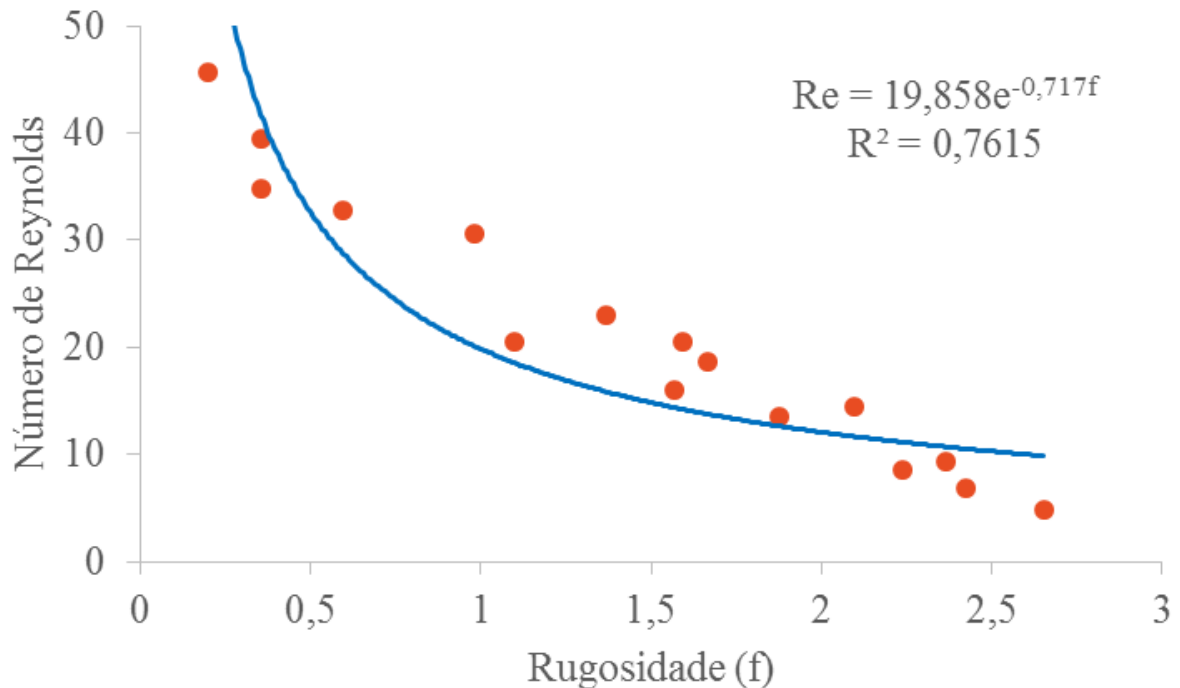


Figura 13: Regressão entre o numero de Reynolds e a rugosidade hidráulica gerada a partir de T1: Caatinga semi-arbustiva; T2: Serrapilheira; T3: Dossel; T4: Solo descoberto, em contato com o Cambissolo da bacia hidrográfica semiárida do jacu.

Na tabela 10, são apresentadas as seguintes variáveis de erosão: taxa de infiltração, coeficiente de escoamento superficial, taxa de desagregação e as perdas de solo. Os maiores valores de rugosidade hidráulica influenciaram num maior tempo de permanência da água na superfície do solo favorecendo o retardo do escoamento superficial aumentando a infiltração de água no solo, Variando de  $44,09 \text{ mm h}^{-1}$  para solo coberto por serrapilheira à  $19,94 \text{ mm h}^{-1}$  para solo descoberto, com conseqüente diminuição no coeficiente de escoamento superficial, todos os tratamentos com cobertura vegetal diferenciaram-se do solo descoberto, tendo a serrapilheira apresentado o menor valor (0,38), e 0,70 para solo descoberto.

A diminuição no coeficiente de escoamento superficial pode ser devido ao fato da presença da cobertura vegetal viva ou morta agir na redução do impacto das gotas de água, dissipando a energia cinética das gotas da chuva, diminuindo as taxas de desagregação do solo, além de prevenir o selamento superficial e reduzir as taxas de escoamento superficial. Conseqüentemente aumentando o represamento e a taxa de infiltração de água no solo, e ainda, mantendo a estabilidade dos agregados devido à presença do seu sistema radicular (BRANDÃO et al., 2007; FREITAS et al., 2008; NUNES & CASSOL, 2008; KNAPEN et al.,

2009; MARTINS FILHO et al., 2009; LICHNER et al., 2011; PODWOJEWSKI et al., 2011; CARVALHO et al., 2012).

As taxas de desagregação do solo, cuja avaliação é instantânea, diferentemente das perdas de solo, que consistem em um somatório, apontam as coberturas proporcionadas pelo solo coberto por serapilheira; e caatinga semi-arbustiva como as coberturas vegetais mais conservativas, refletindo a resistência hidráulica ao escoamento ( $f$ ) criada por estas, que, segundo PRUSKI et al., (1997), ocorre pela interceptação promovida pela vegetação, que amortece a energia do impacto das gotas de chuva e reduz a desagregação do solo. A ordem de grandeza entre  $10^{-3}$  e  $10^{-5}$  das taxas de desagregação do solo, juntamente com o regime de escoamento laminar lento, atestam a ocorrência da erosão em entressulcos em todos os tratamentos.

**Tabela 10:** 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, Dossel da vetação, e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do Riacho Jacu.

Variáveis	Tratamentos			
	T1	T2	T3	T4
Taxa de infiltração ( $\text{mm h}^{-1}$ )	41,73 A	44,09 A	31,54 B	19,94 C
C (adm.)	0,43 A	0,38 A	0,55 B	0,70 C
Di ( $\text{Kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )	$7,60 \times 10^{-5}$ A	$4,02 \times 10^{-5}$ B	$3,15 \times 10^{-4}$ C	$4,40 \times 10^{-4}$ C
PS ( $\text{t ha}^{-1}$ )	0,59 A	0,46 A	2,32 B	6,26 C

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: Dossel; T4: Solo descoberto.

Observa-se na figura 14, que houve uma redução do coeficiente de escoamento superficial em função da passagem da condição de solo descoberto para solo com vegetação de caatinga semi-arbustiva, uma vez que houve a interceptação da chuva pela vegetação, armazenamento de água na folhagem com geração de fluxo de caule resultando na redução da vazão e maiores valores de infiltração de água no solo. Por outro lado a serrapilheira também interceptou a chuva, diminuindo sua energia cinética, seguindo o mesmo comportamento que a cobertura vegetal da caatinga.

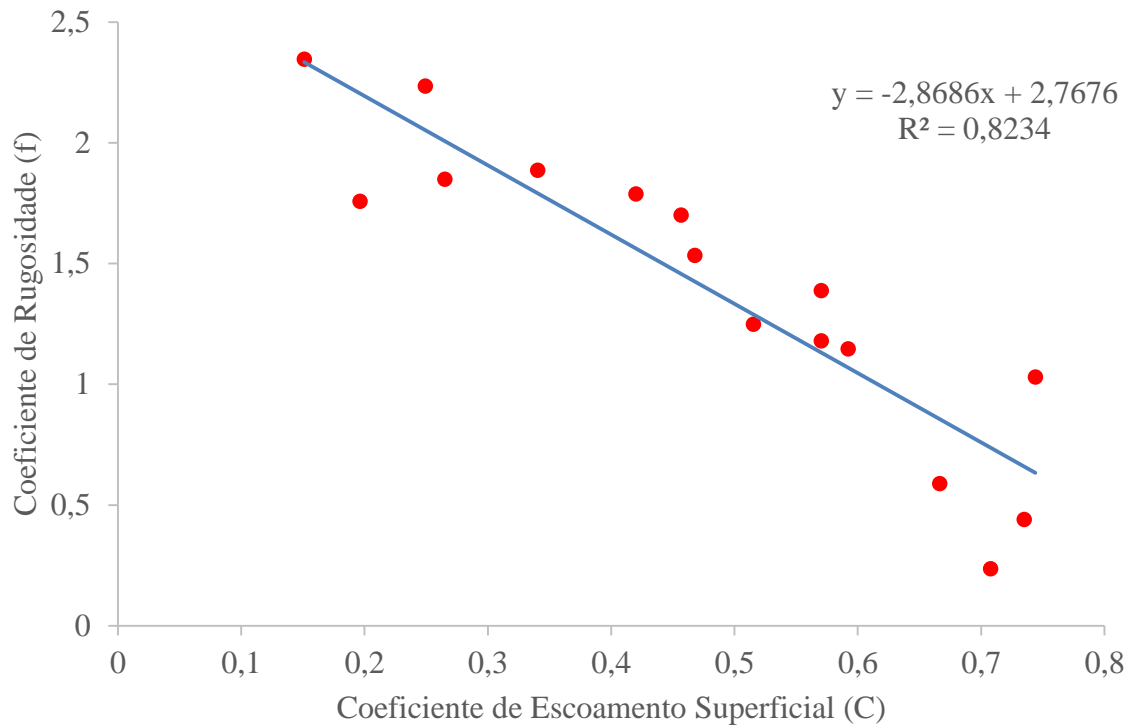


Figura 14: Relação entre a rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy-Weisback -  $f$ ) e o coeficiente de escoamento superficial ( $C$ ) para as condições de caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serapilheira, do dossel da vegetação, e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do Jacu.

Considerando a elevação da rugosidade hidráulica pelos elementos da vegetação e cobertura do solo influenciando na redução tanto das taxas de erosão quanto nas taxas de desagregação e perdas do solo (tabela 10). Observamos da mesma maneira uma redução exponencial das perdas do solo na condição de solo descoberto para as condições de perda de solo de caatinga semi-arbustiva (figura 15). Relações semelhantes foram obtidas por FREITAS et al., (2008); PISCOYA, (2012).

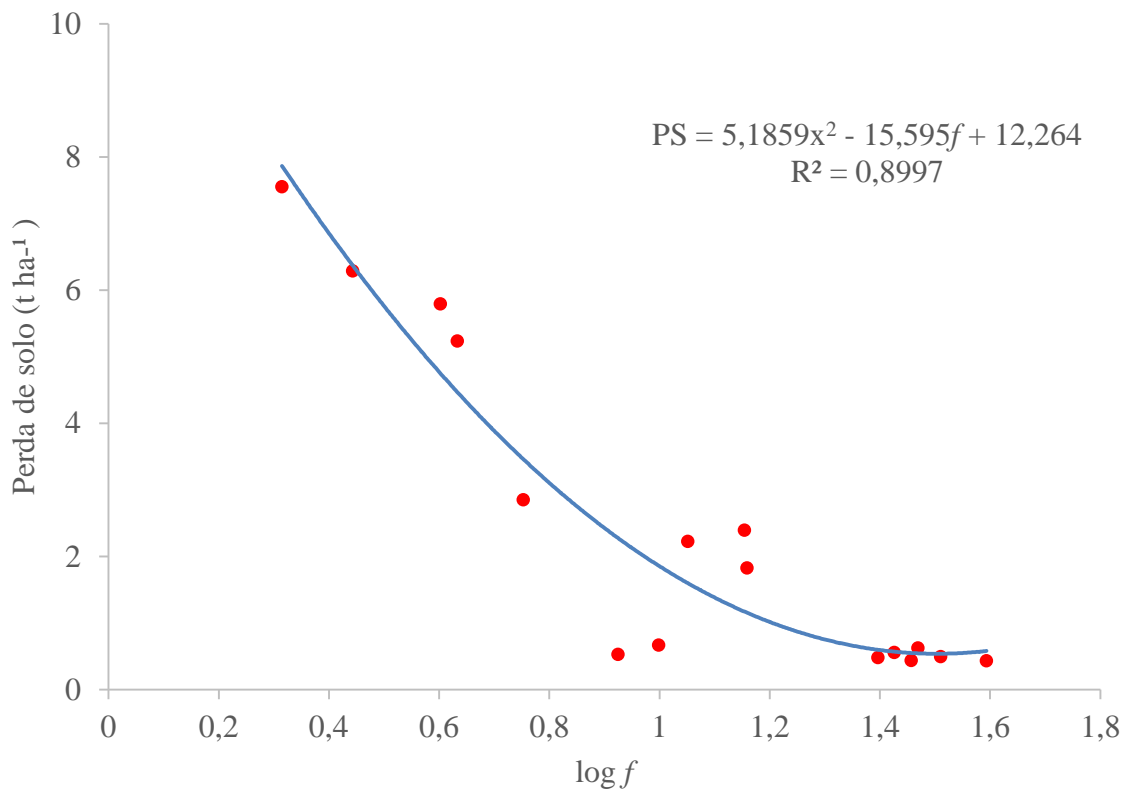


Figura 15: Perdas de solo (PS) observada em função da variação da rugosidade hidráulica (coeficiente de Darcy-Weisback  $f$ ) para as condições de caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serapilheira, do dossel da vegetação, e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica do riacho Jacu.

Os valores de perda de solo para um Cambissolo descoberto ( $6,26 \text{ t ha}^{-1}$ ) apresentaram-se muito superiores aos observados nos outros três tratamentos: Caatinga semi-arbustiva, Serrapilheira e Dossel da vegetação. Consideramos um valor excessivo para um solo pouco evoluído pouco profundo e com pouca cobertura vegetal no início do período chuvoso pelas características caducifólias da caatinga. A FAO, (2014) admite valores de perda de solo para solos rasos entre  $2 \text{ à } 4 \text{ t ha}^{-1}$ .

Os valores observados de infiltração de água no solo ao longo do tempo para as quatro condições avaliadas por meio do ajuste de Kostiakov se apresentaram com bons coeficientes de determinação (Figura 16). Maiores taxas de infiltração estabilizada e menores coeficientes de escoamento superficial foram encontrados em Cambissolo coberto por diferentes formas de cobertura vegetal e/ou serrapilheira. A Figura 16 exhibe o comportamento temporal da taxa de infiltração de água no solo para as diferentes formas de cobertura, na forma de bons ajustes polinomiais. No início dos testes, em todos os tratamentos observou-se uma elevada taxa de infiltração, em virtude dos solos estarem parcialmente secos, porém, na medida em que transcorre o tempo, as tensões matriciais do solo diminuem pela absorção de água na matriz

do solo, ocorrendo a formação da lâmina de escoamento, principalmente, no solo descoberto. Dessa forma, por consequência ocorre a diminuição da quantidade de água infiltrada. Havendo diminuição da quantidade de água infiltrada, e conseqüentemente um aumento no escoamento superficial.

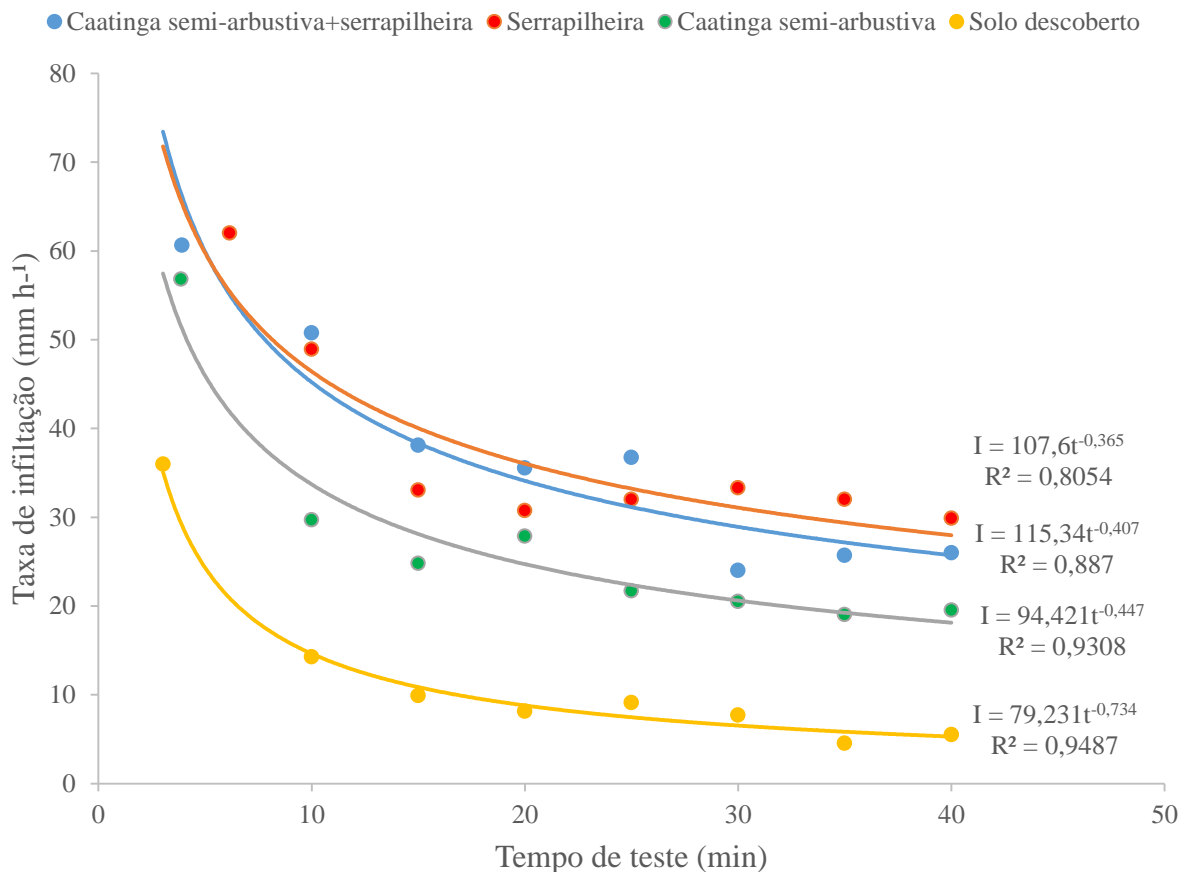


Figura 16: Taxas de infiltração média de água no solo para as condições da caatinga semi-arbustiva, do solo coberto por serapilheira, do dossel da vegetação e do Cambissolo descoberto na bacia hidrográfica semiárida riacho Jacu.

Como a vegetação de caatinga semi-arbustiva apresentou altura de dossel em torno de 2,5 m, pode-se dizer que o escoamento de água por seus troncos, caules e galhos, conhecido como fluxo de caule, originado a partir da interceptação vegetal da chuva pelo dossel da Caatinga semi-arbustiva, mobilizou volumes de água por algum tempo, que, assim, não chegaram rapidamente ao solo e contribuíram para o retardamento do escoamento superficial.

Os resultados obtidos no presente estudo indicam que as condições superficiais iniciais do solo, presença ou ausência de cobertura vegetal, são um importante fator

determinando as taxas de infiltração de água no solo e uma efetiva redução da erosão como verificado por LEITE et al., (2009); SMETS & POESEN, (2009).



## 6. CONCLUSÕES

1. Com a aplicação da chuva simulada nas parcelas experimentais produziram um escoamento que caracterizou regimes de escoamento na faixa de laminar lento, com número de Reynolds variando entre 6,5481 - 47,74, e número de Froud abaixo de 1.
2. O escoamento produzido com a aplicação da chuva simulada nas parcelas experimentais, apresentou maior valor de taxa de desagregação no tratamento correspondente ao solo descoberto  $4,40 \times 10^{-4}$ ;
3. Os valores correspondentes as taxas de infiltração foram menores para o solo descoberto  $19,94 \text{ mm h}^{-1}$  comparado com a caatinga semi-arbustiva, serrapilheira, e caatinga semi-arbustiva + serrapilheira;
4. Os valores para a perda de solo, em relação aos demais tratamentos, foram muito superiores para o solo descoberto  $6,26 \text{ t ha}^{-1}$

## REFERÊNCIAS

- ABRAHAMAS, A.D.; PARSONS, A.J.; WAINWRIGHT, J. Resistance to overland flow on semiarid grassland and shrubland hillslopes, Walnut Gulch, southern Arizona. **J. Hydrol.** 156 (1), 431–446, 1994.
- ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, J. R. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, p.136-141, 2002.
- 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, 2005.
- AMEZKETA, E. Soil aggregate stability: a review, **J. Sustain. Agr.**, 14, 83–151, 1999.
- ARCHER, N. A. L.; QUINTON, J. N.; HESS, T. M. Below-ground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-east Spain, **J. Arid Environ.**, 52, 535–553, 2002.
- ASCOUGH, J. C.; BAFFAUT, C. M.; NEARING, A. J. C.; LIU, B. The WEPP watershed model: II. Sensitivity analysis and discretization on small watersheds. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, Michigan, 1997.
- ASSOULINE, S. & MUALEM, Y. Modeling the dynamics of seal formation: analysis of the effect of soil and rainfall properties. **Water Resour. Res.** 36, 2341 – 2349, 2000.
- BAUHUS, J. & MESSIER, C. Soil exploitation strategies of fine roots in different tree species of the southern boreal forest of eastern Canada, **Can. J. Forest Res.**, 29, 260–273, 1999.
- BAUMANN, F.; HE, J.-S.; SCHMIDT, K.; KÜHN, P.; SCHOLTEN, T. Pedogenesis, permafrost, and soil moisture as controlling factors for soil nitrogen and carbon contents across the Tibetan Plateau, Glob. **Change Biol.**, 15, 3001–3017, 2009.
- BAUTISTA, S.; MAYOR, A. G.; BOURAKHOUADAR, J.; BELLOT, J. Plant spatial pattern predicts hillslope semiarid runoff and erosion in a Mediterranean landscape. **Ecosystems**, 10, 987–998, 2007.

BEN-HUR, M. Seal formation effects on soil infiltration and runoff in arid and semiarid regions under rainfall and sprinkler irrigation conditions. In: Zereini, F., Hötzl, H. (Eds.), *Climatic Changes and Water Resources in the Middle East and North Africa*. **Environmental Science and Engineering**. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 429–452, 2008.

BEN-HUR, M.; FERNANDEZ, C.; SARKKOLA, S.; CEREZAL, J.C.S. Overland flow, soil erosion and stream water quality in forest under different perturbations and climate conditions. In: Bredemeier, M., Cohen, S., Godbold, D.L., Lode, E., Pichler, V., Schleppe, P. (Eds.), *Forest Management and the Water Cycle*. **Ecological Studies**. Springer, Netherlands, pp. 263–289, 2011.

BERTIN, C.; YANG, X.; WESTON, L. The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere, **Plant Soil**, 256, 67–83, 2003.

BEUSELINCK, L.; GOVERS, G.; HAIRSINE, P.; SANDER, G.; BREYNAERT, M. The influence of rainfall on sediment transport by overland flow over areas of net deposition. **J. Hydrol.** 257 (1), 145–163, 2002.

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.

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*. n3, p. 431-435, 2007.

BOCHET, E.; POESEN, J.; RUBIO, J. L. Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: Influence of plant morphology and rainfall intensity. **Earth Surface Processes and Landforms**, 31, 536–549, 2006.

BOER, M. & PUIGDEFABREGAS, J. Effects of spatially structured vegetation patterns on hillslope erosion in a semiarid Mediterranean environment: A simulation study. **Earth Surface Processes and Landforms**, 30, 149–167, 2005.

BRADFORD, J.; FERRIS, J.; REMLY, P. Interrill soil erosion processes: I. Effect of surface sealing on infiltration, runoff, and soil splash detachment. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 51 (06), 1566–1571, 1987.

BRADY, N. C. & WEIL, R. R. *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. **Bookman**, 2013.

BRAIDA, J. A. & CASSOL, E. A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, n. 3, p. 699-709, 1999.

BRANDÃO, V. dos S.; SILVA, D. D. da; RUIZ, H. A.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MARTINEZ, M. A.; SILVA, E. O. Perdas de solo e caracterização física e micromorfológica de crostas formadas em solos sob chuva simulada. **Eng. Agríc.** Jaboticabal, v. 27 n.1, jan./abr. 2007.

BREVIK, E. C.; CERDÀ, A.; MATAIX-SOLERA, J.; PEREG, L.; QUINTON, J. N.; SIX, J.; VAN OOST, K. **The interdisciplinary nature of soil**, *Soil*, 1, 117–129, 2015.

BRONICK, C. J. & LAL, R.: Soil structure and management: a review, **Geoderma**, 124, 3–22, 2005.

BRYAN, R. B. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope, **Geomorphology**, 32, 385–415, 2000.

BURYLO, M.; HUDEK, C.; REY, F. Soil reinforcement by the roots of six dominant species on eroded mountainous marly slopes (Southern Alps, France). **Catena** 84, 70–78, 2011.

BURYLO, M.; REY, F.; BOCHET, E.; DUTOIT, T. Plant functional traits and species ability for sediment retention during concentrated flow erosion. **Plant and Soil**, 353, 135–144, 2012a.

BURYLO, M.; REY, F.; MATHYS, N.; DUTOIT, T. Plant root traits affecting the resistance of soils to concentrated flow erosion. **Earth Surface Processes and Landforms**, 37, 1463–1470, 2012b.

BUTTLE, J.M. & FARNSWORTH, A.G. Measurement and modeling of canopy water partitioning in a reforested landscape: the Ganaraska Forest, southern Ontario. **J. Hydrol.** 466–467, 103–114, 2012.

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, p. 241-248, 2006.

CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZI, J. C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.632-638, 2012.

CARVALHO, D. F.; CRUZ, E. S.; PINTO, M. F.; SILVA, L. D. B.; GUERRA, J. G. M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, p.3-9, 2009.

CARVALHO, D. F.; MONTEBELLER, C. A.; FRANCO, E. M.; VALCARCEL, R.; BERTOL, I. Padrões de precipitação e índices de erosividade para as chuvas de Seropédica e Nova Friburgo, RJ. R. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.7-14, 2005.

CARVALHO, D. F. de; SOUZA, W. de J.; PINTO, M. F.; OLIVEIRA, J. R. de; GUERRA, J. G. M. Perdas de água e solo sob diferentes padrões de chuva simulada e condições de cobertura do solo. **Eng. Agríc.** Jaboticabal, v. 32, n. 4, p. 708-717, 2012.

CASTILLO, V.M.; MARTÍNEZ-MENA, M.; ALBALADEJO, J. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. **Soil Science Society of America Journal** 61, 1116–1121, 1997.

CASTILLO, V.M.; MARTÍNEZ-MENA, M.; ALBALADEJO, J. Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. **Soil Science Society of America Journal**, 61(4), 1116-1121, 1997.

CERDÀ, A. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. **European Journal of Soil Science** 52, 59–68, 2001.

CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an Oxic Paleustalf under different pasture ley. **Soil Science**, Baltimore, vol. 166, n. 1, p. 61 - 67, 2001.

CHARPENTIER, M.A. AND GROFFMAN, P.M. soil moisture variability within remote sensing pixels. **Journal of Geophysical Research** 97, 18987–18995, 1992.

CHARTIER, M. P.; ROSTAGNO, C. M.; PAZOS, G. E. Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, **Argentina. Journal of Arid Environments**, London, v.75, n. 7, p. 656-661, 2011.

CHEN, Y.; TARCHITZKY, J.; BROUWER, J.; MORIN, J.; BANIN, A. Scanning electron microscope observations on soil crusts and their formation. **Soil Sci.**, 130: 49-55, 1980.

CHISHOLM, R. A. et al. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests, **J. Ecol.**, 101, 1214–1224, 2013.

COCHRANE, T.A. & FLANAGAN, D.C. Detachment in a simulated rill. *Trans. Asae* 40 (1), 111–119, 1997.

CORNELIS, W.M. Hydroclimatology of wind erosion in arid and semiarid environments. Chapter 9. PDryland Ecohydrology, D´Odorico and A. Porporato (eds.). Springer. **Printed in the Netherlands**. 141-159, 2006.

CROKE, B.F.W.; TICEHURST, J.L.; LETCHER, R.A.; NORTON, J.P.; NEWHAM, L.T.H.; JAKEMAN, A.J. Integrated assessment of water resources: Australian experiences. **Water Resource Management** 21, 351–73, 2007.

CUNHA, S. B. da. e GUERRA, A. J. T. **Degradação Ambiental**. In: GUERRA, A. J. T. and CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 3º ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000, p. 337-379. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. População e Domicílios - Censo 2000.

D´ODORICO, P. & PORPORATO, A. Ecohydrology of arid and semiarid ecosystems: an introduction. *Dryland Ecohydrology*, P.D´Odorico and A. Porporato (eds.), 1-10 p. Springer. **Printed in the Netherlands**, 2006.

DAVISON, P.; M.G. HUTCHINS; S.G. ANTHONY; M. BETSON; C. JOHNSON; E.I. LORD. The relationship between potentially erosive storm energy and daily rainfall quantity in England and Wales. **Science of the Total Environment** 344(1–3):15–25, 2005.

DE BAETS, S.; POESEN, J.; GYSSELS, G.; KNAPEN, A. Effects of grass roots on the erodibility of topsoil during concentrated flow, **Geomorphology**, 76, 54–67, 2006.

DE BAETS, S.; POESEN, J.; KNAPEN, A., GALINDO, P. 2007. Impact of root architecture on the 23 erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. **Earth Surf. Proc. Land**. 32 (9), 1323–1345, 2007.

DE BAETS, S.; POESEN, J.; REUBENS, B.; WEMANS, K.; DE BAERDEMAEKER, J.; MUYS, B. Tensile strength and root distribution of typical mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength, **Plant Soil**, 305, 207–226, 2008.

DE LA ROSA, D.; DIAZ-PEREIRA, E.; MAYOL F.; CZYZ, E.A.; A.R. DEXTER, E. DUMITRU, R. ENACHE, H. FLEIGE, R. HORN, K. RAJKAY, C. **SIMOTA SIDASS project Part2. Soil erosion as a function of soil type and agricultural management in Sevilla olive area, southern Spain** Soil Till. Res., 82, 19–28, 2005.

DE ROO, A.P.J.; WESSELING, C.G.; RITSEMA, C.J. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins I: theory, input and output. **Hydrol. Process.** 10, 1107–1117, 1996.

DEGENS, B. P.: Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: A review, **Austr. J. Soil Res.**, 35, 431–459, 1997.

DEVITT, D. A. & SMITH, S. D. Root channel macropores enhance downward movement of water in a Mojave Desert ecosystem, **J. Arid Environ.** 50, 99–108, 2002.

DISSMEYER, G.E. & FOSTER, G.R. A Guide for Predicting Sheet and Rill Erosion on Forest Land, 4. **USDA-Forest Service**, Southeastern Area, 1980.

DURÁN ZUAZO, V. H. D. & PLEGUEZUELO, C. R. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, 28, 65–86, 2008.

EL KATEB, H.; ZHANG, H.; ZHANG, P.; MOSANDL, R. Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: a field experiment in Southern Shaanxi Province. **Catena** 105, 1–10, 2013.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

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

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

EVANGELISTA, A. W. P.; CARVALHO, L. G.; BERNARDINO, D. T. Caracterização do padrão das chuvas ocorrentes em Lavras. **Revista Irriga**, v.10, p.306-317, 2005.

FAMIGLIETTI, J.S.; RUDNICKI, J.W.; RODELL, M. Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill, TEXAS. **Journal of Hydrology** 210, 259–281, 1998.

FAO. **Evolution of Crop Production**. FAOSTAT, Country Profile CVP Available, 2014.

FERREIRA, A.D.J.; COELHO, C.O.A.; RITSEMA, C.J.; BOULET, A.K.; KEIZER, J.J. Soil and water degradation processes in burnt areas: lessons learned from a nested approach. **Catena** 74, 273–285, 2008.

FOSTER, G.R. Modeling the erosion process. In: HAAN, C.T.; JOHNSON, H.P.; BRAKENSIEK, D.L. (Ed.). Hydrologic modeling of small watersheds. St. Joseph: **American Society of Agricultural Engineering**, 1982. p.297-380, 1982.

FOSTER, G.R.; MEYER, L.D.; ONSTAD, C.A. An erosion equation derived from basic erosion principles. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.** 19, 678–682, 1976.

FOX, D.M. & BRYAN, R.B., The relationship of soil loss by interrill erosion to slope gradient. **Catena** 38, 211–222, 1999.

FREITAS, F. J. de; CANTALICE, J. R.B.; BEZERRA, S. A.; SILVA, M. D. R. O.; SANTOS, P. M.; CORREA, R. M.; LIMA, P. A.; FIGUEIRA, S. B. Erosão em entressulcos sob caatinga e culturas agrícolas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p.1743-1751, 2008.

FU, W.; HUANG, M.; GALLICHAND, J.; SHAO, M. Optimization of plant coverage in relation to water balance in the Loess Plateau of China. **Geoderma** 173–174, 134–144, 2012.

GALLART, F.; LLORENS, P.; LATRON, J.; REGÜÉS, D.; Hydrological processes and their seasonal controls in a small Mediterranean mountain catchment in the Pyrenees. **Hydrology and Earth System Sciences** 6, 527–537, 2002.

GAO, X.; WU, P.; ZHAO, X.; WANG, J.; SHI, Y. Effects of land use on soil moisture variation in a semi-arid catchment: implications for land and agricultural water management. **Land Degrad. Dev.** 25, 163–172, 2014.

GARCÍA-RUIZ, J.M. The effects of land uses on soil erosion in Spain: a review. **Catena** 81, 1–11, 2010.



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, 173-214, 1990.

GHEBREIYESSUS, Y.T.; GANTZER, C.J.; ALBERTS, E.E. Soil-erosion by concentrated flow— shear-stress and Bulk-density. *Trans. Asae* 37 (6), 1791–1797, 1994.

GILLEY, J.E.; WOOLHEISER, D.; MCWHORTER, D. Interrill soil erosion, Part I. Development of model equations. *Biol. Syst. Eng. Pap.* Publ. 28, 147–153, 1985.

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

GOVERS, G.; EVERAERT, W.; POESEN, J.; RAUWS, G.; DE PLOEY, J.; LAUTRIDOU, J.P. A long flume study of the dynamic factors affecting the resistance of a loamy soil to concentrated flow erosion. *Earth Surf. Proc. Land.* 15 (4), 313–328, 1990.

GOVERS, G.; GIMÉNEZ, R.; VAN OOST, K. Rill erosion: exploring the relationship between experiments, modelling and field observations. *Earth-Science Reviews*, v. 84, n. 3, p. 87-102, 2007.

GUO, Q.; HAO, Y.; LIU, B. Rates of soil erosion in China: A study based on runoff plot data, *Catena*, 124, 68–76, 2015.

GYSSSELS, G. & POESEN, J. The importance of plant root characteristics in controlling concentrated flow erosion rates, *Earth Surf. Proc. Landf.* 28, 371–384, 2003.

GYSSSELS, G.; POESEN, J.; BOCHET, E.; LI, Y. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography*, 29, 189–217, 2005.

HALES, T. C.; FORD, C. R.; HWANG, T.; VOSE, J. M.; BAND, L. E. Topographic and ecological controls on root reinforcement, *J. Geophys. Res.*, 114, 1–17. 2009.

HAYNES, R. J. & BEARE, M. H.: Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions, *Soil Biol. Biochem*, 29, 1647–1653, 1997.

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.

HÖTZL, H. Water resources management in the Middle East under aspects of climatic changes. In: Zereini, F., Hötzl, H. (Eds.), *Climatic Changes and Water Resources in the Middle East and North Africa*. **Environmental Science and Engineering**. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 77–92, 2008.

HUENCHULEO, C.; BARKMANN, J.; VILLALOBOS, P. Social psychology predictors for the adoption of soil conservation measures in Central Chile. **Land Degrad. Dev.** 23, 483–495, 2012.

IBÁÑEZ, J. et al. A model-based integrated assessment of land degradation by water erosion in a valuable Spanish rangeland. **Environmental Modelling e Software**, v. 55, p. 201-213, 2014.

INÁCIO, E. dos S.B.; CANTALICE, J. R. B.; NACIF, P. G. S.; ARAUJO, Q. R. de; BARRETO, A. C. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **rev. bras. eng. agric. ambiental**, v. 11. n. 4, p. 355-360, 2007.

ISERLOH, T.; WOLFGANG, F.; RIES, J.B; SEEGER, M. Design and Calibration of the Small Portable Rainfall Simulator of Trier University. **Geophysical Research Abstracts**, 12. EGU2010–EGU2769, 2010.

ISSA, O.M., VALENTIN, C., RAJOT, J.L., CERDAN, O., DESPRATS, J.F., BOUCHET, T. Runoff 25 generation fostered by physical and biological crusts in semi-arid sandy soils. **Geoderma** 167–168, 22–29, 2011.

ISSA, O.M.; TRICHET, J.; DEFARGE, C.; COUTE, A.; VALENTIN, C. Morphology and microstructure of microbiotic soil crusts on a tiger bush sequence (Niger, Sahel). **Catena** 37 (1–2), 175–196, 1999.

JANKAUSKAS, B.; JANKAUSKIENE, G.; FULLEN, M. A. Soil erosion changes in the physical properties of Lithuanian Eutric Albeluvisols under different land use systems, **Acta Agricult. Scandinaviana Sect. B**, 58, 66–76, 2008.

JIAO, J.; ZHANG, Z.; BAI, W.; JIA, Y.; WANG, N. Assessing the Ecological Success of Restoration by Afforestation on the Chinese Loess Plateau, **Restor. Ecol.**, 20, 240–249, 2012.

JIAO, J.; ZOU, H.; JIA, Y.; WANG, N. Research progress on the effects of soil erosion on vegetation. **Acta Ecologica Sinica** 29, 85–91, 2009.

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

KHANBILVARDI, R.M. & ROGOWSKI, A.S. Modeling soil-erosion, transport and deposition. **Ecol. Model.** 33 (2–4), 255–268, 1986.

KNAPEN, A.; POESEN, J.; GOVERS, G.; DE BAETS, S.; 2008. The effect of conservation tillage on runoff erosivity and soil erodibility during concentrated flow. **Hydrol. Process.** 22 (10), 1497–1508, 2008.

KNAPEN, A.; POESEN, J.; GOVERS, G.; GYSSELS, G.; NACHTERGAELE, J. Resistance of soils to concentrated flow erosion: a review. **Earth Sci. Rev.** 80 (1), 75–109, 2007.

KÖRNER, C. & SPEHN, E. M. **Mountain biodiversity: A global assessment**. London: Parthenon Publishing Group. 2002.

KÖRNER, C. Mountain biodiversity, its causes and function. **Ambio**, 11–17, 2004.

KRAUTZER, B.; WITTMANN, H.; PERATONER, G.; GRAISS, W.; PARTL, C.; PARENTE, G. **Site-specific high zone restoration in the Alpine Region**. The current technological development. Irdning: Federal Research and Education Centre (HBLFA) Raumberg- Gumpenstein, 2006.

LAFLEN, J.M.; FOSTER, G.R.; ONSTAD, C. Simulation of individual storms soil losses for modeling the impact of soil erosion on cropland productivity. In: EL-SWAFY, S.A.; MOLDENHAUER, W.C. (Ed.). Soil erosion and conservation. Ankeny: **Soil Conservation Society of America**, p.285-295, 1985

LAL, R. **Soil degradation by erosion**, Land Degrad. Dev., 12, 519– 539, 2001.

LEITE, M. H. S.; COUTO, E. G.; AMORIM, R. S. S.; COSTA, E. L. da; MARASCHIN, L. Perdas de solo e nutrientes num latossolo vermelho amarelo ácrico típico, com diferentes sistemas de preparo e sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33 n. 3, 2009.

LI, Y. & SHAO, M. Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. **J. Arid Environ.** 64 (1), 77–96, 2006.

LICHNER, L.; ELDRIDGE, D. J.; SCHACHT, K.; ZHUKOVA, N.; HOLKO, L.; SÍR, M.; PECHO, J. Grass cover influences hydrophysical parameters and heterogeneity of water flow in a sandy soil. **Pedosphere**, Beijing, v. 21, n. 6, p. 719-729, 2011.

MACHADO, R. L.; CARVALHO, D. F.; COSTA, J. R.; OLIVEIRA NETO, D. H.; PINTO, M. F. Análise da erosividade das chuvas associada aos padrões de precipitação pluvial na região de Ribeirão das Lajes-RJ. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.2113-2123, 2008.

MACLEOD, C. J. A.; BINLEY, A.; HAWKINS, S. L. HUMPHREYS, M. W.; TURNER, L. B.; WHALLEY, W. R.; HAYGARTH, P. M. Genetically modified hydrographs: what can grass genetics do for temperate catchment hydrology?, **Hydrol. Process.**, 21, 2217–2221, 2007.

MANNERING, J. V. & MEYER, L. D. The effects of various rates of surface mulch on infiltration and erosion. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 27, n. 1, p. 84-86, 1963.

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 8-18, 2009.

MCCULLY, M. E. Roots in soil: unearthing the complexities of roots and their rhizospheres, **Ann. Rev. Plant Phys.**, 50, 695–718, 1999.

MCLNTYRE, D.S. Permeability measurements of soil crusts formed by raindrop impact. **Soil Sci.**, 85: 185-189, 1958a.

MEEK, B. D.; RECHEL, E. A.; CARTER, L. M.; DE TAR, W. R. Changes in infiltration under alfalfa as influenced by time and wheel traffic, **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 53, 238–241, 1989.

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).

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.

MEYER, L. D., & WISCHMEIER, W. H. Mathematical simulation of the process of soil erosion by water. **Trans. ASAE** 12: 754-755, 1969.

MEYER, L.D. Rainfall simulators for soil erosion research. In: LAL, R. (Ed). **Soil Erosion Research Methods**. Delray Beach: St. Lucie Press. p. 83-103, 1994.

MITCHELL, A. R.; ELLSWORTH, T. R.; MEEK, B. D. Effects of root systems on preferential flow in swelling soils, **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, 26, 2655–2666, 1995.

MOHAMMAD, A.G. & ADAM, M.A. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. **Catena** 81, 97–103, 2010.

MONTENEGRO, A.A.A.; ABRANTES, J.R.C.B.; LIMA, J.L.M.P.; SINGH, V.P. & SANTOS, T.E.M. Impact of mulching on soil and water dynamics under intermittent simulated rainfall. **Catena**, 109:139-149, 2013.

MOREL, J. L.; HABIB, L.; PLANTUREUX, S.; GUCKERT, A. Influence of maize root mucilage on soil aggregate stability, **Plant Soil**, 136, 111–119, 1991.

MORENO-ESPÍNDOLA, I. P.; RIVERA-BECERRIL, F.; DE JÉSUS FERRERA GUERRERO, M.; DE LÉON-GONZÁLEZ, F. Role of root-hairs and hyphae in adhesion of sand particles, **Soil Biol. Biochem.**, 39, 2520–2526, 2007.

MORGAN, R. P. C. Vegetative-based technologies for erosion control. In A. Stokes, I. Spanos, J. E. Norris, & E. Cammeraat(Eds.), *Eco- and ground bio-engineering: The use of vegetation to improve slope stability*. Dordrecht: **Springer**. 265–271, 2007.

MORGAN, R. P. C.; QUINTON, J. N.; EDWARDS, J. 3.05 **Vegetation strategies for combating desertification**. MEDALUS II Project 3 Managing Desertification. Contract EV5V-CT92-0165, Final Report covering the period 1 January 1991 to 30 September 1995.

MORGAN, R.P. **soil erosion and conservation**. Blackwell Science ltd.,Oxford, 2005.

MORGAN, R.P.C. **Soil Erosion and Conservation**. Longman Group Limited, London, 1995.

MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N.; SMITH, R.E.; GOVERS, G.; POESEN, J.W.A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M.E. The European Soil Erosion

Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surf. Process. Landf.** 23, 527–544, 1998.

MORIN, J.; BENYAMINI, Y.; MICHAELI, A. The effect of raindrop impact on the dynamics of soil surface crusting and water movement in the profile. **J. Hydrol.** 52, 321–335, 1981.

NADAL-ROMERO, E. & REGÜÉS, D. Geomorphological dynamics of subhumid mountain badland areas – weathering, hydrological and suspended sediment transport processes: a case study in the Araguás catchment (Central Pyrenees) and implications for altered hydroclimatic regimes. **Progress in Physical Geography** 34 (2), 123–150, 2010.

NEARING, M.A.; WEST, L.T.; BROWN, L.C. A consolidation model for estimating changes in rill erodibility. *Trans. Asae* 31 (3), 696–700, 1988.

OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management, **Plant Soil**, 76, 319–337, 1984.

OAKES, E.; HUGHES, J.; JEWITT, G.; LORENTZ, S.; CHAPLOT, V. Controls on a scale explicit analysis of sheet erosion. *Earth surf. Processes Landforms* 37 (8), 847– 854, 2012.

PARSONS, A.J.; ABRAHAMAS, A.D.; WAINWRIGHT, J. Responses of interrill runoff and erosion rates to vegetation change in southern Arizona. **Geomorphology** 14 (4), 311–317, 1996.

PIMENTEL, D. **Soil erosion: a food and environmental threat**, *Environ. Develop. Sustain.* 8, 119–137, 2006.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SA\_OURI, R.; BLAIR, R. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits, **Science**, 267, 1117–1123, 1995.

PISCOYA, V.C. **Manejo em bacia hidrográfica do riacho Jacu: Produção de sedimentos, dimensionamento de faixa de vegetação ciliar e salinidade da água em barragem subterrânea**. 2012, 140p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife – PE 2012.

PODWOJEWSKI, P.; JANEAU, J. L.; GRELLIER, S.; VALENTIN, C.; LORENTZ, S.; CHAPLOT, V. Influence of grass soil cover on water runoff and soil detachment under

rainfall simulation in a sub-humid South African degraded rangeland. **Earth Surface Processes and Land forms**, Hoboken, v. 36, n. 7, p. 911-922, 2011.

POESEN, J.; NACHTERGAELE, J.; VERSTRAETEN, G.; VALENTIN, C. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. **Catena** 50 (2–4), 91–133, 2003.

POHL, M.; ALIG, D.; KÖRNER, C.; RIXEN, C. Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems, **Plant Soil**, 324, 91–102, 2009.

POJASOK, T. and KAY, B. D. Effect of root exudates from corn and bromegrass on soil structural stability, **Can. J. Soil Sci.**, 70, 351– 362, 1990.

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

PORTO, P. & WALLING, D.E. Validating the use of <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pbex measurements to estimate rates of soil loss from cultivated land in southern Italy. **Journal of Environmental Radioactivity** 106, 47–57, 2012a.

PORTO, P.; WALLING, D.E.; CALLEGARI, G. Using <sup>137</sup>Cs measurements to establish catchment sediment budgets and explore scale effects. **Hydrological Processes** 25, 886–900, 2011.

PROSSER, I. P.; DIETRICH, W. E.; STEVENSON, J. Flow resistance and sediment transport by concentrated overland flow in a grassland valley, **Geomorphology**, 13, 71–86, 1995.

PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D.; SANTOS, W.L.; RODRIGUES, L.N. & ANTUNES, V.L. Infiltração de água no solo. Viçosa- MG, **Engenharia na Agricultura**. 26p. (Caderno didático, 25), 1997.

PUIGDEFÁBREGAS, J. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. **Earth Surface Processes and Landforms** 30, 133–147, 2005.

QUIJAS, S.; JACKSON, L. E.; MAASS, M.; SCHMID, B.; RAFFAELLI, D.; BALVANERA, P. Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: expert knowledge assess- 10 ment, **J. Appl. Ecol.**, 49, 929–940, 2012.

QUINTON, J. N.; EDWARDS, G. M.; MORGAN, R. P. C. The influence of vegetation species and plant properties on runoff and soil erosion: results from a rainfall simulation study in south east Spain, **Soil Use Manage.**, 13, 143–148, 1997.

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

REGÚÉS, D.; BALASCH, C.; CASTELLTORT, X.; SOLER, M.; GALLART, F. Relación entre las tendencias temporales de producción y transporte de sedimento y las condiciones climáticas en una pequeña cuenca de montaña mediterránea (Vallcebre, Pirineos Orientales). **Cuadernos de Investigación Geográfica** 26, 41–65, 2000a.

REGÚÉS, D.; PARDINI, G.; GALLART, F. Regolith behaviour and physical weathering of clayey mudrock as dependent on seasonal weather conditions in a badland area at Vallcebre, Eastern Pyrenees. **Catena** 25, 199–212, 1995.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; PORTER, J. P. RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. **J. Soil and Water Cons.** 46, 30-33, 1991.

RICHTER, G. (Ed.): **Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems, Wissenschaftliche Buchgesellschaft**, Darmstadt, 264 pp., 1998.

RIES, B. J. & HIRT, U. Permanence of soil surface crusts on abandoned farmland in the central ebro BASIN/SPAIN. **Catena** 72, 282-296, 2008.

ROMERO-DIAZ, A.; BELMONTE-SERRATO, F.; RUIZ-SINOVA, J. D. The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in Southeast Spain, **Land Degrad. Dev.**, 21, 188–195, 2010.

RUIZ-SINOVA, J.D.; GARCÍA-MARÍN, R.; MARTÍNEZ-MURILLO, J.F.; GABARRÓN-GALEOTE, M.A. Precipitation dynamics in southern Spain: trends and cycles. **International Journal of Climatology** 31 (15), 2281–2289, 2010a.

RUIZ-SINOVA, J.D.; MARTÍNEZ-MURILLO, J.F.; GABARRÓN-GALEOTE, M.A.; GARCÍA-MARÍN, R. Effects of exposure, scrub position, and soil surface components on the hydrological response in small plots in southern Spain. **Ecohydrology** 3, 402–412, 2010b.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: SALES, V. C. (Org.). **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: **Expressão Gráfica e Editora**, p. 129-142, 2003.



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

SANTOS, J. C. N.; PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; ARAÚJO NETO, J. R. Runoff, soil loss and soil nutrients in semiarid areas of uncultivated. *Revista Ciência Agronômica*, v.42, p.813-820, 2011.

SCHERER-LORENZEN, M. The functional role of biodiversity in the context of global change, in: *Forests and global change*, edited by: Coomes, D. A., Burslem, D. F. R. P., and Simonson, W. D., **Ecological reviews**, Cambridge University Press, Cambridge, UK, New York, 195–238, 2014.

SHAKESBY, R.A. & DOERR, S.H. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Sci. Rev.* 74, 269–307, 2006.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (Org) Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. MMA. – UFPE – Conservation International – Biodiversitas – **Embrapa Semiárido**. Brasília. 382p., 2004.

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.

SILVEIRA, R. C. & SALVADOR, N. Uso de um simulador de chuvas no estudo de perdas de solo e água em parcelas com resíduos culturais de milho. *Rev. Bras. de Ciênc. do Solo*, Campinas, v.9, n.1, p.63-66, 1985.

SIMONS, D.B. & SENTURK, F. Sediment transport technology: water and sediment dynamics. In: **Water resources publications**. Colorado, s.ed., 897p., 1992.

SINGER, A. **The Soils of Israel**. Springer-Verlag, Berlin, New York, 2007.

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

SMETS, T. & POESEN, J. Impacts of soil tillage on the effectiveness of biological geotextiles in reducing runoff and interrill erosion. *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, v.103, n. 2, p. 356-363, 2009.

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

STOKES, A.; ATGER, C.; BENGOUGH, A. G.; FOURCAUD, T.; SIDLE, R. C. Desirable plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides, **Plant Soil**, 324, 1–30, 2009.

STOLTE, J.; LIU, B.; RITSEMA, C. J.; VAN DEN ELSEN, H. G. M.; HESSEL, R. Modelling water flow and sediment processes in a small gully system on the Loess Plateau in China. **Catena**, 117–130, 2003.

STROOSNIJDER, L.; MOORE, D.; ALHARBI, A.; ARGAMAN, E.; BIAZIN, B.; VAN DEN ELSEN, E. Improving water use efficiency in drylands. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4, 1–10, 2003.

TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G. M. C.; RIBON, A. A. Physical properties of Dystrophic Red Latosol (Oxisol) under different agricultural uses. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.925-933, 2010.

TAVARES, J.; FERREIRA, A.J.D.; REIS, E.A.; BAPTISTA, I.; AMOROS, R.; COSTA, L.; FURTADO, A.M.; COELHO, C. Appraising and selecting strategies to combat and mitigate desertification based on stakeholder knowledge and global best practices in Cape Verde Archipelago. **Land Degrad. Dev.** 25, 45–57, 2013.

TENGBEH, G. T. The effect of grass roots on shear strength variations with moisture content, **Soil Technol.**, 6, 287–295, 1993.

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**. n.20, 2007.

THAPA, G.B. & YILA, O.M. Farmers' land management practices and status of agricultural land in the Jos Plateau, Nigeria. **Land Degrad. Dev.** 23, 263–277, 2012.

THORNES, J.B. Stability and instability in the management of Mediterranean desertification. In: Wainwright, J., Mulligan, M. (Eds.), *Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity*. JohnWiley and Sons, **Chichester**, UK, 303–315, 2004.

TORRI, D. & BRYAN, R. Micropiping processes and biancana evolution in southern Tuscany. **Geomorphology** 20 (3–4), 219–235, 1997.

TORRI, D.; CIAMPALINI, R.; GIL, P.A. The role of soil aggregates in soil erosion processes. **Modelling Soil Erosion by Water**, 19, pp. 247–257, 1998.

TORRI, D.; COLICA, A.; ROCKWELL, D. Preliminary study of the erosion mechanisms in a biancana badland (Tuscany, Italy). **Catena** 23 (3–4), 281–294, 1994.

TORRI, D.; SANTI, E.; MARIGNANI, M.; ROSSI, M.; BORSELLI, L.; MACCHERINI, S. The recurring cycles of biancana badlands: erosion, vegetation and human impact. **Catena** 90, 76–86, 2012.

VÁSQUEZ-MÉNDEZ, R.; VENTURA-RAMOS, E.; OLESCHKO, K.; HERNÁNDEZ-SANDOVAL, L.; PARROT, J.-F.; NEARING, M. A. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico, **Catena**, 80, 162–169, 2010.

VEENA, U. J. & TAMBE, D. T. Estimation of infiltration rate, run-off and sediment yield under simulated rainfall experiments in upper Pravara Basin, India: Effect of slope angle and grass-cover. **Journal of Earth System**, Bangalore, v.119, n. 6, p. 763– 773, 2010.

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

WAGENBRENNER, J.W.; MACDONALD, L.H.; ROUGH, D. Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in Colorado Front Range. **Hydrol. Process.** 20, 2989–3006, 2006.

WAINWRIGHT, J. & PARSONS, A.J. Classics in physical geography revisited, Thornes, J. B. 1985: The ecology of erosion (Geography 70, 222–235). **Progress in Physical Geography** 34, 399–408, 2010.

WAINWRIGHT, J.; PARSONS, A.J.; ABRAHAMS, A.D. Plot-scale studies of vegetation, Overland flow and erosion interactions: case studies from Arizona and New Mexico. **Hydrol. Process.** 14 (16–17), 2921–2943, 2000.

WALKER, T. S.; HARSH, P. B.; GROTEWOLD, E.; VIVANCO, J. M. Root exudates and rhizosphere biology, **Plant Physiol.**, 132, 44–51, 2003.

WANG, J.G.; LI, Z.X.; CAI, C.F.; YANG, W.; MA, R.M.; ZHANG, G.B. Predicting physical equations of soil detachment by simulated concentrated flow in Ultisols (subtropical China). **Earth Surf Process Landf**;37(6):633–41, 2012.

WATSON, D.A. & LAFLEN, J.M. Soil strength, slope, and rainfall intensity effects on interrill erosion. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, 29:98-102, 1986.

WATT, M.; MCCULLY, M. E.; CANNY, M. J. Formation and stabilization of rhizosheaths of *Z. mays* L., **Plant Physiol.**, 106, 179– 186, 1994.

WISCHMEIER, W. H. & SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Washington: USDA. 58p. **Agricultural Handbook**, 537, 1978.

WISCHMEIER, W.H. **Estimating the soil loss equation's cover and management factor for undisturbed areas.** Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources. 118–124, 1975.

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

YAIR, A. & BRYAN, R.B. Lavee, H., Schwanghart, W., Kuhn, N.J. The resilience of a badland area to climate change in an arid environment. **Catena** 106, 12–21, 2013.

YAIR, A.; BRYAN, R.B.; LAVEE, H.; SCHWANGHART, W.; KUHN, N.J. The resilience of a badland area to climate change in an arid environment. **Catena** 106, 12–21, 2013.

YOUNG, R.A. AND WIERSMA, J. The role of rainfall impact in soil detachment and transport. **Water Resour. Res.** 9 (6), 1629–1636, 1973.

ZEHE, E. & SIVAPALAN, M. Threshold behaviour in hydrological systems as (human) geoecosystems: manifestations, controls, implications. **Hydrology and Earth System Sciences** 13, 1273–1297, 2009.

ZHANG et al. Using <sup>7</sup>Be measurements to estimate the relative contributions of interrill and rill erosion. **Geomorphology** 206 392–402, 2014.

ZHANG, G.H.; LIU, B.Y.; LIU, G.B.; HE, X.W.; NEARING, M.A. Detachment of undisturbed soil by shallow flow. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 67 (3), 713–719, 2003.

ZHANG, G.H.; LIU, B.Y.; NEARING, M.A.; HUANG, C.H.; ZHANG, K.L. Soil detachment by shallow flow. **Trans. Asae** 45 (2), 351–357, 2002.

ZHANG, G.H.; LIU, G.B.; TANG, K.M.; ZHANG, X.C. Flow detachment of soils under different land uses in the Loess Plateau of China. **Trans. Asabe** 51 (3), 883–890, 2008a.

ZHANG, G.H.; TANG, M.K.; ZHANG, X.C. Temporal variation in soil detachment under different land uses in the Loess Plateau of China. **Earth Surf. Proc. Land.** 34 (9), 1302–1309, 2009.

ZHAO, H.-L.; HE, Y.-H.; ZHOU, R.-L.; SU, Y.-Z.; LI, Y.-Q.; DRAKE, S. Effects of desertification on soil organic C and N content in sandy farmland and grassland of Inner Mongolia, **Catena**, 77, 187–191, 2009.

ZHENG, F.L.; HUANG, C.H.; NORTON, L.D. Vertical hydraulic gradient and run-on water and sediment effects on erosion processes and sediment regimes. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 64 (1), 4–11, 2000.

ZHU, A.; WANG, P.; ZHU, T.X.; CHEN, L.J.; CAI, Q.G.; LIU, H.P. Modeling runoff and soil erosion in the Three-Gorge Reservoir drainage area of China using limited plot data. **J. Hydrol.** 492, 163–175, 2013. BRYAN, R. and YAIR, A. Badland Geomorphology and Piping. **Geobooks**, Norwich, 409, 1982a.

## **ANEXO A: 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.**