



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO  
**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS**

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/05.27.18.08-TDI

**COMPONENTES DO CICLO HIDROLÓGICO E  
CICLAGEM DE NUTRIENTES NA INTERFACE  
ATMOSFERA-PLANTA-SOLO NO SEMIÁRIDO  
BRASILEIRO**

Karinne Reis Deusdará Leal

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelas Dras. Laura de Simone Borma, e Maria Cristina Forti, aprovada em 20 de maio de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3LPG2RP>>

INPE  
São José dos Campos  
2016

## **PUBLICADO POR:**

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@inpe.br

## **COMISSÃO DO CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELECTUAL DO INPE (DE/DIR-544):**

### **Presidente:**

Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação (CPG)

### **Membros:**

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

Dr. André de Castro Milone - Coordenação de Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dra. Carina de Barros Melo - Coordenação de Laboratórios Associados (CTE)

Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação de Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr. Hermann Johann Heinrich Kux - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

Dr. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Silvia Castro Marcelino - Serviço de Informação e Documentação (SID)

### **BIBLIOTECA DIGITAL:**

Dr. Gerald Jean Francis Banon

Clayton Martins Pereira - Serviço de Informação e Documentação (SID)

### **REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:**

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

### **EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:**

Marcelo de Castro Pazos - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO  
**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS**

sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/05.27.18.08-TDI

**COMPONENTES DO CICLO HIDROLÓGICO E  
CICLAGEM DE NUTRIENTES NA INTERFACE  
ATMOSFERA-PLANTA-SOLO NO SEMIÁRIDO  
BRASILEIRO**

Karinne Reis Deusdará Leal

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelas Dras. Laura de Simone Borma, e Maria Cristina Forti, aprovada em 20 de maio de 2016.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3LPG2RP>>

INPE  
São José dos Campos  
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

---

Leal, Karinne Reis Deusdará.

L473c Componentes do ciclo hidrológico e ciclagem de nutrientes na interface atmosfera-planta-solo no semiárido brasileiro / Karinne Reis Deusdará Leal. – São José dos Campos : INPE, 2016.  
xxiv + 111 p. ; ( sid.inpe.br/mtc-m21b/2016/05.27.18.08-TDI)

Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016.

Orientadoras : Dras. Laura de Simone Borma, e Maria Cristina Forti.

1. Caatinga. 2. Precipitação efetiva. 3. Nitrogênio. 4. Deposição atmosférica. 5. Transferência de nutrientes. I.Título.

CDU 556.1(213.5)(81)

---



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

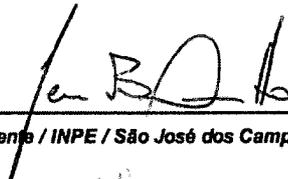
This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aluno (a): **Karinne Reis Deusdará Leal**

Título: "COMPONENTES DO CICLO HIDROLÓGICO E CICLAGEM DE NUTRIENTES NA INTERFACE  
ATMOSFERA-PLANTA-SOLO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO".

Aprovado (a) pela Banca Examinadora  
em cumprimento ao requisito exigido para  
obtenção do Título de **Doutor(a)** em  
**Ciência do Sistema Terrestre**

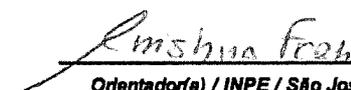
Dr. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto

  
\_\_\_\_\_  
Presidente / INPE / São José dos Campos - SP

Dra. Laura de Simone Borma

  
\_\_\_\_\_  
Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

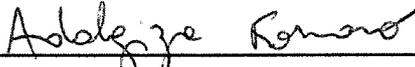
Dra. Maria Cristina Forti

  
\_\_\_\_\_  
Orientador(a) / INPE / São José dos Campos - SP

Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

  
\_\_\_\_\_  
Convidado(a) / UFPE / Recife - PE

Dra. Adalgiza Fornaro

  
\_\_\_\_\_  
Convidado(a) / IAG/USP / São Paulo - SP

Este trabalho foi aprovado por:

( ) maioria simples

unanimidade

São José dos Campos, 20 de maio de 2016



*“Caminhante, não há caminho, o caminho se faz ao caminhar”.*

*Antonio Machado*



À Toti (Aristotelino Monteiro Ferreira) e  
Coca (José Luiz Attayde).



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente às minhas orientadoras, Dra. Laura De Simone Borma e Dra. Maria Cristina Forti, pela parceria e confiança no desenvolvimento deste estudo, pelo apoio nos trabalhos de campo e laboratório, pelas inúmeras discussões e reflexões dos dados e por toda a ajuda na redação científica e, principalmente, pela contribuição para a minha formação pessoal e profissional.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, ao Centro de Ciência do Sistema Terrestre – CCST e ao Laboratório de Aerossóis, Soluções Aquosas e Tecnologias – LAQUATEC, agradeço pela infraestrutura e recursos financeiros e humanos concedidos. Em especial gostaria de agradecer à Ângela Harada e Mariana Santos da Pós-Graduação em CCST, à Roberta Lee Macivieiro Alcaide, Stéphane Crispim, Mariana Souza, Noéli Lemos, Vanessa Tomé, Daniel Meneghetti, Welison Andrade e Jorge Jofre do LAQUATEC, por todo o comprometimento, todo o apoio e ajuda naqueles momentos difíceis e estressantes pelos quais um pós-graduando passa.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP - pela bolsa de doutorado concedida, Processo N° 2012/01138-3, e Projeto temático FAPESP-FACEPE N° 2009/52468-0, pelo apoio logístico e financeiro em campo.

Ao Centro Laboratorial de Apoio à Pesquisa da Unidade Acadêmica de Garanhuns – CENLAG, da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, em especial para o Prof. Dr. José Romualdo de Sousa Lima. Ao Prof. Dr. Gustavo Duda, assim como aos alunos do Programa de Pós-Graduação em Produção Agrícola da UFRPE, Alleph Miquéias, Apolo Ribeiro, Francis Firmino, Pollyana Vilar, pela logística em campo e no laboratório. Ao Dr. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes, por ceder sua fazenda para a realização do estudo. Gostaria de agradecer também à minha amiga Lauana por me receberem muito bem durante os períodos em que estive em Garanhuns-PE, por toda a ajuda em campo e logística do trabalho e pela amizade que foi e será cultivada.

Gostaria de agradecer ainda ao Geólogo Sebastião Tadeu Deusdará Leal (meu pai) por todo o apoio na montagem dos coletores, no transporte das amostras, pela companhia em campo e enfim por tornar possível a amostragem realizada neste estudo.

Aos amigos que ganhei durante o curso do doutorado, aos meus colegas de turma que viveram a dupla hermenêutica nas disciplinas e aos amigos dos departamentos vizinhos. Foram muitos anos, muitas histórias, muito conhecimento e desenvolvimento pessoal e profissional. Gostaria de agradecer em especial ao amigo Vagner Camilotti por toda a parceria nesses cinco anos de convivência muito próxima, por me ensinar muitas e muitas coisas, me guiar nos conhecimentos pessoais e no conhecimento da minha personalidade, pelas proveitosas discussões científicas e por segurar a onda em vários momentos difíceis. Sem dúvida sentirei sua falta quando tivermos que seguir nossos caminhos separadamente.

Gostaria de agradecer também à Kelly Ribeiro e ao Dr. Eráclito Rodrigues de Sousa Neto, pelo apoio em campo, na análise e interpretação dos dados, pela parceria na divulgação da pesquisa, por todas as discussões proveitosas, por me incentivarem a seguir em frente sempre e também por me ensinarem que a ciência pode também render boas amizades. Vocês dois são especiais pra mim e espero que o grupo Terra Caatinga possa contribuir muito com o conhecimento deste bioma tão pouco valorizado.

Gostaria de agradecer também à Dra. Luz Adriana Pineda Cuartas, pelas valiosas discussões, pelos ensinamentos hidrológicos e pela parceria no trabalho paralelo no CEMADEN (Centro de Monitoramento e Previsão de Desastres Naturais) durante o último ano deste estudo. Aos amigos do CEMADEN pela amizade, parceria e pelas sugestões apresentadas.

Agradeço também ao Eng. Dr. João Paulo Estevam de Souza pela paciência, carinho e presteza nas sugestões, discussões e correção bibliográfica. Ao Dr. Felipe Pacheco por suas considerações pertinentes. Aos amigos da confraria do vinho pelas horas de distração (fundamentais) e pelas sugestões na apresentação deste estudo.

Gostaria de agradecer à minha família, em especial ao meu pai, minha mãe e minha irmã, por sempre incentivarem o meu estudo e acreditarem no meu esforço, pelos cuidados e carinho nestes mais de 30 anos e por entenderem que nem sempre estivemos fisicamente ao lado, mas sempre estivemos e estaremos juntos. Vocês são muito importantes pra mim e é por vocês e com vocês que eu sigo em frente.

Por fim, desculpando-me por eventuais esquecimentos, agradeço a todos os demais que colaboraram direta ou indiretamente no desenvolvimento deste estudo.

Muito obrigada!



## RESUMO

Este estudo foi realizado para caracterizar e quantificar as transferências de água e de nutrientes, em solução, entre os compartimentos atmosfera, planta e solo, em dois ambientes, um ambiente com vegetação típica de caatinga e outro com pastagem. Foi considerada também a influência das precipitações nestas transferências. Amostras de água foram coletadas para medir a precipitação, transprecipitação, escoamento pelos troncos, escoamento superficial e percolação no solo, durante dois períodos chuvosos com diferentes quantidades de precipitação sendo que em 2012 ocorreu uma seca intensa em toda a região nordeste e, em 2013, as precipitações foram de acordo com a média histórica. As amostras foram analisadas quanto aos principais íons inorgânicos ( $H^+$ ,  $Na^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ , e  $SO_4^{2-}$ ). Obteve-se que a interceptação foi de 29% e 22%, a transprecipitação foi de 70% e 76%, e o escoamento pelos troncos foi de 1,0% e 1,1%, para os períodos chuvosos 2012 e 2013, respectivamente. O escoamento superficial foi menor que 1% da precipitação para ambos os períodos e ambientes de estudo e não foi observada diferença entre o escoamento da área com vegetação de caatinga e da pastagem. A percolação através do solo na área com vegetação de caatinga foi menor que na área da pastagem, apesar de ambas representarem menos de 5% da precipitação. O conteúdo iônico total da água de chuva sugere uma forte contribuição marinha. Na transprecipitação foi observado o empobrecimento para o  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$  e  $H^+$ , enriquecimento para  $Na^+$  e  $Cl^-$ . Para as espécies nitrogenadas não foram observadas diferenças significativas em relação à precipitação (exceto  $NH_4^+$  para 2012). Com relação ao escoamento pelos troncos, foi observado o enriquecimento da maioria dos nutrientes em relação à precipitação, exceto para  $SO_4^{2-}$  e  $H^+$ . Apesar das altas concentrações no escoamento pelos troncos, sua deposição mostrou-se baixa devido ao seu baixo fluxo. Neste sentido, é possível inferir que mudanças no uso e ocupação do solo podem alterar a produtividade do ecossistema ao perturbar os mecanismos de conservação dos nutrientes pelo dossel. Os resultados são importantes para a compreensão da partição da precipitação realizada pela vegetação de caatinga, bem como a influência deste tipo de cobertura nos componentes hidrológicos no solo e na ciclagem de nutrientes para esta região pouco estudada.

**Palavras-chave:** Caatinga. Precipitação efetiva. Nitrogênio. Deposição atmosférica. Transferência de nutrientes.



# COMPONENTS OF THE HYDROLOGICAL CYCLE AND BIOGEOCHEMICAL CYCLING IN THE ATMOSPHERE-PLANT- SOIL INTERFACE IN BRAZILIAN SEMIARID

## ABSTRACT

This study was conducted in order to characterize and quantify the water and nutrients transfers between the atmosphere, plant and soil compartments considering two environments, one covered with typical vegetation of Caatinga and another covered with pasture. It was also considered the influence of rainfall on these transfers. Water samples were collected to measure the precipitation, throughfall, stemflow, runoff and percolation, during two wet seasons, one during an extremely dry year (2012) and one during a year with normal rainfall (2013). Samples were analyzed in order to determine the main inorganic ions ( $H^+$ ,  $Na^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ , e  $SO_4^{2-}$ ). According to the measurements, interception was 29% and 22%, throughfall was 70% and 76% and stemflow was 1,0% and 1,1% of the incident rainfall during the wet season of 2012 and 2013, respectively. Runoff was lower than 1% of the incident rainfall for both periods and environments and no differences were observed between the pasture runoff and the caatinga covered environment runoff. Percolation was lower at the caatinga covered environment than the pasture environment, although both represented lower than 5% of the incident rainfall. The total ionic rainwater composition suggested a high marine contribution. In the throughfall it was observed the enrichment of  $Na^+$  and  $Cl^-$  and the depletion of  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$  and  $H^+$  compared to rainfall. For nitrogenous species no significant differences were observed in throughfall compared to rainfall (except for  $NH_4^+$  in 2012). For stemflow it was observed the enrichment of most nutrients compared to rainfall, except of  $SO_4^{2-}$  and  $H^+$ . Although it was observed high concentrations in the stemflow, deposition was low due to its low flow. In this sense, it is possible to infer that changes in land use and occupation can change the productivity of the ecosystem by disrupting the nutrient conservation mechanisms through the canopy. The results are important for the understanding of the precipitation partition by the caatinga canopy, and the influence of this coverage in the soil hydrological components and in the nutrient cycling for this poorly studied area.

**Palavras-chave:** Caatinga. Effective rainfall. Nitrogen. Atmospheric deposition. Nutrient transfer.



## LISTA DE FIGURAS

	<b>Pág.</b>
Figura 1.1: Distribuição das regiões semiáridas no mundo. ....	1
Figura 1.2: Representação esquemática da distribuição da precipitação pelo dossel da vegetação. ....	5
Figura 2.1: Mapa de elevação e localização da área de estudo na bacia do rio Mundaú, inserida na região semiárida no nordeste brasileiro. ....	14
Figura 2.2: Aspectos da área de pasto e de Caatinga localizados na área estudada durante a amostragem deste estudo no início (a e c) e final do período chuvoso (b e d). ....	15
Figura 2.3: Precipitação anual no município de Garanhuns-PE (1964-2014). ....	18
Figura 2.4: Precipitação média mensal histórica (1964-2014) para o município de Garanhuns-PE. ....	18
Figura 2.5: Precipitação mensal (mm), temperaturas do ar médias, mínimas e máximas mensais (T °C) e umidades relativas do ar médias mensais (Umid. ar %) medidas na área de estudo nos anos 2012 e 2013. ....	19
Figura 2.6: Esquema descritivo do método utilizado para a amostragem e análise dos principais componentes do ciclo hidrológico. ....	20
Figura 2.7: Esquema descritivo de amostragem das principais componentes do ciclo hidrológico nos ambientes com vegetação típica de caatinga e na pastagem. ....	21
Figura 2.8: Coletores de precipitação instalados no pasto no início (a) e final (b) da estação chuvosa. ....	24
Figura 2.9: Coletores de transprecipitação instalados abaixo do dossel da Caatinga no início (a) e final (b) da estação chuvosa. ....	24
Figura 2.10: Vista zenital dos coletores de transprecipitação instalados abaixo do dossel da Caatinga. ....	25
Figura 2.11: Ilustração esquemática para cálculo da projeção vertical da copa da árvore sobre o solo. ....	28

Figura 2.12: Coletores de solução que escoam nos troncos do tipo calha espiral, instalados em espécimes de Facheiro (a e c) e Jurema (b e d). .....	29
Figura 2.13: Coletores utilizados na amostragem da solução que escoam superficialmente na área da pastagem (a e b) e na área com vegetação típica de caatinga (c e d) no município de São João-PE, inserido na região semiárida brasileira. 31	
Figura 2.14: Coletores de solução percolada através do solo. ....	33
Figura 2.15: Esquema descritivo das etapas das determinações físico-químicas. ....	35
Figura 3.1: Representação esquemática da partição da precipitação (P em mm) no dossel da Caatinga em interceptação (Int), transprecipitação (TP) e escoamento pelos troncos (ET) durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	46
Figura 3.2: Regressão linear entre a precipitação e a transprecipitação (a) durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013 e entre a precipitação e o escoamento pelos troncos (b) durante o período chuvoso de 2013. ....	47
Figura 3.3: Representação esquemática do escoamento superficial (ES) e percolação através do solo (PS) na Caatinga e no pasto durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	57
Figura 3.4: Fisionomia da vegetação no início (a) e final do período chuvoso de 2012 (b) e após o início das primeiras chuvas (c) e no final da estação chuvosa de 2013 (d). ....	61
Figura 3.5: Distribuição (%) dos principais íons inorgânicos presentes na água de chuva durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	68
Figura 3.6: Distribuição percentual (%) dos principais íons inorgânicos presentes na transprecipitação (TP) e no escoamento pelos troncos (ET) durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	78
Figura 3.7: Fator de enriquecimento (FE) das concentrações dos principais íons dissolvidos na água da transprecipitação em relação às concentrações da água de precipitação (a) para os períodos chuvosos de 2012 e 2013 e em relação às concentrações da água do escoamento pelos troncos (b) para o período chuvoso de 2013. ....	82

## LISTA DE TABELAS

	<b>Pág.</b>
Tabela 2.1: Atributos químicos dos solos da floresta e pastagem na fazenda Riacho do Papagaio.....	16
Tabela 2.2: Resumo da amostragem nos componentes do ciclo hidrológico considerados neste estudo no município de São João-PE, inserido na região semiárida brasileira. ....	22
Tabela 2.3: Características das árvores utilizadas para a amostragem da solução que escoou pelo tronco na área de Caatinga no município de São João, PE, inserido na região semiárida brasileira. ....	27
Tabela 2.4: Precisão e exatidão do método analítico empregado para a análise química dos principais íons inorgânicos presentes nas águas amostradas neste trabalho. ....	36
Tabela 2.5: Integralidade da altura pluviométrica associada com o conjunto amostral químico válido e a quantidade de chuva amostrada para os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	37
Tabela 3.1: Classes de precipitação (mm), frequência (N), volume acumulado (mm) e intensidade média ( $\text{mm h}^{-1}$ ) registrados durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013.....	44
Tabela 3.2: Valores mensais de precipitação (P), transprecipitação (TP), escoamento pelos troncos (ET) e precipitação efetiva (PE) (mm e % em relação à precipitação) e interceptação (Int.%) para os períodos de amostragem de 2012 e 2013.....	45
Tabela 3.3: Comparação da distribuição de água de chuva em transprecipitação (TP), escoamento pelos troncos (ET) e interceptação (I) para regiões áridas e semiáridas e outras regiões não limitadas por água. ....	50
Tabela 3.4: Valores mensais de escoamento superficial e percolação no solo (em mm e em porcentagem em relação à precipitação) para os períodos de amostragem de 2012 e 2013. ....	56

Tabela 3.5:	Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) dos principais íons inorgânicos (em $\mu\text{eq l}^{-1}$ , exceto pH que é adimensional) presentes na água de chuva para os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	67
Tabela 3.6:	Coefficientes de correlação de Spearman entre as concentrações MPV (em $\mu\text{eq l}^{-1}$ ) dos principais íons inorgânicos presentes na água de chuva para ambos os períodos chuvosos. ....	70
Tabela 3.7:	Razões dos diferentes íons em relação ao $\text{Na}^+$ presentes na água de chuva e as frações não marinhas (nss) para os períodos chuvosos de 2012 e 2013 ( $\mu\text{eq l}^{-1}$ e como porcentagem da concentração MPV total). ....	71
Tabela 3.8:	Frações não marinhas (%) consideradas neste estudo e uma comparação com resultados reportados em outros trabalhos. ....	72
Tabela 3.9:	Razões entre íons alcalinos e íons derivados de ácidos fortes presentes na água de chuva durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	76
Tabela 3.10:	Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) dos principais íons inorgânicos (em $\mu\text{eq l}^{-1}$ , exceto pH que é adimensional) presentes na água da transprecipitação e do escoamento pelos troncos para os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	77
Tabela 3.11:	Fator de enriquecimento (FE) das concentrações dos principais íons inorgânicos dissolvidos na transprecipitação e no escoamento pelos troncos em relação às concentrações na água de precipitação. ....	81
Tabela 3.12:	Deposição atmosférica (Dp), deposição pela transprecipitação (Dtp) e através do escoamento pelos troncos (Det) e deposição líquida (DI) para os períodos chuvosos de 2012 e 2013 ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) e estimativa de deposição atmosférica anual ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ ). ....	88
Tabela 3.13:	Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) dos principais íons inorgânicos (em $\mu\text{eq l}^{-1}$ , exceto pH que é adimensional) presentes na água escoamento superficial e da percolação no solo para os períodos chuvosos de 2012 e 2013. ....	93

## **LISTA DE SIGLAS**

CCST	Centro de Ciência do Sistema Terrestre
CENLAG	Centro Laboratorial de Apoio à Pesquisa da Unidade Acadêmica de Garanhuns
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo
LAQUATEC	Laboratório de Aerossóis, Soluções Aquosas e Tecnológicas
GAW	World Meteorological Organization Global Atmosphere Watch
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco



## SUMÁRIO

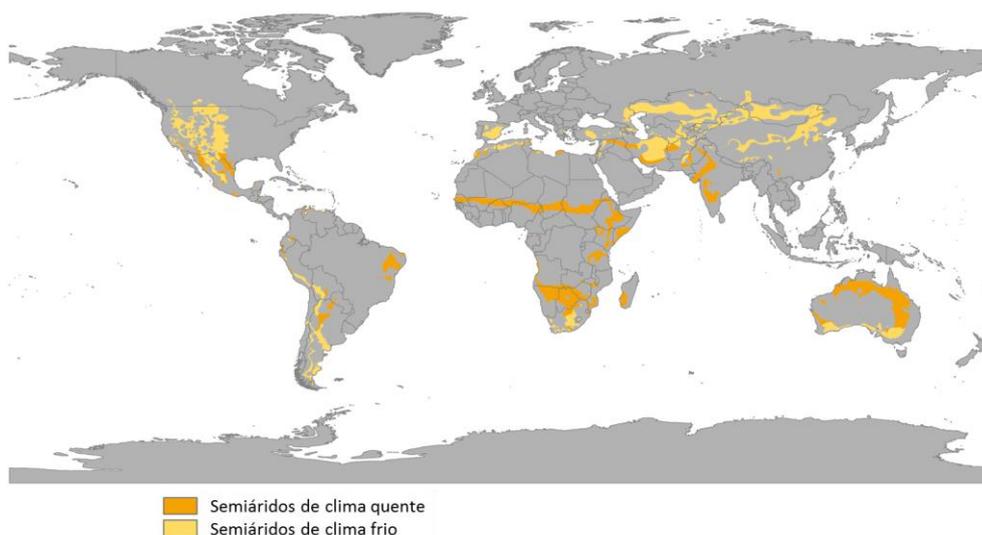
	<b>Pág.</b>
1 INTRODUÇÃO .....	1
1.1 Motivação e Objetivos .....	9
1.2 Estrutura da tese .....	11
2 MATERIAIS E MÉTODOS .....	13
2.1 Área estudada .....	13
2.2 Amostragem dos componentes hidrológicos .....	19
2.2.1 Precipitação e transprecipitação .....	23
2.2.2 Escoamento pelos troncos .....	26
2.2.3 Escoamento superficial .....	29
2.2.4 Percolação através do solo .....	31
2.3 Análises químicas .....	33
2.3.1 Principais cátions e ânions .....	35
2.4 Tratamento dos dados hidrológicos .....	37
2.5 Tratamento dos dados químicos .....	39
2.6 Análises estatísticas .....	41
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	43
3.1 Componentes hidrológicos .....	43
3.1.1 Precipitação .....	43
3.1.2 Partição da precipitação em transprecipitação, escoamento pelos troncos e interceptação .....	44
3.1.3 Escoamento superficial e percolação através do solo .....	55
3.1.4 Considerações finais .....	63

3.2	Fluxos de nutrientes .....	66
3.2.1	Química da precipitação .....	66
3.2.2	Química da transprecipitação e do escoamento pelos troncos.....	76
3.2.3	Deposição atmosférica e transferências das espécies químicas.....	88
3.2.4	Química do escoamento superficial e da água do solo .....	92
3.2.5	Considerações finais .....	97
4	CONCLUSÕES .....	99
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	101

# 1 INTRODUÇÃO

As regiões semiáridas são caracterizadas por deficiência hídrica ocasionada pela associação de baixa pluviosidade e elevada evapotranspiração potencial. Existem regiões semiáridas de clima quente (clima BSh na classificação Köppen; B: árido, S: estepe e h: quente), localizadas basicamente nos trópicos e subtropicais, como ocorre no Brasil e na Índia, que apresentam altas temperaturas tanto no verão como no inverno. Existem também regiões semiáridas de clima frio (clima BSk na classificação Köppen; k: frio), localizadas basicamente no interior dos continentes ou próximo a altas cadeias de montanhas que interceptam as massas de ar úmidas, como ocorre na Patagônia e no sul da Austrália (Figura 1.1). Estas regiões tendem a apresentar baixas temperaturas no inverno, entretanto, no verão, as temperaturas se elevam, mas não como nas regiões semiáridas de clima quente. Uma característica marcante em todas as regiões semiáridas é a variação sazonal da precipitação, que concentra as chuvas em poucos meses no ano, intercaladas por longos períodos secos, agravando a deficiência hídrica nestes períodos (HUANG et al., 2015).

Figura 1.1: Distribuição das regiões semiáridas no mundo.



Fonte: adaptado de Peel et al. (2007).

Apesar das condições climáticas desfavoráveis, as regiões semiáridas abrigam cerca de 14% da população mundial, representando uma porção considerável do território global (~15%). Com relação à distribuição dos semiáridos entre os países, a maior parte localiza-se em países em desenvolvimento (~64% das áreas semiáridas) e uma menor parte em países desenvolvidos (~36% das áreas semiáridas). Da mesma forma, a maior parte da população do semiárido (~94%) habita países em desenvolvimento, e apenas uma pequena porcentagem habita países industrializados (~6%) (SAFRIEL e ADEEL, 2005). Estas características denotam a dependência dos recursos naturais pela população de regiões semiáridas, uma vez que grande parte da economia dos países em desenvolvimento é baseada atividades agrícolas e agropecuárias.

O semiárido brasileiro, localizado na região nordeste, é um dos mais populosos do mundo (MARENGO, 2008; AB'SÁBER, 2012; CUNHA et al., 2015) e as comunidades que habitam esta região dependem fortemente dos serviços ecossistêmicos<sup>1</sup> oriundos dos recursos naturais deste ambiente devido à alta taxa de pobreza dessas comunidades e a economia voltada principalmente para atividades de agricultura e de pecuária (CARVALHO, 2002). Soma-se a esta forte pressão antrópica a irregularidade das chuvas, com fortes ciclos de estiagens e secas (MARENGO, 2008) e obstáculos impostos pelas políticas públicas resultando em uma extraordinária vulnerabilidade dos recursos naturais, que pode resultar no processo de desertificação (CARVALHO, 2002). A desertificação pode ser entendida como o processo de degradação das terras áridas e semiáridas ocasionada por processos naturais e muitas vezes por processos antrópicos, que culmina no declínio da produtividade da agricultura e na perda da biodiversidade (UNCCD, 2016).

---

<sup>1</sup> Serviços ecossistêmicos representam os benefícios que as pessoas obtêm das funções e dos processos dos ecossistemas, direta ou indiretamente, e que contribuem para a sobrevivência e qualidade de vida humana. Fonte: DAILY, G. C. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington: Island Press, 1997. 415 p.

As regiões semiáridas têm sido fortemente impactadas por mudanças no uso e cobertura da terra (HUANG et al., 2015; SAFRIEL; ADEEL, 2005), mas os impactos dessas alterações nos fluxos hidrológicos e biogeoquímicos desses ambientes ainda não estão totalmente compreendidos (LI, 2011). Da mesma forma que no panorama global, no semiárido brasileiro, a crescente demanda por produtos agrícolas e florestais tem ocasionado o desmatamento e queima indiscriminados da caatinga, vegetação típica desta região, que podem ocasionar consequências na disponibilidade hídrica e nos processos de ciclagem biogeoquímica dos nutrientes, comprometendo o frágil equilíbrio ecológico desta região (CARVALHO, 2002; GIONGO et al., 2011). A base do sistema de ocupação da terra nesta região está historicamente vinculado à combinação da pecuária extensiva, desenvolvida por grandes proprietários, e da produção do algodão, gerando renda para os pequenos produtores. O desmatamento e as queimadas são práticas comuns na região para o preparo da terra que, além de destruir a cobertura vegetal, prejudica a biodiversidade, a qualidade da água e do solo e contribui para mudanças climáticas. Além disso, o extrativismo de recursos vegetais (muitas vezes praticado de forma insustentável) constitui uma fonte de energia para domicílios, olarias, casas de farinha, padarias, indústria do gesso, fábricas de cimento e siderúrgicas. Este tipo de atividade antrópica ganha destaque, sobretudo durante as secas e períodos prolongados de estiagem, que afetam a produção de alimentos e a fonte de renda da população local.

Os impactos das mudanças do uso da terra nos estoques e fluxos dos nutrientes no bioma Caatinga foram revisados recentemente por Menezes et al. (2012). Os estudos efetuados relatam que a retirada da vegetação nativa pode resultar em alterações no clima (SOUZA, 2006), no aumento da erosão (ALBUQUERQUE et al., 2001), na mudança dos padrões dos fluxos hidrológicos (SANTOS et al., 2010; ALMEIDA et al., 2012) e na disponibilidade de nutrientes (FRACETTO et al., 2012). No entanto, os impactos das atividades antrópicas nesta região, especificamente o efeito da conversão da caatinga em pastagens sobre as transferências dos nutrientes através das vias hidrológicas, no contexto atmosfera-plantas-solo ainda são poucos conhecidos.

Diante da baixa disponibilidade hídrica das regiões semiáridas, entender as transferências de água no contexto atmosfera-planta-solo, torna-se fundamental para uma gestão eficiente dos recursos hídricos. De forma geral, a precipitação, ao atingir superfícies vegetadas, é particionada em transprecipitação, escoamento pelos troncos e interceptação; na Figura 1.2 apresenta-se de forma esquemática esta distribuição. A precipitação, uma vez atingindo superfícies vegetadas, é interceptada pelo dossel, sendo que uma parte fica retida e a outra parte retorna para a atmosfera através da evaporação, portanto, sem atingir o solo florestal. Esta retenção constitui a capacidade de armazenamento de água do dossel e, uma vez atingida, inicia-se o processo de precipitação interna. Sabe-se que uma parte da precipitação atravessa o dossel como precipitação sem a interceptação deste. Entretanto, a maior parte é gotejada após atingir-se o limite de armazenamento do dossel. Ambos os processos, transprecipitação livre e gotejamento, constituem a precipitação interna ou transprecipitação (neste estudo adotaremos este termo). Após o umedecimento dos caules e troncos e com a continuação da precipitação, inicia-se o processo de escoamento pelos troncos (LIMA, 2008). Desta forma, a transprecipitação e o escoamento pelos troncos constituem a precipitação que efetivamente chega ao solo florestal, conhecida como precipitação efetiva (ARCOVA et al., 2003). A parte da precipitação retida e evaporada para a atmosfera constitui a interceptação e esta medida é geralmente estimada em função da precipitação menos a precipitação efetiva (LEVIA; FROST, 2003). A interceptação da precipitação pelo dossel das florestas representa um importante componente no balanço hídrico florestal.

Figura 1.2: Representação esquemática da distribuição da precipitação pelo dossel da vegetação.



Fonte: elaboração própria.

Os fatores que influenciam a distribuição da precipitação pelo dossel são uma função das características meteorológicas, sendo que precipitações com menores intensidades, maiores temperaturas do ar e elevadas velocidades dos ventos são mais propícias à evaporação e, portanto, à interceptação. Além das características meteorológicas, as características da vegetação também influenciam a distribuição da precipitação pelo dossel, incluindo o índice de área foliar, a capacidade de armazenamento dos caules e troncos, o ângulo dos troncos, a estrutura do dossel, a espessura da cutícula das folhas, entre outros (LEVIA; FROST, 2003; LLORENS; DOMINGO, 2007; LIMA, 2008; LI, 2011). Devido a esta grande variedade de fatores que influenciam a partição da água da precipitação e à falta de um protocolo que estabeleça as condições de medição da transprecipitação e escoamento pelos troncos, torna-se uma tarefa difícil unificar as informações e estabelecer padrões para os diferentes tipos de regiões climáticas (LLORENS; DOMINGO, 2007).

A partição da água da precipitação tem sido estudada em várias regiões climáticas apresentando variações nos parâmetros entre as regiões e dentro de uma mesma região, visto que sua distribuição é influenciada tanto pelo clima como pela vegetação. Para as regiões áridas e semiáridas do mundo, um estudo clássico de interceptação é o de Carlyle-Moses (2004) em uma região montanhosa no nordeste do México em que a interceptação representou 32,3% da precipitação incidente com variação de  $\pm 2,7\%$ . Recentemente, Li (2011) revisou valores de interceptação da precipitação em várias regiões semiáridas e observou que os valores são em média 26,9% da precipitação incidente com variação de  $\pm 18,7\%$ . Estas altas variações foram associadas às altas variações na disponibilidade da chuva e às diferenças na estrutura e composição do dossel. Li (2011) observou ainda que as regiões semiáridas tendem a interceptar uma maior porcentagem da precipitação que as regiões úmidas. Para a região semiárida brasileira, poucos estudos foram encontrados sobre a partição da água de chuva, com estimativas de interceptação de 13% (MEDEIROS et al., 2009) e 17,9% (IZIDIO et al., 2013) para regiões com cobertura natural e de 32% (PEREZ-MARIN; MENEZES, 2008) para um sistema agroflorestal.

A partição da precipitação é importante do ponto de vista da gestão dos recursos hídricos, pois reduz o impacto da chuva no solo, reduzindo a erosão e perda dos solos, aumentando o tempo de retenção da água no solo e contribuindo para a regularização das vazões (LIMA, 2008). Desta forma, a incorporação do parâmetro de interceptação da cobertura vegetal deve ser incentivada nos estudos de modelagem hidrológica de precipitação-vazão, principalmente em regiões áridas e semiáridas, uma vez que nestas condições a interceptação tende a ser maior que em regiões úmidas, implicando distintas alterações nos fluxos hidrológicos. (CHAFFE et al., 2010; LOVE et al., 2010).

Os fluxos hidrológicos, de uma forma geral, estão intimamente relacionados à ciclagem dos nutrientes, conectando os compartimentos atmosfera, vegetação e solo (AUSTIN et al., 2004; LOIK et al., 2004; LOHSE et al., 2009). Esta íntima relação baseia-se no fato da água regular a duração da atividade microbológica (respiração) e a atividade fotossintética das plantas, através da regulação da abertura dos estômatos, assim como pela fragmentação e transporte da matéria orgânica depositada, através da erosão e

lixiviação (LOHSE et al., 2009). Outro aspecto com significado ecológico importante é que a precipitação dissolve os nutrientes (gases e partículas) presentes na atmosfera, tanto de origem natural quanto de origem antrópica, e os transfere para os ecossistemas terrestres e aquáticos (BERNER; BERNER, 2012). Uma vez atingindo superfícies com cobertura vegetal, a precipitação lava e lixivia o material particulado depositado (deposição seca) e os exsudatos das plantas, alterando a composição química da água da chuva e contribuindo com a transferência dos nutrientes para o solo (ASHAGRIE; ZECH, 2011; COBLE; HART, 2013). O aporte de nutrientes, através da precipitação, transprecipitação e do escoamento pelos troncos, pode ser importante principalmente em solos com baixa disponibilidade de nutrientes (PARKER, 1983; CHUYONG et al., 2004) como, por exemplo, os solos da região semiárida brasileira.

Estas transferências de nutrientes de um compartimento para o outro envolvem uma série de processos que adicionam os nutrientes na água da transprecipitação e do escoamento pelos troncos, ou seja, ocorre um enriquecimento. Os processos de enriquecimento são ocasionados pelas trocas catiônicas dos íons que estão fracamente ligados nos sítios de troca das folhas e galhos, como, por exemplo, o potássio ( $K^+$ ) e o magnésio ( $Mg^{2+}$ ), sendo então lixiviados pela água da transprecipitação e do escoamento pelos troncos (PARKER, 1983; FORTI et al., 2000a). Além disso, o enriquecimento pode ser ocasionado devido à lixiviação do material senescente, como o cálcio ( $Ca^{2+}$ ), ou pela lavagem de espécies solúveis depositadas sobre a superfície do dossel, tais como o sódio ( $Na^+$ ) e o cloreto ( $Cl^-$ ). Por outro lado, pode ocorrer a retenção dos nutrientes pelo dossel, ocasionando o seu empobrecimento na transprecipitação e escoamento pelos troncos em relação à precipitação. Alguns estudos relacionam o empobrecimento dos nutrientes com a absorção foliar, adsorção pela superfície da cutícula das folhas ou à assimilação de organismos epifíticos<sup>2</sup> (JORDAN et al., 1980; PARKER, 1983; CHUYONG et al., 2004). Com relação às espécies inorgânicas nitrogenadas, estudos em diferentes regiões apontam tanto o enriquecimento como o

---

<sup>2</sup> Organismos que vivem sobre as plantas sem retirar nutrientes delas.

empobrecimento na transprecipitação e escoamento pelos troncos e a associação destes processos à maior ou menor disponibilidade do nitrogênio no ecossistema. Sob esse aspecto, a eficiência no uso deste elemento pelas plantas ainda é inconclusiva (FORTI et al., 2000b; LEITE, 2011; COBLE; HART, 2013).

Após o aporte pela transprecipitação e pelo escoamento pelos troncos, a solução que atinge o solo, geralmente enriquecida em nutrientes, pode escoar superficialmente, infiltrar-se e percolar através do perfil do solo ou ainda ser evapotranspirada. Uma vez na solução do solo, os nutrientes podem retornar às plantas através da absorção pelas raízes ou serem transferidos para as camadas mais profundas do solo. Desta forma, tem-se a caracterização da ciclagem dos nutrientes no contexto atmosfera-planta-solo.

Estudos acerca da ciclagem de nutrientes vêm sendo desenvolvidos no Brasil objetivando a quantificação dos impactos das mudanças de uso do solo nas transferências dos nutrientes, através das vias hidrológicas, entre os compartimentos atmosfera, planta e solo (FORTI et al., 2000b; NEU, 2009; GERMER et al., 2010). No entanto, apesar das frequentes alterações de uso e ocupação do solo na região semiárida brasileira e de sua fragilidade econômica e ambiental, os impactos nas transferências de água e de nutrientes ainda são pouco quantificados.

Diante do exposto, identificou-se a necessidade do entendimento do funcionamento do bioma caatinga com relação às transferências dos principais cátions e ânions através dos fluxos hidrológicos, não somente em regiões com cobertura típica de caatinga, mas também em ambientes antropizados, tais como agricultura e pastagem. Adicionalmente é importante o conhecimento dos impactos da variação espaço temporal da precipitação, característica recorrente desta região, nestas transferências. Neste contexto, apresenta-se um estudo comparativo espacial e temporal, envolvendo análises quantitativas e qualitativas da precipitação e demais componentes do ciclo hidrológico, entre períodos chuvosos com diferentes quantidades de precipitação e entre um ambiente com vegetação típica de caatinga e outro de pastagem.

Estudos acerca das transferências de água e de nutrientes são importantes pois permitem avaliar a disponibilidade hídrica e o status nutricional dos ecossistemas, fornecendo informações básicas que podem ser utilizadas no estabelecimento de políticas públicas, no manejo sustentável dos recursos naturais e no desenvolvimento de modelos de ciclagem biogeoquímica. Além disso, frente aos problemas de poluição ambiental, mudanças de uso e ocupação da terra e mudanças climáticas, estudos desta natureza são fundamentais para o conhecimento das fragilidades biogeoquímicas, tornando-se indispensáveis para a preservação do ecossistema.

## **1.1 Motivação e Objetivos**

Foi observado, em outras regiões brasileiras, que mudanças no uso e ocupação do solo provocam perturbações no equilíbrio natural dos ecossistemas, resultando em impactos nos fluxos hidrológicos e biogeoquímicos (BIGGS et al., 2002; BIGGS; DUNNE; MARTINELLI, 2004; BONILLA, 2005; KRUSCHE et al., 2005; GERMER et al., 2010; LEITE, 2011). Entretanto, para o semiárido brasileiro, os estudos existentes que abordam a caracterização e quantificação dos impactos das mudanças de uso e ocupação da terra na ciclagem biogeoquímica, através dos fluxos hidrológicos, ainda são escassos. Assim, o desenvolvimento de estudos que possibilitem melhor compreender os processos de transferência de água e de nutrientes dissolvidos, entre os compartimentos atmosfera, planta e solo na região semiárida brasileira, são de suma importância. Além disso, devido à intrínseca interação dos fluxos hidrológicos na transferência dos nutrientes (AUSTIN et al., 2004; LOIK et al., 2004; LOHSE et al., 2009), e considerando que esta região é marcada por variações espaço-temporais na precipitação (MARENGO, 2008; SILVA et al., 2012), torna-se necessária a compreensão dos impactos das quantidades de precipitações nesses aportes e a caracterização de sua ciclagem interna.

Diante do exposto, as hipóteses deste estudo são:

- a) Uma região típica de caatinga apresenta transferência de água e de nutrientes em solução, entre os compartimentos atmosfera-planta-solo, diferenciada de um ambiente de pastagem, pois a precipitação é enriquecida em nutrientes ao atravessa o dossel de uma vegetação típica de caatinga;
- b) Diferentes quantidades de precipitação acarretam diferentes aportes e transferências de água e de nutrientes para o solo florestal.

Para testar estas hipóteses, nesta pesquisa busca-se responder as seguintes perguntas:

- a) Qual a importância da vegetação da caatinga para a transferência e ciclagem interna dos nutrientes, através dos fluxos hidrológicos, na região semiárida do nordeste brasileiro?
- b) Quais são os impactos da quantidade de precipitações no aporte e na transferência de água e de nutrientes nesta região?

Neste contexto, este estudo teve como objetivo caracterizar e quantificar as transferências de água e de nutrientes, em solução, entre os compartimentos atmosfera, planta e solo, identificando as diferenças entre um ambiente com vegetação típica de caatinga e outro com pastagem e a influência das precipitações nestas transferências. Para alcançar este objetivo, foi necessário, primeiro, quantificar os componentes hidrológicos, seguido da caracterização da composição química das diferentes soluções aquosas. Para tanto, foram estabelecidos as seguintes etapas:

- a) Quantificar e avaliar a distribuição da água da precipitação no dossel, em transprecipitação (precipitação interna), escoamento pelos troncos e interceptação;
- b) Quantificar o escoamento superficial e a percolação através do solo, avaliando-se a influência dos tipos de uso e cobertura do solo, i.e. vegetação típica de caatinga e pastagem, nestes processos hidrológicos;
- c) Estudar a composição química da água da precipitação com vistas à contribuição para um maior conhecimento sobre as principais origens dos nutrientes presentes

nesta água, estimativa da deposição atmosférica e influência da quantidade de precipitação nestes processos;

- d) Caracterizar a composição química da água da transprecipitação e do escoamento pelos troncos, para a compreensão da contribuição do dossel nas transferências dos nutrientes para o sistema solo por meio destes componentes hidrológicos; e
- e) Caracterizar a composição química do escoamento superficial e da percolação através do solo, avaliando a influência dos tipos de uso e cobertura do solo nestes processos, visando compreender a contribuição da vegetação de caatinga para a ciclagem interna dos nutrientes dissolvidos nas vias hidrológicas.

## **1.2 Estrutura da tese**

Esta tese está estruturada em 4 capítulos. No presente capítulo é apresentada a introdução acerca dos componentes hidrológicos e ciclagem biogeoquímica entre os compartimentos atmosfera, planta e solo, a motivação e o objetivo deste estudo. No capítulo 2 apresenta-se a área estudada e os métodos utilizados nesta pesquisa para a amostragem em campo dos componentes hidrológicos e sua caracterização química laboratorial. No capítulo 3 são apresentados os resultados e discussões e estes foram divididos em dois itens, sendo que no item 3.1 são apresentados os estudos quantitativos referentes à distribuição da precipitação em transprecipitação, escoamento pelos troncos, interceptação, escoamento superficial e percolação no solo através dos dados obtidos em campo. No item 3.2 são contemplados, a partir dos dados analíticos laboratoriais, a origem dos nutrientes dissolvidos nas diferentes soluções aquosas amostradas, a deposição atmosférica, o aporte da vegetação nas transferências destes nutrientes para o sistema solo, e o destino destes nutrientes. No capítulo 4 são apresentadas as conclusões desta tese.



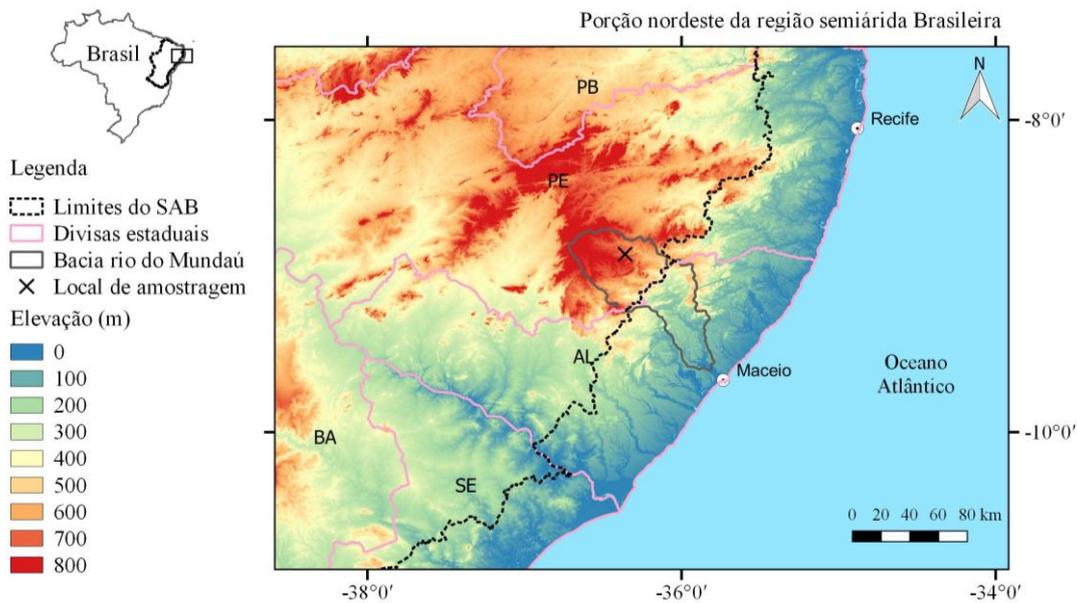
## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

Neste capítulo apresenta-se a caracterização da área estudada e o delineamento amostral; são descritos os métodos utilizados para a coleta de amostras de água nos diversos compartimentos do ciclo hidrológico, assim como suas análises químicas, as estatísticas e os cálculos empregados nas análises dos dados.

### **2.1 Área estudada**

O estudo foi realizado em uma região semiárida no estado de Pernambuco, localizada na bacia do rio Mundaú, macrorregião de Garanhuns, município de São João. Na Figura 2.1 apresenta-se a localização da bacia do rio Mundaú na porção leste da região semiárida Brasileira e da área onde foram realizadas as amostragens deste estudo (entre as latitudes 8°48'10" e 8°48'50"S e longitudes 36°24'10" e 36°24'40"O). O município de São João apresenta altitude média de aproximadamente 716 m acima do nível do mar. A região é inserida na porção mais elevada do planalto da Borborema, distando em linha reta 140 km da zona costeira. Esta área é uma região de transição entre a floresta Atlântica Costeira e o bioma Caatinga, localizado no interior do continente, que é seco e xerofítico. A ocupação do solo nesta bacia ocorre de forma desordenada e alterações no meio ambiente, tais como desmatamentos e queimadas são recorrentes. Os principais usos do solo são em atividades de agropecuária, de agricultura de subsistência e de extração de madeira de áreas de vegetação típica de Caatinga (FERREIRA et al., 2012).

Figura 2.1: Mapa de elevação e localização da área de estudo na bacia do rio Mundaú, inserida na região semiárida no nordeste brasileiro.



Fonte de dados: Miranda (2005).

A amostragem foi realizada em um remanescente de Caatinga secundária de aproximadamente 4 ha, margeado por uma área de pasto manejado com aproximadamente 17 ha (Figura 2.2). Historicamente, a área era formada por uma vegetação de caatinga hipoxerófitas que foi substituída por sistemas produtivos na década de 1950, principalmente para o cultivo de macaxeira, feijão e algodão. Por volta do ano 2000, a pastagem de *Brachiaria decumbens* Stapf, substituiu os sistemas produtivos, permanecendo até 2012. Durante este período, a pastagem foi utilizada para o forrageio animal com aproximadamente 1 animal ha<sup>-1</sup> (GONDIM et al., 2015). Em 2012, a pastagem foi destruída devido a uma das piores secas registradas nos últimos 50 anos na região nordeste do Brasil e, em 2013, milho foi plantado em consórcio com a *Brachiaria* em abril de 2013 num sistema chamado “Santa Fé”, com 1 linha de milho intercalado com 2 linhas de capim. A colheita do milho foi realizada em setembro de 2013.

Figura 2.2: Aspectos da área de pasto e de Caatinga localizados na área estudada durante a amostragem deste estudo no início (a e c) e final do período chuvoso (b e d).



Fonte: Elaboração própria.

O solo da área de amostragem foi classificado por Santos et al. (2012) como Neossolo Regolítico Eutrófico típico formado a partir de alterações de gnaisse e granitos, ocorrendo em relevos variando de plano a ondulado. Apresenta sequência de horizontes A-C, com profundidade superior a 150 cm e textura variando de areia a franco-arenosa, com baixos teores de carbono orgânico total. O material de origem destes solos é essencialmente formado por quartzo e feldspatos, e este último, normalmente, confere elevada reserva mineral, especialmente potássio e cálcio. Os atributos químicos dos solos são apresentados na Tabela 2.1. A constituição arenosa e os teores de carbono

orgânico total influenciam na capacidade de troca de cátions, que se mostrou baixa tanto na área da pastagem como na área de Caatinga, entretanto, apresentando valores menores na pastagem do que na área de Caatinga (SANTOS et al., 2012). Esta baixa capacidade de troca de cátions favorece a forte lixiviação das espécies químicas durante a estação chuvosa. Comparando-se os resultados obtidos das análises químicas dos solos da área de pastagem e de Caatinga da fazenda Riacho do Papagaio, Ydoyaga et al. (2006) observaram o declínio na fertilidade do solo da pastagem e o atribuiu à retirada da sua cobertura vegetal, sem reposição de nutrientes. Comparando os resultados relatados por Ydoyaga et al. (2006) aos resultados relatados por Santos et al. (2012) também é possível comprovar o declínio da fertilidade do solo na área de pastagem (Tabela 2.1).

Tabela 2.1: Atributos químicos dos solos da floresta e pastagem na fazenda Riacho do Papagaio.

	cm	pH	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	CTC	COT
		H <sub>2</sub> O	mg/dm <sup>3</sup>	-----cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> -----						g/kg
Pasto <sup>a</sup>	0-20	5,6	1,3	0,07	0,43	0,25	0,02	0,02	2,1	-
Pasto <sup>a</sup>	20-40	5,1	1,5	0,05	0,2	0,15	0,03	0,22	2,1	-
Floresta <sup>a</sup>	0-20	5,5	8,3	0,24	1,56	0,98	0,03	0,16	9,1	-
Floresta <sup>b</sup>	0-15	4,8	6	0,19	1,95	0,58	0,05	-	5,9	14
Floresta <sup>b</sup>	16-43	4,6	2	0,11	1,19	0,38	0,05	-	3,5	4
Floresta <sup>b</sup>	44-74	4,8	1	0,12	1,14	0,32	0,05	-	3,1	3
Floresta <sup>b</sup>	75-117	5,5	1	0,16	1,38	0,55	0,05	-	2,9	2
Floresta <sup>b</sup>	117-150	5,7	1	0,17	1,48	0,64	0,1	-	2,8	1

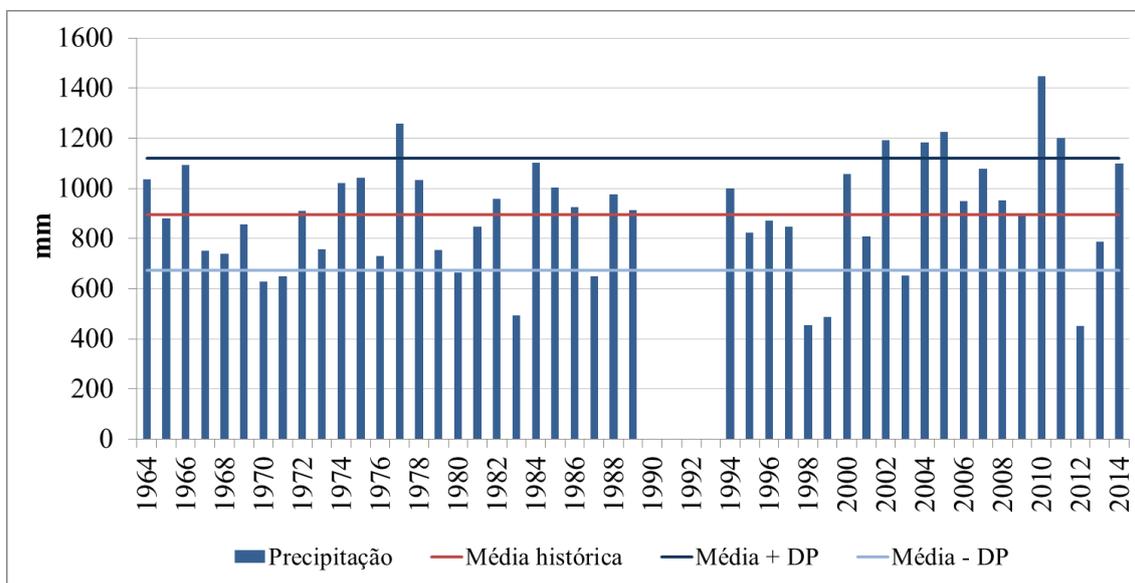
P: fósforo; CTC: Capacidade de troca de cátions; COT: Carbono orgânico total.

<sup>a</sup> Ydoyaga et al. (2006), <sup>b</sup> Santos et al. (2012).

Na região de Garanhuns, de acordo com a classificação Koppen (PEEL et al., 2007), a temperatura média varia entre 18,5°C no período chuvoso (inverno) e 22,6°C no período seco (verão) descrito como o clima BSh (B: árido, S: estepe e h: quente). Entretanto, variações diárias na temperatura podem ser maiores que as variações anuais. A precipitação anual para o período de 1964 a 2014 foi de 896 mm  $\pm$  25% (Figura 2.3), sendo os meses mais chuvosos entre abril e agosto, compreendendo 66% da precipitação anual (Figura 2.4). Estes dados pluviométricos foram obtidos da estação pluviométrica de Garanhuns, localizanda a 13 km em linha reta do local de amostragem. Em 2012 ocorreu uma seca intensa, o que acarretou totais pluviométricos significativamente abaixo dos valores históricos em toda a região nordeste. Este evento de seca extrema foi associado a temperaturas anormalmente mais frias no oceano atlântico sul (MARENGO et al., 2013; RODRIGUES; MCPHADEN, 2014; CUNHA et al., 2015). Na estação meteorológica de Garanhuns, foi registrada uma precipitação que representa 50,3% da média histórica. Eventos como estes ocorrem esporadicamente, como o ocorrido nos anos de 1998 e 1999, e podem ser importantes no contexto das mudanças climáticas. Em 2013, a precipitação registrada na estação meteorológica de Garanhuns foi de 88% da média histórica, sendo portanto, de acordo com a variação média histórica.

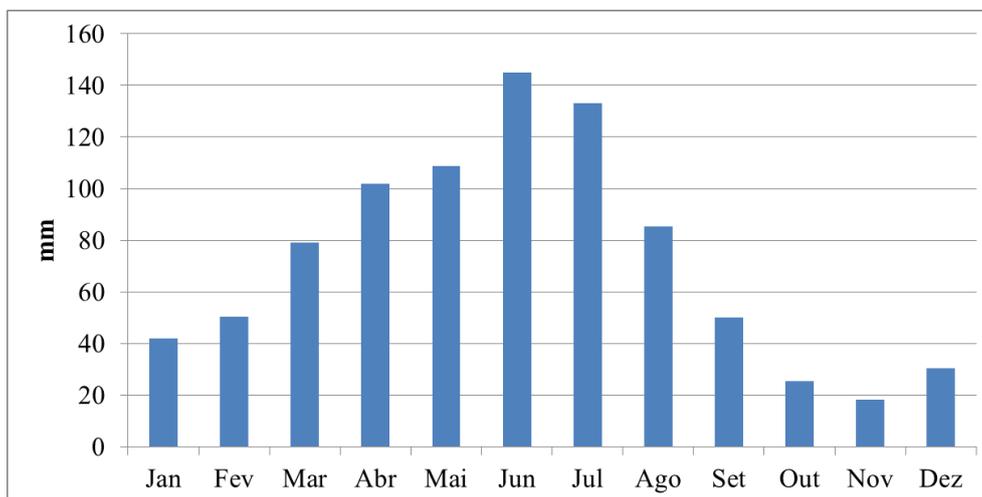
Na Figura 2.5 apresentam-se os dados meteorológicos para os anos de 2012 e 2013 obtidos a partir da estação meteorológica localizada no município de São João-PE, na área de amostragem. A chuva registrada em 2012 foi de 194,5 mm e o período chuvoso foi atípico distribuindo-se entre os meses de maio a agosto. Em 2013, foram registrados 416,4 mm e o período chuvoso ocorreu de abril a julho. A temperatura média anual foi similar para ambos os anos (21,4 e 21,3° C). Para o período compreendido entre abril e agosto, a média das temperaturas máximas mensais foram 25,8 e 24,9° C e a temperatura mínima mensal foi 16,7 e 16,4° C para 2012 e 2013, respectivamente. A umidade relativa do ar média anual foi 74,9 e 77,8%, e para o período compreendido entre abril e agosto igual a 78,8 e 83,0%, para 2012 e 2013, respectivamente.

Figura 2.3: Precipitação anual no município de Garanhuns-PE (1964-2014).



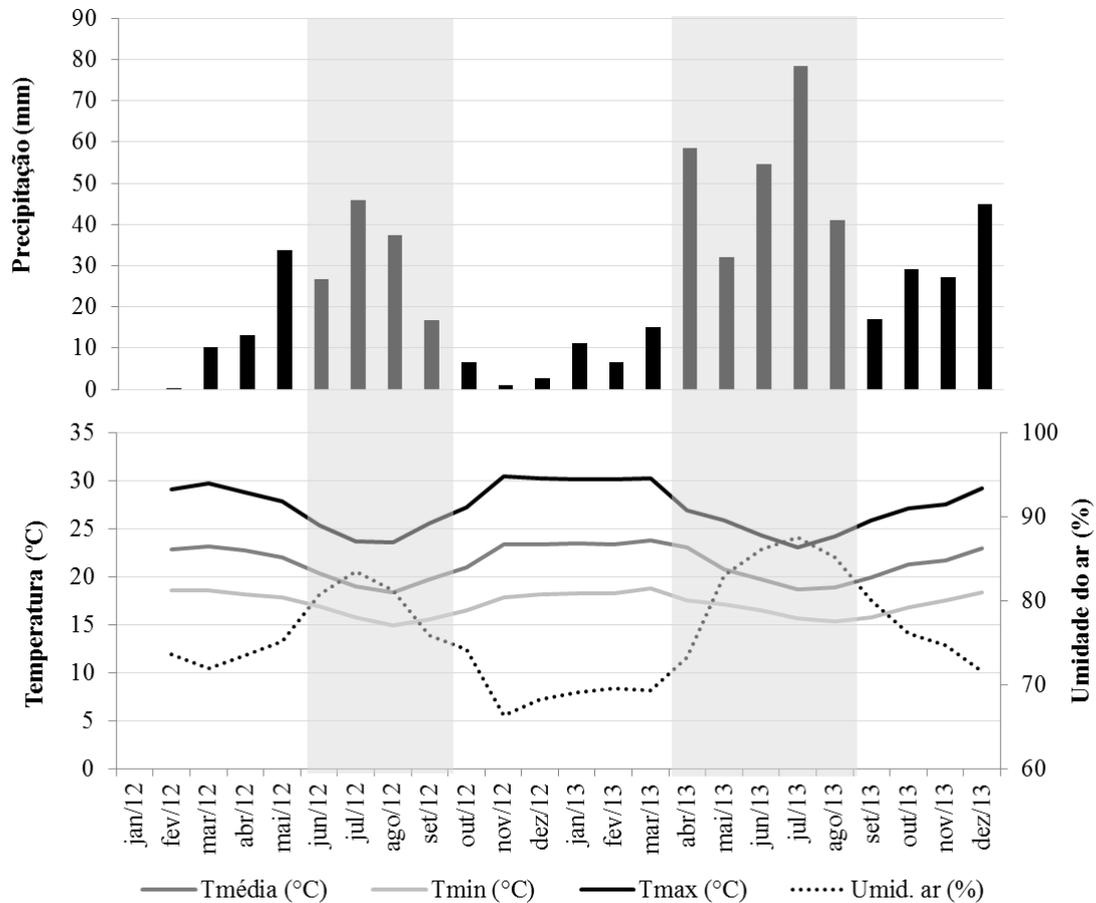
Fonte de dados: INMET (2011).

Figura 2.4: Precipitação média mensal histórica (1964-2014) para o município de Garanhuns-PE.



Fonte de dados: INMET (2011).

Figura 2.5: Precipitação mensal (mm), temperaturas do ar médias, mínimas e máximas mensais (T °C) e umidades relativas do ar médias mensais (Umid. ar %) medidas na área de estudo nos anos 2012 e 2013.



Destaque em cinza para os períodos de amostragem deste trabalho dos principais componentes hidrológicos.

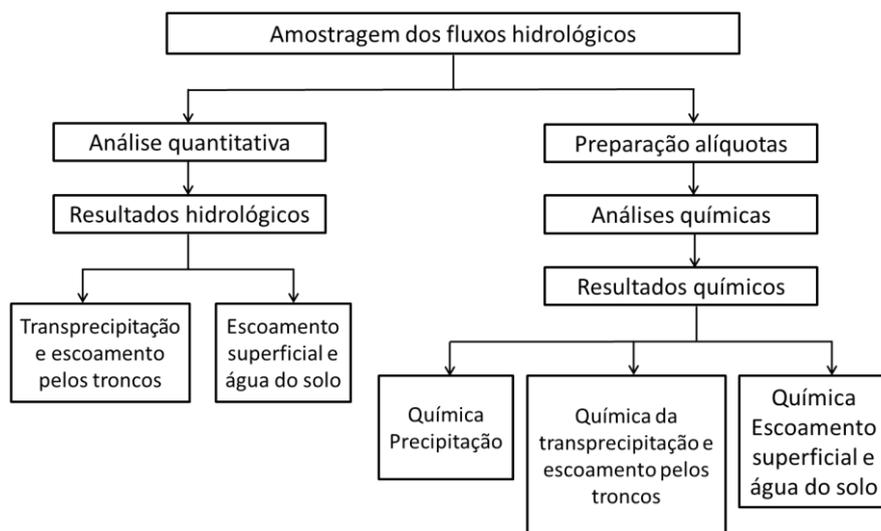
Fonte: Elaboração própria.

## 2.2 Amostragem dos componentes hidrológicos

Os métodos utilizados para determinar as transferências de nutrientes através das vias hidrológicas na interface atmosfera-planta-solo foram embasados nos estudos de hidrologia e biogeoquímica florestal (LOPES, 2001; BONILLA, 2005; FORTI et al., 2005; CALDATO, 2011; LEITE, 2011; BERNER; BERNER, 2012). O modelo

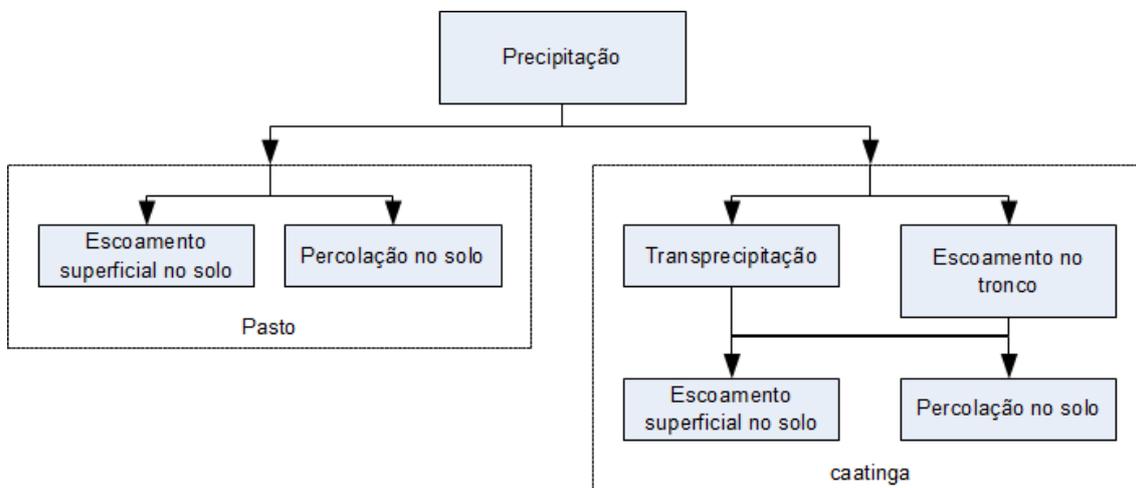
conceitual do sistema atmosfera-planta-solo estabelecido no presente estudo utiliza a precipitação atmosférica como fluxo de entrada e a percolação através do solo (a 50 cm no perfil) como fluxo de saída deste sistema. Com base neste modelo, a etapa observacional deste estudo envolveu a amostragem dos principais componentes do ciclo hidrológico, i.e. precipitação, transprecipitação, escoamento pelo tronco em espécimes de vegetação nativa da Caatinga, escoamento superficial e percolação através do solo. O método de amostragem adotado neste trabalho requereu a coleta e análise química da água amostrada nos diferentes fluxos hidrológicos, de acordo com o esquema descritivo apresentado na Figura 2.6. Devido aos baixos volumes de chuva característicos da região estudada esperavam-se baixos volumes das soluções aquosas de interesse, por isso, optou-se pela amostragem durante os meses mais chuvosos da região. A amostragem foi realizada no ambiente com vegetação natural de caatinga e na pastagem, com o intuito de compreender a influência da vegetação na transferência de água entre os compartimentos atmosfera-planta-solo, compreendendo o balanço hídrico da cobertura vegetal (LARCHER, 2000). Na Figura 2.7 apresenta-se um esquema descritivo da amostragem dos principais componentes do ciclo hidrológico avaliados neste estudo.

Figura 2.6: Esquema descritivo do método utilizado para a amostragem e análise dos principais componentes do ciclo hidrológico.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 2.7: Esquema descritivo de amostragem das principais componentes do ciclo hidrológico nos ambientes com vegetação típica de caatinga e na pastagem.



Fonte: Elaboração própria.

Os principais componentes do ciclo hidrológico foram amostrados durante dois períodos chuvosos, o primeiro de junho a setembro de 2012 (12 eventos de amostragem), durante uma seca extrema atípica para toda a região semiárida, e o segundo de abril a agosto de 2013 (16 eventos de amostragem), com chuvas de acordo com a variação histórica anual. A amostragem foi realizada utilizando-se coletores produzidos manualmente com materiais plásticos instalados em triplicata e coletados com frequência semanal, ou seja, as amostras constituem-se das soluções acumuladas durante o período de sete dias. A instrumentação instalada na área de pastagem foi protegida da perturbação animal com a utilização de cercas. Todo o material utilizado para a amostragem foi lavado com água deionizada três vezes entre as coletas para evitar contaminações, mesmo que não fosse obtida água suficiente para realizar todas as análises químicas. Ao final do primeiro período de amostragem, realizado em 2012, todo o material foi lavado com ácido nítrico (10%) e depois enxaguado cinco vezes com água deionizada. Cada coletor foi instalado individualmente, permitindo a obtenção de

amostras individualizadas, e que foram analisadas individualmente. Os resultados hidrológicos são apresentados como o somatório de todo o volume de solução amostrada para cada período de amostragem e os resultados dos teores das espécies químicas são apresentados como médias ponderadas pelo volume das concentrações dos íons analisados para cada período de amostragem. Na Tabela 2.2 são apresentadas as principais informações sobre as amostragens e, a seguir, detalham-se os métodos utilizados para a obtenção das amostras.

Tabela 2.2: Resumo da amostragem nos componentes do ciclo hidrológico considerados neste estudo no município de São João-PE, inserido na região semiárida brasileira.

Compartimento	Início das coletas	Nº coletores			Nº coletas	
		Caatinga	Pasto	Total	2012	2013
Precipitação	Jun/2012	-	3	3	12	16
Transprecipitação	Jun/2012	3	-	3	12	16
Escoamento pelos troncos	Mai/2013	6	-	6	-	14
Escoamento superficial	Jun/2012	3	3	6	12	16
Percolação no solo	Jun/2012	3	3	6	12	16

Os coletores foram instalados em triplicata para cada compartimento do ciclo hidrológico e cada ambiente de estudo, produzindo amostras simples, i.e., cada amostra foi coletada e analisada separadamente. A amostragem foi realizada semanalmente, ou seja, as amostras constituem soluções acumuladas durante o período de sete dias.

Fonte: Elaboração própria.

### **2.2.1 Precipitação e transprecipitação**

As coletas das soluções de precipitação e transprecipitação foram realizadas utilizando-se coletores produzidos artesanalmente com funis de plástico com área de captação de 706,9 cm<sup>2</sup>, instalados em um mastro com a borda superior do funil a 1,50 m do solo. Foram instalados três coletores no pasto para a amostragem da água da chuva (Figura 2.8) e três coletores abaixo do dossel da Caatinga para a amostragem da transprecipitação (Figura 2.9). Os funis foram cobertos com malha de nylon (mesh ~2 mm) para evitar a contaminação com pequenos detrito, insetos, folhas ou galhos das árvores. A vista zenital dos coletores de transprecipitação é apresentada na (Figura 2.10). Para o armazenamento do volume amostrado, os funis foram conectados a garrafas plásticas armazenadoras com capacidade de dois litros, através de mangueiras de plástico de  $\frac{3}{4}$  de polegadas instaladas próximas ao fundo das garrafas, minimizando assim a evaporação do volume amostrado. As garrafas armazenadoras foram protegidas com mantas aluminizadas para evitar a degradação química das amostras. O total de água de chuva coletado foi 110 mm e 207 mm para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente, o que correspondem a 87% e 84% da chuva incidente medida pela estação meteorológica na área de amostragem.

Figura 2.8: Coletores de precipitação instalados no pasto no início (a) e final (b) da estação chuvosa.



Os coletores foram instalados a 1,5m do solo.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 2.9: Coletores de transprecipitação instalados abaixo do dossel da Caatinga no início (a) e final (b) da estação chuvosa.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 2.10: Vista zenital dos coletores de transprecipitação instalados abaixo do dossel da Caatinga.



Fonte: Elaboração própria.

Para avaliar precipitação em termos de eventos ocorridos e sua intensidade ( $\text{mm h}^{-1}$ ) foram utilizados os dados da estação meteorológica localizada na área de estudo, cujos registros são disponibilizados a cada meia hora. Para esta análise, um evento de precipitação foi definido como a chuva com volume maior do que 0,1 mm (equivalente ao volume mínimo para a detecção da precipitação) e o final deste evento foi definido quando o registro de precipitação das dez horas seguintes fosse igual a zero. Ou seja, o tempo sem chuva dentro de um mesmo evento foi de, no máximo, dez horas e intervalos sem chuva menores que este foram permitidos. Caso o intervalo sem chuva fosse maior do que dez horas, o evento era encerrado e iniciava-se um novo evento quando a quantidade de chuva registrada fosse maior que 0,1 mm. A escolha do intervalo de tempo sem chuva dentro de um mesmo evento foi similar aos estudos de Ahmadi et al. (2009) e Dunkerley (2008) cujos intervalos sem chuva entre os eventos de precipitação foram de, no mínimo, 10 e 12 horas, respectivamente. Esta escolha baseia-se no pressuposto de que um intervalo maior do que dez horas sem chuva seja suficiente para que toda a água retida nas folhas, ramos e troncos seja evaporada, restabelecendo totalmente a capacidade de armazenamento de água da copa antes do início de um novo evento de precipitação.

### **2.2.2 Escoamento pelos troncos**

Para a coleta das amostras foram selecionadas duas espécies representativas da área de estudo, pertencentes às famílias Cactaceae e Mimosaceae que são popularmente conhecidas como Facheiro e Jurema Preta, respectivamente. Foram selecionadas três árvores de cada espécie cujas características são apresentadas na Tabela 2.3. Para determinar a área de captação dos coletores de escoamento nos troncos considerou-se que cada árvore atua como um funil captando a chuva e direcionando-a para o tronco principal, onde foram instalados os coletores. Desta forma, a área de captação de cada árvore foi estimada em função da área de projeção vertical de sua copa no solo. Essa área foi estimada traçando-se oito linhas partindo-se do tronco principal até a extremidade da projeção da copa, formando-se ângulos de  $45^\circ$  entre as linhas. A área total da projeção de cada copa é representada pelo somatório das oito áreas triangulares geradas pela ligação entre os pontos extremos das linhas, como apresentado na Figura 2.11, semelhante ao método adotado por Moura et al. (2009).

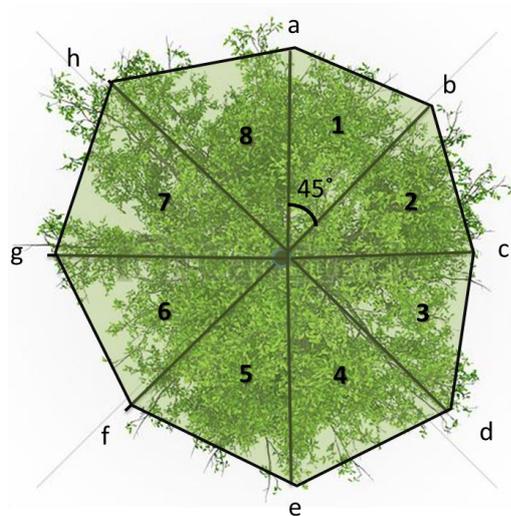
Tabela 2.3: Características das árvores utilizadas para a amostragem da solução que escoa pelo tronco na área de Caatinga no município de São João, PE, inserido na região semiárida brasileira.

<b>Árvore</b>	<b>Nome comum</b>	<b>Característica do tronco</b>	<b>DAP (cm)</b>	<b>APC (m<sup>2</sup>)</b>
1	Facheiro	Rugoso, com espinhos e reentrâncias	10,5	0,6
2	Facheiro	Rugoso, com espinhos e reentrâncias	11,1	3,5
3	Facheiro	Rugoso, com espinhos e reentrâncias	12,7	1,4
4	Jurema Preta	Rugoso	8,9	4,3
5	Jurema Preta	Rugoso, torto e inclinado	6,7	1,9
6	Jurema Preta	Rugoso	10,2	5,7

DAP: diâmetro à altura do peito. APC: área de projeção da copa.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 2.11: Ilustração esquemática para cálculo da projeção vertical da copa da árvore sobre o solo.



As letras representam as linhas imaginárias traçadas partindo-se do tronco até a extremidade da projeção, formando ângulos de 45° entre si. Os números representam as figuras triangulares formadas pela ligação entre os pontos extremos das linhas imaginárias.

Fonte: Elaboração própria.

Para a amostragem da solução que escoar nos troncos foram utilizados coletores em forma de calha produzidos com mangueira plástica transparente com diâmetro de 2 cm. Os coletores foram instalados ao redor dos troncos das árvores em forma de espiral, acompanhando sua circunferência, de forma que as duas extremidades se sobrepunham, minimizando perda de solução de escoamento superficial (Figura 2.12). Para a instalação do coletor no tronco das árvores foi realizada um desbaste para a retirada de espinhos e excesso de cascas e a fixação foi realizada com abraçadeiras plásticas e cola do tipo silicone transparente. A extremidade final foi conectada a uma garrafa plástica armazenadora de amostra através de mangueira plástica transparente de  $\frac{3}{4}$  de polegadas, instaladas próximas ao fundo das garrafas, minimizando assim a evaporação do volume amostrado. As garrafas armazenadoras, com capacidade de cinco litros, foram cobertas com mantas protetoras revestidas com folhas aluminizadas para evitar a degradação química das amostras pela luz.

Figura 2.12: Coletores de solução que escoam nos troncos do tipo calha espiral, instalados em espécimes de Facheiro (a e c) e Jurema (b e d).



Fonte: Elaboração própria.

### 2.2.3 Escoamento superficial

A solução do escoamento superficial foi coletada utilizando-se tubos de PVC de 200 cm de comprimento e 15 cm de diâmetro, fechados em ambas as extremidades e, uma delas conectada a garrafas plásticas armazenadoras do volume amostrado. Os tubos de PVC foram cortados em forma de calha e instalados rente à superfície do solo, de modo que a

abertura superior permanecesse perpendicular ao eixo de inclinação da vertente. A área de captação do escoamento superficial, aproximadamente 4 m<sup>2</sup>, foi isolada com a instalação de tábuas de madeira enterradas até 10 cm no perfil do solo, evitando coletar solução originária de áreas a montante e laterais dos coletores, como apresentado na Figura 2.13. As garrafas armazenadoras do volume amostrado, com capacidade de dois litros, foram cobertas com mantas protetoras revestidas com folhas aluminizadas para evitar a degradação química da solução amostrada pela luz. Para a conexão foram utilizadas mangueiras plásticas transparentes de 3/4 de polegadas, instaladas próximas ao fundo das garrafas, minimizando assim a evaporação do volume amostrado. As garrafas armazenadoras do volume amostrado foram instaladas em trincheiras, permitindo o escoamento da solução por gravidade. Três coletores de escoamento superficial do solo foram instalados na Caatinga e outros três foram instalados no pasto. A área destinada para a amostragem do escoamento superficial do solo no pasto foi cercada evitando o pisoteio e interferência dos animais.

Figura 2.13: Coletores utilizados na amostragem da solução que escoam superficialmente na área da pastagem (a e b) e na área com vegetação típica de caatinga (c e d) no município de São João-PE, inserido na região semiárida brasileira.



Fonte: Elaboração própria.

#### 2.2.4 Percolação através do solo

A solução do solo é o local onde ocorrem as reações químicas que controlam a dinâmica e o destino dos nutrientes. Esta solução, também chamada de água capilar, é aquela que está em quase equilíbrio com a fase sólida do solo e para ser amostrada necessita de lisímetro de tensão. Por outro lado, a água do solo, também chamada de água gravitacional, inclui a solução do solo e a água que percola através dos macroporos por gravidade, podendo ser amostrada com lisímetro de tensão zero (SMETHURST, 2000; ESSINGTON, 2003). Este tipo de lisímetro é utilizado para analisar as transferências,

ou seja, perda ou ganho de nutrientes em cada camada do solo, enquanto que os lisímetros de tensão são utilizados para caracterizar as concentrações residentes em uma determinada camada de solo (MAGID; CHRISTENSEN, 1993). Por este motivo, de acordo com o objetivo deste estudo de analisar as transferências dos nutrientes, i.e. perdas ou ganhos na interface atmosfera-planta-solo, foram utilizados lisímetros de tensão zero para quantificar e caracterizar quimicamente a percolação que alcança 50 cm no perfil do solo. Desta forma, podemos comparar a composição química da solução que atinge o solo (precipitação incidente na pastagem, transprecipitação e escoamento pelos troncos no ambiente com vegetação de caatinga) com aquela da percolação do solo (50 cm no perfil), representando a solução de saída do sistema atmosfera-planta-solo. A escolha da profundidade em que os lisímetros de tensão zero foram instalados levou em consideração o modelo conceitual do sistema atmosfera-solo-planta, em que a saída do sistema é representada pela percolação através do solo, de forma que, a solução não absorvida pelas raízes e não adsorvida pelas partículas do solo é perdida do sistema.

Em cada ambiente de estudo foram instalados três lisímetros de tensão zero a 50 cm no perfil do solo em trincheiras de aproximadamente 1 m<sup>3</sup>. É importante mencionar que os lisímetros foram instalados sob a influência do dossel e da vegetação de sub-bosque, entretanto, sem influência do escoamento pelos troncos das árvores de porte maior. Os lisímetros foram construídos com bandejas plásticas de dimensões 30 cm x 40 cm, cortadas em forma de pá, encaixadas diagonalmente no perfil do solo de forma que a solução lixiviada escoe por gravidade até uma garrafa plástica armazenadora do volume amostrado, como mostrado na Figura 2.14 e de acordo com o método descrito por Essington (2003). Para a conexão da bandeja com as garrafas armazenadoras do volume amostrado foram utilizadas mangueiras plásticas transparentes de 3/4 de polegadas, instaladas próximas o fundo das garrafas, minimizando assim a evaporação do volume amostrado. As garrafas armazenadoras, com capacidade de dois litros, foram cobertas com mantas protetoras revestidas com folhas aluminizadas para evitar a degradação química da solução amostrada pela luz. A área de captação de cada coletor foi de aproximadamente 1.200 cm<sup>2</sup>.

Figura 2.14: Coletores de solução percolada através do solo.



Detalhe do corte da bandeja (a) utilizada para a amostragem a 50 cm no perfil do solo (b) no pasto (c) e na Caatinga (d).

Fonte: Elaboração própria.

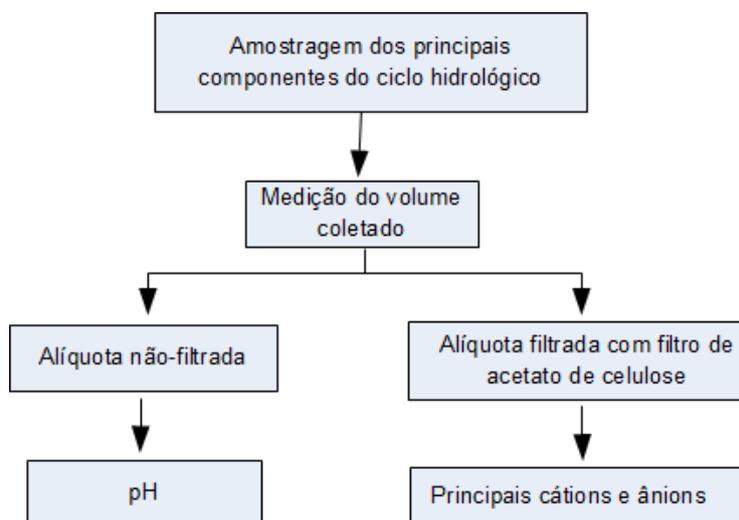
### 2.3 Análises químicas

Neste item apresentam-se os métodos empregados para as análises químicas das soluções amostradas nos principais componentes do ciclo hidrológico. Após cada coleta, as amostras foram levadas ao Centro Laboratorial de Apoio à Pesquisa da Unidade Acadêmica de Garanhuns (CENLAG) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Unidade Acadêmica de Garanhuns (UAG), onde foram

gravimetricamente quantificados os volumes obtidos em cada coletor. Cada amostra foi analisada separadamente e os resultados para os diferentes teores das espécies químicas foram calculados como médias para cada período de amostragem.

Uma alíquota não filtrada da amostra foi utilizada para a determinação do pH, no máximo 24 horas após a coleta, utilizando-se um pHmetro (Tecnopon, modelo MPA-210p) com duas soluções padrões para a calibração (pH 4.01 e 7.00). A concentração do  $H^+$  foi calculada a partir da medição do pH. Para a determinação dos principais íons inorgânicos ( $Na^+$ ,  $NH_4^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ , e  $SO_4^{2-}$ ) uma alíquota de 30 ml foi filtrada com filtro de acetato de celulose (milipore 0,22  $\mu m$ ). O processo de filtração das amostras foi necessário para obter-se a fração solúvel e eliminar microrganismos e esporos de fungos, dispensando o uso de preservantes. As alíquotas foram congeladas em garrafas de polietileno e as análises dos principais íons inorgânicos foram realizadas no Laboratório de Aerossóis, Soluções Aquosas e Tecnologias (LAQUATEC) do Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CCST-INPE). Este laboratório participa com bom desempenho da *Quality Assurance and Science Activity Centre – QA/SAC Americas* – organizado pelo programa *World Meteorological Organization Global Atmosphere Watch (GAW)*. Na Figura 2.15 apresenta-se o esquema descritivo das etapas das determinações físico-químicas. Para os casos em que a quantidade de água amostrada foi insuficiente para a realização de todas as análises químicas previstas foi estabelecida a seguinte ordem de prioridade: principais íons inorgânicos e pH.

Figura 2.15: Esquema descritivo das etapas das determinações físico-químicas.



Fonte: Elaboração própria.

### 2.3.1 Principais cátions e ânions

Para quantificar os principais íons inorgânicos dissolvidos nas soluções amostradas foi empregada a técnica de cromatografia a líquido de íons utilizando um cromatógrafo da marca Metrohm e modelo 850 Professional. Para cátions ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ), foi utilizada uma coluna cromatográfica catiônica Metrosep C6 250/4.0, com ácido dipicolínico e ácido nítrico como eluentes, fluxo de  $0,9 \text{ ml min}^{-1}$  e volume de injeção de  $300,42 \mu\text{l}$ , de acordo com as especificações descritas por Forti e Meneghetti (2015). Para ânions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ) foi utilizada uma coluna cromatográfica aniônica Metrosep A Supp 100/4.0, com carbonato de cálcio e bicarbonato de sódio como eluentes, fluxo de  $0,7 \text{ ml min}^{-1}$  e volume de injeção de  $110,67 \mu\text{l}$ , de acordo com as especificações descritas por Crispim et al. (2014). A precisão das análises químicas foi medida analisando-se quatro padrões entre as amostras, com diferentes concentrações. A precisão do método foi calculada como o desvio padrão em relação à média das leituras dos padrões. A exatidão do método foi calculada a partir do desvio padrão da média das leituras do material certificado rastreável (Nist) em relação ao valor

certificado. De forma geral, a precisão e a exatidão das análises químicas foram menores do que 10% para cátions e ânions, exceto para o potássio (Tabela 2.4).

Tabela 2.4: Precisão e exatidão do método analítico empregado para a análise química dos principais íons inorgânicos presentes nas águas amostradas neste trabalho.

	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Precisão (%)	5.3	5.2	15	7.1	7.4	6.9	8.6	6.2
Exatidão (%)	5.8	8.1	18	7.4	7.0	7.3	10	4.4

Fonte: Elaboração própria.

O controle de qualidade foi efetuado inicialmente em campo por meio da inspeção visual das amostras. Foram excluídas as amostras com contaminação visível, i.e., amostras com cores diferenciadas ou com insetos ou outros materiais não identificados. Após as análises químicas o controle de qualidade do conjunto amostral foi realizado calculando-se a diferença iônica (%). Este controle de qualidade foi estabelecido pelo Programa de Observação Atmosférica Global (GAW, referente à sigla em Inglês Global Atmosphere Watch) da Organização Meteorológica Mundial (WMO, referente à sigla em Inglês World Meteorological Organization), relatório n° 160 (2004) de acordo a seguinte fórmula:

$$\text{Diferença iônica (\%)} = 100 \times ([CE - AE] \div [CE + AE]), \quad (2.1)$$

onde,  $CE$  é o somatório dos cátions em  $\mu\text{eq l}^{-1}$  e  $AE$  é o somatório dos ânions em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ . O relatório n°160 do GAW determina ainda a amplitude aceitável da diferença iônica para cada faixa de somatório de íons, rejeitando-se as amostras que não se enquadram neste critério. O relatório n°160 do GAW recomenda que a integralidade da altura pluviométrica associada com o conjunto amostral químico válido (principais íons

inorgânicos) e com a quantidade de água de chuva amostrada deve abranger, no mínimo, 70% da altura pluviométrica medida pela estação meteorológica. A integralidade calculada para cada um dos principais íons inorgânicos analisados, apresentada na Tabela 2.5, foi no mínimo de 53% para o período chuvoso de 2012 e, para o período chuvoso de 2013, alcançou 80%. O baixo valor para H<sup>+</sup> em 2012 foi atribuído ao insuficiente volume amostrado, o que limitou o número de amostras onde foi determinado o valor do pH.

Tabela 2.5: Integralidade da altura pluviométrica associada com o conjunto amostral químico válido e a quantidade de chuva amostrada para os períodos chuvosos de 2012 e 2013.

	H <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
2012 (%)	53	77	75	77	79	77	77	77	77
2013 (%)	77	83	77	77	83	83	83	83	83

Os valores estão expressos como porcentagem da água de chuva amostrada em relação à quantidade medida pela estação meteorológica da área de estudo.

Fonte: Elaboração própria.

## 2.4 Tratamento dos dados hidrológicos

Para analisar a transferência de água entre os sistemas, os volumes amostrados em cada compartimento hidrológico foram transformados em altura da lâmina de água (mm ou l m<sup>-2</sup>) de acordo com a seguinte expressão:

$$Altura\ da\ lâmina\ (mm) = \frac{volume\ amostrado\ (cm^3)}{área\ do\ coletor\ (cm^2)} \times 10 \quad (2.2)$$

Após o cálculo da quantidade de água de chuva que atravessa o dossel como transprecipitação e escoamento nos troncos (em mm e em porcentagem em relação à precipitação incidente) foi calculada a precipitação efetiva, i.e., a precipitação que efetivamente atingiu o solo do ambiente com vegetação de caatinga, e a interceptação da precipitação, de acordo com as seguintes expressões (todos os termos em mm):

$$\textit{Precipitação efetiva} = \textit{Transprecipitação} + \textit{Escoamento pelos troncos} \quad (2.3)$$

$$\textit{Interceptação} = \textit{Precipitação} - \textit{Precipitação efetiva} \quad (2.4)$$

Com o objetivo de avaliar a influência do evento de seca extrema ocorrida em 2012 sobre a distribuição da precipitação, a transprecipitação ( $\text{mm dia}^{-1}$ ) foi comparada entre os dois períodos chuvosos analisados. A escolha deste parâmetro para a compreensão da influência da seca sobre a distribuição da chuva foi baseada no fato de que o escoamento pelos troncos foi amostrado apenas em 2013 e a interceptação ser uma medida indireta, portanto, uma função dos outros componentes hidrológicos.

Para avaliar a influência do evento de seca extrema sobre os processos hidrológicos de superfície (i.e. escoamento superficial e percolação do solo), foram realizadas comparações estatísticas para cada processo hidrológico entre os dois períodos chuvosos, refletindo, portanto, uma análise temporal. Posteriormente, com o objetivo de avaliar a influência da vegetação de caatinga no destino da água que atinge o solo, foram aplicadas comparações estatísticas entre os processos hidrológicos observados na área com vegetação de caatinga com aqueles observados na área de pastagem, refletindo, portanto, uma análise espacial.

## 2.5 Tratamento dos dados químicos

Com o objetivo de minimizar o efeito de diluição ou concentração dos componentes iônicos em função do volume amostrado foram calculadas concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV), de acordo com a seguinte fórmula:

$$MPV = \frac{\sum(C_n \times H_n)}{\sum H_n}, \quad (2.5)$$

onde,  $C_n$  é a concentração iônica ( $\mu\text{eq l}^{-1}$ ) e  $H_n$  é o volume amostrado (mm). As concentrações MPV foram calculadas para todas as espécies químicas em todos os compartimentos hidrológicos estudados. As concentrações MPV foram comparadas entre os períodos chuvosos para cada compartimento hidrológico, refletindo uma avaliação da influência da quantidade de chuva incidente sobre as concentrações iônicas. Posteriormente, as concentrações MPV foram comparadas entre os compartimentos hidrológicos com vistas ao entendimento das transferências iônicas entre os sistemas atmosfera-planta-solo.

Para determinar as fontes potenciais de contribuição que influenciam a composição química da água da chuva utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman entre os componentes químicos, com 1% de nível de significância ( $p < 0,01$  representa correlação estatisticamente significativa). Altas correlações entre os componentes químicos pode indicar que são provenientes da mesma origem; entretanto, estas correlações devem ser analisadas com cautela uma vez que reações gasosas podem ocorrer na atmosfera. Um método comum para quantificar a contribuição marinha do  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  para a água da chuva é comparar suas razões iônicas com as razões iônicas da água do mar, utilizando o  $\text{Na}^+$  como espécie referência marinha. A concentração iônica excedente à razão iônica da água do mar, conhecida como fração não marinha (nss, referente à sigla em inglês non-sea-salt), foi estimada de acordo com

a expressão abaixo, considerando que todo o  $\text{Na}^+$  é proveniente de fonte marinha (BERNER; BERNER, 2012):

$$[X]_{nss} = [X]_{chuva} - ([\text{Na}^+]_{chuva} \times \left[ \frac{X}{\text{Na}^+} \right]_{mar}), \quad (2.6)$$

no qual,  $[X]_{nss}$  é a fração não marinha do íon X,  $[X]_{chuva}$  e  $[\text{Na}^+]_{chuva}$  são as concentrações do íon X e do  $\text{Na}^+$  medidas na água da chuva, respectivamente, e  $\left[ \frac{X}{\text{Na}^+} \right]_{mar}$  é a razão das concentrações do íon X e do  $\text{Na}^+$  na água do mar; todos os componentes são expressos em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ . As frações não marinhas foram utilizadas para calcular as concentrações iônicas da água de chuva que resultam de fontes não marinhas.

A quantidade de nutrientes lavados e lixiviados pelo dossel, i.e., o fator de enriquecimento dos íons, foi calculada a partir das concentrações MPV da transprecipitação e do escoamento pelos troncos em relação às concentrações MPV da precipitação, de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{Fator enriquecimento} = \frac{\text{MPV transprecipitação ou MPV escoamento troncos}}{\text{MPV precipitação}} \quad (2.7)$$

Desta forma, fatores de enriquecimento maiores que a unidade indicam que houve enriquecimento dos componentes químicos pelo dossel e valores inferiores indicam que houve retenção dos componentes químicos na passagem da água de chuva pelo dossel. Fatores de enriquecimento iguais a 1,0 indicam que não houve influência explícita do dossel nas concentrações MPV da precipitação, ou seja, as concentrações MPV da água

de chuva são iguais às concentrações MPV da transprecipitação ou do escoamento pelos troncos.

A deposição atmosférica e os fluxos dos nutrientes na transprecipitação e no escoamento pelos troncos foram calculados através do produto das concentrações MPV (em  $\text{mg l}^{-1}$ ) e dos volumes amostrados em cada compartimento hidrológico (em mm ou  $\text{l m}^2$ ), resultando, portanto, em valores expressos em  $\text{kg ha}^{-1}$ . Similarmente, a deposição atmosférica anual foi calculada inferindo-se uma média da precipitação anual observada considerando os dois anos estudados. Para este cálculo, foram utilizados os valores de precipitação registrados pela estação meteorológica da área de estudo.

## **2.6 Análises estatísticas**

Os dados foram submetidos ao Teste de Normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk. Os dados que não apresentaram distribuição normal foram transformados através da transformação Box-Cox e então submetidos aos testes estatísticos paramétricos.

Para as comparações estatísticas foram aplicados o teste estatístico de análises de variância (one way ANOVA), utilizando o software Estatística 12.0. A significância foi determinada ao nível de 95%, i.e. valores de  $p < 0,05$  são considerados significativos. As análises de variância que apresentaram diferenças significativas foram submetidas ao teste post-hoc de Tukey.



## **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **3.1 Componentes hidrológicos**

Neste capítulo são caracterizadas as transferências das soluções aquosas através do sistema atmosfera-planta-solo nos ambientes com vegetação de caatinga e de pastagem, com vistas ao entendimento da importância da vegetação nativa de caatinga sobre as transferências de água entre estes sistemas. Primeiramente, a precipitação atmosférica é caracterizada em função dos eventos de precipitação e suas intensidades, com base nos dados da estação meteorológica da área de estudo. Na sequência, são apresentados e discutidos os resultados da distribuição da precipitação em transprecipitação, escoamento pelos troncos e interceptação para os períodos chuvosos de 2012 e 2013. Adicionalmente, é feita uma avaliação da influência da quantidade de precipitação, i.e. influência da seca extrema ocorrida em 2012, sobre os processos de distribuição da precipitação no dossel. Por fim, são apresentados e discutidos os resultados do escoamento superficial e da percolação no solo através de uma análise temporal, refletindo a influência da seca, e finalmente, uma análise espacial, de forma a compreender a importância da vegetação de caatinga nestes processos.

#### **3.1.1 Precipitação**

De acordo com os dados obtidos pela estação meteorológica na área de estudo, foram registrados 58 eventos de precipitação durante o período chuvoso de 2012, totalizando 127 mm com intensidade média de  $0,34 \text{ mm h}^{-1}$  (Tabela 3.1). Para o período chuvoso de 2013, foram registrados 65 eventos de precipitação, totalizando 248 mm com intensidade média de  $0,38 \text{ mm h}^{-1}$ . Houve predominância de eventos de precipitação de baixa intensidade para ambos os anos estudados. Em 2012, a classe de precipitação entre 0,2 e 2,9 mm totalizou 46 eventos de precipitação e o volume precipitado foi de 54 mm, representando a classe com maior volume de precipitação. A classe de precipitação maior que 10 mm teve apenas 2 eventos de precipitação e o volume total foi de 23 mm. Em 2013, a classe de precipitação de 0,2 a 2,9 mm totalizou 44 eventos

de precipitação e o volume total foi de 55 mm. A classe de precipitação maior que 10 mm teve apenas 3 eventos de precipitação e o volume total foi de 74 mm, representando a classe com maior volume de precipitação. A partir destes resultados, podemos inferir que apesar da diferença no volume de precipitação entre os dois períodos chuvosos analisados, não foram observadas diferenças estatísticas significativas na intensidade de precipitação.

Tabela 3.1: Classes de precipitação (mm), frequência (N), volume acumulado (mm) e intensidade média (mm h<sup>-1</sup>) registrados durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013.

	Classes de precipitação (mm)	Nº eventos N	Volume acumulado (mm)	Intensidade média (mm h <sup>-1</sup> )
2012	0,2 - 2,9	46	54,1	0,33
	3,0 - 5,9	7	27,5	0,35
	6,0 - 9,9	3	22,1	0,54
	> 10	2	23,1	0,28
	Total	58	127	0,34
2013	0,2 - 2,9	44	55	0,40
	3,0 - 5,9	8	37	0,24
	6,0 - 9,9	10	82	0,27
	> 10	3	74	0,89
	Total	65	248	0,38

Fonte: Elaboração própria.

### **3.1.2 Partição da precipitação em transprecipitação, escoamento pelos troncos e interceptação**

A distribuição da precipitação em transprecipitação, escoamento pelos troncos e interceptação é apresentada através dos dados acumulados mensais mostrados na Tabela 3.2 e resumidos de forma esquemática na Figura 3.1. A chuva amostrada durante os

períodos chuvosos de 2012 e 2013 totalizou 110 e 207 mm, o que representa 87 e 84% do total de precipitação registrado na estação meteorológica automática da área de estudo.

Tabela 3.2: Valores mensais de precipitação (P), transprecipitação (TP), escoamento pelos troncos (ET) e precipitação efetiva (PE) (mm e % em relação à precipitação) e interceptação (Int.%) para os períodos de amostragem de 2012 e 2013.

Ano	Mês	P	TP		ET		PE		Int.
		mm	mm	(%)	mm	(%)	mm	(%)	(%)
2012 <sup>a</sup>	Jun	14,8	12,5	(84,3)	0,2 <sup>c</sup>	(1,2)	12,7	(85,5)	(14,5)
	Jul	37,2	26,4	(70,9)	0,3 <sup>c</sup>	(0,8)	26,7	(71,7)	(28,3)
	Ago	44,8	28,2	(63,0)	0,5 <sup>c</sup>	(1,1)	28,7	(64,1)	(35,9)
	Set	13,7	10,4	(75,7)	0,1 <sup>c</sup>	(0,9)	10,5	(76,6)	(23,4)
	Total	110	77,4	(70,1)	1,1 <sup>c</sup>	(1,0)	78,5	(71,1)	(28,9)
2013 <sup>b</sup>	Abr	14,7	13,2	(90,2)	0,2	(1,1)	13,4	(91,3)	(8,7)
	Mai	51,9	40,7	(78,5)	0,8	(1,5)	41,5	(80,0)	(20,0)
	Jun	50,9	40,7	(79,9)	0,7	(1,4)	41,4	(81,3)	(18,7)
	Jul	66,5	51,0	(76,6)	0,6	(0,8)	51,5	(77,5)	(22,5)
	Ago	23,4	12,9	(55,2)	0,2	(0,7)	13,1	(55,8)	(44,2)
	Total	207	158	(76,4)	2,4	(1,1)	161	(77,6)	(22,4)

<sup>a</sup> a amostragem iniciou em 15/Jun/2012.

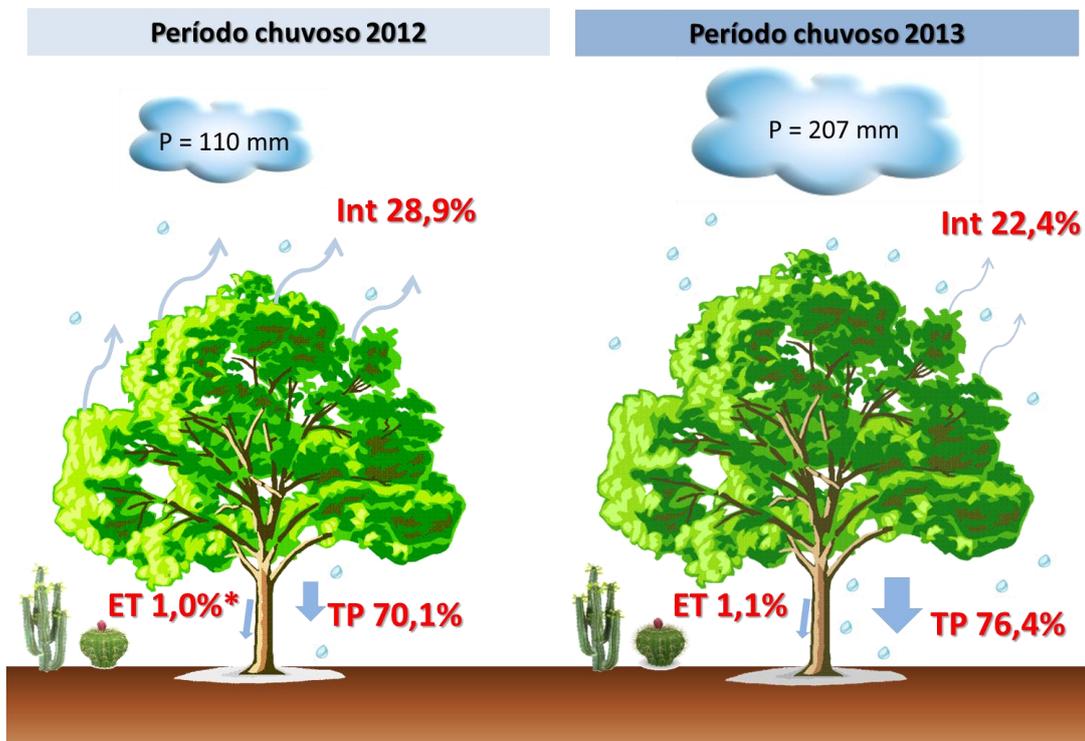
<sup>b</sup> a amostragem iniciou em 15/Abr/2013.

<sup>c</sup> valores estimados.

<sup>d</sup> Int = P – PE.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 3.1: Representação esquemática da partição da precipitação (P em mm) no dossel da Caatinga em interceptação (Int), transprecipitação (TP) e escoamento pelos troncos (ET) durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013.



Os valores representam a somatória dos volumes amostrados semanalmente durante cada período chuvoso e estão em porcentagem em relação à precipitação incidente. O escoamento pelos troncos para o período chuvoso de 2012 foi estimado com base no modelo linear entre a precipitação e o escoamento pelos troncos para o período chuvoso de 2013.

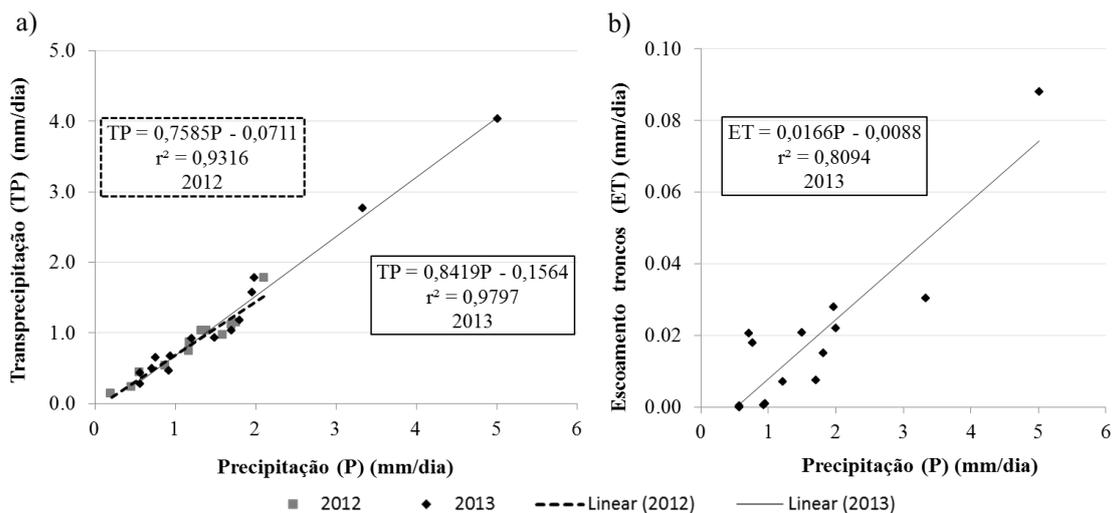
Fonte: Elaboração própria.

A transprecipitação, medida conforme o método descrito no item 2.2.1 (Precipitação e transprecipitação), representou 70,1 e 76,4% da precipitação incidente, correspondendo a 77,4 e 158,5 mm durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A transprecipitação média mensal, como porcentagem em relação à precipitação, variou entre 63,0 e 84,3% durante o período chuvoso de 2012 e entre 55,2 e 90,2% durante o período chuvoso de 2013. De forma a compreender a influência da seca atípica de 2012 na distribuição da água de chuva pelo dossel, os valores de transprecipitação entre os

períodos chuvosos de 2012 e 2013 foram comparados e os resultados indicam que a transprecipitação foi significativamente menor em 2012 do que em 2013 ( $p = 0,044$ ,  $N = 34$  e  $45$  para 2012 e 2013, respectivamente).

Considerando que a transprecipitação e o escoamento pelos troncos são influenciados pela precipitação, apresentam-se, na Figura 3.2, as regressões lineares destes valores em relação aos da precipitação. A precipitação e a transprecipitação apresentaram bons coeficientes lineares, com coeficientes de determinação ( $r^2$ ) iguais a 0,93 e 0,98 para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente (Figura 3.2a). Com base nas equações descritas pelas relações lineares entre a precipitação e a transprecipitação, podemos inferir a capacidade máxima de armazenamento de água pelo dossel, que consiste no cálculo do valor da precipitação quando a transprecipitação for igual a zero, semelhante ao método adotado por Cuartas (2008). A partir destes cálculos, neste estudo, as capacidades de armazenamento de água no dossel foram aproximadamente 0,1 e 0,2 mm para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente.

Figura 3.2: Regressão linear entre a precipitação e a transprecipitação (a) durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013 e entre a precipitação e o escoamento pelos troncos (b) durante o período chuvoso de 2013.



Fonte: Elaboração própria.

O escoamento pelos troncos, medido conforme o método descrito no item 2.2.2 (Escoamento pelos troncos), representou 1,1% da precipitação incidente, correspondendo a 2,21 mm durante o período chuvoso de 2013. O escoamento médio pelos troncos variou entre 0,6 e 1,5% da precipitação incidente entre os meses de amostragem. Os valores de escoamento pelos troncos para o período chuvoso de 2012 foram estimados a partir do modelo linear entre a precipitação e o escoamento pelos troncos observados durante o período chuvoso de 2013 ( $r^2 = 0,8094$ ), descrito pela seguinte equação (Figura 3.2b):

$$Et \text{ (mm)} = (0,0166 \times P) - 0,0088 , \quad (3.1)$$

onde,  $Et$  é o escoamento pelos troncos (mm) e  $P$  é a precipitação (mm). A partir desta estimativa, o escoamento pelos troncos foi cerca de 1,1 mm, representando 1,0% da precipitação incidente durante o período chuvoso de 2012, variando entre 0,8 e 1,2% durante os meses estudados.

A partir dos valores de transprecipitação e de escoamento pelos troncos foi calculada a precipitação efetiva e a interceptação da precipitação, de acordo com os métodos descritos no item 2.4 (Tratamento dos dados hidrológicos). A precipitação efetiva foi de 78,5 e 161 mm, o que representa 71,1 e 77,6% da precipitação incidente para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A interceptação da precipitação foi de aproximadamente 28,9 e 22,4% da precipitação incidente para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente.

A comparação entre a distribuição da água de chuva observada neste estudo com os resultados relatados em outras regiões áridas e semiáridas e outros ambientes não limitados por água é apresentada na Tabela 3.3. Os valores de transprecipitação obtidos neste estudo são inferiores ao valor reportado por Medeiros et al. (2009), correspondendo a 81% da precipitação incidente para uma região com vegetação natural

do semiárido Brasileiro. O valor de transprecipitação obtido em 2013 é similar ao valor relatado por Izidio et al. (2013), representando 76% da precipitação incidente também para uma vegetação natural do semiárido Brasileiro, apesar de ser um valor mais alto que o reportado para 2012 neste estudo. Perez-Marin e Menezes (2008) obtiveram um percentual de 67% para a transprecipitação em relação à precipitação incidente em um sistema agroflorestal localizado no semiárido Brasileiro, que é inferior ao obtido neste estudo para os períodos chuvosos de 2012 e 2013. Em uma comunidade de arbustos na região semiárida do nordeste do México, Carlyle-Moses (2004) observou que a transprecipitação representa  $83,3 \pm 1,9\%$  da precipitação incidente, que é um valor maior que o observado no presente estudo. Em uma revisão de literatura acerca dos componentes hidrológicos em regiões semiáridas, Li (2011) relatou valores médios de transprecipitação representando  $65,2 \pm 15,5\%$  da precipitação incidente, os quais têm a mesma amplitude de variação dos valores encontrados no presente estudo, assim como Llorens e Domingo (2007), para condições semiáridas na Europa com variância de precipitação anual entre 90 a 800 mm, obtiveram valores de  $49 \pm 32\%$ .

A capacidade máxima de armazenamento de água pelo dossel calculada neste estudo para ambos os períodos chuvosos foi inferior a 0,5 mm, valor calculado por Medeiros et al., (2009) em uma região de Caatinga no estado do Ceará. Valores superiores foram encontrados por Oliveira-Júnior e Dias (2005), de 1,4 mm na mata Atlântica e por Cuartas (2008), de 1,0 mm para uma floresta tropical na Amazônia. Os valores encontrados no presente estudo refletem um período bastante seco, em 2012, seguido por um período com chuvas dentro da faixa média de precipitação anual, entretanto, próximo aos valores médios mais baixos. Desta forma, estes resultados indicam que o ambiente esteve se recuperando de um período bastante seco, o que pode justificar os valores inferiores ao encontrado na Caatinga por Medeiros et al., (2009) e em outros biomas. A capacidade máxima de armazenamento de água pelo dossel é função da espécie vegetal e de sua biomassa aérea, variando conforme o tamanho da folha e sua configuração e também conforme forçantes externas (e.g. intensidade da precipitação, velocidade do vento, umidade do ar) (LIMA, 2008). Desta forma, considerando-se as características adaptativas de florestas decíduas para o estresse hídrico, tais como folhas

menores e sua perda nos períodos de estiagens (LARCHER, 2000), justifica-se o menor valor de capacidade de armazenamento de água pelo dossel encontrado neste estudo em comparação com o observado em regiões úmidas. Além disso, estes valores podem variar de acordo com a variabilidade sazonal (e interanual) das precipitações, característica marcante de regiões áridas e semiáridas, influenciando os processos morfológicos e fisiológicos do dossel, assim, estes padrões devem ser melhor compreendidos na busca do entendimento dos processos hidrológicos em regiões com estresse hídrico.

Tabela 3.3: Comparação da distribuição de água de chuva em transprecipitação (TP), escoamento pelos troncos (ET) e interceptação (I) para regiões áridas e semiáridas e outras regiões não limitadas por água.

Região	TP	ET (%)	I	Referência
Semiárido Brasileiro	70,1 - 76,4	1,0 - 1,1	22,4 - 28,9	Este trabalho (2012)
Semiárido Brasileiro	81	5	13	Medeiros et al. (2009)
Semiárido Brasileiro	73,9	5,5	17,9	Izidio et al. (2013)
Semiárido Brasileiro (Agrofloresta)	67,0	0,7	32,0	Perez-Marin; Menezes (2008)
Semiárido do México	83,3 ± 1,9	8,5 ± 1,9	8,2 ± 2,7	Carlyle-Moses (2004)
Áridos e semiáridos	65,2 ± 15,5	11,5 ± 11,9	26,9 ± 18,7	Li (2011)
Mata Atlântica	47,6 – 97,4	0,2 – 3,3	8,4 – 20,6	Giglio & Kobiyama (2013) <sup>a</sup>
Amazônia	38 – 98,2	0,3 - 41	19,1 – 22,6	Giglio & Kobiyama (2013) <sup>a</sup>
Amazônia central	76,8 – 86,0	0,6	13,3 – 22,6	Cuartas et al. (2007)
Floresta Atlântica (Pernambuco)	84,9	0,4 (2,0 <sup>b</sup> )	12,7	Moura et al. (2009)
Floresta tropical chuvosa, Camarões	92,4 – 96,6	1,5 – 2,2	1,6 – 5,4	Chuyong, et al. (2004)

<sup>a</sup> valores obtidos pela revisão de bibliografia.

<sup>b</sup> escoamento no sub-bosque.

Os valores do escoamento pelos troncos obtidos neste estudo, para ambos os períodos chuvosos, foram mais baixos que os resultados dos estudos realizados no semiárido Brasileiro por Medeiros et al. (2009) e Izidio et al. (2013) de 6,0 e 5,5% da precipitação incidente, respectivamente. Entretanto, os valores do presente estudo foram similares àquele obtido para o sistema agroflorestal no estudo realizado por Perez-Marin e Menezes (2008), que foi de 0,7% da precipitação incidente. Estas diferenças nos valores de escoamento pelos troncos podem ser atribuídas ao método de seleção dos indivíduos para a amostragem. Foi demonstrado que o método de seleção dos indivíduos para a amostragem do escoamento pelos troncos pode resultar em diferentes porcentagens em relação à precipitação incidente. Em um estudo na região de floresta tropical Amazônica, Germer et al. (2010b) observaram um valor maior de escoamento pelos troncos em palmeiras (por possuir alta razão de afunilamento de escoamento no tronco devido às suas folhas com grandes áreas de captação) e nas árvores menores (diâmetro à altura do peito - DAP < 20cm) do que em árvores maiores (DAP > 20cm). Segundo estes autores, o valor médio de escoamento nos troncos foi de 8% da precipitação incidente, entretanto, excluindo-se as palmeiras e árvores menores, este valor foi reduzido para apenas 2% da precipitação incidente. De acordo com Chuyong et al., (2004), árvores pequenas, que estão na sombra das maiores, tendem a apresentar maior escoamento do que árvores maiores, pois captam a água que atravessa o dossel destas, diminuindo a intensidade do impacto da água na folha, facilitando assim a sua retenção. Além disso, de acordo com Llorens e Domingo, (2007), arbustos tendem a representar uma maior porcentagem em relação à precipitação incidente ( $12,1 \pm 12,4\%$ ) do que árvores maiores ( $10,3 \pm 11,6\%$ ), provavelmente devido ao fato do limiar de chuva em que o escoamento nos troncos é iniciado ser mais baixo nos arbustos (1-3 mm) do que em árvores maiores (4-30 mm). Moura et al. (2009) encontraram valor de escoamento pelos troncos (DAP > 20 cm) de 0,4% da precipitação incidente em um fragmento florestal de Mata Atlântica no estado de Pernambuco e um maior valor para o escoamento no sub-bosque ( $5 < \text{DAP} < 20 \text{ cm}$ ), que foi de 2,0%. No presente estudo, o escoamento pelos troncos foi obtido através de amostragens em árvores individuais,

escolhendo-se aquelas com DAP de 6 a 12 cm, e nos trabalhos de Medeiros et al. (2009) e Izidio et al. (2013) foram amostradas todas as árvores dentro de uma parcela com área conhecida. A partir destas considerações, o fato de terem sido escolhidas árvores com uma única faixa de DAP para a amostragem deste estudo pode justificar as menores porcentagens de escoamento pelos troncos em relação à precipitação incidente quando comparado aos valores relatados por Medeiros et al. (2009) e Izidio et al. (2013). De forma semelhante, Cuartas et al (2007) também amostraram o escoamento pelos troncos a partir de árvores individuais em uma única faixa de DAP e obtiveram valores de escoamento pelos troncos inferiores a outros estudos realizados na Amazônia.

A relação entre precipitação e escoamento nos troncos pode sofrer influência de uma série de características das árvores, tais como tortuosidade, aspectos dos caules, estrutura da copa, entre outros. Além disso, esta relação é controlada também por uma característica peculiar de vegetação de florestas decíduas, que perde suas folhas no período seco minimizando as perdas de água por transpiração, conforme observado por Izidio et al. (2013). Entretanto, o estudo da influência das características arbóreas e meteorológicas que controlam o escoamento pelos troncos foge ao objetivo deste estudo, podendo ser melhor compreendido através dos trabalhos de Levia e Frost (2003); Llorens e Domingo (2007); Li et al. (2008); Germer et al. (2010); Shinzato et al. (2011) e Hofhansl et al. (2012).

O escoamento pelos troncos não corresponde à precipitação incidente da mesma forma que a transprecipitação. Neste estudo, a precipitação incidente explicou 80% da variação de escoamento pelos troncos ( $r^2 = 0,7983$ ) durante o período chuvoso de 2013, e 98% da transprecipitação ( $r^2 = 0,9797$ ) para o mesmo período. Estes valores sugerem que o escoamento pelos troncos sofre maior influência das características da vegetação e/ou meteorológicas que a transprecipitação. Foi observado, em outros estudos, que o escoamento pelos troncos é iniciado somente após um limiar de precipitação ser atingido, provavelmente após alcançar a capacidade de retenção do dossel. O método amostral adotado neste estudo não permite a avaliação do limiar de precipitação em que se inicia o escoamento pelos troncos. Entretanto, foi observado escoamento pelos troncos apenas em precipitações acumuladas acima de 3,43 mm. Medeiros et al. (2009)

encontraram que o escoamento pelos troncos se inicia com precipitações acima de 1,12 mm para uma região semiárida no estado do Ceará, e Perez-Marin e Menezes (2008) observaram escoamento somente em chuvas acima de 4 mm em um sistema agroflorestal no semiárido Brasileiro. Llorens e Domingo (2007), revisando valores para escoamento em arbustos de regiões de clima mediterrâneo da Europa, encontraram que o limiar de chuva para a geração de escoamento foi de 1 a 3 mm. Em contraste, valores superiores foram encontrados na Mata Atlântica por Oliveira-Júnior e Dias (2005) de 11,3 mm e por Moura et al. (2009) de 8,3 mm. Os maiores valores observados em regiões úmidas quando comparado a regiões com estresse hídrico pode ser atribuído, provavelmente, a sua maior capacidade de armazenamento de água no dossel antes do início do escoamento pelos troncos.

Os valores de escoamento pelos troncos em regiões áridas e semiáridas revisados por Li (2011) foram mais altos que os valores obtidos no presente estudo, representando  $11,5 \pm 11,9\%$  da precipitação incidente, apesar da variação ser igualmente alta. Para uma região semiárida na China, Li et al. (2008) obtiveram valores de escoamento nos troncos variando entre 2,2 e 7,2% da precipitação incidente, os quais são superiores aos do presente estudo. Levia e Frost (2003) revisaram os valores de escoamento pelos troncos obtidos para diferentes ecorregiões obtendo valores de  $3,5 \pm 13\%$ ,  $11,3 \pm 19\%$  e  $19,0 \pm 44\%$  da precipitação incidente para regiões tropicais, temperadas e semiáridas, respectivamente. Estes valores são mais altos do que os obtidos neste estudo, embora com grande amplitude de variação. Os autores atribuíram esta alta variação às diferenças morfológicas entre as espécies, às diferentes intensidades de precipitação e aos diferentes métodos de seleção das árvores amostradas.

Os valores de interceptação obtidos no presente estudo (22 e 29%) foram mais elevados do que os obtidos em outras regiões do semiárido brasileiro: 13% da precipitação incidente no estudo de Medeiros et al. (2009) e 17,9% no estudo de Izidio et al. (2013). Entretanto, Perez-Marin e Menezes (2008) obtiveram valores de interceptação de 32% da precipitação incidente para um sistema agroflorestal localizado no semiárido brasileiro, percentual mais elevado do que os obtidos neste estudo. Li (2011), em sua revisão de literatura sobre componentes hidrológicos em regiões semiáridas, apresenta

valores de interceptação similares aos do presente estudo, com valores médios de  $26,9 \pm 18,7\%$  da precipitação. Carlyle-Moses (2004), em um estudo no semiárido do México, obteve valores de interceptação inferiores aos do presente estudo, representando  $8,2 \pm 2,7\%$  da precipitação incidente.

Giglio e Kobiyama (2013), em um estudo de revisão sobre a interceptação, relatam valores variando entre 19,1% e 22,6% da precipitação incidente para a região Amazônica e entre 8,4% a 20,6% para a Mata Atlântica. Cuartas et al. (2007), na Amazônia central, obtiveram valores de interceptação que representam 21,4% e 13,9% da precipitação incidente durante os períodos chuvosos de um ano seco, afetado pelo fenômeno climático *El Niño*, e um ano com precipitação regular, respectivamente. A interpretação dos resultados encontrados por Cuartas et al. (2007) é similar à do presente estudo, com valor de interceptação mais alto para o ano seco do que para o ano com precipitação regular. Na Mata Atlântica, Moura et al. (2009) estimou a interceptação de 12,7% da precipitação incidente. Em florestas tropicais chuvosas no Camarões, na África, os valores de interceptação variaram entre 1,9% e 5,4% (CHUYONG et al., 2004). É interessante notar que em florestas mais úmidas a interceptação tende a ser menor do que em regiões com estresse hídrico, ou seja, uma maior porcentagem da precipitação consegue atingir o solo florestal. Isto pode ser atribuído de forma geral, à maior incidência de precipitação (MOURA et al., 2009) ou ao fato de que a vegetação mais úmida retém menos água, favorecendo a transprecipitação e o escoamento ao invés da interceptação. Além disso, apesar da baixa capacidade em reter umidade, a vegetação pode secar rapidamente durante os eventos de precipitação devido às altas taxas de evaporação observados em regiões áridas e semiáridas (PINHEIRO et al., 2016), permitindo que uma maior quantidade de água seja interceptada e evaporada (DUNKERLEY, 2008), justificando as taxas de interceptação mais altas.

### **3.1.3 Escoamento superficial e percolação através do solo**

A água da chuva que atinge o solo pode escoar superficialmente ou subsuperficialmente, infiltrar-se no solo e percolar para as camadas mais profundas ou ainda ser evaporada para a atmosfera a partir das folhas (transpiração) ou diretamente do solo (evaporação). Neste tópico, apresentam-se e discutem-se os resultados do escoamento superficial e da percolação no perfil do solo no ambiente com vegetação de caatinga e de pastagem, através de uma análise temporal, refletindo a influência da quantidade de chuva, i.e., da seca extrema ocorrida em 2012, em cada um destes processos hidrológicos. Na sequência, apresenta-se uma avaliação do escoamento superficial e percolação através do solo entre os ambientes com vegetação de caatinga e de pastagem, analisando a influência da vegetação na transferência da água da precipitação para o solo. Na Tabela 3.4 apresentam-se os valores acumulados mensais nestes dois processos hidrológicos para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, e para ambos os ambientes de estudo, i.e., com vegetação de caatinga e de pastagem. Adicionalmente, os valores estão resumidos de forma esquemática na Figura 3.3. Cabe mencionar que, nesta figura, os valores foram expressos em relação à precipitação incidente devido ao interesse de avaliar a influência do tipo de vegetação nos processos hidrológicos do solo.

Tabela 3.4: Valores mensais de escoamento superficial e percolação no solo (em mm e em porcentagem em relação à precipitação) para os períodos de amostragem de 2012 e 2013.

Ano	Mês	Precipitação total mm	Precipitação efetiva mm	caatinga				pasto			
				Escoamento		Percolação		Escoamento		Percolação	
				mm	(%)	mm	(%)	mm	(%)	mm	(%)
2012 <sup>a</sup>	Jun	14,8	12,7	0,03	(0,21)	1,16	(7,82)	0,01	(0,08)	2,64	(17,8)
	Jul	37,2	26,7	0,03	(0,08)	0,28	(0,74)	0,03	(0,08)	1,36	(3,66)
	Ago	44,8	28,7	0,01	(0,02)	0,10	(0,23)	0,02	(0,05)	0,71	(1,60)
	Set	13,7	10,5	0,03	(0,19)	0,07	(0,54)	0,02	(0,14)	0,42	(3,08)
	Total	110	78,6	0,10 <sup>a</sup>	(0,09)	1,61 <sup>a</sup>	(1,46)	0,09 <sup>a</sup>	(0,08)	5,14 <sup>a</sup>	(4,65)
2013 <sup>b</sup>	Abr	14,7	13,4	0,00	(0,00)	0,18	(1,23)	0,01	(0,04)	0,27	(1,81)
	Mai	51,9	41,5	0,00	(0,00)	0,82	(1,59)	0,03	(0,06)	1,84	(3,56)
	Jun	50,9	41,5	0,00	(0,00)	0,21	(0,41)	0,07	(0,14)	0,18	(0,36)
	Jul	66,5	51,3	0,02	(0,03)	0,50	(0,76)	0,06	(0,09)	5,48	(8,24)
	Ago	23,4	13,1	0,00	(0,01)	0,00	(0,00)	0,01	(0,05)	0,11	(0,48)
	Total	207	161	0,02 <sup>b</sup>	(0,01)	1,72 <sup>a</sup>	(0,83)	0,18 <sup>a</sup>	(0,09)	7,88 <sup>a</sup>	(3,80)

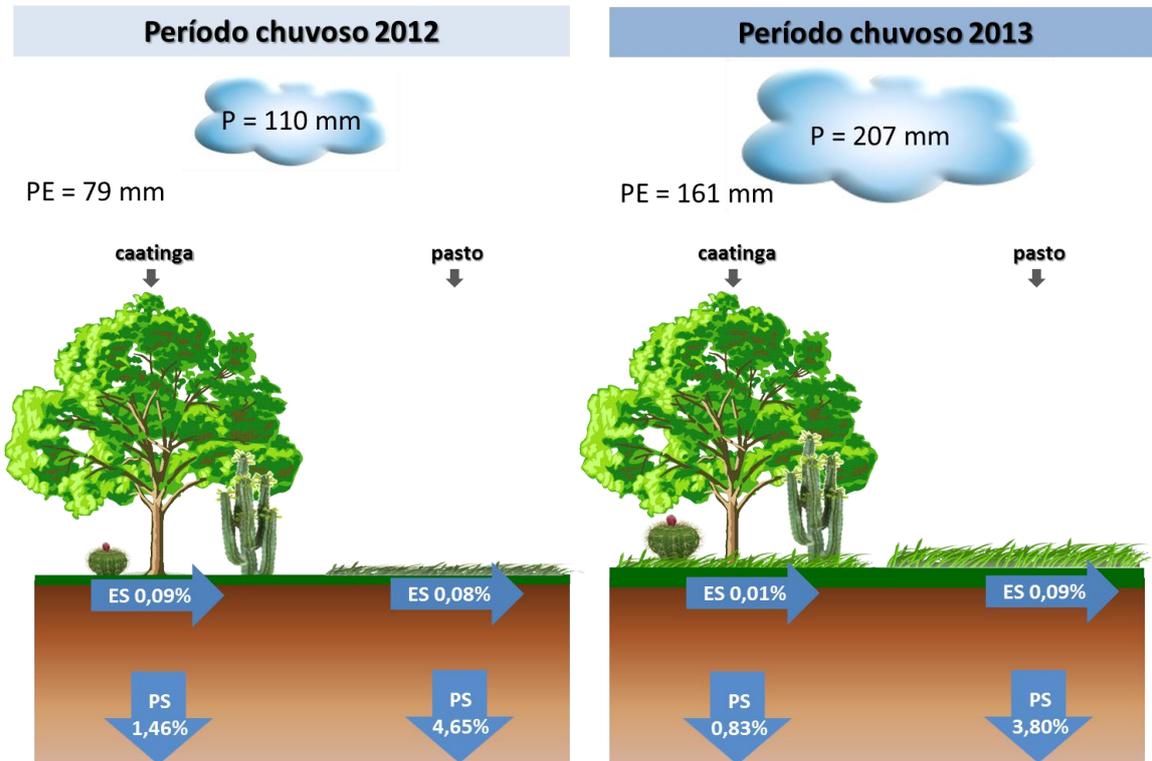
Valores seguidos por letras iguais na mesma coluna não diferem a 0,05 de probabilidade pelo teste ANOVA seguido de Tukey.

\* a amostragem iniciou em 15/Jun/2012

\*\* a amostragem iniciou em 15/Abr/2013

Fonte: Elaboração própria.

Figura 3.3: Representação esquemática do escoamento superficial (ES) e percolação através do solo (PS) na Caatinga e no pasto durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013.



Os valores representam a somatória dos volumes amostrados semanalmente durante cada período chuvoso e estão em porcentagem em relação à precipitação incidente (P, em mm). PE é a precipitação efetiva (mm).

Fonte: Elaboração própria.

O escoamento superficial na Caatinga, medido conforme o método descrito no item 2.2.3 (Escoamento superficial), representou 0,09% e 0,01% da precipitação incidente, correspondendo a 0,1 e 0,02 mm durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Apesar de representar uma porcentagem muito baixa da precipitação incidente para ambos os anos, a comparação estatística entre estes valores mostrou que a água escoada na área com vegetação de caatinga em 2012 foi significativa maior do que em 2013 ( $p = 0,008$ ,  $N = 35$  e  $48$  para 2012 e 2013, respectivamente). A percolação através do solo na área com vegetação de caatinga, medida conforme o método descrito

no item 2.2.4 (Percolação através do solo), representou 1,46% e 0,83% da precipitação incidente, correspondendo a 1,61 e 1,72 mm durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A comparação estatística entre estes valores mostrou que a percolação através do solo na área com vegetação de caatinga não é estatisticamente diferente comparando-se os períodos chuvosos de 2012 e 2013 ( $p = 0,448$ ,  $N = 36$  e  $48$  para 2012 e 2013, respectivamente).

Com relação aos processos hidrológicos observados na área de pastagem, o escoamento superficial representou 0,08% e 0,09% da precipitação incidente, correspondendo a 0,09 e 0,18 mm durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Semelhante ao observado na Caatinga, o escoamento superficial no pasto mostrou-se pouco representativo com relação à precipitação incidente para ambos os anos. Entretanto, diferentemente da Caatinga, a comparação estatística entre estes valores mostrou que o escoamento superficial no pasto não apresentou diferenças significativas entre os períodos chuvosos analisados ( $p = 0,787$ ,  $N = 36$  e  $42$  para 2012 e 2013, respectivamente). A solução percolada através do solo na área de pastagem representou 4,65% e 3,80% da precipitação incidente, correspondendo a 5,14% e 7,88 mm durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A comparação estatística entre estes valores mostrou que a percolação através do solo da pastagem não foi significativamente diferente entre os períodos chuvosos analisados ( $p = 0,649$ ,  $N = 35$  e  $47$  para 2012 e 2013, respectivamente).

As comparações acima refletem uma avaliação temporal, quando se comparam os processos entre dois períodos chuvosos com diferentes quantidades de precipitação. Entretanto, podemos avaliar a espacialidade do comportamento dos processos hidrológicos de superfície, comparando-se os dois ambientes estudados, i.e., ambiente com vegetação de caatinga e de pastagem, considerando todo o período de amostragem, de forma a compreender a importância da cobertura vegetal para os processos hidrológicos de superfície. Nas comparações entre os ambientes de Caatinga e pastagem não foram observadas diferenças estatisticamente significativas no escoamento superficial entre estes dois ambientes, considerando todo o período de amostragem ( $p = 0,188$ ,  $N = 89$  e  $72$  para caatinga e pasto, respectivamente). Por outro lado, comparando-

se ambos os ambientes em termos de percolação através do solo, analisando a água gravitacional que atinge 50 cm no perfil do solo, o teste indica que a quantidade de água percolada na pastagem foi significativamente maior do que na caatinga ( $p = 0,033$ ,  $N = 84$  e  $82$  para Caatinga e pasto, respectivamente).

Tendo em vista as baixas quantidades e intensidades das chuvas e o solo arenoso da região esperava-se que o escoamento superficial representasse uma baixa porcentagem da precipitação incidente, como foi observado, de fato, em ambos os períodos chuvosos estudados e em ambos os ambientes. Os valores de escoamento superficial observados neste estudo são inferiores aos valores observados em outros estudos realizados na Caatinga. Por exemplo, Santos et al. (2011) encontrou, em uma região do semiárido Brasileiro coberto por vegetação herbácea, um valor médio de 31,3% da precipitação incidente, variando mensalmente entre 1,8% e 43,9%. No entanto, Santos et al. (2011) realizaram amostragem durante um período em que ocorreram chuvas intensas, justificando os altos valores de escoamento superficial. Os autores relatam que no início da estação chuvosa, como o solo estava seco, houve uma maior infiltração e, na medida em que a umidade do solo aumentou, observaram um escoamento superficial maior. Durante o período de amostragem deste estudo, o ecossistema esteve bastante seco devido ao evento de seca atípica ocorrida em 2012 e, em 2013, foram observadas chuvas dentro da faixa de variação da precipitação média histórica, entretanto com valores próximos aos mínimos observados. Juntamente a essas baixas precipitações, as altas taxas de evaporação potencial observadas para esta região, com histórico recorrente de estresse hídrico, podem explicar os baixos valores de escoamento superficial.

Apesar de representar uma pequena porcentagem da precipitação incidente, foi observada uma diferença estatisticamente significativa no escoamento superficial na Caatinga, sendo que no ano mais seco (2012) houve um maior escoamento. Esta diferença pode estar associada à quantidade de precipitação que efetivamente atingiu o solo florestal podendo gerar o escoamento superficial, representada, em sua maior parte pela transprecipitação e em menor escala pelo escoamento pelos troncos. Com relação à transprecipitação, foi observada diferença estatisticamente significativa entre os

períodos chuvosos analisados ( $p = 0,044$ ) e esta diferença pode ter sido transferida para o solo. Além disso, é importante destacar que a amostragem deste processo hidrológico foi realizada a 1,5m acima do solo, não sendo considerada a influência da vegetação de sub-bosque (vegetação mais baixa que 1,5m) no volume de água que efetivamente atinge o solo florestal. Esta vegetação de sub-bosque mostrou-se diferente entre os dois períodos chuvosos analisados, sendo pouco desenvolvida no ano em que ocorreu o evento de seca extrema (2012) e, no ano com precipitação regular (2013) esta vegetação mostrou-se mais robusta, como mostrado na Figura 3.4. A vegetação de sub-bosque pode interceptar a água transprecipitada pela vegetação mais alta, implicando menos água atingindo o solo florestal. Além disso, a vegetação de sub-bosque favorece a infiltração de água no solo e, ambos os processos explicam o menor escoamento superficial do solo no ano em que vegetação de sub-bosque mostrou-se mais robusta (2013).

Na análise temporal do escoamento superficial no ambiente de pastagem, não foi observada diferença estatisticamente significativa entre os dois períodos chuvosos analisados. Com relação à análise espacial, comparando-se os ambientes com vegetação de caatinga e de pastagem, também não foi observada diferença estatisticamente significativa. Contudo, é importante mencionar que a frequência amostral adotada, refletindo a solução acumulada em sete dias, pode ter mascarado possíveis diferenças entre os dois ambientes de estudo. Trabalhos prévios realizados na Caatinga relatam diferenças significativas entre o escoamento superficial de áreas com vegetação natural e áreas de pastagens (ALBUQUERQUE et al., 2001; SANTOS et al., 2011; LIMA, et al., 2013). Por exemplo, Albuquerque et al. (2001) obtiveram valores, variando entre 32 e 35% da precipitação incidente em parcelas desmatadas e entre 3,2 e 4,6% em parcelas de Caatinga nativa. Esta diferença, na ordem de aproximadamente 10%, ressalta a importância da cobertura vegetal no controle das perdas de água por escoamento superficial.

Figura 3.4: Fisionomia da vegetação no início (a) e final do período chuvoso de 2012 (b) e após o início das primeiras chuvas (c) e no final da estação chuvosa de 2013 (d).



Fonte: Elaboração própria.

Com relação à água percolada através do solo, os valores observados representam uma pequena proporção da precipitação incidente. Estes valores eram esperados, uma vez que o volume amostrado origina-se da água gravitacional do solo, ou seja, a água que não está adsorvida nas partículas, e que excede a capacidade de campo e percola através dos macroporos do solo (ou caminhos preferenciais). Na análise temporal, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas na água percolada através do solo entre os períodos chuvosos no ambiente de caatinga, assim como na pastagem. Cabe destacar ainda que apesar de não ter significância estatística, houve uma tendência em reduzir a quantidade de água percolada através do solo no período chuvoso com maior

precipitação (2013) para ambos os ambientes. No ambiente com vegetação de caatinga, esta tendência pode ser atribuída, assim como o escoamento superficial, ao desenvolvimento da vegetação de sub-bosque, que intercepta e evapora a água transprecipitada pela vegetação de maior porte, resultando em menos água disponível para a percolação. Na pastagem, é importante mencionar que a vegetação foi destruída devido à forte seca ocorrida em 2012 e, em 2013, esta vegetação foi recuperada de forma espontânea. Desta forma, no segundo ano, a vegetação de pastagem pode ter transpirado parte da água do solo, resultando em menos água disponível para percolar através do perfil do solo. A ausência desta significância estatística pode ser justificada pela seca extrema ocorrida em 2012 com precipitações abaixo da média e, como consequência, pelo solo bastante seco e pela vegetação pouco desenvolvida. Em 2013, a precipitação situou-se dentro da faixa de variação histórica média, entretanto, esteve próximo aos valores mais baixos desta média. O maior volume de precipitação observado neste ano permitiu um melhor desenvolvimento da vegetação, embora não tenha implicado diferenças estatísticas no volume de água percolada no solo quando comparado ao ano extremamente seco. Entretanto, caso o volume de precipitação seja maior, e que a capacidade de campo seja atingida, espera-se que um maior volume de água percole através do solo, em regime gravitacional.

Na análise espacial, comparando-se os dois ambientes, observou-se que a água percolada através do solo no pasto foi maior que na Caatinga. Em um ambiente coberto com vegetação natural, as raízes das plantas e o maior teor de matéria orgânica proporcionam uma maior retenção da umidade do solo e esta pode ser transpirada pela vegetação, evaporada ou percolada através da drenagem profunda. Em um ambiente sem vegetação, a estrutura e porosidade do solo favorecem uma menor retenção de umidade no solo em comparação com um ambiente com vegetação, e a solução do solo fica, portanto, mais vulnerável à evaporação ou à drenagem profunda (LUDWIG et al., 2002). No presente estudo, os atributos físicos e químicos dos solos não foram analisados, no entanto, estudos prévios realizados no mesmo local (YDOYAGA et al., 2006; SANTOS et al., 2012) indicam o declínio da fertilidade e da capacidade de troca de cátions na área da pastagem em comparação à área com vegetação de Caatinga. Este

declínio pode induzir uma menor retenção de umidade do solo na pastagem, justificando sua mais rápida percolação em comparação à percolação na área coberta com vegetação de caatinga, que seria mais lenta devido à sua maior retenção no solo. A interpretação deste resultado é similar ao estudo de Honda (2013) que, comparando três diferentes fisionomias vegetais no Cerrado, encontrou maior umidade do solo na fisionomia com maior biomassa vegetal, que foi associada à maior retenção da umidade do solo devido às variações dos atributos do solo.

### **3.1.4 Considerações finais**

Os valores de transprecipitação obtidos neste estudo foram de 70% e 76% da precipitação incidente, que são equivalentes aos valores obtidos na Caatinga e em outras regiões semiáridas. Os valores de escoamento pelos troncos no sistema estudado foram da ordem de 1% da precipitação incidente para ambos os períodos chuvosos. Este valor é inferior àqueles obtidos em outros estudos na Caatinga, sendo as diferenças observadas atribuídas aos diferentes métodos amostrais. Desta forma, os valores de interceptação, variando entre 22% e 29% da precipitação incidente obtidos neste estudo, são mais elevados do que os valores reportados para a Caatinga. A seca extrema ocorrida durante o período chuvoso de 2012 influenciou significativamente na distribuição da água da chuva na Caatinga, aumentando a evaporação da água armazenada no dossel e assim, aumentando a interceptação da precipitação. Os altos valores de interceptação obtidos neste estudo apontam a importância do conhecimento deste parâmetro no contexto do balanço hídrico e sua incorporação nos estudos hidrológicos na Caatinga, bioma que é marcado, frequentemente, pelo estresse hídrico. Entretanto, os mecanismos envolvidos neste processo ainda não são totalmente compreendidos e precisam ser melhor explorados em termos espaciais e temporais, levando em consideração as características da vegetação e meteorológicas, antes de índices regionais serem estabelecidos.

Os valores de escoamento superficial do solo foram de 0,09% e 0,01% da precipitação incidente na área de Caatinga e de 0,08% e 0,09% na área de pastagem, para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. O menor valor de escoamento superficial no ambiente com vegetação de caatinga no ano com precipitação regular foi associado ao desenvolvimento mais robusto da vegetação de sub-bosque. Esta vegetação intercepta a transprecipitação proveniente da vegetação mais alta, implicando menos água atingindo o solo florestal, assim como, favorece a infiltração e transpiração da umidade do solo. O escoamento superficial na Caatinga não apresentou diferença estatisticamente significativa entre os períodos chuvosos analisados. Os valores obtidos no presente trabalho são mais baixos que os relatados em outros estudos na Caatinga e estas diferenças podem estar associadas às baixas precipitações observadas em ambos em períodos analisados (em 2013, apesar de ter chuvas na média climatológica, o sistema ainda se recuperava de um longo período seco). Comparando-se o escoamento superficial da área coberta com vegetação de caatinga e da área de pastagem não foi observada diferença estatisticamente significativa, entretanto é importante ressaltar que a frequência amostral adotada neste estudo pode ter mascarado possíveis diferenças por representar a solução acumulada em sete dias. Outros estudos acerca do escoamento superficial da Caatinga apontam a importância da cobertura vegetal no controle deste processo hidrológico (ALBUQUERQUE, et al., 2001; SANTOS et al., 2011), que pode chegar a ser uma ordem de grandeza maior (~10%) em ambientes com cobertura vegetal típica de caatinga do que em parcelas desmatadas (ALBUQUERQUE et al., 2001).

Os valores de percolação através do solo, até 50 cm de profundidade no seu perfil, foram de 1,46% e 0,83% da precipitação incidente na área coberta com vegetação de caatinga e de 4,65% e 3,80% na área de pastagem, para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Esta percolação representa a água gravitacional do solo, ou seja, a água que não está adsorvida nas partículas do solo e que percola através dos macroporos (ou caminhos preferenciais). A percolação através do solo não apresentou diferença estatisticamente significativa entre os períodos chuvosos analisados para ambos os ambientes. É importante ressaltar que durante os períodos de amostragem foram observadas baixos totais pluviométricos e o sistema esteve se recuperando de um

período extremamente seco, o que pode ter influenciado o presente resultado estatístico. Comparando-se a percolação através do solo entre os ambientes foi observado que na pastagem a percolação é maior do que no ambiente com vegetação de caatinga, ou seja, a água gravitacional do solo flui mais rapidamente na pastagem do que na caatinga. No ambiente coberto com vegetação de caatinga, a presença das raízes das plantas e a matéria orgânica proveniente da serapilheira propiciam uma maior retenção da umidade do solo, acarretando uma menor percolação (ou mais lenta) quando comparado ao ambiente de pastagem.

No presente estudo, o maior valor de interceptação coincidiu com o período chuvoso do ano em que ocorreu a seca extrema (2012), o que pode estar associado à maior evaporação da água armazenada pelo dossel. Esta maior evaporação é baseada na maior temperatura média máxima e da menor umidade atmosférica quando comparados ao ano com precipitação regular (Figura 2.5). Este resultado evidencia a importância da incorporação da interceptação nos estudos de modelagem hidrológica em regiões com déficit hídrico acentuado, como sugerido nos estudos de Chaffe et al. (2010) e Love et al. (2010), devido à redução da precipitação que efetivamente chega no solo de superfícies vegetadas e seus impactos nos processos hidrológicos no solo.

No contexto dos cenários de mudanças climáticas regionais de longo prazo, publicados no estudo de Marengo et al. (2012), estão previstas, para os próximos 100 anos, menores quantidades de precipitação e maiores temperaturas do para a região nordeste do país. Além disso, Oyama (2003) destaca que mudanças no uso do solo e cobertura do solo e mudanças climáticas agem conjuntamente, podendo levar o sistema climático no nordeste brasileiro a um estado de equilíbrio mais seco que o atual, com impactos no balanço hidrológico. Diante desta projeção e considerando os resultados encontrados neste estudo, mudanças na distribuição da precipitação pelo dossel da Caatinga são esperadas, com tendência em aumentar a interceptação nos períodos com maiores temperaturas e menor quantidade de precipitação. Além disso, de acordo com os resultados obtidos neste estudo, períodos com menores disponibilidades hídricas podem limitar o desenvolvimento da vegetação, que, por sua vez, podem implicar alterações nos componentes hidrológicos do solo.

## **3.2 Fluxos de nutrientes**

Neste item apresentam-se e discutem-se a composição química da água da chuva, suas principais fontes contribuintes assim como as estimativas de deposição atmosférica. Além disso, apresentam-se e discutem-se as transferências dos nutrientes entre os compartimentos atmosfera-plantas-solo através dos principais componentes do ciclo hidrológico nos ambientes Caatinga e pastagem. A comparação dos dois ambientes estudados permite compreender as diferenças nestas transferências quando a precipitação alcança uma superfície com vegetação típica de caatinga e uma superfície, adjacente, com pastagem, localizados na região semiárida do nordeste Brasileiro.

### **3.2.1 Química da precipitação**

A composição química da água da chuva depende da composição dos gases e material particulado presentes na atmosfera que são emitidos por várias fontes, podendo ser naturais, tais como sais marinhos e poeira do solo, e/ou antrópicas, tais como produção de fertilizantes e queima de biomassa. Os gases e aerossóis podem ser incorporados na água da chuva durante a formação do núcleo de condensação da chuva (NCC) ou podem ser lixiviados da atmosfera durante a chuva (HOBBS, 2000). A dissolução dos elementos na água da chuva desempenha um importante papel no processo de ciclagem biogeoquímica, pois a deposição úmida transfere e redistribui os elementos da atmosfera para as superfícies terrestres e aquáticas (LOHSE et al., 2009; LI, 2011; MENEZES et al., 2012; COBLE; HART, 2013). É importante identificar a composição química da água da chuva assim como as fontes destes elementos de forma a entender a dispersão regional de gases e partículas e seus potenciais impactos no funcionamento (MPHEPYA et al., 2004; XIAO et al., 2013) e transferências de nutrientes nos ecossistemas (PARKER, 1983; FORTI et al., 2005).

Os valores das concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV), em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , dos principais íons inorgânicos presentes na água de chuva, calculadas para cada período de

amostragem e as concentrações mínimas e máximas são apresentadas na Tabela 3.5. De maneira geral, as variações amostrais das concentrações iônicas foram altas. Verifica-se na Figura 3.5 que as espécies químicas dominantes foram  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  que correspondem a 73% e 63% do conteúdo iônico total da água de chuva durante o período chuvoso de 2012 e 2013, respectivamente. Na sequência, as espécies dominantes foram  $\text{Mg}^{2+}$  (8,0% e 8,1%) e  $\text{Ca}^{2+}$  (5,0% e 7,9%) para cátions e  $\text{SO}_4^{2-}$  (7,5% e 8,0%) para ânions.

Tabela 3.5: Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) dos principais íons inorgânicos (em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , exceto pH que é adimensional) presentes na água de chuva para os períodos chuvosos de 2012 e 2013.

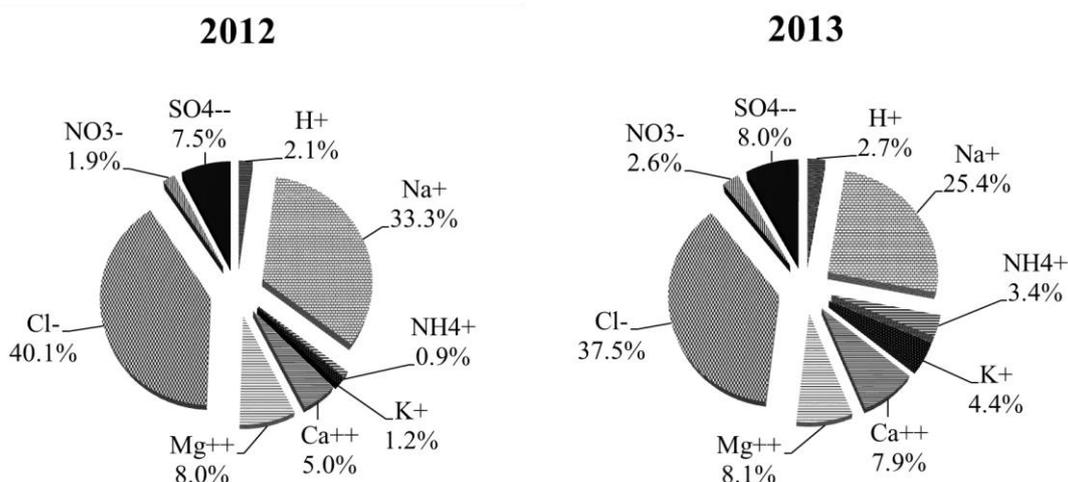
Íon	2012			2013		
	chuva = 110 mm			chuva = 207 mm		
	N	MPV	Min - Max	N	MPV	Min - Max
	----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----			----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----		
pH	26	5,26	4,62 - 6,28	35	5,16	4,59 - 7,16
$\text{H}^+$	26	5,45 <sup>a</sup>	0,52 - 24,0	35	6,88 <sup>a</sup>	0,07 - 25,7
$\text{Na}^+$	31	86,8 <sup>a</sup>	23,1 - 316	39	65,5 <sup>a</sup>	11,0 - 205
$\text{NH}_4^+$	24	2,37 <sup>a</sup>	0,67 - 18,6	35	8,65 <sup>b</sup>	1,27 - 51,3
$\text{K}^+$	31	3,07 <sup>a</sup>	0,03 - 31,4	35	11,3 <sup>b</sup>	0,13 - 123
$\text{Ca}^{2+}$	29	12,9 <sup>a</sup>	2,58 - 49,0	38	20,5 <sup>b</sup>	10,2 - 56,8
$\text{Mg}^{2+}$	31	20,9 <sup>a</sup>	6,79 - 78,0	39	20,8 <sup>a</sup>	6,30 - 72,1
$\text{Cl}^-$	31	104 <sup>a</sup>	37,9 - 408	39	96,8 <sup>a</sup>	26,3 - 278
$\text{NO}_3^-$	31	4,86 <sup>a</sup>	0,86 - 28,6	39	6,79 <sup>b</sup>	1,99 - 20,7
$\text{SO}_4^{2-}$	31	19,6 <sup>a</sup>	6,40 - 49,8	39	20,7 <sup>a</sup>	3,83 - 103

N: número de amostras válidas. Min - Max refere-se às concentrações mínimas e máximas absolutas.

Valores MPV seguidos por letras iguais na mesma linha não diferem entre os períodos chuvosos analisados a 0,05 de probabilidade pelo teste ANOVA, seguido de Tukey.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 3.5: Distribuição (%) dos principais íons inorgânicos presentes na água de chuva durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013.



Fonte: Elaboração própria.

O conteúdo iônico total presente na água de chuva não foi significativamente diferente entre os períodos chuvosos analisados, pois a diferença absoluta observada foi menor que o valor percentual da precisão analítica. Portanto, é razoável considerar que a seca extrema de 2012 não teve influência no conteúdo iônico total dissolvido na água de chuva, embora os valores de concentrações MPV de alguns componentes químicos tenham exibido diferenças numéricas. O teste de comparação estatística mostrou que as concentrações MPV de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (p = 0,0001), K<sup>+</sup> (p = 0,0159), Ca<sup>2+</sup> (p = 0,0351) e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (p = 0,0439) foram significativamente menores em 2012 do que em 2013. Para as concentrações MPV de H<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os períodos chuvosos analisados (p > 0,05).

### 3.2.1.1 Fontes dos principais íons inorgânicos na precipitação

Os coeficientes de correlação de Spearman entre os principais íons inorgânicos presentes na água de chuva foram calculados de forma a determinar as potenciais fontes de contribuição que influenciam a composição química da água da chuva e são

apresentados na Tabela 3.6. Para quantificar a contribuição marinha do  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  para a água da chuva, foram comparadas suas razões iônicas com as aquelas da água do mar, utilizando o  $\text{Na}^+$  como espécie referência marinha, sendo apresentadas na Tabela 3.7. Os altos coeficientes de correlação entre  $\text{Cl}^-$  e  $\text{Na}^+$  ( $r = 0,97$  e  $0,85$ ,  $p < 0,0001$  para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente) sugerem que ambos são originados em sua essência da mesma fonte, neste caso, o mar. As razões  $\text{Cl}^-/\text{Na}^+$  foram 1,20 e 1,48 na água da chuva para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente, que são similares à razão  $\text{Cl}^-/\text{Na}^+$  da água do mar (1,16). As razões  $\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}/\text{Na}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}/\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+/\text{Na}^+$  foram mais altas nas águas de chuva para ambos os períodos de amostragem do que as razões da água do mar, o que sugere que esses componentes sejam derivados de outras fontes, além da fonte marinha. Considerando que toda a concentração do  $\text{Na}^+$  seja de origem marinha, as frações não marinhas representaram 3,4% e 21% do  $\text{Cl}^-$ , 87% e 91% do  $\text{SO}_4^{2-}$ , 77% e 82% do  $\text{Mg}^{2+}$ , 93% e 97% do  $\text{Ca}^{2+}$  e 38% e 87% do  $\text{K}^+$  presentes na água de chuva para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A soma das frações não marinhas destes íons foi 49,7 e 86,0  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , o que representa 19% e 33% do conteúdo iônico total, respectivamente. A partir destas estimativas, as contribuições marinhas para o  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  foram estimadas como 97% e 79%, 13% e 9,5%, 23% e 3,1%, 7,3% e 3,5% e 62% e 13,0% para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A soma das frações marinhas destes íons somados à concentração de  $\text{Na}^+$  foi 198,2 e 149,5  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , o que representa 76 e 58% do conteúdo iônico total, respectivamente. Entretanto, este valor pode ser inferior devido a outras possíveis fontes de  $\text{Na}^+$  para a água de chuva, além da marinha, e.g., fonte crustal (BERNER; BERNER, 2012).

Tabela 3.6: Coeficientes de correlação de Spearman entre as concentrações MPV (em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ ) dos principais íons inorgânicos presentes na água de chuva para ambos os períodos chuvosos.

Íon	H <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
<b>2012</b>									
H <sup>+</sup>	-	0,53	0,02	-0,54*	0,34	0,47	0,48	-0,07	0,50
Na <sup>+</sup>	0,28	-	0,11	-0,22	0,69*	0,84*	0,97*	0,16	0,72*
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,65*	0,34	-	-0,04	0,45	0,12	0,15	0,33	0,31
K <sup>+</sup>	-0,16	0,77*	0,37	-	-0,02	0,14	-0,22	0,21	-0,23
Ca <sup>2+</sup>	0,52*	0,70*	0,43	0,46	-	0,68*	0,77*	0,47	0,62*
Mg <sup>2+</sup>	0,358	0,65*	0,38	0,50*	0,80*	-	0,83*	0,32	0,78*
Cl <sup>-</sup>	0,43	0,85*	0,54*	0,71*	0,86*	0,75*	-	0,23	0,74*
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,27	0,51*	0,47*	0,47	0,63*	0,56*	0,59*	-	0,39
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,35	0,71*	0,27	0,42	0,64*	0,74*	0,56*	0,65*	-
<b>2013</b>									

A seção superior da tabela fornece valores para o período chuvoso de 2012 e a seção inferior (destacado em cinza) fornece valores para o período chuvoso de 2013.

\* indica correlação significativa com 1% de nível de significância.

Fonte: Elaboração própria.

De maneira geral, as frações não marinhas foram maiores em 2013 do que em 2012, correspondendo ao ano com maior quantidade de chuva. Esta diferença na fração não marinha pode ser associada à redução da fração marinha devido à influência de eventos de chuva mais frequentes em 2013. A atmosfera esteve mais limpa ao longo do trajeto do litoral até a região semiárida, permitindo assim uma menor contribuição marinha para a composição química da água da chuva, influenciando no alcance das frações não marinhas. Além disso, a seca atípica observada em 2012 destruiu os sistemas produtivos e de pastagem e, para a sua recuperação, fertilizantes orgânicos foram presumivelmente utilizados, o que pode ter contribuído para as maiores frações não marinhas em 2013.

Tabela 3.7: Razões dos diferentes íons em relação ao  $\text{Na}^+$  presentes na água de chuva e as frações não marinhas (nss) para os períodos chuvosos de 2012 e 2013 ( $\mu\text{eq l}^{-1}$  e como porcentagem da concentração MPV total).

Íon	Água do mar <sup>a</sup>		Água de chuva 2012		Água de chuva 2013		
	Íon / $\text{Na}^+$	Íon / $\text{Na}^+$	Fração nss		Íon / $\text{Na}^+$	Fração nss	
			$\mu\text{eq l}^{-1}$	%		$\mu\text{eq l}^{-1}$	%
$\text{Cl}^-$	1,164	1,205	3,51	3,4	1,477	20,5	21
$\text{SO}_4^{2-}$	0,030	0,225	17,0	87	0,316	18,8	91
$\text{Mg}^{2+}$	0,056	0,241	16,1	77	0,318	17,1	82
$\text{Ca}^{2+}$	0,011	0,149	12,0	93	0,313	19,8	97
$\text{K}^+$	0,022	0,035	1,18	38	0,172	9,90	87

<sup>a</sup> Berner; Berner (2012).

As correlações significativas entre  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  ( $r = 0,68$  e  $0,80$ ,  $p < 0,0001$  para 2012 e 2013, respectivamente) sugerem que tenham uma origem comum e suas frações não marinhas podem indicar a importância de partículas alcalinas na água de chuva. Estudos realizados em outras regiões áridas e semiáridas têm indicado que a composição química da água de chuva pode ser altamente influenciada por partículas minerais do solo, tais como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  (SATSANGI et al., 1998; RASTOGI; SARIN, 2005; GALY-LACAUX et al., 2009; LAOUALI et al., 2012). Os resultados obtidos no presente estudo sugerem que a poeira do solo pode ser a principal fonte de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  para a água de chuva. Este resultado é similar aos apresentados por Galy-Lacaux et al. (2009) para uma região de savana semiárida Africana (estação Banizoumbou), em que as frações não marinhas representaram 98% e 67% da concentração total de  $\text{Ca}^{2+}$  ( $26,9 \mu\text{eq l}^{-1}$ ) e  $\text{Mg}^{2+}$  ( $4,6 \mu\text{eq l}^{-1}$ ), respectivamente (Tabela 3.8). Em uma região semiárida do sul da África (estação Skukuza), Mphepya et al. (2006) obtiveram valores similares às frações não marinhas para  $\text{Ca}^{2+}$  (93%); entretanto, a maior parte da concentração do  $\text{Mg}^{2+}$  foi relacionada a fontes marinhas (frações não marinhas de 34%). Em contraste, em uma região urbana no sudeste do Brasil localizada na Mata Atlântica, as frações não marinhas foram mais baixas que as obtidas neste estudo, representando

32% ( $1,47 \mu\text{eq l}^{-1}$ ) e 20% ( $4,04 \mu\text{eq l}^{-1}$ ) da concentração total de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  na água de chuva, respectivamente (SOUZA et al., 2006).

Tabela 3.8: Frações não marinhas (%) consideradas neste estudo e uma comparação com resultados reportados em outros trabalhos.

Estudos	Localização	Frações não marinhas (%)			
		$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{K}^+$
Este estudo (média)	Nordeste Brasileiro	89	79	95	63
Galy-Lacaux et al. (2009)	Savana seca Africana (estação Banizoumbou)	88	67	98	97
Laouali et al. (2012)	Savana seca Africana (estação Agoufou)	84	74	98	97
Mphepya et al. (2006)	Savana semiárida do Sul da África (estação Skukuza)	93	34	93	96
Souza et al. (2006)	Sudeste Brasileiro	51	20	32	56

As correlações significativas entre  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{Ca}^{2+}$  ( $r = 0,62$  e  $0,64$ ,  $p < 0,0001$  e  $p = 0,0002$ ) e  $\text{Mg}^{2+}$  ( $r = 0,78$  e  $0,74$ ,  $p < 0,0001$  para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente) podem sugerir que estes compostos têm origem na ressuspensão de partículas do solo. Entretanto, para o período chuvoso de 2013, as correlações significativas entre  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,65$ ,  $p < 0,0001$ ) podem sugerir que existe outra fonte importante, tais como a queima de lenha e de biomassa, que são práticas usuais na região estudada. Com relação ao conteúdo de  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{NO}_3^-$  provenientes de atividades antropogênicas e seus aerossóis secundários, estes podem reagir com partículas de sais marinho ( $\text{NaCl}$ ) na atmosfera e formar  $\text{NaNO}_3$  ou  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  (BERNER; BERNER, 2012) liberando  $\text{Cl}^-$ . As correlações entre  $\text{Na}^+$  e  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,51$ ,  $p = 0,0012$ ) e  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $r = 0,71$ ,  $p < 0,001$ ) para o período chuvoso de 2013 suportam essa suposição. Rastogi e Sarin (2005) também associaram as concentrações de  $\text{NO}_3^-$  e a fração não marinha de  $\text{SO}_4^{2-}$  na água de chuva a emissões provenientes de atividades antrópicas em uma região semiárida da Índia, com valores de  $8,7$  e  $26,9 \mu\text{eq l}^{-1}$ , respectivamente, sendo estes

valores mais altos que os deste estudo. Com relação à fração não marinha do  $\text{Cl}^-$ , na água de chuva durante o período chuvoso de 2013, esta pode ser associada ao deslocamento do  $\text{Cl}^-$  oriundo de reações entre espécies emitidas por atividades antrópicas ( $\text{NO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ) e partículas de sais marinhos (KEENE et al., 1999; RASTOGI; SARIN, 2005).

As razões entre  $\text{K}^+/\text{Na}^+$  (0,04 e 0,17 para 2012 e 2013, respectivamente) e suas frações não marinhas (38 e 87%, respectivamente) sugerem uma outra fonte de  $\text{K}^+$  para a água de chuva, para ambos os anos, além da contribuição marinha. As correlações entre  $\text{K}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$  ( $r = 0,50$   $p = 0,0027$ ), durante a estação chuvosa de 2013, permite inferir que a contribuição da ressuspensão de partículas do solo pode ser uma fonte deste elemento para a água de chuva. Entretanto esta fonte não explica os valores de  $\text{K}^+$  durante o período chuvoso de 2012, devido às fracas correlações deste com os demais íons analisados. Com relação à contribuição de partículas provenientes do solo, o feldspato potássico é um dos constituintes primários dos solos da região estudada, o que pode ser uma fonte de  $\text{K}^+$  para a água de chuva (SANTOS et al., 2012). Vários estudos realizados em outras regiões do Brasil associaram as concentrações de  $\text{K}^+$  da água de chuva com aerossóis biogênicos transportados de regiões com vegetação tropical chuvosa (SOUZA et al., 2006; ARAÚJO, 2010; PAULIQUEVIS et al., 2012). Embora o presente estudo tenha sido realizado em uma região semiárida, a vegetação desta região representa um *continuum* de vegetação tropical chuvosa e vegetação hipoxerófila de Caatinga, o que pode sugerir que os aerossóis biogênicos sejam importantes fontes de  $\text{K}^+$  para a água de chuva. Além disso,  $\text{K}^+$  na água de chuva pode ser associado com a utilização de fertilizantes, o que presumivelmente ocorreu durante o período chuvoso de 2013, justificando concentrações MPV mais altas em 2013 do que em 2012. Valores de concentração de  $\text{K}^+$  na água de chuva similares aos deste estudo foram reportados em três regiões de savana do Sahel, variando entre 3,7 e 12,4  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , os quais foram associadas a partículas provenientes da ressuspensão de poeira do solo e a aerossóis provenientes da queima de biomassa (LAOUALI et al., 2012). Valores de concentração de  $\text{K}^+$  mais altos que os obtidos no presente estudo foram relatados para outra região do semiárido Brasileiro, com valores de 58  $\mu\text{eq l}^{-1}$  na água de chuva e 220  $\mu\text{eq l}^{-1}$  na água

da transprecipitação para os três meses mais chuvosos em uma agrofloresta cultivada com *Gliricidia Sepium* (PEREZ-MARIN; MENEZES, 2008). Estas concentrações foram associadas à deposição de partículas derivadas da queima de biomassa e à lixiviação de exsudatos das plantas.

As concentrações MPV para  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  foram 2,37 e 4,86  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , respectivamente, durante o período chuvoso de 2012 sendo significativamente inferiores ( $p < 0,0001$ ) às concentrações MPV obtidas para o período chuvoso de 2013 com 8,65 e 6,79  $\mu\text{eq l}^{-1}$ . Estes compostos nitrogenados representaram 3,1 e 7,4% do conteúdo iônico total presente na água de chuva durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A concentração MPV de  $\text{NH}_4^+$  em 2013 foi ligeiramente mais baixa que o valor MPV de 9,7  $\mu\text{eq l}^{-1}$  observado em uma região semiárida rural do sul da África (MPHEPYA et al., 2004) e foi significativamente inferior aos valores, obtidos entre 17,9 e 25,2  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , relatados em três regiões de savanas secas Africanas na região do Sahel (LAOUALI et al., 2012). As concentrações MPV para  $\text{NO}_3^-$  obtidas neste estudo foram inferiores ao valor MPV de 8,0  $\mu\text{eq l}^{-1}$  obtido por Mphepya et al. (2004) e do que os valores entre 10,4 e 14,6  $\mu\text{eq l}^{-1}$  obtidos por Laouali et al. (2012). Na Caatinga Brasileira,  $\text{NH}_4^+$  presente na água de chuva pode ser associado com a amônia proveniente de excretas dos animais que, neste ambiente, encontra condições favoráveis para sua volatilização, i.e., baixa umidade do solo e altas temperaturas. O  $\text{NO}_3^-$  presente na água de chuva pode ser associado ao processo de nitrificação no solo que também é favorecido sob as condições deste ambiente, i.e., baixa umidade, solos de textura grossa e altas temperaturas. O processo de nitrificação libera NO para a atmosfera, que pode reagir com outros componentes atmosféricos e ser oxidado e incorporado pela água de chuva na forma de  $\text{NO}_3^-$ . Similarmente, em savanas secas Africanas, emissões de NO constituem a principal fonte de nitrato para a água de chuva (GALY-LACAUX; MODI, 1998). Outra importante fonte de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  para a água de chuva é a utilização de fertilizantes orgânicos, tais como esterco bovino, amplamente utilizado na região nordeste brasileira. Para a recuperação das áreas cultiváveis na região semiárida em 2013, após os danos causados pela seca ocorrida em 2012, estes fertilizantes podem ter

sido utilizados, o que justificam as concentrações MPV mais altas neste período do que durante o período chuvoso de 2012.

Neste estudo, os valores médios de pH foram 5,26 e 5,16 para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente, indicando que a água da chuva estudada foi ligeiramente ácida, quando se considera que a água da chuva em equilíbrio com o CO<sub>2</sub> atmosférico tem um pH de 5,60 (pH de referência). Um valor de pH ligeiramente maior (pH = 5,64) foi observado na estação Banizoumbou, localizado na região de savana semiárida Africana (GALY-LACAUX et al., 2009). Em uma região semiárida rural da Índia, o pH médio foi alcalino em relação ao pH de referência de água de chuva, com valores variando entre 6,1 e 7,4, o que indica que a região é influenciada por espécies alcalinas provenientes da ressuspensão de partículas do solo (SATSANGI et al., 1998).

O íon H<sup>+</sup> livre observado na água de chuva é potencialmente originado da dissociação dos ácidos nítrico e sulfúrico (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) que são neutralizados por espécies alcalinas, tais como Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Ca<sup>2+</sup> (LAOUALI et al., 2012; TIWARI et al., 2012). As razões iônicas entre essas espécies alcalinas e a soma de ânions derivados de ácidos fortes, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, sugerem que o Mg<sup>2+</sup> foi o principal agente de neutralização da acidez, com razões de 0,86 e 0,76 para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente (Tabela 3.9). O agente de neutralização seguinte foi o Ca<sup>2+</sup>, com razões iônicas de 0,53 e 0,74, respectivamente, o que aponta a importância de espécies alcalinas associadas com a ressuspensão de partículas do solo para a neutralização da acidez da chuva.

Tabela 3.9: Razões entre íons alcalinos e íons derivados de ácidos fortes presentes na água de chuva durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013.

Razão iônica	Água de chuva 2012	Água de chuva 2013
$[\text{Mg}^{2+}] / ([\text{NO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}])$	0,86	0,76
$[\text{Ca}^{2+}] / ([\text{NO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}])$	0,53	0,74
$[\text{K}^+] / ([\text{NO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}])$	0,13	0,41
$[\text{NH}_4^+] / ([\text{NO}_3^-] + [\text{SO}_4^{2-}])$	0,10	0,31

Fonte: Elaboração própria.

### 3.2.2 Química da transprecipitação e do escoamento pelos troncos

Os valores médios das concentrações ponderadas pelo volume (MPV), em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , dos principais íons inorgânicos presentes na água da transprecipitação e do escoamento pelos troncos, calculadas para cada período de amostragem, e as concentrações mínimas e máximas são apresentados na Tabela 3.10. De maneira geral, as variações amostrais das concentrações iônicas foram amplas. Esta alta amplitude era esperada, pois os processos que levam à incorporação dos íons são complexos e dependem de muitas variáveis, tais como a quantidade e composição química da precipitação, do período seco entre os eventos de precipitação e do estado fenológico da vegetação (PARKER, 1983). Verifica-se, da Figura 3.6 que, semelhante à água da precipitação, as espécies químicas dominantes na água da transprecipitação foram  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  que correspondem a 70 e 68% do conteúdo iônico total para o período chuvoso de 2012 e 2013, respectivamente. Na sequência, as espécies dominantes na transprecipitação foram  $\text{K}^+$  (15,9% e 15,4%),  $\text{Mg}^{2+}$  (3,8% e 3,7%),  $\text{NH}_4^+$  (3,0% e 3,1%) e  $\text{Ca}^{2+}$  (2,4% e 3,1%). Na solução que escoou pelos troncos, as espécies dominantes foram  $\text{Cl}^-$  e  $\text{K}^+$  que correspondem a 77% do conteúdo iônico total para o período chuvoso de 2013. Na sequência, as espécies dominantes no escoamento pelos troncos foram  $\text{Na}^+$  (10,1%),  $\text{NH}_4^+$  (6,7%),  $\text{Mg}^{2+}$  (3,0%), e  $\text{NO}_3^-$  (1,5%).

Tabela 3.10: Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) dos principais íons inorgânicos (em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , exceto pH que é adimensional) presentes na água da transprecipitação e do escoamento pelos troncos para os períodos chuvosos de 2012 e 2013.

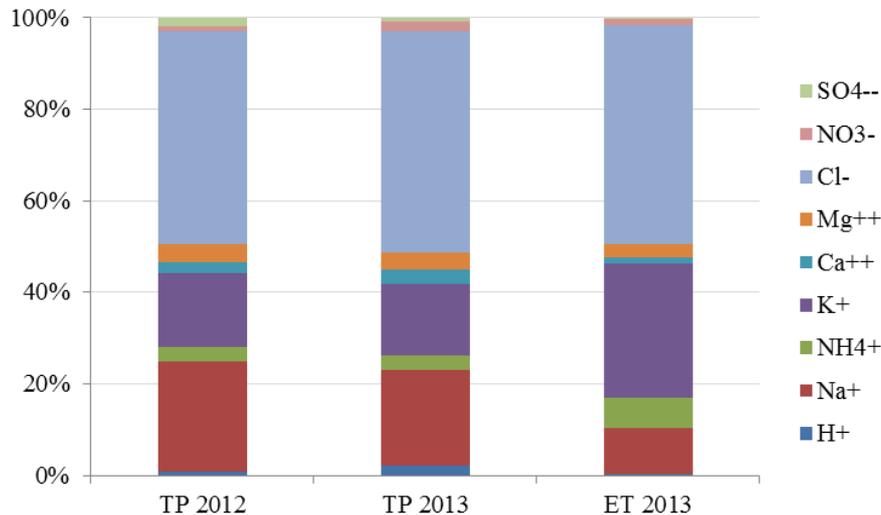
Íon	Transprecipitação						Escoamento pelos Troncos		
	77,4 mm			158,5 mm			2,21 mm		
	2012			2013					
	N	MPV	Min - Max	N	MPV	Min - Max	N	MPV	Min - Max
----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----			----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----			----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----			
pH	24	5,55	6,58 - 4,69	32	5,18	6,89 - 4,65	27	5,17	7,90 - 4,39
H <sup>+</sup>	24	2,82 <sup>a</sup>	0,26 - 20,4	32	6,61 <sup>a</sup>	0,13 - 22,4	27	6,72	0,01 - 40,7
Na <sup>+</sup>	28	94,0 <sup>a</sup>	35,2 - 379	31	67,6 <sup>b</sup>	16,8 - 317	38	394	169 - 1097
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	23	11,9 <sup>a</sup>	1,88 - 89,9	30	10,9 <sup>a</sup>	1,79 - 285	35	262	14,4 - 2840
K <sup>+</sup>	26	62,8 <sup>a</sup>	12,6 - 493	31	50,5 <sup>a</sup>	1,32 - 257	39	1145	269 - 3284
Ca <sup>2+</sup>	29	9,39 <sup>a</sup>	4,82 - 21,4	32	10,0 <sup>a</sup>	3,78 - 37,8	39	49,7	14,8 - 133
Mg <sup>2+</sup>	29	15,0 <sup>a</sup>	3,69 - 53,8	34	12,1 <sup>a</sup>	2,21 - 50,5	38	119	5,24 - 309
Cl <sup>-</sup>	28	180 <sup>a</sup>	63,1 - 866	33	156 <sup>a</sup>	58,6 - 750	40	1860	340 - 6490
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	29	5,00 <sup>a</sup>	0,60 - 49,5	33	6,80 <sup>b</sup>	2,53 - 31,6	40	59,4	3,90 - 476
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	29	6,84 <sup>a</sup>	2,69 - 30,7	35	3,01 <sup>b</sup>	0,76 - 8,94	40	8,49	0,12 - 63,1

N: número de amostras válidas. Min – Max: refere-se às concentrações mínimas e máximas absolutas. Fonte: Elaboração própria.

Valores de concentração MPV da transprecipitação seguidos por letras iguais na mesma linha não diferem entre os períodos chuvosos analisados a 0,05 de probabilidade pelo teste ANOVA, seguido de Tukey.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 3.6: Distribuição percentual (%) dos principais íons inorgânicos presentes na transprecipitação (TP) e no escoamento pelos troncos (ET) durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013.



Fonte: Elaboração própria.

Para a transprecipitação, durante o período chuvoso de 2012, a diferença entre a soma dos cátions e a soma dos ânions representou 1,8% e 1,9% do total de cátions e ânions, respectivamente. Para a transprecipitação durante o período chuvoso de 2013, a diferença entre a soma dos cátions e a soma dos ânions representou 5,1% e 4,9% do total de cátions e ânions, respectivamente. Para o escoamento pelos troncos durante o período chuvoso de 2013, a diferença entre a soma dos cátions e a soma dos ânions representou 2,4% e 2,5% do total de cátions e ânions, respectivamente. As diferenças entre os valores percentuais de cátions e ânions presentes na transprecipitação e no escoamento pelos troncos são inferiores ao valor percentual da precisão analítica deste trabalho (8%). Portanto, é razoável considerar que, semelhantemente à água de chuva, foram determinados os principais íons dissolvidos nas águas de transprecipitação e de escoamento pelos troncos, e que espécies químicas não consideradas neste trabalho, tais como ácidos orgânicos, podem estar em solução, entretanto, em baixas concentrações.

O conteúdo iônico total dissolvido na água da transprecipitação mostrou-se diferente, entre os dois períodos chuvosos analisados, pois a diferença absoluta observada entre os períodos representou 17% e 20% do conteúdo total de transprecipitação para o período chuvoso de 2012 e 2013, respectivamente, sendo estes valores superiores ao percentual da precisão analítica deste estudo (8%). Com isso, podemos inferir que a quantidade de água que entra no sistema através da transprecipitação influenciou o conteúdo iônico total dissolvido nestes dois períodos chuvosos analisados, sendo que no ano com menor volume de transprecipitação foi observado o maior conteúdo iônico total. As concentrações MPV dos componentes químicos dissolvidos na transprecipitação foram comparadas entre os dois períodos chuvosos e o teste indicou diferenças estatisticamente significativas nas concentrações MPV para o  $\text{Na}^+$  ( $p = 0,0069$ ),  $\text{NO}_3^-$  ( $p = 0,0003$ ) e  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $p = 0,0029$ ). Para os demais componentes químicos não foram observadas diferenças estatisticamente significativas ( $p > 0,05$ ).

Com relação ao  $\text{NO}_3^-$ , foi observada diferença estatisticamente significativa na precipitação entre os dois períodos chuvosos e estas diferenças foram transferidas para a água da transprecipitação. O  $\text{NO}_3^-$  presente na água de chuva foi atribuído ao processo de nitrificação no solo e às atividades antropogênicas de queima de biomassa e da utilização de fertilizantes, sendo este último uma prática que ocorreu principalmente em 2013, após a seca extrema ocorrida em 2012, como forma de recuperação das pastagens e da agricultura.

As concentrações MPV para  $\text{SO}_4^{2-}$  e para  $\text{Na}^+$  foram significativamente mais elevadas durante o período chuvoso de 2012 do que o de 2013. Estas diferenças podem ser atribuídas ao fato da vegetação atuar como um filtro para as partículas em suspensão na atmosfera as quais são depositadas sobre as folhas e galhos (deposição seca). Durante a seca extrema ocorrida em 2012 observou-se uma maior interceptação e, conseqüentemente, evaporação da precipitação, em comparação a 2013, o que pode ter concentrado os nutrientes nas superfícies do dossel, sendo lavados no evento de precipitação seguinte. Este processo já foi descrito por Parker (1983), que afirma que uma maior interceptação pode originar concentrações mais elevadas devido à evaporação da água e concentrando os nutrientes dissolvidos sobre o dossel, o que

poderia justificar as maiores concentrações observadas para o período chuvoso de 2012 do que o de 2013. Cabe salientar que para o  $\text{Na}^+$  na água da precipitação houve uma tendência em reduzir a concentração MPV durante o período chuvoso de 2013, em comparação ao período chuvoso de 2012, entretanto, sem diferença estatisticamente significativa. Esta tendência pode ter sido exacerbada pelo processo de evaporação da chuva interceptada, tornando as concentrações do  $\text{Na}^+$  significativamente diferentes entre os períodos chuvosos analisados.

### ***3.2.2.1 Fontes dos principais íons na transprecipitação e no escoamento pelos troncos***

A diferença entre o conteúdo iônico total dissolvido na água de chuva em relação ao conteúdo iônico total dissolvido na água de transprecipitação foi de 128 e 66  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , valor que corresponde a 49% e 25% do conteúdo iônico total dissolvido na água de chuva durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. A diferença entre o conteúdo iônico total dissolvido na água de chuva em relação ao conteúdo iônico total dissolvido na água escoada pelos troncos foi de 3647  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , valor cerca de 14 vezes maior do que o conteúdo iônico total dissolvido na água de chuva, durante o período chuvoso de 2013. Estas diferenças representam valores percentuais mais elevados do que o valor percentual da precisão analítica deste estudo (8%). Desta forma, podemos inferir que a vegetação de caatinga contribuiu no aporte dos nutrientes dissolvidos na água de chuva após sua passagem pelo dossel, tanto na transprecipitação como no escoamento pelos troncos, evidenciando a importância da quantificação destes processos para a compreensão das transferências dos nutrientes dissolvidos neste ecossistema.

Os fatores de enriquecimento das concentrações MPV da transprecipitação e do escoamento pelos troncos em relação à precipitação são apresentados na Tabela 3.11 e na Figura 3.7. Para avaliar a significância estatística deste enriquecimento, as concentrações MPV da transprecipitação e do escoamento pelos troncos foram

comparadas às concentrações MPV da precipitação (destaque em \* na Tabela 3.11 para as diferenças estatisticamente significativa). O teste mostrou que houve alteração significativa nas concentrações MPV na transprecipitação para a maioria dos íons, exceto  $\text{Ca}^{2+}$  durante o período chuvoso de 2012,  $\text{NH}_4^+$  durante o período chuvoso de 2013 e  $\text{Na}^+$  e  $\text{NO}_3^-$  durante ambos os períodos ( $p > 0,05$  para estes casos). Para o escoamento pelos troncos, foram observadas alterações significativas nas concentrações para todos os íons ( $p < 0,05$  para estes casos).

Tabela 3.11: Fator de enriquecimento (FE) das concentrações dos principais íons inorgânicos dissolvidos na transprecipitação e no escoamento pelos troncos em relação às concentrações na água de precipitação.

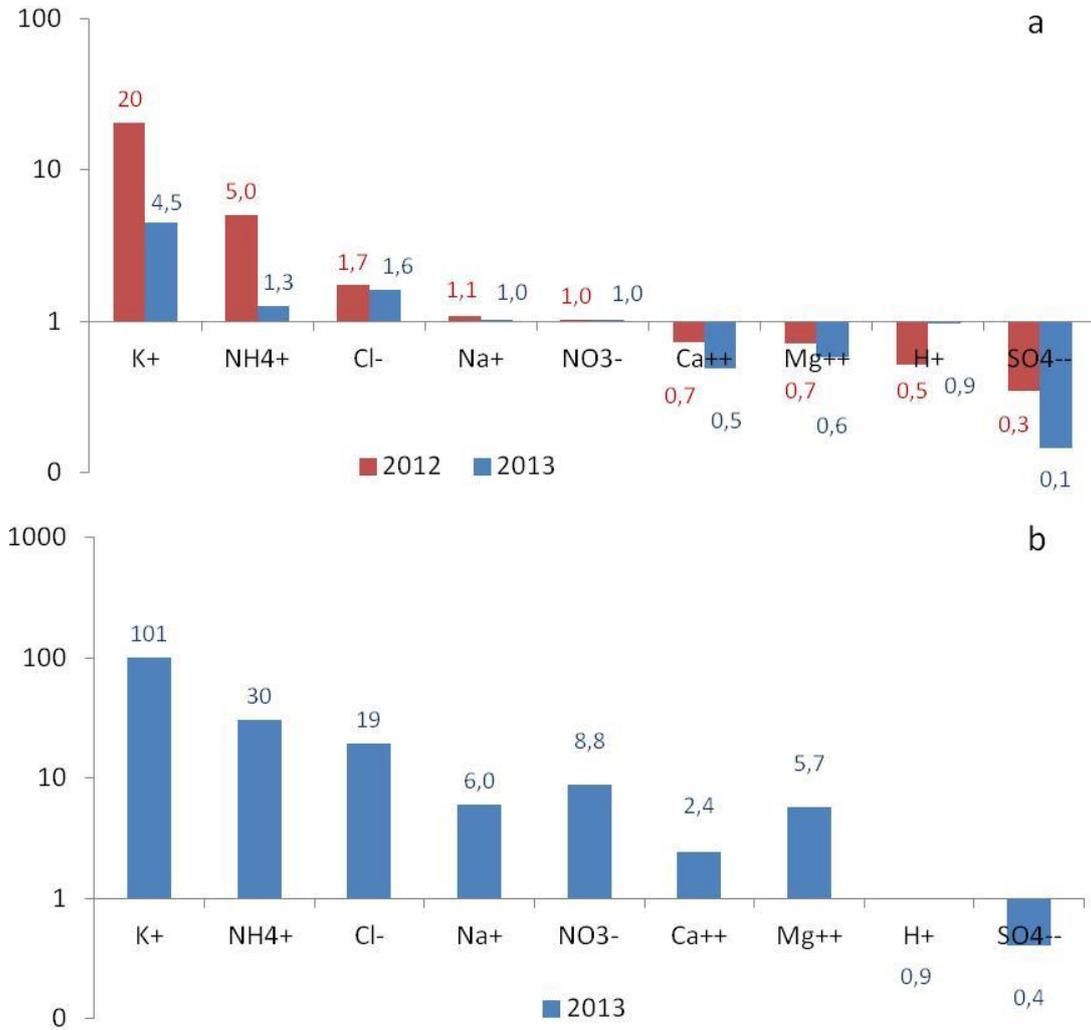
Íon	Transprecipitação				Escoamento pelos troncos	
	2012		2013		2013	
	FE	Valor p	FE	Valor p	FE	Valor p
$\text{H}^+$	-0,5*	(0,0001)	0,9*	(0,0001)	0,9*	(0,0001)
$\text{Na}^+$	1,1	(0,0777)	1,0	(0,8139)	6,0*	(0,0001)
$\text{NH}_4^+$	5,0*	(0,0001)	1,3	(0,8135)	30*	(0,0001)
$\text{K}^+$	20*	(0,0001)	4,0*	(0,0001)	101*	(0,0001)
$\text{Ca}^{2+}$	0,7	(0,0613)	0,5*	(0,0001)	2,4*	(0,0001)
$\text{Mg}^{2+}$	0,7*	(0,0239)	0,6*	(0,0070)	5,7*	(0,0001)
$\text{Cl}^-$	1,7*	(0,0001)	1,6*	(0,0025)	19*	(0,0001)
$\text{NO}_3^-$	1,0	(0,5219)	1,0	(0,9848)	8,8*	(0,0001)
$\text{SO}_4^{2-}$	0,3*	(0,0001)	0,1*	(0,0001)	0,4*	(0,0001)

Fatores de enriquecimento foram obtidos a partir das concentrações MPV da transprecipitação e do escoamento pelos troncos em relação às concentrações MPV da precipitação, i.e. (MPV transprecipitação / MPV precipitação) e (MPV escoamento pelos troncos / MPV precipitação).  $\text{FE} > 1$  indica enriquecimento,  $\text{FE} < 1$  indica empobrecimento e  $\text{FE} = 1$  indica que as concentrações foram semelhantes entre os componentes hidrológicos. Números entre parênteses representam o valor do p na comparação estatística da transprecipitação e do escoamento pelos troncos em relação à precipitação.

\* Denotam diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações MPV da transprecipitação e do escoamento pelos troncos em relação à precipitação, a 0,05 de probabilidade pelo teste ANOVA, seguido de Tukey. Os valores foram transformados pelo método box-cox. Valores de  $p < 0,05$ , destacados em vermelho, indicam diferenças estatisticamente significativas.

Fonte: Elaboração própria.

Figura 3.7: Fator de enriquecimento (FE) das concentrações dos principais íons dissolvidos na água da transprecipitação em relação às concentrações da água de precipitação (a) para os períodos chuvosos de 2012 e 2013 e em relação às concentrações da água do escoamento pelos troncos (b) para o período chuvoso de 2013.



Fonte: Elaboração própria.

O K<sup>+</sup> apresentou o maior fator de enriquecimento na transprecipitação, com um aumento estatisticamente significativo de 20 e 4 vezes durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. O NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aumentou 5,0 e 1,3 vezes na transprecipitação

para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente, entretanto, apenas em 2012 este incremento teve significância estatística. O  $\text{Cl}^-$  na transprecipitação apresentou enriquecimento estatisticamente significativo de 1,7 e 1,6 vezes em relação à precipitação durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Para o  $\text{H}^+$ , houve decréscimo estatisticamente significativo de aproximadamente 0,5 e 0,9 vezes na transprecipitação, i.e., aproximadamente 50 e 10% da concentração na água de chuva foi neutralizada, durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. O  $\text{SO}_4^{2-}$  na transprecipitação apresentou decréscimo estatisticamente significativo em relação à precipitação de 0,3 e 0,1 vezes, o  $\text{Mg}^{2+}$  de 0,7 e 0,6 vezes e o  $\text{Ca}^{2+}$  de 0,7 e 0,5 vezes durante os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente;  $\text{Ca}^{2+}$  em 2012 não apresentou diferença estatisticamente significativa. Para o  $\text{Na}^+$  e o  $\text{NO}_3^-$  foram observados fatores de enriquecimento próximos a um, não apresentando diferenças estatisticamente significativas entre a transprecipitação e a precipitação.

Relacionando o escoamento pelos troncos com a precipitação, durante o período chuvoso de 2013, observou-se um alto fator de enriquecimento para a maioria dos íons:  $\text{K}^+$  101 vezes,  $\text{NH}_4^+$  30 vezes,  $\text{Cl}^-$  19 vezes,  $\text{NO}_3^-$  8,8 vezes,  $\text{Na}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$  aproximadamente 6 vezes e  $\text{Ca}^{2+}$  2,4 vezes. Para  $\text{H}^+$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  foram observadas reduções no escoamento pelos troncos de aproximadamente 10% e 60% em relação à precipitação incidente.

Os maiores fatores de enriquecimento no escoamento pelos troncos podem estar associados com o fornecimento de solução enriquecida pela transprecipitação e que flui lentamente através da superfície dos troncos, aumentando o tempo de interação com a vegetação, permitindo uma maior lixiviação e troca catiônica, carreando mais nutrientes por esta via. Além disso, pode ocorrer enriquecimento através da lixiviação de espécies epifíticas, tais como briófitas, presentes nos troncos das árvores.

Os resultados indicam que na passagem da água da precipitação através do dossel houve um ligeiro aumento no pH, tanto na transprecipitação quanto no escoamento pelos troncos, provavelmente devido a troca de cátions que estão fracamente ligados nos sítios de troca das folhas e galhos, sendo estes cátions lixiviados pela água da

transprecipitação e do escoamento pelos troncos. Como as concentrações de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  na transprecipitação foram inferiores às da água de chuva, provavelmente o cátion dominante nas trocas catiônicas, envolvendo o íon  $\text{H}^+$ , foi o  $\text{K}^+$ , pois este apresentou enriquecimento significativo tanto na transprecipitação como no escoamento pelos troncos.

O enriquecimento de  $\text{K}^+$  na água da precipitação após sua passagem pelo dossel é bem descrito na literatura, e pode ser atribuído à sua alta mobilidade e sua abundância nas folhas, localizado em sítios de trocas tornando-se facilmente lixiviável pela transprecipitação e pelo escoamento pelos troncos (PARKER, 1983; FORTI et al., 2000b). No presente estudo, foi observado um fator de enriquecimento maior para o  $\text{K}^+$  durante o período chuvoso de 2012 do que em 2013. Estas diferenças podem ser relacionadas ao acúmulo de partículas da atmosfera entre os eventos de precipitação, à maior interceptação e evaporação da precipitação em 2012, concentrando o nutriente na vegetação ou ainda ao fato da vegetação ter absorvido mais  $\text{K}^+$  em 2013, uma vez que se mostrou mais robusta do que em 2012. Em um sistema agroflorestal no semiárido brasileiro Perez-Marin e Menezes (2008) observaram concentração de 220 e 356  $\mu\text{eq l}^{-1}$  na transprecipitação e no escoamento pelos troncos, representando um enriquecimento de 3,7 vezes e 6,1 vezes em relação à precipitação, respectivamente. O valor encontrado para a transprecipitação no estudo de Perez-Marin e Menezes (2008) é superior aos observados neste estudo, para ambos os períodos chuvosos, entretanto, o valor de  $\text{K}^+$  no escoamento pelos troncos é inferior ao deste estudo. Estas diferenças podem ser explicadas pelas diferentes demandas nutricionais das plantas estudadas, uma vez que Perez-Marin e Menezes (2008) estudou um sistema agroflorestal e observou-se uma vegetação típica de caatinga. Forti et al. (2000) encontraram uma diferença de 60% no fator de enriquecimento de  $\text{K}^+$  na transprecipitação entre as estações seca e chuvosa de uma região no nordeste da Amazônia, indicando que a lixiviação e a lavagem do exsudato da vegetação são as principais fontes de  $\text{K}^+$  na transprecipitação. Germer et al. (2012) observaram fator de enriquecimento de 10 e 46 vezes na transprecipitação e escoamento pelos troncos, respectivamente, em relação à precipitação incidente na

floresta tropical da Amazônia, assim como Chuyong et al., (2004) encontraram um alto enriquecimento  $K^+$  na transprecipitação pelo dossel na floresta tropical do Camarões.

O  $Ca^{2+}$  está presente, principalmente, na parte estrutural da parede celular dos vegetais, e, uma vez incorporado no material vegetal sua mobilidade é baixa (MALAVOLTA, 1980), estando vulnerável à lixiviação durante os períodos de senescência. Assim, de forma geral, as principais fontes de cálcio na transprecipitação e no escoamento pelos troncos são a lixiviação do material vegetal senescente e a deposição das partículas presentes na atmosfera. O  $Mg^{2+}$ , semelhante ao  $K^+$ , é bastante lixiviável, sendo comumente reportado o seu enriquecimento na transprecipitação e escoamento pelos troncos (FORTI et al., 2000b; TOBÓN et al., 2004), além de ter uma contribuição importante na deposição de partículas da atmosfera (PARKER, 1983; FORTI et al., 2000b). No presente estudo, as concentrações MPV de  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  na água de chuva foram maiores do que as de  $K^+$ , sendo esperados aportes significativos de  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  através da lavagem do material depositado no dossel; contudo, observou-se empobrecimento destes íons e lixiviação significativa do  $K^+$ . Em regiões áridas e semiáridas podem ocorrer altas concentrações destes cátions na atmosfera devido à ressuspensão das partículas de poeira do solo, conforme sugerido no item 3.2.1.1 (Fontes dos principais íons inorgânicos na precipitação). Desta forma, esperava-se que a transprecipitação e o escoamento pelos troncos fossem enriquecidos em  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ , devido à deposição das partículas sobre o dossel entre os eventos de precipitação. Entretanto, foi observado empobrecimento destes íons na transprecipitação em ambos os períodos chuvosos, o que pode ser justificado, possivelmente, pela baixa disponibilidade destes elementos no solo, acarretando absorção direta pelo dossel ou ainda, pela assimilação por organismos epifíticos. De modo semelhante, estudos realizados em florestas chuvosas relacionam a retenção de cátions e de  $NO_3^-$  pelo dossel com a baixa disponibilidade de nutrientes no solo (EDWARDS, 1982) e também com a assimilação pelos organismos epifíticos (JORDAN et al., 1980; LIU et al., 2002). Em uma mata ciliar na floresta Amazônica, Leite (2011) também observou concentração de  $Ca^{2+}$  mais baixa na transprecipitação do que na precipitação. Levia e Frost (2003) ressaltam a importância da concentração dos nutrientes no solo, relatando que estudos

realizados em florestas crescendo sobre solos pobres e com baixa disponibilidade de nutrientes lixiviam menos quando comparados aos estudos realizados em florestas crescendo sobre solos com maior disponibilidade de nutrientes no solo.

Em geral, ocorre enriquecimento de sulfato na transprecipitação, o qual é oriundo da deposição de partículas em suspensão na atmosfera e que são lavados pela água da chuva (LEITE, 2011). Entretanto, neste estudo observou-se um empobrecimento do  $\text{SO}_4^{2-}$  o que significa uma absorção direta pelo dossel ou assimilação pelos organismos epifíticos. De acordo com Malavolta (1980), em solos ricos em  $\text{Cl}^-$ , como ocorre nos solos da região estudada, a absorção deste íon pelas raízes das plantas pode ser restringida. Esta limitação de absorção pelas raízes pode ser uma possível explicação para o empobrecimento do  $\text{SO}_4^{2-}$  na transprecipitação e no escoamento pelos troncos.

Para o  $\text{Cl}^-$ , foram observados fatores de enriquecimento estatisticamente significativos na transprecipitação, da ordem de aproximadamente 60 e 70% em relação à precipitação, para 2012 e 2013, respectivamente, e no escoamento pelos troncos, da ordem de 19 vezes. Estes dados sugerem que o enriquecimento do  $\text{Cl}^-$  na transprecipitação e no escoamento pelos troncos é originado, principalmente, da deposição das partículas presentes na atmosfera, associados na água de chuva, com a origem essencialmente marinha (item 3.2.1.1).

Para o  $\text{Na}^+$ , apesar uma ligeira tendência de enriquecimento, não foram observadas alterações nas concentrações na transprecipitação, por outro lado, observou-se enriquecimento estatisticamente significativo no escoamento pelos troncos. Este resultado permite levantar a hipótese de que a lixiviação do material vegetal presente nos troncos ocorre de forma mais lenta do que na transprecipitação, aumentando assim o tempo de interação e, portanto, um maior enriquecimento iônico. Além disso, deve-se considerar também, que a água que escoia pelos troncos recebe nutrientes da transprecipitação, que somados aos nutrientes lixiviados no escoamento pode resultar em enriquecimento estatisticamente significativos de  $\text{Na}^+$  em relação à precipitação.

Com relação às espécies nitrogenadas, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas após a passagem da água de chuva pelo dossel, exceto o  $\text{NH}_4^+$  na transprecipitação durante o período chuvoso de 2012. Ressalta-se que não foi observada diferença estatisticamente significativa para o  $\text{NH}_4^+$  na transprecipitação entre os períodos chuvosos de 2012 e 2013, porém observou-se enriquecimento em relação à água de chuva para 2012. Uma explicação para esta diferença pode ser devido ao consumo de  $\text{NH}_4^+$  por microorganismos na água de chuva armazenada na garrafa coletora no primeiro ano de estudo.

Em uma mata ciliar na Amazônia, Leite (2011) observou um enriquecimento de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  após a passagem da água de chuva pelo dossel, com 2,22, 11,09 e 6,10  $\mu\text{eq l}^{-1}$  de  $\text{NH}_4^+$  e 3,44, 9,22 e 174  $\mu\text{eq l}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$  na precipitação, transprecipitação e escoamento pelos troncos, respectivamente. Os valores observados por Leite (2011) foram inferiores ou semelhantes ( $\text{NH}_4^+$  na transprecipitação) aos observados no presente estudo. O autor associa este enriquecimento aos altos estoques de espécies nitrogenadas no solo, sugerindo que o nitrogênio não é limitante para a mata ciliar estudada. Na mata Atlântica, Forti et al. (2005) relataram um empobrecimento do  $\text{NH}_4^+$  após a passagem da água de chuva pelo dossel, com 57,6 e 22,6  $\mu\text{eq l}^{-1}$  de  $\text{NH}_4^+$  na precipitação e transprecipitação, respectivamente, na reserva ambiental de Cunha. Os autores sugerem que as transferências das espécies nitrogenadas através do dossel estão intimamente relacionadas às estratégias de uso do nitrogênio (orgânico ou inorgânico) das espécies. Em um sistema agroflorestal no semiárido brasileiro, Perez-Marin e Menezes (2008) observaram um enriquecimento de nitrogênio total de aproximadamente 2,5 e 2,2 vezes na transprecipitação e no escoamento pelos troncos em relação à precipitação, para o trimestre mais chuvoso. Como no presente estudo não foram analisadas as formas orgânicas de nitrogênio, é possível que a diferença observada por Perez-Marin e Menezes (2008) seja na forma orgânica do nitrogênio. Assim, para uma completa compreensão da dinâmica do nitrogênio e sua interação com a vegetação de Caatinga são necessários estudos que abordem as formas orgânicas e inorgânicas.

### 3.2.3 Deposição atmosférica e transferências das espécies químicas

A deposição atmosférica sazonal e os fluxos dos nutrientes na transprecipitação e escoamento pelos troncos foram quantificados como o produto das concentrações MPV dos componentes químicos e os volumes amostrados em cada componente hidrológico. Os resultados, expressos em  $\text{kg ha}^{-1}$ , são apresentados na Tabela 3.12. Similarmente, a deposição atmosférica anual foi estimada inferindo-se uma média da precipitação anual registrada pela estação meteorológica da área de estudo, considerando os dois anos analisados, e uma média das concentrações iônicas na precipitação, considerando os dois períodos chuvosos analisados.

Tabela 3.12: Deposição atmosférica (Dp), deposição pela transprecipitação (Dtp) e através do escoamento pelos troncos (Det) e deposição líquida (DI) para os períodos chuvosos de 2012 e 2013 ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) e estimativa de deposição atmosférica anual ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

Íon	2012			2013				Anual
	$\text{kg ha}^{-1}$			$\text{kg ha}^{-1}$				$\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$
	Dp	Dtp	DI	Dp	Dtp	Det	DI	Dp
H <sup>+</sup>	0,02	0,01	-0,01	0,03	0,02	0,001	-0,01	0,04
Na <sup>+</sup>	2,38	1,67	-0,7	3,73	2,46	0,2	-1,07	5,35
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,06	0,17	0,1	0,39	0,31	0,1	0,02	0,30
K <sup>+</sup>	0,14	1,90	1,8	1,09	3,13	1,0	3,03	2,00
Ca <sup>2+</sup>	1,23	0,58	-0,7	4,07	1,28	0,1	-2,70	4,09
Mg <sup>2+</sup>	1,21	0,57	-0,6	2,51	0,93	0,1	-1,45	3,10
Cl <sup>-</sup>	4,41	4,95	0,5	8,50	8,76	1,5	1,72	10,9
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,36	0,24	-0,1	1,04	0,67	0,1	-0,29	1,10
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	2,24	0,51	-1,7	4,93	0,46	0,0	-4,45	5,91

Deposição líquida foi calculada como o somatório do fluxo da transprecipitação e do escoamento pelos troncos (quando disponível) menos a deposição atmosférica.

Fonte: Elaboração própria.

Valores mais altos de deposição atmosférica foram estimados para o período chuvoso de 2013 do que para o de 2012, o que era esperado devido à maior quantidade de chuva

observada em 2013. Para os principais componentes derivados do mar, as estimativas de deposição foram 2,38 e 3,73 kg ha<sup>-1</sup> para Na<sup>+</sup> e 4,41 e 8,50 kg ha<sup>-1</sup> para Cl<sup>-</sup> para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Na Mata Atlântica do sudeste do Brasil (15 km no interior do continente, com chuva anual de 1982 mm), as estimativas de deposição para estes componentes marinhos foram mais baixas que as estimativas do presente trabalho, com 1,20 kg ha<sup>-1</sup> Na<sup>+</sup> e 2,92 kg ha<sup>-1</sup> Cl<sup>-</sup> (FORTI et al., 2005). Em uma região no nordeste da Amazônia Brasileira (170 km no interior do continente, com chuva anual de 2456 mm), Forti et al. (2000b) estimaram deposições ligeiramente superiores de Na<sup>+</sup> com 4,79 kg ha<sup>-1</sup> e deposição de Cl<sup>-</sup> de 7,7 kg ha<sup>-1</sup>, que é ligeiramente maior que o valor calculado no presente estudo para o período chuvoso de 2012 e ligeiramente menor que o valor calculado para o período chuvoso de 2013.

Para os íons derivados principalmente de fontes terrestres, as deposições atmosféricas estimadas foram 1,23 e 4,07 kg ha<sup>-1</sup> para Ca<sup>2+</sup> e 1,21 e 2,51 kg ha<sup>-1</sup> para Mg<sup>2+</sup>, para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Estimativas de deposições inferiores de 0,81 e 0,62 kg ha<sup>-1</sup> foram relatadas para a Mata Atlântica do sudeste do Brasil, para Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, respectivamente (FORTI et al., 2005). Entretanto, na Amazônia brasileira Forti et al. (2000b) estimaram deposição superior para Ca<sup>2+</sup>, de 4,04 kg ha<sup>-1</sup> e inferior de Mg<sup>2+</sup>, de 1,64 kg ha<sup>-1</sup>. A estimativa de deposição do K<sup>+</sup> neste estudo foi de 0,14 e 1,09 kg ha<sup>-1</sup> para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Valores maiores de deposição para este íon foram estimados para ambos os ambientes acima referidos, com 3,8 e 1,85 kg ha<sup>-1</sup> na Mata Atlântica e Amazônia brasileira, respectivamente.

Para espécies de nitrogênio, as estimativas de deposição atmosférica foram de 0,05 e 0,30 kg ha<sup>-1</sup> para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 0,08 e 0,24 kg ha<sup>-1</sup> para N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para os períodos chuvosos de 2012 e 2013, respectivamente. Para a Mata Atlântica do nordeste do Brasil, Henriques (2009) obteve valores de deposição similares para o período chuvoso de 2013, com 0,4 kg ha<sup>-1</sup> para NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e 0,2 kg ha<sup>-1</sup> para NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N. Para a Mata Atlântica do sudeste do Brasil, valores de 8,09 e 0,78 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, foram obtidos por Forti et al. (2005) que, foram associados a emissões antropogênicas urbanas, i.e., veículos, indústrias e geração de esgotos domésticos.

A estimativa de deposição de nitrogênio anual foi  $0,24 \text{ kg ha}^{-1}$  para  $\text{N-NH}_4^+$  e  $0,25 \text{ kg ha}^{-1}$  para  $\text{N-NO}_3^-$  totalizando  $0,49 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Estimativas de deposição mais altas, variando entre 2 e  $3,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , foram obtidas em um estudo sobre o balanço de nitrogênio em savanas secas Africanas com uma variação entre os anos de aproximadamente  $\pm 25\%$  (GALY-LACAUX; DELON, 2014). Estimativas de deposição de nitrogênio mais altas também foram reportadas para uma região semiárida do oeste da Índia com  $3,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (RASTOGI; SARIN, 2006). No âmbito dos trabalhos publicados pela WMO/GAW, Vet et al. (2014) modelaram a deposição de nitrogênio em escala global indicando que a deposição para a região estudada neste trabalho é de aproximadamente  $1 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Esta estimativa foi um pouco maior que a estimativa do presente estudo, o que pode ser atribuído, provavelmente, às baixas quantidades de chuva observadas nos anos estudados e à falta de dados observados na América do Sul para a estimativa global. Além disso, neste estudo a estimativa anual foi baseada nas observações durante o período chuvoso e estas extrapolações devem ser interpretadas com cautela, uma vez que a composição química da água da chuva pode sofrer alterações sazonalmente. Entretanto, a estimativa de Vet et al. (2014) descreveu razoavelmente a deposição estimada para a região semiárida Brasileira aqui apresentada.

Com relação às entradas através da transprecipitação e do escoamento pelos troncos, foram observados valores superiores na transprecipitação para o período chuvoso de 2013 do que em 2012 e no escoamento pelos troncos em 2013. Esse comportamento era esperado devido à maior quantidade de transprecipitação em 2013, com exceção do  $\text{SO}_4^{2-}$ , que foi maior na transprecipitação em 2012.

A transferência dos nutrientes da atmosfera para o solo florestal indica o quanto cada nutriente foi enriquecido ou empobrecido após a passagem da água de chuva pelo dossel. Esta transferência, i.e. deposição líquida, foi calculada através da diferença entre o somatório da deposição via transprecipitação e escoamento pelos troncos (quando disponível), e a deposição atmosférica. As entradas através da solução lavada e lixiviada do dossel, para a maioria dos íons, indicam que estes podem ter sido absorvidos diretamente pelo dossel, adsorvidos na superfície da cutícula ou assimilados pelos

organismos epifíticos. Foram observadas entradas positivas para  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Cl}^-$ , sugerindo que estes íons foram enriquecidos ao atravessar o dossel devido à lixiviação foliar ou à lavagem dos exsudatos das plantas.

A deposição de  $\text{K}^+$  foi maior na deposição líquida, resultando em uma entrada líquida de  $3,03 \text{ kg ha}^{-1}$  para o período chuvoso de 2013. Estes altos valores podem ser explicados pelo fato deste íon ocorrer, principalmente, na forma iônica nas superfícies de troca das plantas, tornando-o facilmente lixiviável. Para as espécies nitrogenadas, os valores levemente negativos da deposição do  $\text{NO}_3^-$  e próximo a zero para o  $\text{NH}_4^+$  sugerem que estes íons podem estar disponíveis em baixas concentrações para as plantas, podendo, eventualmente ser limitantes para a produtividade primária deste ecossistema.

As entradas através do escoamento pelos troncos foram baixas em relação às da transprecipitação e precipitação, pois a quantidade de água neste componente hidrológico foi baixa. É importante destacar que o método amostral adotado neste estudo pode ter levado a baixos valores de escoamento pelos troncos, sendo necessárias amostragens em árvores representativas de todas as classes de diâmetro a altura do peito (DAP). Entretanto, apesar das baixas transferências iônicas através dos troncos, este aporte pode ser importante para a distribuição da vegetação uma vez que pode influenciar a composição química da solução do solo (LEVIA; FROST, 2003).

Apesar de alguns estudos abordarem a distribuição da água de chuva na transprecipitação e escoamento pelos troncos em regiões áridas e semiáridas, como os citados na Tabela 3.3, raros são os estudos sobre a composição química destes componentes hidrológicos. Para a região semiárida brasileira foi encontrado na literatura o estudo de Perez-Marin e Menezes (2008) que determinou a concentração e deposição de K, N e P totais na água de chuva, transprecipitação e escoamento pelos troncos em um sistema agroflorestal. Os valores de deposição atmosférica, deposição pela transprecipitação e através do escoamento pelos troncos, para o potássio total, encontrados por Perez-Marin e Menezes (2008) foram de 11,13, 24,26 e  $0,40 \text{ kg ha}^{-1}$ , considerando o período de abril a agosto. Estes valores são mais elevados do que os do

presente estudo o que pode ser atribuído ao fato destes serem valores totais, i.e. nas suas formas orgânicas e inorgânicas, e também às maiores quantidades de chuva, transprecipitação e escoamento pelos troncos observados no estudo de Perez-Marin e Menezes (2008).

### **3.2.4 Química do escoamento superficial e da água do solo**

Os valores das concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV), em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , dos principais íons inorgânicos presentes na água do escoamento superficial e da percolação no solo, calculadas para cada período de amostragem, e as concentrações mínimas e máximas são apresentados na Tabela 3.13. De maneira geral, o número de elementos amostrais obtidos para a determinação das concentrações iônicas nestes componentes hidrológicos foram baixos. Isso pode ser atribuído à baixa quantidade de precipitação ocorrida em 2012 e ao fato de que o solo, em 2013, esteve se recuperando do período de seca extrema, desta forma, pouca água estava disponível no sistema. Poucas foram as amostras com quantidade suficiente para a quantificação dos principais íons dissolvidos, resultando em valores que podem não ser representativos das reais concentrações dos nutrientes no escoamento superficial e na água gravitacional do solo. É possível também que a escolha do tamanho da área amostral adotada neste estudo não tenha sido suficiente para a coleta de volumes adequados para a realização de todas as análises químicas. Desta forma, estudos que abordem a biogeoquímica dos componentes hidrológicos em regiões áridas e semiáridas devem adotar tamanhos de áreas amostrais maiores do que as utilizadas neste estudo tanto para o escoamento superficial como para a solução que percola através do solo, de forma a obter um maior volume de amostra.

Tabela 3.13: Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) dos principais íons inorgânicos (em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , exceto pH que é adimensional) presentes na água escoamento superficial e da percolação no solo para os períodos chuvosos de 2012 e 2013.

Íon	Caatinga								Pasto							
	Escoamento 0,10 mm				Percolação 1,61 mm				Escoamento 0,09 mm				Percolação 5,14 mm			
	N	MPV	Min	Max												
	----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----				----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----				----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----				----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----			
pH	5,8				5,1				6,7				5,5			
H <sup>+</sup>	5	1,5	0,2	2,8	1	-	7,9	-	2	-	0,2	0,2	4	-	0,3	6,9
Na <sup>+</sup>	3	-	174	458	2	-	161	191	7	115	13	807	11	76	73	369
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1	-	10	-	1	-	53	-	6	27	6,0	125	9	14	2,6	150
K <sup>+</sup>	2	-	238	349	1	-	133	-	5	63	5,3	278	12	42	17	194
Ca <sup>2+</sup>	2	-	17	49	2	-	7,5	9,0	7	24	2,9	45	12	4,2	3,0	15
Mg <sup>2+</sup>	2	-	23	40	2	-	7,7	10	7	9,3	1,2	29	12	1,8	3,2	9,3
Cl <sup>-</sup>	2	-	180	478	2	-	75	115	7	137	24	692	8	44	81	184
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1	-	58	-	1	-	34	-	7	14	3,4	47	7	1,6	2,3	11
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1	-	12	-	1	-	16	-	7	13	0,8	229	8	4,1	4,6	27

(Continua)

Tabela 3.13: Concentrações médias ponderadas pelo volume (MPV) dos principais íons inorgânicos (em  $\mu\text{eq l}^{-1}$ , exceto pH que é adimensional) presentes na água escoamento superficial e da percolação no solo para os períodos chuvosos de 2012 e 2013. (Conclusão)

Íon	Caatinga								Pasto							
	Escoamento 0,02 mm				Percolação 1,72 mm				Escoamento 0,18 mm				Percolação 7,88 mm			
	N	MPV	Min	Max	N	MPV	Min	Max	N	MPV	Min	Max	N	MPV	Min	Max
	----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----				----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----				----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----				----- $\mu\text{eq l}^{-1}$ -----			
pH					5,8				5,9				5,0			
H <sup>+</sup>	0	-	-	-	2	-	1,1	2,4	3	-	0,3	1,5	3	-	1,2	18
Na <sup>+</sup>	6	40	7,5	119	6	82	75	542	14	58	21	295	10	75	46	559
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	6	3,4	1,8	8,1	6	18	3,1	155	14	11	0,3	131	11	49	2,6	635
K <sup>+</sup>	6	73	33	244	6	36	39	227	14	123	2,5	815	10	56	4,8	271
Ca <sup>2+</sup>	6	17	3,5	46	6	4,8	6,1	29	14	27	8,9	111	11	6,6	2,7	85
Mg <sup>2+</sup>	6	19	15	24	6	5,1	5,0	25	14	53,2	2,7	433	11	3,9	2,1	49
Cl <sup>-</sup>	6	152	60	315	5	65	72	361	15	135	26	794	11	63	42	721
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5	2,9	2,5	12	5	29	5,7	183	14	46,8	4,4	430	11	12	5,5	324
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	6	7,5	1,4	12	5	2,1	3,1	11	16	35,1	1,1	229	11	10	2,0	80

N: número de amostras válidas. Min – Max: refere-se às concentrações mínimas e máximas absolutas. Para os casos em que  $N < 5$  não foram calculados os valores MPV.

Fonte: Elaboração própria.

Devido ao reduzido tamanho amostral não foi possível realizar comparação estatística concentrações médias entre os períodos chuvosos e entre os ambientes estudados. Apesar disso, de forma geral, nota-se que as concentrações dos principais íons inorgânicos analisados neste estudo são inferiores àquelas do escoamento pelos troncos. Este fato pode sugerir que a vegetação tenha um papel importante no aporte dos nutrientes e na determinação da composição química da água do solo. Entretanto, para testar essa hipótese, são necessárias observações com número maior de elementos amostrais, tanto no espaço como no tempo. Além disso, é importante diferenciar as amostras de escoamento superficial das da água do solo em áreas com e sem influência do escoamento pelos troncos. No presente estudo, estes componentes hidrológicos foram amostrados em áreas sob influência do dossel da vegetação de caatinga, entretanto, sem influência direta do escoamento pelos troncos das árvores. O efeito do escoamento pelos troncos na água do solo em uma região semiárida da China foi estudado por Li et al. (2008), que relatam que o conteúdo de água do solo foi significativamente maior na zona de influência das raízes do que em áreas sob o solo desnudo, e estas diferenças foram associadas à contribuição do escoamento pelos troncos. No estudo de Li et al. (2008) não foram avaliadas as concentrações químicas da água do solo, entretanto, pode-se sugerir que as altas concentrações dos nutrientes no escoamento pelos troncos, como as observadas neste estudo, sejam transferidas para o solo.

No contexto das transferências dos nutrientes entre os compartimentos atmosfera, planta e solo, o nitrato vem ganhando destaque devido às alterações antrópicas no ciclo do nitrogênio e à sua alta mobilidade no solo. A combinação destes fatores, aliado a entradas elevadas, tem levado a altas taxas de lixiviação deste nutriente, embora, em muitos estudos seja considerado um elemento limitante para a produtividade dos ecossistemas. O uso indiscriminado de fertilizantes, a falta de tratamento adequado dos resíduos urbanos e industriais e alterações no uso e ocupação dos solos, tais como os desmatamentos, são exemplos de atividades antrópicas contemporâneas com potencial de impactar o ciclo do nitrogênio (VITOUSEK et al., 1997; GALLOWAY et al., 2004).

Perturbações na cobertura vegetal, tais como o corte raso ou a extração de lenha, podem levar a um acúmulo de nitrogênio inorgânico no solo devido à decomposição das raízes das plantas que foram cortadas e à redução na absorção deste nutriente, uma vez que menos pelas plantas o estão assimilando. O excesso deste nitrogênio mineralizado pode ser volatilizado, sob a forma de amônia, ou lixiviado pela solução do solo sob a forma de nitrato (RUSINGA et al., 2008; VITOUSEK, 1981). Uma vez na atmosfera, este composto nitrogenado pode ser incorporado pela água da chuva e, juntamente com compostos sulfurosos, provenientes de outras atividades antrópicas (e.g. queima de biomassa e combustíveis fósseis), podem alterar o pH natural da precipitação (BERNER; BERNER, 2012). Precipitações com pH ácido podem trazer consequências para os ecossistemas terrestres e aquáticos, entre elas, a interferência na disponibilidade de nutrientes nos solos, como relatado por Lopes (2001) na região de Cubatão-SP.

Com relação à lixiviação do nitrato na solução do solo, estudos na região semiárida do sudoeste do Níger o associam às alterações no uso e ocupação do solo, dentre elas o desmatamento, com as elevadas concentrações de nitrato na água subterrânea (FAVREAU et al., 2003; FAVREAU et al., 2009). Embora as concentrações de nitrato na água subterrânea possam ser naturalmente altas (DEANS et al., 2005; STADLER, 2005), as alterações nos usos e coberturas da terra podem modificar o ciclo do nitrogênio, elevando estas concentrações. O consumo destas águas com altos teores de nitrato podem causar diversas consequências para a população. Por exemplo, Fernícola e Azevedo (1981) indicam que a ingestão de água com alto índice de nitrato causa a metahemoglobina, ou síndrome do bebê azul. No organismo humano, o nitrato se converte em nitrito que, por sua vez, combina-se com a hemoglobina, formando a metahemoglobina, impedindo o transporte de oxigênio no sangue. Diante desta discussão acerca dos impactos das mudanças de uso e ocupação na água do solo destaca-se a importância do conhecimento da composição química desta água e suas variações em função das variações intraanuais nas precipitações.

### 3.2.5 Considerações finais

Pelo fato deste ser o primeiro estudo sobre a química da água de chuva do bioma Caatinga, estimando as principais fontes contribuintes para sua composição química e estimando a deposição atmosférica, os resultados aqui apresentados podem ser utilizados como base para outros estudos nesta região. A química da água de chuva foi estudada para os períodos chuvosos de dois anos consecutivos, sendo que, no primeiro houve uma seca extrema atípica e no segundo foram registradas chuvas de acordo com a variação histórica para a época. As principais características da água de chuva observadas através deste estudo são destacadas a seguir.

A quantidade de chuva observada durante o período deste estudo parece não influenciar a quantidade total de íons dissolvidos nestas águas. Entretanto, algumas espécies químicas apresentam diferenças estatisticamente significativas, entre eles, destacando-se aquelas derivadas principalmente de fontes terrestres, tais como  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{K}^+$ , e espécies nitrogenadas,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ . Estas diferenças podem ser associadas a atividades antrópicas, tais como a utilização de fertilizantes orgânicos para a recuperação das áreas cultiváveis em 2013, resultando em concentrações superiores neste ano do que no de 2012. Sais marinhos constituem a fonte dominante de íons em solução na água de chuva da região estudada. Apesar da distância entre a área de estudo e a costa, o transporte das espécies químicas estudadas não é suficiente para fracionar os íons derivados da água do mar. Frações não marinhas, associadas com a ressuspensão de partículas derivadas do solo, são uma fonte importante de  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$  para a água de chuva. Frações não marinhas de  $\text{K}^+$  também são fontes importantes deste íon para a água de chuva, podendo-se atribuir sua origem à ressuspensão de partículas de solo (destaque para o feldspato potássico, material de origem do solo da região), aos aerossóis biogênicos e à queima de biomassa. O pH da água de chuva da região estudada é ligeiramente ácido, considerando-se como referência o valor de 5,6, diferentemente de outras regiões semiáridas que apresentam valor de pH ligeiramente alcalino, devido à contribuição de agentes alcalinos oriundos do solo. Os principais agentes neutralizantes da acidez da chuva são o  $\text{Mg}^{2+}$  e o  $\text{Ca}^{2+}$ . A estimativa de deposição de nitrogênio (em suas formas N-

$\text{NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) é ligeiramente mais baixa que as estimativas de deposição para outras regiões semiáridas e outras regiões do Brasil que não são limitadas por água, assim como também é mais baixa que estimativas globais, apesar dos modelos representarem, de forma razoável, a deposição para a região semiárida brasileira.

Foi observado empobrecimento na transprecipitação em relação à chuva para o  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{H}^+$  e enriquecimento para  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$ ; para as espécies nitrogenadas não foram observadas diferenças significativas em relação à transprecipitação (exceto  $\text{NH}_4^+$  para 2012). Com relação ao escoamento pelos troncos, foi observado enriquecimento da maioria dos nutrientes em relação à precipitação, exceto para  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{H}^+$ . Apesar das concentrações significativamente superiores no escoamento pelos troncos em relação às da precipitação e da transprecipitação, a deposição através do escoamento pelos troncos mostrou-se baixa devido à baixa entrada observada através deste componente hidrológico. Entretanto, é importante salientar que esta entrada é pontual e com tempo de interação maior que a transprecipitação, contribuindo para a ciclagem interna dos nutrientes e para o enriquecimento destes na água do solo, além de influenciar na distribuição das espécies.

No compartimento solo não foi possível comparar estatisticamente as concentrações dos nutrientes entre os ambientes de vegetação típica de caatinga e de pastagem devido às baixas quantidades de precipitação observadas e, conseqüentemente, devido ao baixo número de elementos amostrais, tornando os resultados inconclusivos.

## 4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo, realizado em uma região semiárida brasileira mostram que as transferências de água e de nutrientes em solução, entre os compartimentos atmosfera, planta e solo, são diferenciadas entre um ambiente com vegetação típica de caatinga e a pastagem resultante de sua conversão. Além disso, foi observado que diferentes quantidades de precipitação acarretam diferentes transferências de água e aportes de nutrientes para o solo, o que confirma as hipóteses levantadas neste estudo.

As altas taxas de interceptação observadas neste estudo, em comparação com outros estudos realizados na região semiárida brasileira e também em relação a outras regiões semiáridas, ressaltam a importância do conhecimento dos padrões de partição de chuva em outras fisionomias da região estudada. Este conhecimento torna-se ainda mais importante no cenário de gestão dos recursos hídricos frente às mudanças de uso e ocupação do solo e mudanças climáticas.

O aporte atmosférico representa um componente importante dos nutrientes transferidos para o solo florestal, sendo que parte deste aporte fica retida no dossel. O empobrecimento de íons na transprecipitação permite considerar que a vegetação de Caatinga estudada apresenta um mecanismo de conservação de nutrientes que possibilita seu crescimento em solos pobres em nutrientes, como o desta região. Além disso, os organismos epifíticos podem também ser importantes para a retenção dos nutrientes da água da precipitação. Neste sentido, é possível inferir que os impactos ou alterações no uso e ocupação do solo, tais como a substituição da vegetação natural por pastagens, podem alterar a produtividade do ecossistema. Justifica-se esta afirmação pelo fato de que pode ocorrer perda de nutrientes após perturbações nos mecanismos de conservação dos mesmos, sendo que a ação de retenção dos nutrientes pelo dossel, descrito neste estudo, é um destes mecanismos.

Nossos resultados são importantes para a compreensão da partição da precipitação realizada pela vegetação de caatinga em transprecipitação, escoamento pelos troncos e

interceptação, bem como a influência deste tipo de cobertura nos componentes hidrológicos no solo. Além disso, este estudo contribui com informações importantes para o conhecimento da composição química da água da chuva e as transferências dos nutrientes no contexto atmosfera, planta e solo para a região estudada. Embora este estudo tenha sido realizado durante dois períodos chuvosos consecutivos, as implicações da variabilidade da deposição sobre a cobertura vegetal, em função de sua conversão em pastagem, ainda permanecem pouco compreendidas. Assim, estudos de longo prazo, com cobertura geográfica mais espacializada, sobre a ciclagem de nutrientes na interface atmosfera-planta-solo devem ser conduzidos com o objetivo de melhorar a compreensão das mudanças de uso e ocupação do solo bem como suas consequências nas mudanças ambientais conjugadas com as mudanças climáticas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB´SÁBER, A. **Os domínios de natureza no Brasil**. 7. ed. São Paulo: Ateliê Editorial, 2012.
- AHMADI, M. T.; ATTAROD, P.; REZA, M.; MOHADJER, M. Partitioning rainfall into throughfall , stemflow , and interception loss in an oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forest during the growing season. **Turkish Journal of Agriculture & Forestry**, v. 33, p. 557–568, 2009.
- ALBUQUERQUE, A. W.; NETO, F. L.; SRINIVASAN, V. S. Efeito do desmatamento da Caatinga sobre as perdas de solo e água de um luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 121–128, 2001.
- ALMEIDA, C. L.; OLIVEIRA, J. G. B.; ARAÚJO, J. C. Impacto da recuperação de área degradada sobre as respostas hidrológicas e sedimentológicas em ambiente semiárido Hydrological and sedimentological impact of the restoration of a degraded area in a semiarid environment. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 1, n. 1, p. 39–50, 2012.
- ARAÚJO, T. G. **Deposição atmosférica total de nitrogênio e íons maiores no trecho inferior do rio Cachoeira, sul da Bahia – Brasil**. 2010. 75 p. Dissertação (mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais). Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2011.
- ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; ROCHA, P. A. B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha - São Paulo. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 257–262, 2003.
- ASHAGRIE, Y.; ZECH, W. Water and nutrient inputs in rainfall into natural and managed forest ecosystems in south-eastern highlands of Ethiopia. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 10, n. 2, p. 169–182, 2011.
- AUSTIN, A. T.; YAHDJIAN, L.; STARK, J. M.; BELNAP, J.; PORPORATO, A.; NORTON, U.; RAVETTA, D. A.; SCHAEFFER, S. M. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. **Oecologia**, v. 141, n. 2, p. 221–235, out. 2004.
- BERNER, E. K.; BERNER, R. A. **Global environment: water, air, and geochemical cycles**. 2. ed. Princeton: Princeton University Press, 2012. ISBN(9780691136783).
- BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T. F.; MARTINELLI, L. A. Relative influence of natural watershed properties and human disturbance on stream solute concentrations in the southwestern Brazilian Amazon basin. **Water Resources Research**, v. 38, n. 8, p. 25–1 – 25–16, 2002.

BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L. A. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. **Biogeochemistry**, v. 68, n. 2, p. 227–257, 2004.

BONILLA, A. L. C. **Balço de nitrogênio em microbacias pareadas (floresta vs . pastagem) no estado de Rondônia**. 2005. 65 p. Dissertação (mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, Piracicaba, SP, 2005.

CALDATO, S. L. **Ciclagem biogeoquímica dos nutrientes em uma plantação de Pinus taeda L . no nordeste Argentino**. 2011. 106 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2011.

CARLYLE-MOSES, D. Throughfall, stemflow, and canopy interception loss fluxes in a semi-arid Sierra Madre Oriental matorral community. **Journal of Arid Environments**, v. 58, n. 2, p. 181–202, jul. 2004.

CARVALHO, J. O. Environment and Population in the Semiarid Northeast. In: HOGAN, D. J.; BERQUÓ, E.; COSTA, H. S. M. (Eds.). **Population and environment in Brazil: Rio+10**. Campinas: National Population and Development Commission of Brazil - CNPD, Brazilian Association of Population Studies - ABEP, Population Studies Center - NEPO/UNICAMP, 2002. p. 77–124.

CHAFFE, P. L. B.; KOBIYAMA, M.; YAMASHIKI, Y.; TAKARA, K. Is Interception Information Important for Rainfall-Runoff Modeling ? **Hydraulic Engineering**, v. 54, p. 73–78, 2010.

CHUYONG, G. B.; NEWBERY, D. M.; SONGWE, N. C. Rainfall input, throughfall and stemflow of nutrients in a central African rain forest dominated by ectomycorrhizal trees. **Biogeochemistry**, v. 67, n. 1, p. 73–91, 2004.

COBLE, A. A.; HART, S. C. The significance of atmospheric nutrient inputs and canopy interception of precipitation during ecosystem development in piñon-juniper woodlands of the southwestern USA. **Journal of Arid Environments**, v. 98, p. 79–87, 2013.

CRISPIM, S. P.; FORTI, M. C.; ALCAIDE, R. L. M. **Treinamento técnico para a utilização da técnica de cromatografia a líquido para análise de cátions e ânions em extrato aquoso de particulado atmosférico**. São José dos Campos-SP: INPE, 2014. 32 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2014/01.20.17.07-RPQ). Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3FK2HU8>>. Acesso em: 07 jun. 2016.

CUARTAS PINEDA, L. A. **Estudo observacional e de modelagem hidrológica de uma microbacia em floresta não perturbada na Amazônia Central**. 2008. 236 p. (INPE-15317-TDI/1361). Tese (Doutorado em Meteorologia). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP, 2008. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGPBW/32HCQ62>>. Acesso em: 07 jun. 2016.

- CUARTAS, L. A.; TOMASELLA, J.; NOBRE, A. D.; HODNETT, M. G.; WATERLOO, M. J.; MÚNERA, J. C. Interception water-partitioning dynamics for a pristine rainforest in Central Amazonia: Marked differences between normal and dry years. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 145, n. 1-2, p. 69–83, 2007.
- CUNHA, A. P. M.; ALVALÁ, R. C.; NOBRE, C. A.; CARVALHO, M. A. Monitoring vegetative drought dynamics in the Brazilian semiarid region. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 214-215, p. 494–505, 2015.
- DEANS, J. D.; EDMUNDS, W. M.; LINDLEY, D. K.; GAYE, C. B.; DREYFUS, B.; NIZINSKI, J. J.; NEYRA, M.; INGLEBY, K.; MUNRO, R. C. Nitrogen in interstitial waters in the Sahel; Natural Baseline, Pollutant or Resource? **Plant and Soil**, v. 271, n. 1-2, p. 47–62, 2005.
- DUNKERLEY, D. L. Intra-storm evaporation as a component of canopy interception loss in dryland shrubs: observations from Fowlers Gap, Australia. **Hydrological Processes**, v. 22, p. 1985–1995, 2008.
- EDWARDS, P. J. Studies of Mineral Cycling in a Montane Rain Forest in New Guinea : V . Rates of Cycling in Throughfall and Litter Fall. **Journal of Ecology**, v. 70, p. 807–827, 1982.
- ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. New York: CRC Press LLC, 2003. 534 p. ISBN(0849312582).
- FAVREAU, G.; CAPPELAERE, B.; MASSUEL, S.; LEBLANC, M.; BOUCHER, M.; BOULAIN, N.; LEDUC, C. Land clearing, climate variability, and water resources increase in semiarid southwest Niger: A review. **Water Resources Research**, v. 45, p. W00A16, 2009.
- FAVREAU, G.; LEDUC, C.; SEIDEL, J.-L. Land clearance and nitrate-rich groundwater in a Sahelian aquifer , Niger. **Hydrology of the Mediterranean and Semiarid Regions**, n. 278, p. 163–167, 2003.
- FERNÍCOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. **Revista Saúde Pública**, n. 15, p. 242–248, 1981.
- FERREIRA, E. P.; FERREIRA, J. T. P.; PANTALEÃO, F. S.; FERREIRA, Y. P. Desafios para a gestão da bacia hidrográfica do rio Mundaú - diagnóstico ambiental de trechos da bacia localizada no estado de Alagoas. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia**, v. 8, n. 14, p. 1123–1134, 2012.
- FORTI, M. C.; BICUDO, D. C.; BOUROTTE, C.; CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S. Rainfall and throughfall chemistry in the Atlantic Forest: a comparison between urban and natural areas (São Paulo State , Brazil). **Hydrology and Earth System sciences**, v. 9, n. 6, p. 570–585, 2005.
- FORTI, M. C.; BOULET, R.; MELFI, A. J.; NEAL, C. Hydrogeochemistry of a small

catchment in northeastern amazonia: a comparison between natural with deforested parts of the catchment (serra do navio, amapá state, brazil). **Water, Air, & Soil Pollution**, n. 118, p. 263–279, 2000a.

FORTI, M. C.; MELFI, A. J.; ASTOLFO, R.; FOSTIER, A.-H. Rainfall chemistry composition in two ecosystems in the northeastern Brazilian Amazon (Amapá State). **Journal of Geophysical Research**, v. 105, n. 23, p. 28895–28905, 2000b.

FORTI, M. C.; MENEGHETTI, C. D. **Relatório de participação no programa internacional de intercalibração de laboratórios (WMO-GAW) ano 2014 - lis50 e lis51. Determinação de cátions e aniões maiores e pH em água de chuva artificial.** São José dos Campos-SP: INPE, 2015. 39 p. (sid.inpe.br/mtc-m21b/2015/07.01.19.22-RPQ). Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3JPMAB8>>. Acesso em: 07 jun. 2016.

FRACETTO, F. J. C.; FRACETTO, G. G. M.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J.; NETO, M. S. Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1545–1552, 2012.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S. P.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C. C.; GREEN, P. A.; HOLLAND, E. A.; KARL, D. M.; MICHAELS, A. F.; PORTER, J. H.; TOWNSEND, A. R.; VÖRÖSMARTY, C. J. Nitrogen cycles: past, present and future. **Biogeochemistry**, v. 70, n. 2, p. 153–226, 2004.

GALY-LACAUX, C.; DELON, C. Nitrogen emission and deposition budget in West and Central Africa. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 12, p. 125002, 2014.

GALY-LACAUX, C.; LAOUALI, D.; DESCROIX, L.; GOBRON, N.; LIOUSSE, C. Long term precipitation chemistry and wet deposition in a remote dry savanna site in Africa (Niger). **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, v. 8, p. 5761–5812, 2009.

GALY-LACAUX, C.; MODI, A. I. Precipitation chemistry in the Sahelian savanna of Niger, Africa. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 30, p. 319–343, 1998.

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: Undisturbed forest to pasture. **Journal of Hydrology**, v. 380, n. 3-4, p. 473–480, 2010.

GERMER, S.; WERTHER, L.; ELSENBEER, H. Have we underestimated stemflow? Lessons from an open tropical rainforest. **Journal of Hydrology**, v. 395, n. 3-4, p. 169–179, 2010.

GERMER, S.; ZIMMERMANN, A.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H. Disproportionate single-species contribution to canopy-soil nutrient flux in an Amazonian rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 267, p. 40–49, 2012.

GIGLIO, J. N.; KOBIYAMA, M. Interceptação da Chuva : Uma revisão com ênfase no monitoramento em florestas Brasileiras. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, p. 297–317, 2013.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S. M.; GAVA, C. A. Carbono no Sistema Solo-Planta no Semiárido Brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, p. 1233–1253, 2011.

GONDIM, P. S. D. S.; LIMA, J. R. D. S.; ANTONINO, A. C. D.; HAMMECKER, C.; SILVA, R. A. B.; GOMES, C. A. Environmental control on water vapour and energy exchanges over grasslands in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 3–8, 2015.

HENRIQUES, R. V. D. H. **Aporte atmosférico de nitrogênio inorgânico e orgânico nas proximidades de Maceió (AL) - potencial impacto da atividade canavieira**. 2009. 80 p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental). Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 2009.

HOBBS, P. V. Cloud and precipitation chemistry. In: JACOB, D. J. (Ed.). **Introduction to Atmospheric Chemistry**. 2. ed. UK: Cambridge University Press, 2000. p. 111–137.

HOFHANSL, F.; WANEK, W.; DRAGE, S.; HUBER, W.; WEISSENHOFER, A.; RICHTER, A. Controls of hydrochemical fluxes via stemflow in tropical lowland rainforests: Effects of meteorology and vegetation characteristics. **Journal of Hydrology**, v. 452-453, p. 247–258, 2012.

HONDA, E. A. **Repartição da água da chuva sob o dossel e umidade do solo no gradiente fisionômico da vegetação do Cerrado**. 2013. 145 p. Tese (doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

HUANG, J.; JI, M.; XIE, Y.; WANG, S.; HE, Y.; RAN, J. Global semi-arid climate change over last 60 years. **Climate Dynamics**, v. 46, n. 3, p. 1131–1150, 2015.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa - BDMEP**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 20 maio. 2015.

IZIDIO, N. S. DE C.; PALÁCIO, H. A.Q.; ANDRADE, E. M.; ARAUJO NETO, J. R.; BATISTA, A. A. Interceptação da chuva pela vegetação da caatinga em microbacia no semiárido cearense. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 7, n. 1, p. 44–52, 2013.

JORDAN, C.; GOLLEY, F.; HALL, J.; HALL, J. Nutrient scavenging of rainfall by the canopy of an Amazonian rain forest. **Biotropica**, v. 12, n. 1, p. 61–66, 1980.

KEENE, W. C.; KHALIL, M. A. K.; ERICKSON III, J. D.; MCCULLOCH, A.; GRAEDEL, T. E.; LOBERT, J. M.; AUCOTT, M. L.; GONG, S. L.; HARPER, D. B.; KLEIMAN, G.; MIDGLEY, P.; MOORE, R. M.; SEUZARET, C.; STURGES, W. T.;

BENKOVITZ, C. M.; KOROPALOV, V.; BARRIE, L. A.; LI, Y. F. Composite global emission of reactive chlorine from anthropogenic and natural sources: Reactive Chlorine Emissions Inventory. **Journal of geophysical research**, v. 104, n. D7, p. 8429–8440, 1999.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. D. C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO, J. P.; MOREIRA, M. Z.; GOMES, B. M.; BOLSON, M. A.; GOUVEIA NETO, S.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A. K.; RICHEY, J. E. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d' água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 197–205, 2005.

LAOUALI, D.; GALY-LACAU, C.; DIOP, B.; DELON, C.; ORANGE, D.; LACAU, J. P.; AKPO, A.; LAVENU, F.; GARDRAT, E.; CASTERA, P. Long term monitoring of the chemical composition of precipitation and wet deposition fluxes over three Sahelian savannas. **Atmospheric Environment**, v. 50, p. 314–327, 2012.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos, SP: Tradução: Carlos Henrique B. A. Prado. Rima, 2000. 351 p.

LEITE, N. K. **Fluxo de nutrientes em um fragmento de mata ciliar no estado de Rondônia, Brasil**. 2011. 136 p. Tese (de Doutorado). Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo, 2011.

LEVIA, D. F.; FROST, E. E. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. **Journal of Hydrology**, v. 274, n. 1-4, p. 1–29, 2003.

LI, X. Y.; LIU, L. Y.; GAO, S. Y.; MA, Y. J.; YANG, Z. P. Stemflow in three shrubs and its effect on soil water enhancement in semiarid loess region of China. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 148, n. 10, p. 1501–1507, 2008.

LI, X.-Y. Hydrology and Biogeochemistry of Semiarid and Arid Regions. In: DELPHIS F. LEVIA; DARRYL, CARLYLE; TADASHI, T. (Ed.). **Forest hydrology and biogeochemistry: synthesis of past research and future directions**. Netherlands: Springer, 2011. p. 285–299.

LIMA, C. A.; PALÁCIO, H. A. D. Q.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; BRASIL, P. P. Characteristics of rainfall and erosion under natural conditions of land use in semiarid regions. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 11, p. 1222–1229, 2013.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2<sup>a</sup> ed. Piracicaba, SP: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Departamento de Ciências Florestais, 2008. 253 p.

LIU, W.; FOX, J. E. D.; XU, Z. Nutrient fluxes in bulk precipitation, throughfall and

stemflow in montane subtropical moist forest on Ailao Mountains in Yunnan, southwest China. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 04, p. 527–548, 2002.

LLORENS, P.; DOMINGO, F. Rainfall partitioning by vegetation under Mediterranean conditions. A review of studies in Europe. **Journal of Hydrology**, v. 335, n. 1-2, p. 37–54, 2007.

LOHSE, K. A.; BROOKS, P. D.; MCINTOSH, J. C.; MEIXNER, T.; HUXMAN, T. E. Interactions Between Biogeochemistry and Hydrologic Systems. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 34, n. 1, p. 65–96, 2009.

LOIK, M. E.; BRESHEARS, D. D.; LAUENROTH, W. K.; BELNAP, J. A multi-scale perspective of water pulses in dryland ecosystems: climatology and ecohydrology of the western USA. **Oecologia**, v. 141, n. 2, p. 269–81, 2004.

LOPES, M. I. M. S. **Fluxo de água , balanço químico e alterações no solo da Floresta Atlântica atingida pela poluição aérea de Cubatão , SP, Brasil**. 2001. 188 p. Tese (de Doutorado). Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, 2001.

LOVE, D.; UHLENBROOK, S.; CORZO-PEREZ, G.; TWOMLOW, S.; VAN DER ZAAG, P. Rainfall–interception–evaporation–runoff relationships in a semi-arid catchment, northern Limpopo basin, Zimbabwe. **Hydrological Sciences Journal**, v. 55, n. 5, p. 687–703, 2010.

LUDWIG, J. A.; WILCOX, B. P.; BRESHEARS, D. D.; TONGWAY, D. J.; IMESON, A. C. Vegetation patches and runoff – erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. **Ecology**, v. 86, n. 2, p. 288–297, 2002.

MAGID, J.; CHRISTENSEN, N. Soil solution sampled with and without tension in arable and heathland soils. **Soil Science Society of America Journal AMERICAN**, v. 57, p. 1463–1469, 1993.

MALAVOLTA, E. **Elementos da nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251 p. ISBN(8531800196).

MARENGO, J. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. **Parcerias Estratégicas**, v. 13, n. 27, p. 149–176, 2008.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R.; RODRIGUEZ, D. A.; CAMARGO, H.; RIVEROS, M. P.; PABLÓ, A. D. Two contrasting severe seasonal extremes in tropical South America in 2012: Flood in Amazonia and drought in Northeast Brazil. **Journal of Climate**, v. 26, p. 9137–9154, 2013.

MARENGO, J. A.; CHOU, S. C.; KAY, G.; ALVES, L. M.; PESQUERO, J. F.; SOARES, W. R.; SANTOS, D. C.; LYRA, A. A.; SUEIRO, G.; BETTS, R.; CHAGAS, D. J.; GOMES, J. L.; BUSTAMANTE, J. F.; TAVARES, P. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São

Francisco and the Paraná River basins. **Climate Dynamics**, v. 38, n. 9-10, p. 1829–1848, 2012.

MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C. DE; BRONSTERT, A. Interception measurements and assessment of Gash model performance for a tropical semi-arid region. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 40, n. 2, p. 165–174, 2009.

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; PÉREZ-MARIN, A M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian journal of biology**, v. 72, n. 3 Suppl, p. 643–53, ago. 2012.

MIRANDA, E. E. DE (COORD). **Brasil em relevo**. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 30 jun. 2015.

MOURA, A. E. S. S.; CORREA, M. M.; SILVA, E. R.; FERREIRA, R. L. C.; FIGUEIREDO, A. C.; POSSAS, J. M. C. Intercepção das chuvas em um fragmento de floresta da Mata Atlântica na Bacia do Prata, Recife, PE. **Revista árvore**, v. 33, n. 3, p. 461–469, 2009.

MPHEPYA, J. N.; GALY-LACAU, C.; LACAU, J. P.; HELD, G.; PIENAAR, J. J. Precipitation chemistry and wet deposition in Kruger National Park, South Africa. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 53, n. 2, p. 169–183, 2006.

MPHEPYA, J. N.; PIENAAR, J. J.; GALY-LACAU, C.; HELD, G.; TURNER, C. R. Precipitation Chemistry in Semi-Arid Areas of Southern Africa : A Case Study of a Rural and an Industrial Site. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 47, p. 1–24, 2004.

NEU, V. **O ciclo do carbono na bacia do Alto Xingú: interações entre ambientes terrestre, aquático e atmosférico**. 2009. 113 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 2009.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. C.; DIAS, H. C. T. Precipitação efetiva em fragmento secundário da mata atlântica. **Revista Árvore**, v. 29, n. 1, p. 9–15, 2005.

OYAMA, M. D. **Consequências climáticas da mudança de vegetação do nordeste brasileiro: um estudo de modelagem**. 2002. 220 p. (INPE-9898-TDI/875). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/jeferson/2003/09.01.15.24>>. Acesso em: 07 jun. 2016.

PARKER, G. G. Throughfall and stem flow in the forest nutrient cycle. **Advances in Ecological Research**, v. 13, n. 4, p. 57–133, 1983.

PAULIQUEVIS, T.; LARA, L. L.; ANTUNES, M. L.; ARTAXO, P. Aerosol and precipitation chemistry measurements in a remote site in Central Amazonia: the role of biogenic contribution. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 12, n. 11, p. 4987–5015, 7 jun. 2012.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System sciences**, v. 11, p. 1633–1644, 2007.

PEREZ-MARIN, A. M.; MENEZES, R. S. C. Ciclagem de nutrientes via precipitação pluvial total, interna e escoamento pelo tronco em sistema agroflorestal com *Gliricidia Sepium*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 32, p. 2573–2579, 2008.

PINHEIRO, E. A. R.; METSELAAR, K.; VAN LIER, Q. J.; ARAÚJO, J. C. Importance of soil-water to the Caatinga biome, Brazil. **Ecohydrology**, 2016. DOI: 10.1002/eco.1728.

RASTOGI, N.; SARIN, M. Atmospheric Abundances of Nitrogen Species in Rain and Aerosols Over a Semi-arid Region : Sources and Deposition Fluxes. **Aerosol and Air Quality Reserach**, v. 6, n. 4, p. 406–417, 2006.

RASTOGI, N.; SARIN, M. M. Chemical characteristics of individual rain events from a semi-arid region in India: Three-year study. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 3313–3323, 2005.

RODRIGUES, R. R.; MCPHADEN, M. J. Why did the 2011-2012 La Niña cause a severe drought in the Brazilian Northeast? **Geophysical Research Letters**, v. 41, n. 3, p. 1012–1018, 2014.

RUSINGA, F.; ISRAEL, S.; TREDoux, G. Effect of Vegetation Clearing on the Nitrogen Cycle and Water Resource Quality in South Africa. In: DAKORA, F.; SAMSON B. M. CHIMPHANGO; VALENTINE, A. J.; ELMERICH, C.; NEWTON, W. E. (Eds.). **Biological nitrogen fixation: towards poverty alleviation through sustainable agriculture**. [S.l.] Springer Science, 2008. p. 99–100.

SAFRIEL, U.; ADEEL, Z. Dryland Systems. In: HASSAN, R.; SCHOLE, R.; ASH, N. (Eds.). **Ecosystems and human well-being, current state and trends**. 1. ed. Washington, DC: World Resources Institute, Island Press, 2005. v. 1, p. 625–658.

SANTOS, J. C. B.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; CORRÊA, M. M.; RIBEIRO, M. R.; ALMEIDA, M. C.; BORGES, L. E. P. Caracterização de neossolos regolíticos da região semiárida do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 683–695, 2012.

SANTOS, J. C. N.; PALÁCIO, H. A. D. Q.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; ARAUJO NETO, J. R. D. Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 42, n. 3, p. 813–820, 2011a.

SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; MONTENEGRO, A. A. A. Temporal variability of soil water content under different surface conditions in the semiarid region of the Pernambuco state. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1733–1741, 2010.

SANTOS, P. S. M.; OTERO, M.; SANTOS, E. B. H.; DUARTE, A. C. Chemical

composition of rainwater at a coastal town on the southwest of Europe: what changes in 20 years? **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3548–3553, 2011b.

SATSANGI, G. S.; LAKHANI, A.; KHARE, P.; SINGH, S. P.; KUMARI, K. M.; SRIVASTAVA, S. S. Composition of rain water at a semi-arid rural site in India. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 21, p. 3783–3793, 1998.

SHINZATO, E. T.; TONELLO, K. C.; GASPAROTO, E. A. G.; VALENTE, R. O. A. Escoamento pelo tronco em diferentes povoamentos florestais na Floresta Nacional de Ipanema em Iperó, Brasil Stemflow in different forest fragments of Ipanema National Forest in Iperó, Brazil. **Scientia Forestalis**, v. 39, n. 92, p. 395–402, 2011.

SILVA, V. D. P. R.; PEREIRA, E. R. R.; ALMEIDA, R. S. R. Estudo da variabilidade anual e intra-anual da precipitação na região nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 27, n. 2, p. 163–172, 2012.

SMETHURST, P. J. Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: A review. **Forest Ecology and Management**, v. 138, n. 1-3, p. 397–411, 2000.

SOUZA, P. A.; MELLO, W. Z.; MALDONADO, J.; EVANGELISTA, H. Composição química da chuva e aporte atmosférico na Ilha Grande, RJ. **Química nova**, v. 29, n. 3, p. 471–476, 2006.

SOUZA, S. S. **Impactos climáticos regionais da mudança de vegetação no semi-árido do nordeste brasileiro**. 2006. 209 p. (INPE-14432-TDI/1131). Tese (de Doutorado em Meteorologia). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2006. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/MTC-m13@80/2006/06.12.13.47>>. Acesso em: 19 jul. 2016.

STADLER, S. **Investigation of natural processes leading to nitrate enrichment in aquifers of semi-arid regions**. 2005. 238 p. PhD Thesis. Department of Applied Geology, Karlsruhe University, Germany, 2005.

TIWARI, S.; CHATE, D. M.; BISHT, D. S.; SRIVASTAVA, M. K.; PADMANABHAMURTY, B. Rainwater chemistry in the North Western Himalayan Region, India. **Atmospheric Research**, v. 104-105, p. 128–138, 2012.

TOBÓN, C.; SEVINK, J.; VERSTRATEN, J. M. Solute fluxes in throughfall and stemflow in four forest ecosystems in northwest Amazonia. **Biogeochemistry**, v. 70, n. 1, p. 1–25, 2004.

UNCCD - UNITED NATIONS CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION. **United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) regions: Africa**. Addressing desertification, land degradation and drought in Africa. Disponível em: <<http://www.unccd.int/en/regional-access/Africa/Pages/alltext.aspx>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

VET, R.; ARTZ, R. S.; CAROU, S.; SHAW, M.; RO, C. U.; AAS, W.; BAKER, A.;

BOWERSOX, V. C.; DENTENER, F.; GALY-LACAUX, C.; HOU, A.; PIENAAR, J. J.; GILLET, R.; FORTI, M. C.; GROMOV, S.; HARA, H.; KHODZHER, T.; MAHOWALD, N. M.; NICKOVIC, S.; RAO, P. S. P.; REID, N. W. A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus. **Atmospheric Environment**, v. 93, p. 3–100, 2014.

VITOUSEK, P. M. Clear-cutting and the nitrogen cycle. In: CLARK, F. E.; ROSSWALL, T. (Eds.). **Terrestrial nitrogen cycles, processes, ecosystem, strategies and management impacts** - ecological bulletins no 33. Stockholm: Swedish Natural Science Research Council, 1981. p. 631–642.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Technical Report: Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. **Source: Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 737–750, 1997.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION - GLOBAL ATMOSPHERE WATCH (WMO/GAW). **Manual for the GAW precipitation chemistry programme: guidelines, data quality objectives and standard operating procedures N° 160**. Geneva, Switzerland. 2004.

XIAO, H.-W.; XIAO, H.-Y.; LONG, A.-M.; WANG, Y.-L.; LIU, C.-Q. Chemical composition and source apportionment of rainwater at Guiyang, SW China. **Journal of Atmospheric Chemistry**, v. 70, n. 3, p. 269–281, 2013.

YDOYAGA, D. F.; LIRA, M. D. A.; SANTOS, M. V. F. DOS; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; SILVA, M. DA C.; SANTOS, V. F. DOS; FERNANDES, A. DE P. M. Métodos de recuperação de pastagens de *Brachiaria decumbens* Stapf. no agreste pernambucano. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n.3, 2006.