



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

FELIPE ALCANTARA DE ALBUQUERQUE

**AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS HIDROCLIMÁTICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS
DE PERNAMBUCO.**

Recife

2017

FELIPE ALCANTARA DE ALBUQUERQUE

**AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS HIDROCLIMÁTICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS
DE PERNAMBUCO.**

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor. Área de concentração, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Suzana Maria Gico Lima Montenegro

Coorientador: Bernardo Barbosa da Silva

2017

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz, CRB-4 / 2222

- A345a Albuquerque, Felipe Alcantara de.
Avaliação de serviços hidroclimáticos em bacias hidrográficas de Pernambuco / Felipe Alcantara de Albuquerque – Recife, 2017.
191 f.: fig., quads., tabs., abrev. e siglas, símbolos.
- Orientadora: Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro.
Coorientador: Prof. Dr. Bernardo Barbosa da Silva.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2017.
Inclui referências e anexos.
1. Engenharia Civil. 2. Sensoriamento remoto. 3. Geoprocessamento. 4. Uso do solo. 5. Vazão. 6. Qualidade da água. 7. Serviços ambientais. I. Montenegro, Suzana Maria Gico Lima (Orientadora). II. Silva, Bernardo Barbosa da (Coorientador). III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG / 2020-249

FELIPE ALCANTARA DE ALBUQUERQUE

**AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS HIDROCLIMÁTICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS
DE PERNAMBUCO.**

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor. Área de concentração, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Trabalho aprovado. Recife, 19 de dezembro de 2017:

Suzana Maria Gico Lima Montenegro
Orientador

Renata M. Caminha Mendes de Oliveira
Carvalho - IFPE
Avaliador Externo

Leidjane M. Maciel de Oliveira - UFPE
Avaliador Externo

Maria do Carmo Sobral - UFPE
Avaliador Interno

Alfredo Ribeiro Neto – UFPE
Avaliador Interno

Recife

2017

Dedico primeiramente esta tese à minha filha Luíza, pois não há motivação maior para preservar a vida se não o possível fato de persistir sobre do tempo através do amor. Essa é a verdadeira possibilidade da vida eterna, assim, que essas palavras perdurem para a minha posteridade. Como em outros momentos, dedico também à minha família, que perseverou sobre a própria existência no tempo, sobrevivendo à incansável perseguição ao povo Judeu. Aqui chegamos sem nada e com muito trabalho somos donos de nosso próprio chão e destino, construindo um futuro para todos e não só alguns.

AGRADECIMENTOS

Começo meus agradecimentos com uma frase título, escrita por minha avó Emília Alcântara, partilhada por gerações na minha família, documentada em poesia, mas não publicada. “Homem algum é uma ilha” é o título do texto. Eis que de fato nunca estamos sós, não somos indivíduos saudáveis perante a solidão. A construção do “eu” precisa de referências parentais e sociais. De um trabalho científico até o exercício do papel social influenciemos e somos influenciados. Precisamos de um ambiente de inserção, com participantes efetivos e figurantes. Somos parte de um todo e o todo de uma parte, somos o fim ou o início, mas sobre todos os aspectos nunca estamos só. Estamos impregnados pela existência humana, e eu agradeço por isso. Agradeço a todos que me construíram aos moldes que me apresento, agradeço aos que me facilitaram e aos que me dificultaram o caminho aparente. Obrigado. Obrigado a Deus por ser onipresente e por agir de formas misteriosas. Obrigado aos mistérios da vida por manter a gana pelo conhecimento. Obrigado! Obrigado família, a Luíza minha filha linda e aos demais queridos. Obrigado especialmente a minha avó Emília que sempre me fez parecer grande perante ao mundo por mais pequeno que eu fosse. Agradeço a todos os amigos do Grupo de Recursos Hídricos (GRH) da UFPE, sintam-se abraçados e prestigiados por este momento que me é particular. Obrigado a Eduardo Cabral, Ana Cláudia Villar, Victor Coelho, Rochele Vasconcelos, Larissa Batista, José Guimarães, Yure dos Santos, Leidjane Maciel, Dayana Andrade, Tatiane Veras, Albert Einstein de Moura, Tássia dos Anjos e todos os outros que me foram contemporâneos. Obrigado principalmente à professora Suzana Montenegro, ao professor Bernardo Barbosa e aos demais professores que contribuíram para a minha formação. Agradeço aos amigos do IFPE pela compreensão e apoio. Obrigado a todos que compartilharam desta louca jornada! Agradeço eu Centro de Estudos Ambientais do Nordeste por apostar nesta parceria científica tão importante.

RESUMO

Os serviços ambientais são traduzidos como processos que podem ser responsáveis por satisfazer as necessidades essenciais da sociedade, seja pela oferta direta de produtos naturais ou pela manutenção de sistemas naturais de suporte, por isso, este documento procura ofertar algumas experiências da prática na avaliação e quantificação a partir de estudos dirigidos para alguns dos serviços ambientais hidroclimáticos. Objetivou-se avaliar tais serviços ambientais hidroclimáticos nas superfícies das bacias hidrográficas pernambucanas aonde se desenvolvem atividades agrícolas, múltiplos usos ou ainda caracterizam-se como zonas de estresse hídrico. Para tal, utilizou-se técnicas de sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica e geoprocessamento interligados a modelos hidrológicos e climáticos, como os algoritmos SEBAL e METRIC. Com R^2 superiores a 54% de significância, variando até 78% para a bacia do GL1, a temperatura pôde ser relacionada à cobertura florestal, mesmo em escala regional. A temperatura média das quadrículas variou para menos, entre 0,4 - 0,8 graus a cada 100 hectares de cobertura florestal, dependendo da quantidade de solo exposto da sub bacia em questão. Precipitação efetiva na sub bacia GL1, considerando o mosaico atual de uso do solo e os estádios de saturação do solo, variou até 42% e na bacia do Una foi de até 60,2%. O escoamento variou em afluência e em relação ao percentual de cobertura. A reserva vegetal da bacia GL1 atuou fortemente para diminuir os valores médios de escoamento do mosaico. Na mesma região, só que na microbacia do Prata houve grandes discrepâncias na qualidade das águas dos reservatórios de abastecimento analisados, principalmente relacionados à turbidez e parâmetros biológicos. O valor máximo de turbidez encontrado para bacia do Prata foi de 0,5 uT, enquanto que para o Tapacurá o máximo foi de 121,2 uT. A variedade de cobertura ainda permitiu observar uma variação de até 4° C entre os diferentes tipos de alvos de superfície da zona da mata Pernambucana. Para o sertão além da temperatura foi possível mapear a evapotranspiração regional, permitindo utilizar tais dados para diagnosticar o fluxo do recurso em regiões de considerável escassez. Mapeou-se valores máximos de evapotranspiração real de até 11,04 mm/dia nessas regiões. Métodos inicialmente realizados em território Pernambucano, mas replicável para outros limites paisagísticos, devem subsidiar por fim, a tomada de decisão e a adequação das políticas públicas relacionadas à qualidade e quantidade da água das bacias, já que estas podem ser influenciadas pelo clima, cobertura vegetal, topografia, tipo e o uso do solo. Os modelos aqui abordados, permitiram não só observar que áreas com maior cobertura natural ajudaram a regularizar serviços essenciais, mas também se mostraram como eficientes ferramentas de quantificação e avaliação dos mesmos.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto. Geoprocessamento. Uso do solo. Vazão. Qualidade da água. Serviços ambientais.

ABSTRACT

Environmental services can be translated as some process responsible for offer the essential needs of society, either by the direct supply of natural products or by the maintenance of natural support systems, therefore, this document seeks to offer some experiences of the practice in the evaluation and quantification from studies directed for some of the hydroclimatic environmental services. The objective was to evaluate such hydroclimatic environmental services in the Pernambuco river basins where agricultural activities are developed, multiple land uses or areas of water stress. For this, was used remote sensing, geographic information systems and geoprocessing techniques interconnected to hydrological and climatic models, such as the SEBAL and METRIC algorithms. With R^2 greater than 54 % significance, ranging up to 78 % for the GL1 basin, the temperature could be related to forest cover, even on a regional scale. The average temperature from the quadriculate boxes was ranged below 0,4-0,8 degrees for every 100 hectare of forest cover, depending on the amount of soil exposed in the sub basin in question. The effective precipitation (run-off) in the sub basin GL1, considering the current mosaic of land use and soil saturation stages ranged up to 42 % and in the Una basin was up to 60,2 %. The flow varied in affluence and in relation to the coverage percentage. The vegetation cover of the GL1 basin acted strongly to decrease the average values the mosaic flow. In the same region, but in the Prata basin, there were large discrepancies in the water quality of the supply reservoirs analysed, mainly related to turbidity and biological parameters. The maximum turbidity value found for the Prata basin was 0,5 uT, while for Tapacura the maximum was 121,2 uT. The variety of cover still allowed to observe a variation of up to 4° C between the different types of surface targets in Pernambuco's forest area. For the country (semiarid area) beyond the temperature it was possible to map the regional evapotranspiration, allowing to use such data to diagnose the flow of the water resource in regions of considerable shortage. Maximum evapotranspiration values up to 11,04 mm/day were mapped in these regions. Methods that were initially carried out in Pernambuco, but replicable to other landscape boundaries, should ultimately subsidize decision making and the adequacy of public policies related to the quality and quantity of water in the basins, since these can be influenced by the climate, vegetation cover , topography, type and land use. The models discussed here allowed not only to observe that areas with greater natural coverage helped to regularize essential services, but also proved to be efficient tools for quantification and assessment of the same.

Keywords: Remote sensing. Geoprocessing. Land use. Water quality. Run-off. Environmental services.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização da porção ao norte do do rio São Francisco da cobertura original da Mata Atlântica. Fonte: SILVA et al., 2013	29
Figura 2 – Localização do Parque estadual de Dois Irmãos. Fonte: Silva et al., 2013	31
Figura 3 – Localização da bacia hidrográfica do rio Pajeú.	34
Figura 4 – Ciclo da água e sua importância na manutenção da produção hídrica	35
Figura 5 – Fluxos eco-hidrológicos e serviços ecossistêmicos em uma bacia hidrográfica. Lado esquerdo: diagrama conceitual destacando três fluxos principais (precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial). Lado direito: quadro de serviços hidrológicos que mostra como os fluxos eco-hidrológicos afetam a forma como as pessoas podem usar a água. Adaptado de TAFFARELLO et al., 2017.	37
Figura 6 – Localização da microbacia do richo Prata.	45
Figura 7 – Localização da microbacia do rio Tapacurá.	46
Figura 8 – Base metodológica para realização dos estudos fisiográficos.	47
Figura 9 – Limites da área de modelagem na bacia do rio Pajeú, formada pela união do grupo de microbacias da ANA (Ottobacias), correspondente a região centro sul.	48
Figura 10 – Mosaico da bacia hidrográfica do rio Pajeú.	49
Figura 11 – Plataforma de coleta de dados da Squitter ambiental, modelo completo S1000.	55
Figura 12 – Mapa demonstrativo da distribuição do grid quadricular amostral utilizado nas análises estatísticas das bacias hidrográficas estudadas.	64
Figura 13 – Estrutura metodológica para amostragem de dados ambientais provenientes dos produtos do geoprocessamento e sensoriamento remoto da bacia hidrográfica estudada, Pajeú.	65
Figura 14 – Da esquerda para direita observamos a Hipsometria e o Modelo Numérico de Terreno da bacia do Prata.	71
Figura 15 – Mapa de declividade da microbacia do Prata, em definição das faixas de acentuação da inclinação do terreno.	72
Figura 16 – Representação da distribuição da cobertura superficial classificada para as quatro bacias estudadas.	73
Figura 17 – Evolução temporal e espacial do uso e ocupação do solo na região do Parque Estadual de Dois Irmãos. Em ordem, A (1974), B (1997) e C (2009).	75
Figura 18 – Imagem do uso do solo da bacia do Tapacurá com base na Imagem do satélite LandSat 5 TM de 2007.	77

Figura 19 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na bacia GL1 dos pequenos rios litorâneos. O modelo de precipitação efetiva utilizado foi o SCS, desenvolvido por Ven Te Chow, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.	78
Figura 20 – Proporção da precipitação efetiva na bacia GL1 considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.	79
Figura 21 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo.	79
Figura 22 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na bacia do Sirigi. O modelo de precipitação efetiva utilizado considerou os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.	80
Figura 23 – Proporção da precipitação efetiva na bacia do Sirigi, considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.	81
Figura 24 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo na bacia do Sirigi.	81
Figura 25 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na sub bacia do Sirinhaêm. O modelo de precipitação efetiva utilizado considerou os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.	82
Figura 26 – Proporção da precipitação efetiva na sub bacia do Sirinhaêm, considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.	83
Figura 27 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo na sub bacia do Sirinhaêm.	83
Figura 28 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na sub bacia do Una. O modelo de precipitação efetiva utilizado considerou os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.	84
Figura 29 – Proporção da precipitação efetiva na sub bacia do Una, considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.	85

Figura 30 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo na sub bacia do Una.	85
Figura 31 – Infiltração estimada para a sub bacia do GL1, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.	86
Figura 32 – Infiltração estimada para a bacia do Sirigi, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.	87
Figura 33 – Infiltração estimada para a sub bacia do Sirinhaêm, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.	87
Figura 34 – Infiltração estimada para a sub bacia do Una, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.	88
Figura 35 – Carta qualitativa evidenciando a distribuição da precipitação efetiva de acordo com as características do modelo SCS, considerando as imagens Rapideye, a classificação supervisionada e os limites das sub bacias e microbacias do grupo de Ottobacias da Agencia Nacional de Águas.	91
Figura 36 – Variação do escoamento superficial da bacia do Prata de 1974 a 2009 considerando 16 eventos de chuva da precipitação acumulada entre 2011 e 2012.	92
Figura 37 – Ganho real em porcentagem sobre o escoamento superficial entre 1974 e 2009 considerando 16 dos eventos de chuva da precipitação acumulada entre 2011 e 2012.	92
Figura 38 – Gráfico de resposta chuva – vazão para o escoamento superficial dos diversos tipos de uso do solo analisados em 2009, na bacia do prata, para os 21 maiores eventos acumulados diários de precipitação entre 2011 e 2012.	93
Figura 39 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na sub bacia GL1.	99
Figura 40 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na bacia do Sirigi.	100
Figura 41 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na bacia do Pirapama.	100
Figura 42 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na sub bacia do Sirinhaêm.	101
Figura 43 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na sub bacia do Una.	102

Figura 44 – Mapas de temperatura de superfície das cinco bacias estudadas na Zona da Mata Pernambucana, com base em imagem Landsat 5 TM da orbita 214 pontos 65 e 66, na data 29/08/2007.	103
Figura 45 – Mapa integrado de temperatura de superfície para imagens Landsat 5 TM da orbita 214 pontos 65 e 66, na data 29/08/2007.	104
Figura 46 – Testes de Regressão linear entre a temperatura de superfície e a área de cobertura vegetal densa. Na figura observa-se a regressão para as variáveis GL1, Sirigi e Pirapama.	106
Figura 47 – Testes de Regressão linear entre a temperatura de superfície e a área de cobertura vegetal densa. Na figura observa-se a regressão para as variáveis Sirinhaêm e Una.	107
Figura 48 – Mapa de temperatura de superfície (TST) na região centro sul da bacia hidrográfica do rio Pajeú em 20/11/2009.	112
Figura 49 – Estudo de dependência da variável TST em relação ao NDVI.	113
Figura 50 – Regressão entre as variáveis abordadas na construção do mapa de temperatura de superfície. O componente "A" se refere ao albedo de superfície, o componente "B" ao SAVI e o "C" ao IAF.	114
Figura 51 – Modelo 3d recortado da área de estudo demonstrando que a temperatura de superfície tendência a ser mais amena em áreas de maiores altitudes ou em áreas mais úmidas.	116
Figura 52 – Valores de referencia para os pixels de evapotranspiração real na superfície da bacia hidrográfica.	118
Figura 53 – Distribuição dos pixels de evapotranspiração real na superfície da bacia hidrográfica.	118
Figura 54 – Subprodutos do modelo SEBAL ajustados com a contribuição do METRIC, já com a correção dos aspectos de superfície e portanto efeitos de sombra. De cima para baixo e da esquerda para direita observa-se: NDVI, SAVI, IAF, Albedo de superfície, Temperatura de Superfície e Radiação incidente. . . .	119
Figura 55 – Produtos finais do modelo SEBAL ajustados com a contribuição do METRIC, já com a correção dos aspectos de superfície e portanto efeitos de sombra. De cima para baixo e da esquerda para direita observa-se: Evapotranspiração real, Fluxo de calor no solo, Calor sensível, Calor Latente, Fração evaporativa e Saldo Radiação.	120
Figura 56 – Gráfico duplo eixo do monitoramento da temperatura na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	126
Figura 57 – Gráfico duplo eixo do monitoramento da turbidez na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	127

Figura 58 – Gráfico duplo eixo do monitoramento dos sólidos totais dissolvidos na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	128
Figura 59 – Gráfico duplo eixo do monitoramento da condutividade elétrica na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	129
Figura 60 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do oxigênio dissolvido na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	130
Figura 61 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do pH na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	131
Figura 62 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do fósforo total na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	132
Figura 63 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do fitoplâncton na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.	133
Figura 64 – Monitoramento da presença de Escherichia coli nos reservatórios do Prata e Tapacurá.	134
Figura 65 – Distribuição de aderência para a análise de componentes principais no reservatório Tapacurá. A componente 1 é precipitação, a 2 turbidez, a 3 Condutividade, a 4 sólidos totais, a 5 pH, a 6 fósforo e a 7 OD.	136
Figura 66 – Distribuição de aderência para a análise de componentes principais no reservatório Prata. A componente 1 é precipitação, a 2 turbidez, a 3 Condutividade, a 4 sólidos totais, a 5 pH, a 6 fósforo e a 7 OD.	137
Figura 67 – Mapa hipsométrico do GL1 destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da bacia hidrográfica.	170
Figura 68 – Mapa hipsométrico do Sirigi destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.	170
Figura 69 – Mapa hipsométrico do Pirapama destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.	171
Figura 70 – Mapa hipsométrico da sub bacia do Sirinhaem, destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.	171
Figura 71 – Mapa hipsométrico da sub bacia do Una, destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.	172
Figura 72 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da sub – bacia GL1. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.	173
Figura 73 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da bacia do Sirigi. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.	173

Figura 74 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da sub - bacia do Sirinhaem. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.	174
Figura 75 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da sub - bacia do Una. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.	174
Figura 76 – Valores dos números CN da curva de run off para bacias rurais.Fonte: DNIT, 2005.	175
Figura 77 – Classificação das Cyanophytas baseada em Bicudo e Menezes(2006) e Ministérios da Saúde(2003).	176
Figura 78 – Análise de regressão Step wise realizada entre sete componentes de qualidade de água do reservatório Tapacurá.	177
Figura 79 – Análise de Componentes Principais – ACP realizada entre as componentes de qualidade no reservatório Tapacurá.	179
Figura 80 – Análise de regressão Step wise realizada entre sete componentes de qualidade de água do reservatório Prata.	180
Figura 81 – Análise de Componentes Principais – ACP realizada entre as componentes de qualidade no reservatório Prata.	182
Figura 82 – Cômputo dos índices de vegetação à superfície para o recorte de bacia hidrográfica.	183
Figura 83 – Cômputo do calor sensível, calor latente e fluxo de calor no solo para o recorte de bacia hidrográfica.	184
Figura 84 – Cômputo do saldo de radiação, fração evaporativa e evapotranspiração 24h para o recorte de bacia hidrográfica.	185
Figura 85 – Análise ANOVA para duas amostras pareadas (ETR x TST).	186
Figura 86 – Análise ANOVA para duas amostras pareadas (ETR x NDVI).	187
Figura 87 – Análise ANOVA para duas amostras pareadas (TST x NDVI).	188
Figura 88 – Análise de regressão multivariada entre as variáveis ETR, NDVI e TST. . .	189

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Base metodológica dos estudos fisiográficos.	50
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quadro dos principais fatores físicos responsáveis pelas determinantes fisiográficas das bacias destacadas.	66
Tabela 2 – Características fisiográficas da bacia do Prata.	69
Tabela 3 – Distribuição das classe de uso e ocupação do solo juntamente com suas proporções de ocupação em diferentes espaços de tempo.	74
Tabela 4 – Evolução percentual do uso e ocupação do solo no espaço e tempo para a região do Parque Estadual de Dois Irmãos.	75
Tabela 5 – Distribuição das classes de uso do solo e suas áreas representativas dentro da bacia do Tapacurá.	76
Tabela 6 – Relação de expansão e retração de área para os usos do solo na bacia do Prata.	77
Tabela 7 – Distribuição das precipitações efetivas pela subdivisão das Ottobacias (micro-bacias) da Agencia Nacional de Águas contidas nos trechos das sub bacias estudadas.	89
Tabela 8 – Precipitação efetiva média para os diferentes tempos de retorno observados para o modelo distribuído nas sub bacias de interesse.	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Climas
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
CAD	Computer Aided Design
CEPAN	Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste
ESRI	Environmental Systems Research Institute
FIDEM	Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco
GIS	Geographic Information System
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFPE	Instituto Federal de Pernambuco
METRIC	Mapping Evapotranspiration at high Resolution with Internalized Calibration
MMA	Ministério do Meio Ambiente
PEDI	Parque Estadual de Dois Irmãos
SEBAL	Surface Energy Balance Algorithm for Land
SERGEO	Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento da UFPE
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
USDA	United States Department of Agriculture

LISTA DE SÍMBOLOS

Γ	Letra grega Gamma
Λ	Letra grega Lambda
ζ	Letra grega Zeta
α	Letra grega Alpha
β	Letra grega Beta
δ	Letra grega Delta
ε	Letra grega Varepsilon
σ	Letra grega Sigma
μ	Letra grega Mu
σ	Letra grega Sigma
τ	Letra grega Tau
υ	Letra grega Upsilon
ψ	Letra grega Psi
ω	Letra grega Omega
ϕ	Letra grega Phi
θ	Letra grega Theta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	QUALIFICAÇÃO DO PROBLEMA E JUSTIFICATIVA	23
2.1	OS SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS, A SOCIEDADE E OS MEIOS PRODUTIVOS.	23
2.2	A PROBLEMÁTICA DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM PERNAMBUCO	25
2.3	POR QUE ESTUDAR OS SERVIÇOS AMBIENTAIS EM PERNAM- BUCO?	26
2.4	A HIPÓTESE DA TESE	27
2.5	OBJETIVOS	27
2.5.1	Objetivo geral	27
2.5.2	Objetivos específicos	27
3	REFERENCIAIS TEÓRICOS	28
3.1	A PAISAGEM PERNAMBUCANA	28
3.1.1	A Zona da Mata pernambucana	28
3.1.2	Áreas de interesse específico da Zona da Mata pernambucana	30
3.1.3	O semiárido pernambucano	32
3.1.3.1	Pajeú	33
3.2	A RELAÇÃO FLORESTA – ÁGUA, OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMI- COS E OS SERVIÇOS AMBIENTAIS	34
3.3	GEOTECNOLOGIAS APLICADAS AOS ESTUDOS AMBIENTAIS	37
3.4	O ESTUDO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO E O ALGORITMO SEBAL/ METRIC	38
3.5	GEOTECNOLOGIAS APLICADAS AO ESTUDO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS	41
4	MATERIAIS E MÉTODOS	45
4.1	ÁREAS DE ESTUDO	45
4.1.1	Zona da Mata	45
4.1.2	Semiárido	48
4.2	ESTUDOS FISIAGRÁFICOS	50
4.2.1	Parâmetros físicos	50
4.3	GEOPROCESSAMENTO E USO DO SOLO	51

4.4	ESCOAMENTO SUPERFICIAL	52
4.4.1	Microbacia do Prata	54
4.4.2	Sub bacias representativas da Zona da Mata pernambucana	56
4.5	MÉTODO PARA OBTENÇÃO DOS COMPONENTES PRINCIPAIS E SUB COMPONENTES DO MODELO SEBAL/METRIC	57
4.6	ESTUDO DA QUALIDADE DO RECURSO HÍDRICO	62
4.6.1	A Zona da Mata: Microbacias do Prata e Tapacurá	62
4.7	ESTUDO AMBIENTAL HIDROCLIMÁTICO	63
4.7.1	A Zona da Mata	63
4.7.2	O Semiárido	63
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	66
5.1	ESTUDOS FIOGRÁFICOS	66
5.1.1	Zona da Mata	66
5.1.2	Microbacia do Prata	69
5.2	IMAGENS E USO DO SOLO	73
5.2.1	Zona da Mata	73
5.2.2	Microbacia do Prata e Tapacurá	74
5.3	AS RELAÇÕES ENTRE O ESCOAMENTO SUPERFICIAL E OS SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS	78
5.3.1	A Zona da Mata pernambucana	78
5.3.1.1	Bacia dos Pequenos Rios Litorâneos – UP14 GL1	78
5.3.1.2	Bacia do Rio Sirigi (Região do Mascarenhas/Goiana)	80
5.3.1.3	Bacia do Rio Sirinhaem	82
5.3.1.4	bacia do Rio Una	83
5.3.1.5	Estimando a Retenção Hídrica	86
5.3.2	O modelo regional de avaliação do escoamento e serviço hídrico	88
5.3.3	Microbacia do Prata	92
5.3.4	Avaliação do modelo teste para o cenário do serviço hídrico: escoamento superficial (PEF) e o uso do solo.	95
5.4	SERVIÇO AMBIENTAL CLIMÁTICO: AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DO ALGORITMO SEBAL/ METRIC E SEUS SUBPRODUTOS PARA OS ESTUDOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS.	99
5.4.1	Análise da temperatura de superfícies na Zona da Mata pernambucana.	99
5.4.1.1	Bacia UP 14 – sub bacia GL1 (Grupo de Pequenos Rios Litorâneos)	99
5.4.1.2	Bacia do rio Sirigi (Região do Mascarenhas/Goiana)	99
5.4.1.3	Bacia do Pirapama	100
5.4.1.4	Sub bacia do Sirinhaem	101
5.4.1.5	Sub bacia do Una	101

5.4.1.6	A relação Floresta / Temperatura de Superfície na Zona da Mata pernambucana	105
5.5	ANÁLISE DA TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE, DO ALGORITMO SEBAL/METRIC E SUBPRODUTOS PARA O ESTUDO DOS SERVIÇOS HIDROCLIMÁTICOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO.	110
5.5.1	Produtos principais do algoritmo: temperatura de superfície	110
5.5.1.1	Temperatura de superfície x NDVI	112
5.5.1.2	Análise multivariada: TST x ALBEDO x NDVI x SAVI x IAF	112
5.5.1.3	TST e Altitude	113
5.5.1.4	Estatística aplicada dos componentes centrais de ajuste ao modelo SEBAL/METRIC	117
5.5.2	Avaliação dos serviços ambientais hidroclimáticos: a permanência hídrica e o conforto climático.	121
5.5.3	A temperatura de superfície para discussão da análise complexa dos geossistemas e seus serviços ambientais agregados	122
5.6	ESTUDO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS QUALITATIVOS EM RESERVATÓRIOS QUE ASSISTEM A REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE.	125
5.6.1	Estudo da qualidade do recurso hídrico nos reservatórios do Prata e Tapacurá	125
5.6.1.1	Temperatura	125
5.6.1.2	Turbidez	126
5.6.1.3	Sólidos Totais Dissolvidos	127
5.6.1.4	Condutividade Elétrica	129
5.6.1.5	Oxigênio Dissolvido	130
5.6.1.6	pH	131
5.6.1.7	Fósforo Total	131
5.6.1.8	Fitoplâncton	133
5.6.1.9	Fitoplâncton (Cianobactérias)	133
5.6.1.10	Análises de parâmetros biológicos (E. coli)	134
5.6.2	Estatística aplicada, análise de condição e o serviço ambiental	134
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	139
7	CONCLUSÕES	141
8	RECOMENDAÇÕES	143
9	REFERÊNCIAS	144

ANEXO A – ANEXO I	170
ANEXO B – ANEXO II	173
ANEXO C – ANEXO III	175
ANEXO D – ANEXO IV	176
ANEXO E – ANEXO V	177
ANEXO F – ANEXO VI	178
ANEXO G – ANEXO VII	180
ANEXO H – ANEXO VIII	181
ANEXO I – ANEXO IX	183
ANEXO J – ANEXO X	184
ANEXO K – ANEXO XI	185
ANEXO L – ANEXO XII	186
ANEXO M – ANEXO XIII	187
ANEXO N – ANEXO XIV	188
ANEXO O – ANEXO XIV	189

1 INTRODUÇÃO

No âmbito da identificação dos serviços ambientais, as técnicas de Geoprocessamento são largamente utilizadas na elaboração de diagnósticos ambientais, a exemplo dos estudos hidroclimáticos que vêm a subsidiar a gestão de bacias hidrográficas, como a identificação de áreas com maior suscetibilidade à perda de solos e erosão hídrica, ou o acompanhamento de regime de chuvas de determinado local e sua influência na fisiologia da paisagem. A capacidade de integrar diferentes tipos de dados, tais como relevo, solo e cobertura vegetal, entre outros, são de extrema importância para avaliar os componentes em sua diversidade e correlacioná-los, numa tentativa de promover uma visão integrada da questão ambiental, em todas as suas vertentes.

É inegável que o Geoprocessamento criou, para a pesquisa ambiental, uma dependência para com o processamento automático de dados, afirmam Silva e Zaidan, (2009). Salientando os avanços proporcionados pelas técnicas do Geoprocessamento, é de extrema significância a captura de mapeamentos convencionais por varredura matricial em lugar de digitalização manual, a capacidade de pesquisar sistematicamente as propriedades e relações posicionais dos eventos e entidades representados em uma base de dados georreferenciados, a ampliação exponencial das técnicas de obtenção, armazenamento e exibição de dados e o uso crescente da conexão de dados a partir do atributo essencial da localização, transformando dados em informações consistentes destinadas a subsidiar a tomada de decisão.

Similarmente, o Sistema de informações Geográficas (SIG), geotecnologia da área de Geoprocessamento, permite a realização de diversas análises complexas e integração de dados (CÂMARA e DAVIS, 2001). Com a criação de banco de dados georreferenciados, por sua vez, torna-se possível a automatização da produção de mapas e diversos produtos cartográficos. Assim, se constitui como um elemento extremamente relevante para o monitoramento ambiental devido à capacidade de coletar informações que podem ser destinadas a estudos diversificados e desempenhar análises complexas ao integrar dados de variadas fontes. No que se refere aos serviços ambientais hidroclimáticos, pode-se compreender como fatores determinantes o papel da regularidade de chuvas e a presença da cobertura vegetal, que monitorados através do Sistema de Informações Geográficas, oferecem o suporte necessário ao planejamento e gestão de recursos hídricos.

Nesse âmbito, estudos como o monitoramento climático através do saldo de radiação e balanço de energia podem representar uma ferramenta diferencial para a obtenção de subsídios expressivos na identificação dos serviços ambientais, e subsequentes intervenções para a conservação da biodiversidade. Entre as ferramentas que mais se destacam no cálculo de balanço energético, que por sua vez é a principal fonte de energia a ser repartida no aquecimento do solo, do ar e no processo de evapotranspiração, está o algoritmo SEBAL (Surface Energy Balance

Algorithm for Land), proposto por Bastiaanssen (1998), que utiliza imagens de satélite de forma efetiva e econômica, possibilitando a cobertura espacial de grandes áreas.

A aplicação do Geoprocessamento no diagnóstico ambiental é evidente em diversos trabalhos acadêmicos, dos quais pode-se exemplificar, Albuquerque (2010) e Souza (2014), onde, no primeiro foi possível conhecer o comportamento hidrológico quantitativo e qualitativo de microbacias em condições diferenciadas de uso do solo na zona da mata de Pernambuco, e no segundo analisou-se a influência das mudanças recentes do uso e ocupação do solo na temperatura e no saldo de radiação na cidade de João Pessoa/PB, mediante técnicas de sensoriamento remoto e aplicação do algoritmo SEBAL.

Mas, para que se pretenda expandir os investimentos em capital natural, é necessário conhecer melhor sua contribuição econômica e social, além de saber precificá-los de acordo com sua contribuição para o bem-estar da sociedade (CLEMENTS e MILNER-GULLAND 2015, ALIX-GARCIA et al. 2012, MOTTA, 2011). Assim, é necessário compreender como o funcionamento dos processos ecossistêmicos fornece à sociedade elementos insubstituíveis através dos serviços ambientais. Considerados esses fatores, o geoprocessamento torna-se uma ferramenta de grande utilidade para subsidiar a análise ambiental e possibilitar um gerenciamento adequado do capital natural. Esta ferramenta é também um importante instrumento de apoio ao desenvolvimento de aplicações que facilitam a integração de dados espaciais, permitindo indicar alternativas para reduzir impactos identificados no ambiente, sobretudo no domínio das bacias hidrográficas.

2 QUALIFICAÇÃO DO PROBLEMA E JUSTIFICATIVA

Esta etapa de da construção textual objetiva facilitar o entendimento dos fatores convergentes ao objeto central do estudo. Quais seriam as motivações para que percepções multidisciplinares se transformassem em um ponto de observação interdisciplinar do problema.

2.1 OS SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS, A SOCIEDADE E OS MEIOS PRODUTIVOS.

Biomassa foi principal fonte de energia para o homem do início da civilização até meados do século 19. A partir de 1850, cerca de 85% de toda a energia usada pelo homem veio a partir do carvão, lenha e outros produtos de origem vegetal. Ainda hoje, apesar do enorme aumento no nosso consumo de energia proveniente de outras fontes, em particular de petróleo, biomassa ainda representa cerca de 10% do consumo mundial de energia (GOLDEMBERG, 2010). Segundo o último relatório da matriz energética bruta brasileira, realizado pela ANEEL em 2008, esse valor pode chegar a 13% no Brasil, próximo aos 15% representados pela geração de energia elétrica a partir da força hidráulica dos rios.

Atualmente a cana – de – açúcar, em particular, é vista como a mais importante fonte de biomassa energética em escala mundial, principalmente devido à tendência à substituição dos combustíveis fósseis (SOUZA e MACEDO, 2010).

O entendimento das interações entre o meio ambiente e as zonas de produção de biomassa é atualmente o mais importante desafio para se obter um cenário de crescimento econômico aliado à conservação dos ecossistemas naturais. Especificamente, isso se dá porque tais ecossistemas promovem certos tipos de serviços reguladores necessários à otimização e estabilização da produtividade agrícola.

As atividades humanas são conhecidas por provocarem alterações no regime climático, e estes são, todavia influenciados pelas emissões de gases de efeito estufa e a retirada da cobertura vegetal natural, que afetam os processos hidrológicos em uma bacia hidrográfica, como a disponibilidade e a qualidade de água. Essas mudanças podem induzir a riscos ambientais, econômicos e sociais, sendo os países mais pobres e em desenvolvimento os mais vulneráveis. De acordo com o IPCC (2007; 2014), o Século XXI deve apresentar maior frequência de eventos extremos de temperatura, precipitação, seca e enchentes, que poderão aumentar os riscos de erosão, deslizamentos de terra, incêndios florestais, riscos à saúde humana e redução do potencial agrícola e da disponibilidade de água para os diversos usos.

De modo geral, os aumentos previstos de temperatura para o Brasil (1 a 6 °C, dependendo do cenário de emissão de gases), poderiam causar aumento da evaporação à superfície,

provocando alterações no balanço hídrico da vegetação natural e das culturas agrícolas (FUKA et al., 2013; NOBRE et al., 2006, NOBRE e ASSAD, 2005; NOBRE, 2011). O efeito projetado das mudanças climáticas no escoamento de água superficial e na recarga de água subterrânea é variável, dependendo da região e do cenário climático considerado (IPCC, 2007; 2014), mas relaciona-se, em grande parte, com as mudanças previstas para a precipitação (GOULART, 2015; IPCC, 2007, 2014; 2014; KROL et al., 2006). É previsto que a magnitude e a frequência de vazões máximas aumentem na maioria das regiões do planeta e que as vazões mínimas sejam menores em muitas regiões, alterando quantidade e qualidade deste recurso.

A qualidade e quantidade da água de uma microbacia podem ser influenciadas por diversos fatores e, dentre eles, estão o clima, a cobertura vegetal, a topografia, a geologia, bem como o tipo, o uso e o manejo do solo na bacia hidrográfica (DEFRIES e ESHLEMAN, 2004; VAZHEMIN, 1972; PEREIRA, 1997). Ainda, segundo Albuquerque et al., (2015) e Arcova et al., (1998) (2003), os vários processos que controlam a qualidade e a quantidade da água de determinado manancial fazem parte de um frágil equilíbrio, motivo pelo qual alterações de ordem física, química ou climática, na bacia hidrográfica, podem modificar a sua qualidade e disponibilidade.

Segundo Ascough et al. (2015); Tucci e Clarke (1997), os processos hidrológicos em uma bacia hidrográfica possuem duas direções de fluxo: vertical, representado pela precipitação e evapotranspiração, e horizontal, representado pelo escoamento e infiltração. Eles afirmam que a vegetação tem papel fundamental em todo o processo hidrológico da bacia hidrográfica, principalmente na interceptação e evapotranspiração atuando, direta ou indiretamente, em todas as fases do ciclo dentro da bacia hidrográfica. A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é de aceitação internacional, não apenas porque ela representa uma unidade física bem caracterizada, tanto do ponto de vista de integração como da funcionalidade de seus elementos, mas também porque toda área de terra, por menor que seja, se integra a uma bacia (ASCOUGH et al., 2015; PISSARRA, 1998).

Segundo Tundisi (1999), alterações na quantidade, distribuição e qualidade dos recursos hídricos das bacias hidrográficas ameaçam o equilíbrio biológico e sobrevivência humana e das demais espécies do planeta, estando dessa forma, o desenvolvimento econômico e social dos países fundamentados na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de sua conservação e proteção.

No relatório do IPCC em 2007, reforçado em 2014, foram apresentadas projeções de perdas em até 50% das áreas agricultáveis pelo mundo, impacto esse derivado das flutuações e mudanças no cenário ambiental, especificamente relacionado às mudanças do clima e na consequente disponibilidade de água. Dessa forma o entendimento e quantificação dos serviços ambientais hidroclimáticos, providos pela cobertura natural, pode ser de crucial importância para estabilização da produção de água e incremento produtivo das áreas agrícolas.

2.2 A PROBLEMÁTICA DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM PERNAMBUCO

Em função de condições de escassez em quantidade e ou qualidade, a água deixou de ser um bem livre e passou a ter valor econômico. Esse fato contribuiu com a adoção de novo paradigma de gestão desse recurso ambiental, que compreende a utilização de instrumentos regulatórios e econômicos, como a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. A experiência em outros países mostra que, em bacias que utilizam a cobrança, os indivíduos e firmas poluidores reagem internalizando custos associados à poluição ou outro uso da água. A cobrança pelo uso de recursos hídricos, mais do que instrumento para gerar receita, é indutora de mudanças pela economia da água, pela redução de perdas, pela gestão com justiça ambiental. Isso porque cobra-se de quem usa ou polui.

O ano de 1998 foi um marco inicial para a tomada de medidas relacionadas à cobrança pelo uso da água em Pernambuco. A primeira etapa, ocorrida em julho de 1998, foi a implantação do sistema de outorga, de fundamental importância conforme exposto, a que estão sujeitas as águas de domínio do Estado, para captações e derivações de águas superficiais e subterrâneas e construção de obras hidráulicas. A outorga para lançamento de efluentes ainda não foi instituída, pois a fim de atender as orientações da Política Nacional do Meio Ambiente, deverá considerar a resolução CONAMA para enquadramento dos corpos d'água, uma vez que a cobrança considerará a classe de uso que for enquadrado o corpo d'água (SILVA e WANDERLEY, 2001).

Foi realizado, no mesmo ano de 1998, o primeiro estudo de cobrança pelo uso da água para o estado. Este trabalho defendia a tese de que o melhor procedimento para Pernambuco é implantar imediatamente a cobrança, através de uma tarifa inicial, que permita consolidar minimamente o processo de gestão dos recursos hídricos, mesmo que não traduza o real valor econômico da água. Nos primeiros anos, a receita proveniente da cobrança seria utilizada para financiar a gestão dos recursos hídricos até que fosse possível realizar um completo estudo tarifário, de acordo com o plano de investimentos de longo prazo, para o setor de recursos hídricos. Assim, somente após o conhecimento dos reais impactos financeiros da cobrança sobre os diversos tipos de usuários e suas atividades produtivas, bem como dos reais impactos da gestão dos recursos hídricos na solução dos principais conflitos, seria recomendável empenhar esforços em uma revisão tarifária (SILVA e WANDERLEY, 2001).

Naquele ano encerrava-se um período administrativo no Governo do Estado e no início de 1999 novos governantes assumiram o comando, promovendo mudanças na estrutura administrativa, inclusive com a criação da Secretaria de Recursos Hídricos, que é o atual órgão gestor de recursos hídricos do Estado, antiga atribuição da Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, através de sua Diretoria de Recursos Hídricos. Entendeu-se que, naquele momento de transição, não era estratégico para os novos administradores iniciar a cobrança pelo uso da água, e a mesma não foi colocada em prática até hoje, para o setor de saneamento, nem foram realizados os estudos para definição de uma tarifa para o setor industrial como estava previsto

(SILVA e WANDERLEY, 2001).

Os questionamentos acerca dos percalços políticos no atraso da implementação de uma política de recursos hídricos eficiente e sustentável, aparece sempre que se questiona sobre a cobrança pela água. De acordo com a Política Nacional os comitês de bacia hidrográfica devem carregar a bandeira dos interesses de seus limites físicos de confluência com o apoio do governo e da sociedade. Esse é talvez seja o aspecto responsável pela maioria do atraso dos sistemas de cobrança de Pernambuco. Finalmente, o Estado apresenta vários comitês desativados e poucos dos que funcionam possuem corpo técnico competente para liderar a construção das linhas de base e elaboração dos seus planos de bacia. O comitê da bacia do Capibaribe e Ipojuca possuem planos hidroambientais, sendo o do Cabibaribe já aprovado em dezembro de 2010. Este mesmo documento aprovado para gestão da água no Cabibaribe, estipula um sistema de cobrança particular. Com isso, são criados incentivos para a universalização da aplicação desta política de cobrança no estado de Pernambuco, buscando sempre o uso múltiplo das águas, o exemplo prático foi o termo de referência lançado no primeiro semestre de 2013 para elaboração do plano Hidroambiental da bacia do Pajeú e Una.

2.3 POR QUE ESTUDAR OS SERVIÇOS AMBIENTAIS EM PERNAMBUCO?

É considerando as problemáticas levantadas anteriormente que se sustenta esta tese, para que haja métodos consolidados no estudo dos serviços ambientais hidroclimáticos prestados pelos mosaicos naturais de cobertura vegetal plena, em solo Pernambucano, sendo estes métodos interdisciplinares, subsídio ou referência para modelos de cobrança ou ainda sejam utilizados como mecanismos tecnológicos estratégicos, capazes de subsidiar a tomada de decisão direta, assessorando o gerenciamento e minimizando os custos de utilização do recurso público para atividades de produção agrícola extensiva e abastecimento público de água.

A hipótese de que a avaliação, qualificação, quantificação e valoração dos serviços ambientais regionais possam ser ferramentas a ser utilizadas pela administração direta ainda é uma incógnita na prática da gestão pública. A dificuldade de inserir o tema e direcionar as políticas para tal êxito é uma grande barreira. A interdisciplinaridade, que dificilmente é cumprida dentro da academia, é menos ainda aplicada na arquitetura da esfera pública para resolução das adversidades.

Esta tese propõe um conectivo entre o levantamento, discussão e proposta no direcionamento da interdisciplinaridade nos estudos ambientais, para atuação no diagnóstico potencial dos serviços ambientais regionais do estado pernambucano, e, descrever suas potencialidades como ferramenta de contra partida para o simples comando e controle. Um alternativa de suporte aos volumosos investimentos em infraestrutura, com prazos de vigência que alternam entre a discrepância de projeto e a imprevisibilidade dos eventos naturais.

2.4 A HIPÓTESE DA TESE

Os serviços ecossistêmicos e conseqüentemente, os serviços ambientais, fomentam de forma substitutiva ou complementar uma arquitetura de bem estar mantida, hoje, muitas vezes, por serviços antropogênicos. Apropriando-se das condicionantes da prestação dos serviços ambientais e promovendo o reestabelecimento da arquitetura natural provedora de tais serviços, conquista-se a provisão de determinados recursos em caráter potencialmente sustentável.

2.5 OBJETIVOS

Apresentação do objetivo central e seus outros específicos.

2.5.1 Objetivo geral

Esta pesquisa objetiva avaliar os serviços ambientais hidroclimáticos nas superfícies das bacias hidrográficas pernambucanas aonde se desenvolvem atividades agrícolas, múltiplos usos ou ainda caracterizam-se como zonas de estresse hídrico, e, a partir de tal conhecimento, discutir as conseqüências da perpetuação dos mesmos.

2.5.2 Objetivos específicos

1. Avaliar as relações entre o escoamento superficial e os serviços ambientais, na Zona da Mata pernambucana;
2. Avaliar as relações entre a temperatura de superfície e os serviços ambientais, na Zona da Mata Pernambucana;
3. Avaliar quantitativa e qualitativamente os serviços hidrológicos prestados pela cobertura vegetal em áreas de reservatório hídrico, na Zona da Mata pernambucana;
4. Identificar por meio dos algoritmos SEBAL/METRIC a evapotranspiração na região semiárida de Pernambuco;
5. Avaliar as relações entre os subprodutos do modelo SEBAL/METRIC e os serviços ambientais hidroclimáticos, através do uso do sensoriamento remoto.

3 REFERENCIAIS TEÓRICOS

Serão abordados neste espaço temas que estão relacionados intrinsecamente com a perspectiva da pesquisa. Desde as relações dos epaços e regiões como também dos aspectos aplicados à investigação da hipótese.

3.1 A PAISAGEM PERNAMBUCANA

3.1.1 A Zona da Mata pernambucana

A concepção deste manuscrito iniciou-se em contemplação à Floresta Atlântica brasileira, representativa da Zona da mata de Pernambuco, que é uma das prioridades mundiais para a conservação da biodiversidade. Calcula-se que esta floresta abrigue cerca de 20.000 espécies de plantas vasculares, 620 de aves, 261 de mamíferos, 200 de répteis e 280 de anfíbios. Do total de espécies nestes grupos, 40% (8.567) são exclusivas deste bioma (endêmicas). Essa imensa riqueza e endemismo se encontram em ao menos três regiões do bioma, que correspondem aos chamados “corredores de biodiversidade” da Mata Atlântica. A principal ideia associada aos corredores é o ganho de escala das ações de conservação através do estabelecimento de uma unidade de planejamento regional no qual se integram várias ações em prol do meio ambiente (MYERS et al., 2000; SILVA e CASTELLETTI, 2003).

A Mata Atlântica encontra-se dentre os ecossistemas mais afetados do planeta e sua área de abrangência foi reduzida a fragmentos que totalizam apenas 11,7% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009). Por isto mesmo, a Mata Atlântica brasileira é uma das 34 prioridades mundiais para a conservação da biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2004).

A paisagem da Zona da Mata Pernambucana é composta atualmente em grande parte por áreas de cana-de-açúcar ou de pasto, com remanescentes florestais restritos a topos-de-morro e outras áreas marginais, com áreas contínuas raramente maiores que 500 hectares, e representando apenas 4% da área total ocupada previamente. A Zona da Mata Pernambucana é delimitada ao Leste pelo Mar, e ao Oeste pelo planalto da Borborema, com altitudes entre 300 e 1100 m, aproximadamente (IBGE 2002).

Toda essa biodiversidade está severamente ameaçada pela degradação e destruição de habitats naturais que vem acontecendo há séculos como consequência de atividades humanas sem preocupação com a conservação dos recursos naturais. A causa histórica e contemporânea deste cenário tem sido principalmente a substituição da floresta pela lavoura de cana-de-açúcar – primeiro para a produção de açúcar e, mais recentemente, para a produção de álcool combustível. Durante este processo, apenas áreas consideradas impróprias para a agricultura foram poupadas pelas empresas e/ou proprietários de terras, padrão comum de uso do solo nas regiões tropicais.

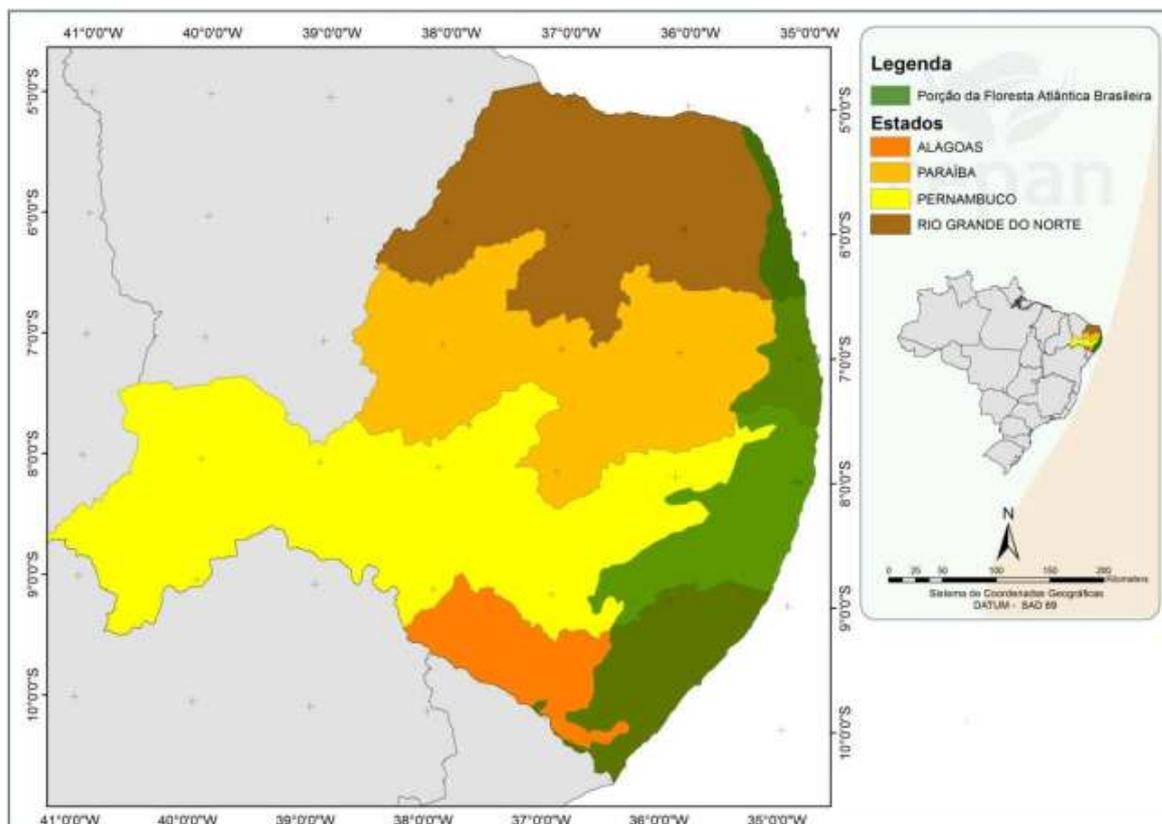


Figura 1 – Localização da porção ao norte do do rio São Francisco da cobertura original da Mata Atlântica.
Fonte: SILVA et al., 2013

Além disso, poucas áreas protegidas têm sido criadas e não estão devidamente implementadas.

Diante desse cenário, o resultado é que restam menos de 12% (380.000 hectares) de cobertura florestal original, o que faz do Corredor de Biodiversidade do Nordeste – CBNE, o pior cenário de perda de habitat natural de floresta Atlântica do Brasil e uma das porções de floresta tropical úmida mais ameaçada do planeta. Em específico para o estado de Pernambuco, além do cenário assustador de remanescentes habitat natural, Pernambuco é reconhecido pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) como uma das áreas que serão mais afetadas pelos padrões de aumento de temperatura associado as mudanças globais, o que compromete a prestação de serviços ambientais básicos para o bem estar humano (BIERREGAARD et al., 2001). Adicionalmente, vários serviços ambientais fundamentais para a sobrevivência humana estão em um colapso eminente na região. Praticamente não existem florestas ciliares ao longo das margens dos rios, o que compromete diretamente o provimento de serviços hidrológicos das principais bacias hidrográficas responsáveis pelo abastecimento de água para a população e para os empreendimentos econômicos dos Estados. A ausência de florestas ciliares também impossibilita a retenção de enchentes por se tratar de uma barreira física contra o aumento da vazão dos leitos dos rios. Esse fato foi documentado nas enchentes que atingiram vários municípios do CBNE no ano de 2010 causando grandes danos e prejuízos a diferentes setores da sociedade. É conveniente então relembrar da “Avaliação Ecossistêmica do Milênio”, o maior

estudo feito sobre a avaliação dos impactos das atividades humanas no meio ambiente, feita por mais de 1.300 autores e colaboradores de 95 países, identificou que 15 dos 24 serviços ecossistêmicos em nível global estão em pleno declínio, o que pode causar um grande impacto negativo para o bem-estar humano no futuro. Neste documento foram popularizados termos, como: serviços ecossistêmicos e serviços ambientais, além do conhecimento sobre os benefícios dos ecossistemas sobre o bem estar dos seres humanos.

Alertou ainda sobre a relevância da pesquisa relacionada à avaliação, modelagem e mapeamento de serviços ambientais, de modo que a pesquisa em serviços ambientais tornou-se uma importante área de investigação na última década. Em função disso, o número de artigos abordando esse tema tem aumentado consideravelmente. Embora grande parcela da sociedade não reconheça a função dos ecossistemas no bem-estar humano, na última década, o tema ‘serviços ambientais’ passou a ser considerado na formulação de políticas públicas brasileiras e nas discussões de uso e ocupação das terras. Essas políticas consideram que, se planejadas e manejadas adequadamente, paisagens produtivas podem prover não só a produção de alimentos e fibras, mas também ampla variedade de serviços ambientais que em sua maioria não tem valor de mercado, como a conservação da biodiversidade, regulação da água, e regulação climática. Portanto, a quantificação, mapeamento e avaliação de múltiplos serviços ambientais são de grande interesse para as políticas com foco conservacionista e de ordenamento territorial.

3.1.2 Áreas de interesse específico da Zona da Mata pernambucana

Sabendo-se da importância da região, é que, como recorte para a realização das análises de parte deste manuscrito, foram selecionadas cinco sub bacias hidrográficas na região da Zona da Mata. A escolha dos limites da área para realização da modelagem obedeceu ao recorte do mosaico das microbacias integradas brasileiras referente ao projeto Ottobacias da Agência Nacional de Águas – ANA.

- **Sub Bacia do Sirigi (Região do Mascarenhas):** abrange principalmente os municípios de Aliança, Vicência, São Vicente Férrer, Macaparana, Timbaúba, Ferreiros, e Itambé. Está localizada dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Goiana, E possui uma paisagem mista de área de cana-de-açúcar, pastagem e área urbana.

- **Sub Bacia do GL1 (Região do Beberibe):** abrange os municípios de Igarassu, Abreu e Lima, Paulista, Recife, Camarabibe e Paudalho. Está localizada na Bacia GL1, com maior representatividade do Rio Beberibe e possui paisagem predominantemente Urbana e Florestal.

- **Sub Bacia do Pirapama:** abrange os municípios de Pombos, Vitória de Santo Antão, Cabo de Santo Agostinho, Escada, e Ipojuca. Está localizada na Bacia do Rio Ipojuca, e possui paisagem predominantemente de cana-de-açúcar.

- **Sub Bacia do Una (Região do Bonito):** abrange os municípios de Bonito, Belém de Maria, Catende, Palmares, e Joaquim Nabuco. Está localizada na Bacia do Rio Una e possui

paisagem em sua grande parte de cana-de-açúcar e pasto.

- **Sub Bacia do Sirinhaém (Região do Formoso):** abrange os municípios de Sirinhaém, Rio Formoso, Gameleira e Ribeirão. Está localizada na Bacia do Rio Sirinhaém e possui paisagem predominantemente de cana-de-açúcar.

Outra área importante que será abordada neste manuscrito, ainda na Zona da Mata, são as microbacias do rio Prata e do rio Tapacurá. A bacia do Prata abriga o Parque Estadual de Dois Irmãos, que é uma unidade de conservação estadual de proteção integral localizada no perímetro urbano do município de Recife, estado de Pernambuco, paralelo à rodovia BR-101 norte, no Km 69 (Figura 2) (SILVA et al., 2013).

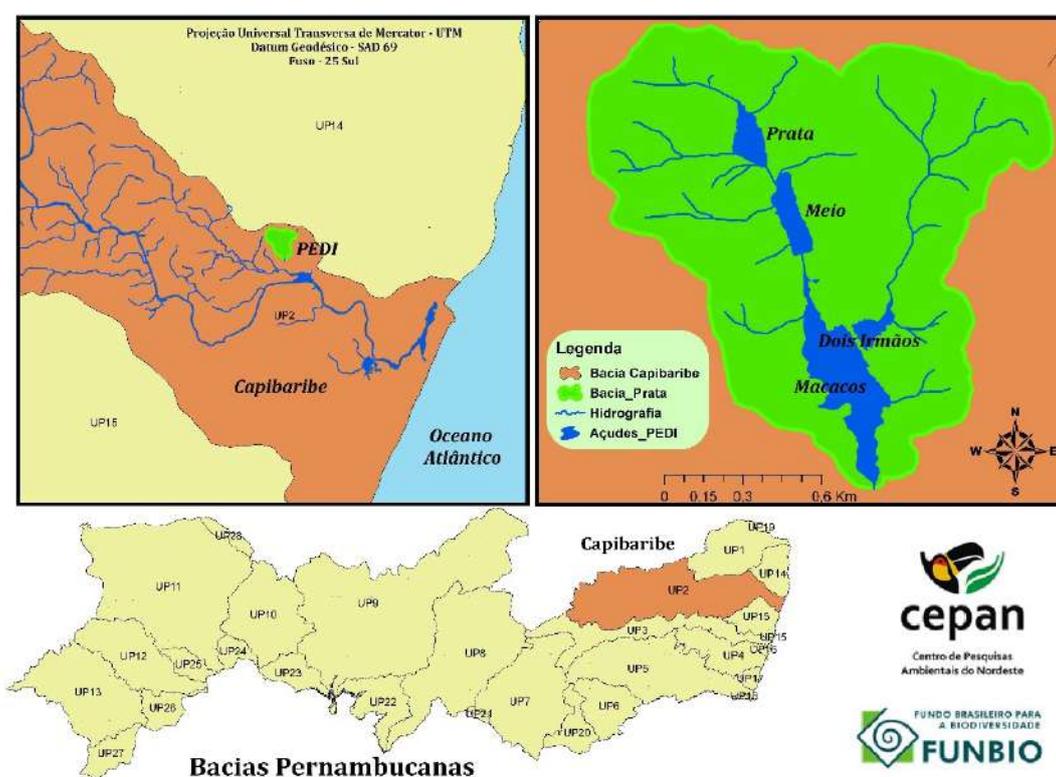


Figura 2 – Localização do Parque estadual de Dois Irmãos. Fonte: Silva et al., 2013

O PEDI está inserido na bacia hidrográfica do Rio Capibaribe, que é uma das bacias mais importantes para o sistema produtor de água da Região Metropolitana do Recife, área mais densamente povoada do estado de Pernambuco. Os corpos d'água existentes dentro da área do Parque formam a Bacia hidrográfica do Prata (Figura 2) (SILVA et al., 2013).

O Parque Estadual de Dois Irmãos, apresenta uma variação climática muito pequena de uma estação para outra, caracterizando um clima quente e úmido. De acordo com a classificação climática de W. Köppen (1948), o clima é do tipo As' denominado como Tropical Costeiro Quente e Úmido ou "Pseudo Tropical da Costa Nordestina" (COUTINHO et al., 1998). O período de estiagem se concentra nos meses de outubro a janeiro, e é denominada como estação seca. O período de outono-inverno, ou seja, de março a agosto, caracteriza a estação úmida. A

precipitação média anual é de aproximadamente 2.460 mm e a evaporação média anual é de 127,19 mm (COUTINHO et al., 1998).

A área de estudo está situada quase totalmente na zona de Tabuleiros, com altitudes variando entre 10 a 100m, e nas áreas com altitude de 2 a 10m, onde se podem incluir Planícies Alagáveis e Terraços Fluvio-lagunares. Todo esse conjunto faz parte do relevo de agradação (COUTINHO et al., 1998).

O Açude do Prata está localizado logo após à nascente do manancial, interliga-se ao Açude do Meio por um estreito canal e esse deságua no Açude de Dois Irmãos, ao qual também se conecta com o Açude do Germano. Todo esse volume hídrico deságua no Rio Capibaribe, localizado ao sul deste manancial. Destes quatro subsistemas, atualmente, apenas os Açudes do Prata e do Meio são utilizados para o abastecimento da população. (SILVESTRE e CARVALHO, 1998).

O Açude do Prata apresenta uma bacia hidráulica de aproximadamente 18.550m² com um volume de 43.267m³ no inverno e 28.658m³ no verão, possuindo uma profundidade variável entre 0,15 e 4,40m O Açude do Meio possui uma bacia em torno de 24.000m² e um volume de 53.515m³, cuja profundidade é de 0,15 a 5,40m A massa líquida dos açudes é proveniente de poços artesianos, afloramentos de lençóis subterrâneos, precipitação pluviométrica e percolação a partir das encostas (SILVESTRE e CARVALHO, 1998). O Açude de Dois Irmãos possui uma superfície oito vezes maior do que a do Açude do Prata, isto é, 161.456m² (SILVESTRE e CARVALHO, 1998). O Açude do Germano é o que apresenta menor volume de água que os demais.

3.1.3 O semiárido pernambucano

O semiárido brasileiro possui uma área de 895.931,3 km², representando 10,5% do território nacional. Em sua porção exclusivamente nordestina (há também uma porção mineira), corresponde a 841.260,9 km², representando 53,9% do Nordeste território da região. Como toda área semiárida, caracteriza-se por um balanço hídrico negativo, fruto de precipitações médias anuais iguais ou inferiores a 800 mm, insolação média de 2.800 h ano⁻¹, temperaturas médias anuais de 23° a 27° C, evaporação de 2.000 mm ano⁻¹ e umidade relativa do ar média em torno de 50%. Já o chamado polígono das secas, com uma área de 1.084.348,2 km² (englobando, portanto o semiárido), apresenta uma menor uniformidade quanto a esses aspectos, se bem represente um espaço costumeiramente sujeito à incidência das estiagens. Aliado a essas particularidades “naturais”, observa-se uma estrutura social marcada por considerável desigualdade econômica, fazendo com que as condições de reprodução da existência humana ocorram em condições bastante árduas para a maioria da população. Essa situação favorece a práticas de subsistências pautadas, muitas vezes, em intervenções predatórias sobre o ecossistema da região.

A Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação define o processo de

desertificação como a “degradação da terra nas zonas áridas, semi-áridas e sub-úmidas secas, resultante de vários fatores, incluindo as variações climáticas e as atividades humanas” (MMA, 1999). O conceito de “degradação da terra” tem um sentido bastante amplo, incluindo a degradação dos solos, dos recursos hídricos, da vegetação e da biodiversidade, bem como da qualidade de vida da população afetada (SAADI, 2000). No caso do solo, sua degradação resulta de processos naturais, em geral induzidos ou catalisados pelo homem (ACCIOLY, 2000).

Por ser um processo dinâmico, é difícil se determinar uma causa para a desertificação das terras, tendo em vista que ela geralmente resulta de um emaranhado de causas e efeitos que se entrelaçam, formando um quadro complexo (SAMPAIO e SAMPAIO, 2002). A interferência humana tem um papel decisivo na sua instalação e no seu avanço, como também na sua reversibilidade, que raramente ocorre de forma espontânea. Pecuária extensiva, práticas agrícolas inadequadas, atividades extrativistas e irrigação mal conduzida aumentam a pressão sobre ecossistemas frágeis, contribuindo para a destruição da cobertura vegetal e degradação do solo por fatores diversos, como erosão, salinização, compactação, etc (GALINDO, 2007).

Há avanços significativos no processo de desertificação da região, situação que tem propiciado diferentes interpretações a respeito de suas causas, de modo que muitos estudiosos atribuem ao fenômeno ora a processos naturais, particularmente de ordem climatológica, ora por ações antrópicas. Essas abordagens, longe de se constituírem em simples polêmicas de ordem acadêmica, tiveram, e ainda têm desdobramentos concretos, pois influencia na formulação de políticas públicas e na consequente destinação dos recursos para implementá-las.

3.1.3.1 Pajeú

A bacia hidrográfica do rio Pajeú está inserida no contexto de bacias experimentais e representativas da SUDENE (CIRILO et al., 2007), localizando-se entre as coordenadas geográficas de 07°16'20" e 08°56'01" de latitude sul e 36°59'00" e 38°57'45" de longitude a oeste de Greenwich. Está inserida na região fisiográfica do Sertão de Pernambuco, nas microrregiões do Pajeú, do Sertão do Moxotó, do Salgueiro e de Itaparica.

A bacia do rio Pajeú limita-se ao norte com os estados do Ceará e Paraíba, ao sul com o terceiro grupo de bacias de pequenos rios interiores GI3 (UP22) e com a bacia hidrográfica do Moxotó, a leste com a bacia hidrográfica do Moxotó e o estado da Paraíba e a oeste com a bacia hidrográfica do rio Terra Nova (UP10) e o quarto grupo de pequenos rios interiores GI4 (UP23). É uma das bacias pernambucanas da vertente do Rio São Francisco e a mais extensa dentre as bacias hidrográficas do estado, com uma área de 16.685,65 km², que corresponde a 17,02% da superfície estadual (SRH-PE, 2013). A área possui médias pluviométricas anuais inferiores a 800 mm, concentradas nos meses de fevereiro, março e abril, período no qual as precipitações representam até 70% do total anual (SECTMA-PE, 2006) e onde estão localizadas as nascentes dos primeiros formadores da rede hidrográfica.

Bacias Hidrográficas Pernambucanas - Pajeú

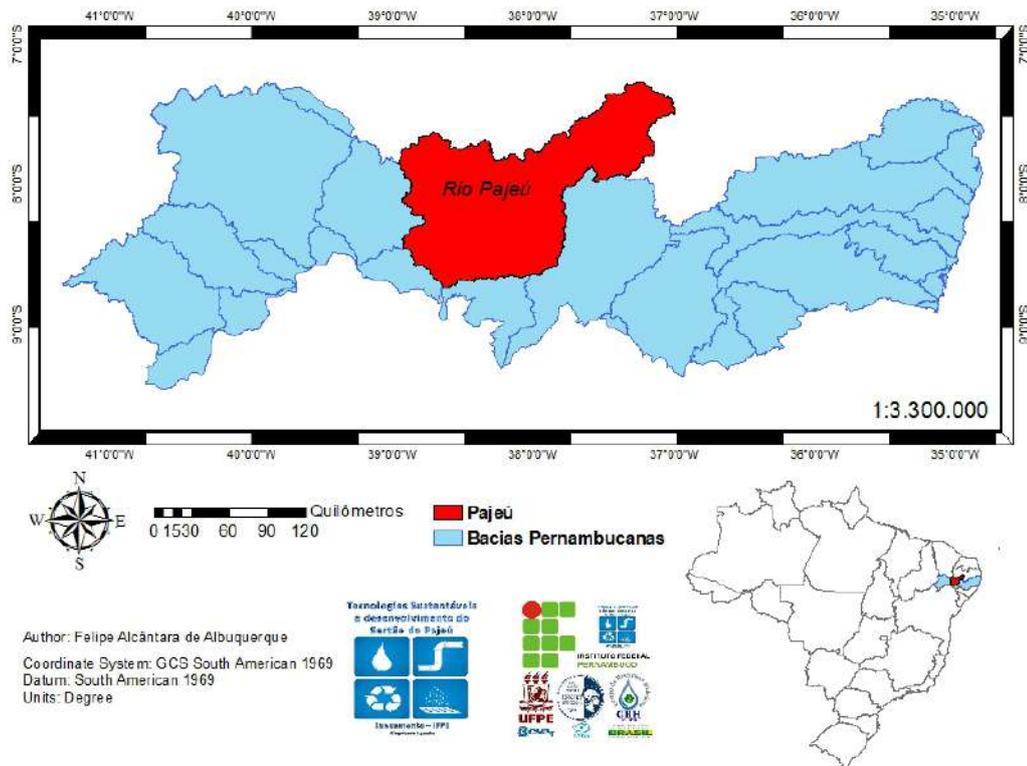


Figura 3 – Localização da bacia hidrográfica do rio Pajeú.

Na bacia do rio Pajeú, como em toda a Mesorregião do Sertão Pernambucano, a agricultura de sequeiro e a pecuária constituem a principal base econômica da região, e a exploração ultra extensiva da pecuária constituem fatores determinantes da fragilidade da economia. A irrigação está presente com pequena influência, devido ao potencial hídrico gerado na própria região.

3.2 A RELAÇÃO FLORESTA – ÁGUA, OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E OS SERVIÇOS AMBIENTAIS

A cobertura florestal tem uma importância significativa dentro do contexto do balanço hídrico de um determinado local e pode, significativamente, alterar o mecanismo de entrada de água na superfície do solo. O formato da cobertura vegetal, área foliar, e mais controversamente discutido, a estrutura da casca são considerados fatores chaves para a capacidade de armazenamento de água no dossel, que podem afetar a interceptação das chuvas. A queda dessas chuvas sobre vales ou terrenos montanhosos pode seguir diversos caminhos no movimento colina em direção aos cursos d'água. No entanto, o tipo, extensão e condições de vegetação exercem uma marcada influência nos modelos de deposição e quantidade das precipitações pluviais que alcançam a superfície do solo. Então, toda modificação de uma cobertura florestal decorrente

da intervenção do homem ou do seu desenvolvimento natural afeta a quantidade de água que chega ao solo e sua reserva (GREEN, 2014; 2015; ASCOUGH et al., 2015; ZOLIN et al., 2015; DEFRIES e ESHLEMAN, 2004; LIMA e NICOLIELO, 1983; BROOKS et al., 1991; HUBER e OYARZÚN, 1992; GASH et al., 1995 e VAN DIJK e BRUIJNZEEL, 2001).



Figura 4 – Ciclo da água e sua importância na manutenção da produção hídrica

Vários dos principais serviços ambientais e funções diversas da vegetação são desempenhadas pela faixa de cobertura conhecida como “mata ciliar”, que se caracteriza pela região de entorno dos corpos hídricos, também conhecidas como zonas ripárias. Podem ser observados os seguintes serviços nesses locais: redução das perdas do solo provenientes de processos erosivos e de solapamento das margens dos rios; ampliação dos refúgios e fontes de alimentação para as faunas silvestre, terrestre e aquática; garantia da perenidade das fontes e nascentes; proteção dos cursos d’água do transporte de defensivos, corretivos e fertilizantes; melhoria da qualidade e da quantidade de água para consumo humano e agrícola; promoção do repovoamento faunístico das florestas plantadas e dos cursos d’água (ALIX-GARCIA e WOLFF 2014; BÜSCHER, 2012; MEDINILHA, 1999; LIU et al., 2009; ALVANI et al., 2011; KHAN, 2011; UIART et al., 2011; AYIVOR e GORDON, 2012; GYAWALI, 2013).

Assim, as florestas reconhecidas como sistemas ecoclimáticos, mantidas na condição de equilíbrio, não perturbadas, podem ser consideradas como a melhor condição desejada do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos, tanto que o monitoramento hidrológico das microbacias com vegetação natural remanescente normalmente deve servir como referência para

a comparação com outras microbacias impactadas, por isso, diversos estudos sobre a qualidade da água em microbacias têm sido realizados (GREEN, 2014; 2015; ASCOUGH et al., 2015; ZOLIN et al., 2015; DEFRIES e ESHLEMAN, 2004; PINEDA e SCHAFER, 1987; ARCOVA e CICCIO, 1999; SOUZA e TUNDISI, 2000; PRIMAVESI et al., 2002).

Apesar da composição taxonômica de florestas inter e subtropical de dimensões continentais se diferirem (fundamentalmente conforme domínio, região e altitude em que se encontram), todas as associadas a cursos d'água tem estrutura e funcionalidade ecossistêmica similar (AB'SABER, 2004). Por exemplo, as florestas preservadas em margens de rios, (como também em encostas e topos de morros e montanhas) reduzem os riscos de inundações e deslizamentos por extremos climáticos. Elas protegem os solos contra erosão e evitam que as águas das chuvas carregadas de sedimentos escorram diretamente aos rios, (ALIX-GARCIA e WOLFF 2014; GUEDES e SEEHUSEN, 2011).

Desse modo, uma maior densidade de cobertura vegetal tem significativa importância na redução da remoção de sedimentos no processo de escoamento superficial e na consequente conservação do solo, o que resultaria em um ambiente com recursos hídricos, em uma menor demanda de material desagregado do solo (GÓMEZ-BAGGETHUN e DE GROOT, 2010; GRIEG-GRAN et al., 2005; ALIX-GARCIA e WOLFF 2014; DEL PRETTE, 2002).

Em concordância, foi evidenciado em pesquisas por Núñez (2011) e Sriwongsitanon e Taesombat (2011) discutem, que as florestas contribuem para mitigar o processo de assoreamento em reservatórios de água e que o desmatamento resulta em aumento da sedimentação em mananciais. Os sedimentos, por sua vez, atuam como contaminantes químicos nos corpos hídricos ao transportarem algumas carga de produtos químicos e, como poluentes físicos, ao induzirem nas águas receptoras altos níveis de turbidez (que limitam a penetração da luz solar na coluna de água e que reduzem a capacidade de armazenamento dos reservatórios) (GREEN, 2014; 2015; ALIX-GARCIA e WOLFF 2014; FAO, 1997; NÚÑEZ, 2011).

Portanto, uma floresta subsidia uma gama de serviços ecossistêmicos no entorno corpos d'água ao reduzir a sedimentação nos mesmos, condicionar ou aumentar a qualidade da água (por meio da filtragem de contaminantes da água que flui através de raízes e do solo), controlar cheias (regulação do movimento de água através da bacia hidrográfica), reter água no solo, conservar a biodiversidade (incluindo o habitat da floresta e a grande variedade de espécies que abriga), a regular os fluxos hídricos, manter a qualidade da água e outros (WUNDER, 2015; GUEDES e SEEHUSEN, 2011; FAO, 2007). (Figura 5)

A dinâmica do fluxo do rio e a interação do fluxo com a paisagem, por exemplo, também pode fornecer uma grande quantidade de serviços ecossistêmicos que podem (i) melhorar a água qualidade, (ii) criar efeitos socioeconômicos positivos e (iii) regular o uso do solo e da água (Fig. 5). No entanto, a conversão de terras naturais para uso humano, como já discutido, influencia os fluxos dos rios, principalmente mudando os fluxos sólidos (sedimentos) e os poluentes filtrantes.

Vincular processos eco-hidrológicos ao bem estar humano é crucial na estruturação dos serviços ambientais (Fig. 5)(TAFFARELLO et al., 2017; BRAUMAN, 2015; BRAUMAN et al., 2007).

Não só o uso da terra muda, mas também há mudança climática. O impacto no ciclo hidrológico pode alterar os serviços hidrológicos. Em primeira mão, mudanças na precipitação, temperatura do ar e regimes de vento causadas pelas mudanças climáticas são os principais fatores abióticos que afetam os serviços hidrológicos (Fig. 5) (TAFFARELLO et al., 2017; PEDRONO et al., 2016; EHRET et al., 2014; NELSON et al., 2013; NICKUS et al., 2010).

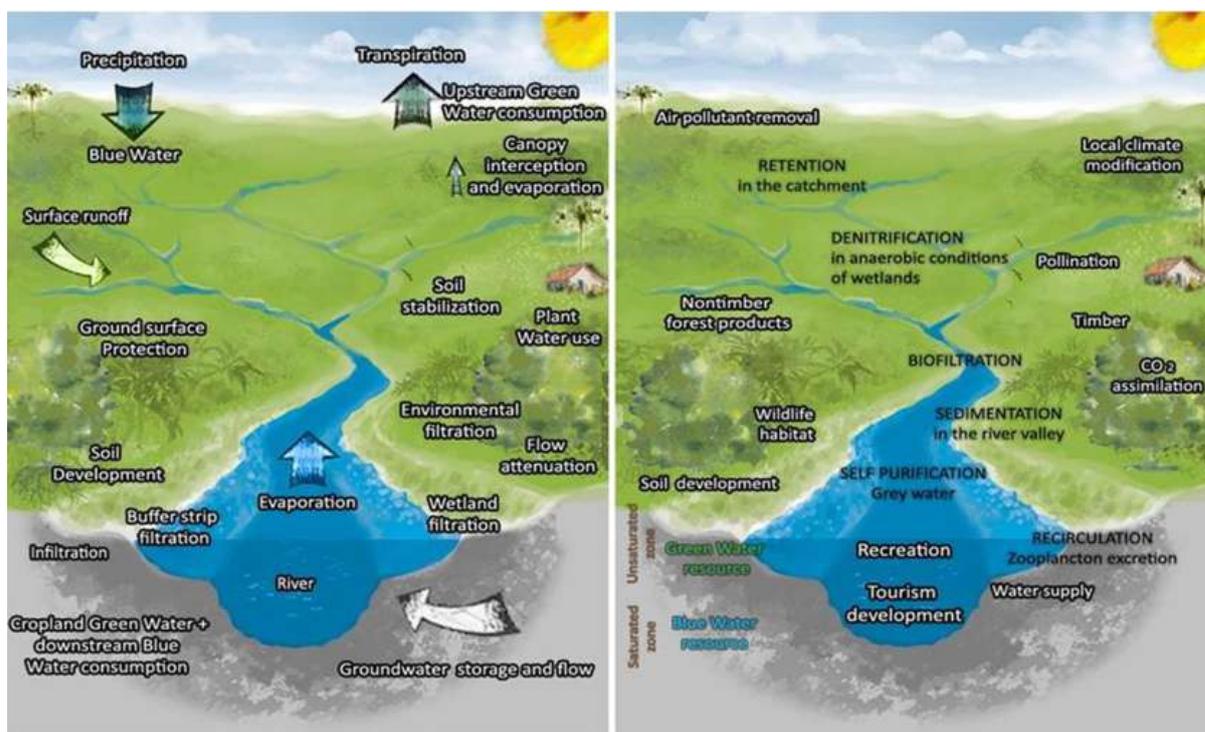


Figura 5 – Fluxos eco-hidrológicos e serviços ecossistêmicos em uma bacia hidrográfica. Lado esquerdo: diagrama conceitual destacando três fluxos principais (precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial). Lado direito: quadro de serviços hidrológicos que mostra como os fluxos eco-hidrológicos afetam a forma como as pessoas podem usar a água. Adaptado de TAFFARELLO et al., 2017.

3.3 GEOTECNOLOGIAS APLICADAS AOS ESTUDOS AMBIENTAIS

A caracterização dos serviços ambientais não é simples e a avaliação de suas qualidades muito menos, isso porque os ecossistemas são ricos em especificidades, e questões acerca do equilíbrio, estresse e potencial sobre a prestação do serviço podem sofrer variações consideráveis. Essa complexidade faz com que seja relativamente dispendiosa uma análise experimental sistemática para grande ou média escala ecossistêmica, sendo necessário o desenvolvimento de novas estratégias para tal, como o uso de tecnologia aplicada.

Imagens orbitais obtidas por diversos tipos de satélite podem ser ferramentas úteis para avaliação da distribuição espacial e do status de componentes ambientais. Por sua vez,

os elementos hídricos apresentam potencial para aplicações práticas de sensoriamento remoto orbital, tanto pelas suas facilidades em interagir com a energia eletromagnética, como pela sua importância estratégica (GOULART et al., 2015; DELGADO et al., 2015; CAÚLA et al., 2015; ZWART e BAASTIANSSEN, 2007).

Assim sendo, estudos como o monitoramento climático através do saldo de radiação e balanço de energia podem representar uma ferramenta diferencial para a obtenção de subsídios expressivos na identificação dos serviços ambientais, e subsequentes intervenções para a conservação da biodiversidade. Entre as ferramentas que mais se destacam no cálculo de balanço energético, que por sua vez é a principal fonte de energia a ser repartida no aquecimento do solo, do ar e no processo de evapotranspiração, está o algoritmo SEBAL (Surface Energy Balance Algorithm for Land), proposto por Bastiaanssen (1998), que utiliza imagens de satélite de forma efetiva e econômica, possibilitando a cobertura espacial de grandes áreas (SANTOS et al., 2017; ALBUQUERQUE et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2015; VELOSO et al., 2017; SILVA et al., 2012).

Dentre os métodos que utilizam imagens de satélites, o SEBAL, é o que tem sido mais aplicado, e com êxito, em diversos ecossistemas do globo na obtenção da ETr (BASTIAANSSEN et al., 1998; BASTIAANSSEN, 2000; SILVA et al., 2012; SILVA e BEZERRA, 2006). Também bem como, tem sido utilizado na estimativa do rendimento de culturas (SILVA et al., 2012; BASTIAANSSEN e ALI, 2003; SAMARASINGHE, 2003). A ETr é determinada com o SEBAL a partir da quantificação da densidade de fluxo de calor latente - LE, que é obtido como resíduo da equação do balanço de energia - BE. O mesmo pode ser aplicado a dados radiométricos de qualquer sensor orbital que efetue medidas da radiação no visível, infravermelho próximo e infravermelho termal. Dessa forma, o mesmo tem sido aplicado a imagens do Mapeador Temático - TM do satélite Landsat 5 (SANTOS et al., 2017; ALBUQUERQUE et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2015; VELOSO et al., 2017; BASTIAANSSEN et al., 1998; BASTIAANSSEN, 2000; SILVA et al., 2005; SILVA e BEZERRA, 2012).

3.4 O ESTUDO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO E O ALGORITMO SEBAL/ METRIC

No que diz respeito à contribuição que o conhecimento da evapotranspiração representa no âmbito da identificação dos serviços ambientais, pode-se evidenciar seu papel no ciclo hidrológico em termos globais, e ainda, salientar a importância da regulação do mesmo para o equilíbrio ambiental dos ecossistemas e o bem-estar da sociedade. No ciclo hidrológico, a evapotranspiração (ETP) é a forma pela qual a água da superfície terrestre passa para a atmosfera no estado de vapor. Sobre isto, Ayoade, (1996) argumenta que a atmosfera recebe umidade da superfície terrestre através da evaporação da água do solo nu, das superfícies aquáticas e da transpiração das plantas, e define a ET como um processo contínuo de evaporação e transpiração, onde o fator determinante destes seria a disponibilidade de umidade na superfície onde há evaporação e a capacidade da atmosfera de vaporizar água, bem como remover e transportar o

vapor para cima.

Pode-se afirmar que a ETP, em uma escala intermediária, exerce um papel basilar no balanço hídrico de microbacias hidrográficas, ao lado da precipitação. A vazão do sistema de drenagem vai ser definida ao passo que ocorre o balanço entre a água que entra na microbacia por meio da precipitação e que sai através da ETP. Entre os fatores climáticos e meteorológicos determinantes da evaporação e evapotranspiração, estão o saldo de radiação, a temperatura do ar, a umidade do ar e a velocidade do vento, a serem investigados no processo de identificação e monitoramento da ETP em áreas predeterminadas. (LISBOA et al., 2016; AL ZAYED, 2016; ALLEN, 2007; SOUZA, 2014).

A ET pode ser medida por meio de equipamentos como os lisímetros, estimada por meio do balanço hídrico no solo ou de dados meteorológicos aplicados em equações, conforme Allen et al. (1998). No entanto, Menezes, (2009) afirma que estes métodos são limitados porque possibilitam a estimativa de valores pontuais de ET para um local específico e não para uma escala a nível regional, limitação que encorajou o desenvolvimento do uso de dados obtidos por sensoriamento remoto para a avaliação da ET em grandes áreas. O benefício principal do uso do sensoriamento remoto é que a evapotranspiração pode ser calculada sem a necessidade de quantificar os complexos processos hidrológicos. É importante frisar que a ETP é variável no espaço e no tempo devido primeiramente à larga variabilidade espacial da precipitação, características hidráulicas de solo, e densidades e tipos de vegetação, além da variabilidade climática. Assim, imagens de satélite provêm excelentes meios para se determinar e mapear a estrutura espacial e temporal da ETR, uma vez que consegue captar com maior precisão as variâncias dos elementos determinantes que a compõe (ALLEN et al., 2011; LISBOA et al., 2016; AL ZAYED, 2016).

Costa, (1997) expõe que técnicas de sensoriamento remoto podem ser utilizadas na estimativa de condições hidrológicas e de suas influências na vegetação de bacias hidrográficas. Neste contexto, o uso de imagens orbitais representa uma importante ferramenta a ser explorada, dado seu caráter multiespectral que possibilita uma análise diversificada de componentes agrometeorológicos, como a temperatura foliar e a condição hídrica em grandes escalas.

O processo de gestão pública demanda continuamente estratégias práticas e efetivas para conduzir investimentos em recursos exauríveis, e à medida que os recursos hídricos tornam-se mais escassos e valiosos, geri-lo adequadamente compõe um desafio para toda a sociedade. O entendimento do funcionamento dos sistemas naturais e das leis físicas que governam cada componente do ciclo hidrológico é imprescindível para o administrador de recursos hídricos. No que concerne particularmente ao processo de evaporação da superfície da terra, é necessário um entendimento detalhado dos processos de superfície envolvidos em sua determinação para que se alcance um desenvolvimento sustentável dos nossos recursos naturais. Bastiaansen, (2002) afirma ainda que os dados sobre a evapotranspiração são úteis para o planejamento de suprimento de irrigação, direitos sobre regulação da água, e estudos hidrológicos de bacias

hidrográficas. Bezerra (2004) assegura que os dados obtidos por meio do sensoriamento remoto para o cálculo dos fluxos de energia que ocorrem na interface solo/vegetação/atmosfera se utilizam de algoritmos para a obtenção desses elementos. Alguns destes têm sido utilizados nos últimos anos, dentre os quais se destaca o algoritmo SEBAL (Surface Energy Balance Algorithm for Land), desenvolvido por Wim Bastiaanssen no ano de 1995, tendo por finalidade a obtenção da evapotranspiração através de dados de imagem digital e dados complementares de superfície.

O SEBAL é um algoritmo utilizado mais especificamente para a determinação dos mapas de evapotranspiração em grandes áreas. Ele é processado por meio de passos computacionais que predizem um balanço completo da radiação e da energia sobre a superfície da terra, e utiliza basicamente imagens coletadas pelo Landsat ou outro sensor que colete comprimentos de onda na região do infravermelho refletivo e termal. O SEBAL calcula o fluxo da ETR para cada pixel da imagem, através de um resíduo da equação do balanço de energia de superfície:

$$LE = R_n - H - G \quad (3.1)$$

Onde: R_n representa o saldo de radiação, LE a densidade de fluxo de calor latente, H a densidade de fluxo de calor sensível e G a densidade de fluxo de calor no solo, todos em $W.m^{-2}$.

Já o Mapa de alta resolução com calibração internalizada, Mapping evapotranspiration at high resolution with internalized calibration - METRIC tem como fundamentos, princípios e técnicas utilizados pelos modelos pioneiros, principalmente o algoritmos de balanço de energia de superfície terrestre, Surface energy balance algorithm for land - SEBAL, o importante modelo de balanço de energia desenvolvido na Holanda e aplicado mundialmente por Bastiaanssen e seus associados. Em particular, o METRIC usa o SEBAL para estimar o gradiente de temperatura próxima a superfície, dT , como função indexada da superfície radiométrica, eliminando assim a necessidade de ter que precisar da temperatura superficial aerodinâmica e a necessidade de medições de temperatura do ar para estimar o calor sensível fluxo na superfície (ALLEN, 2011; AMORIM et al., 2016; LISBOA et al., 2016).

O METRIC utiliza a calibração interna de o balanço energético por satélite em duas condições extremas (seco e úmido) usando dados meteorológicos disponíveis localmente. A autocalibragem é realizada para cada imagem com base na evapotranspiração de referência ET (ET_r) calculada a partir de dados meteorológicos por hora. O calibração interna e o uso da temperatura indexada gradiente elimina a necessidade de correção atmosférica da TST e medições de reflectância (albedo). A calibração interna também reduz impactos de preconceitos na correção de estimativa da estabilidade aerodinâmica e rugosidade da superfície (ALLEN, 2011; LIU e KAR, 2014; AMORIM et al., 2016; LISBOA et al., 2016).

Os modelos SEBAL e METRIC representam uma maturação tecnológica para derivar uma energia de superfície orientada por satélite para estimar evapotranspiração - ET da superfície terrestre. Foram idealizados com o potencial para ser amplamente adotado pelos profissionais

de recursos hídricos e as comunidades afins. O METRIC especificamente, foi projetado para produzir mapas de alta qualidade e mais precisos de ET para regiões focadas, com pelo menos algumas centenas de quilômetros de escala e alta resolução (ALLEN, 2011; LIOU e KAR, 2014; AMORIM et al., 2016; LISBOA et al., 2016).

Assim o desafio que transpassa o pensamento cartesiano dos modelos é a aplicação destes como ferramentas de extração informativa acerca das funções ecossistêmicas, favorecendo estimativas da quantificação dos serviços ambientais propostos, devem ser ferramentas fundamentais para a gestão e tomada de decisão (MÜLLER et al., 2010; OLOSUTEAN, 2015).

3.5 GEOTECNOLOGIAS APLICADAS AO ESTUDO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS

O bem-estar humano e o sistema econômico são fortemente dependentes do capital natural (água, ar, solo, fauna e flora) e dos serviços resultantes do funcionamento dos ecossistemas. Por isso, mudanças no funcionamento ecológico de qualquer ecossistema podem ter efeitos diretos ou indiretos sobre os benefícios e a qualidade de vida das populações humanas (WUNDER, 2015; BURKHARD et al., 2012).

O conceito de Serviços Ambientais (SA) surgiu com a necessidade de demonstrar que as áreas naturais são responsáveis por cumprir funções essenciais nos processos de manutenção da vida, em oposição à falsa ideia de que ecossistemas preservados ou intactos são tidos como “improdutivos” ou “obstáculos ao desenvolvimento econômico”. Isso significa dizer que todo ecossistema é um sistema natural que produz uma série de benefícios dos quais o homem se apropria (como a água, madeira e alimentos) ou consome (como paisagem, regulação climática e purificação do ar) (WUNDER, 2015; CAMPANILI e SCHAFFER, 2010, GRIEG-GRAN et al., 2005).

Os serviços ambientais são os benefícios obtidos dos ecossistemas pelas pessoas. Inclui-se nesta condição uma grande gama de ecossistemas, desde aqueles relativamente intocados, como florestas naturais, passando por paisagens com diferentes formas de uso humano, até ecossistemas intensivamente manejados e modificados, como áreas agrícolas e urbanas. Clements e Milner-Gulland (2015) e May e Geluda (2005) complementam esta conceituação ao se referirem a estes como benefícios gerados à sociedade pela natureza, até então sem remuneração monetária aos seus provedores.

Os Serviços ambientais foram descritos inicialmente na década de 90 do século XX e podem ser definidos como aqueles capazes de sustentar e satisfazer as condições de vida humana (DE GROOT, 1992). Cavalcanti (2002) indica a existência básica de três tipos de serviços ambientais: manutenção da biodiversidade, manutenção dos estoques de carbono e o ciclo da água. Os quais segundo Tonhasca Jr (2004) podem ser exemplificados pelos: controle de erosão e sedimentação através da retenção do solo; regulação do fluxo hidrológico; controle de

distúrbios climáticos; valor cultural e estético; proteção de habitat; controle de doenças e pragas; e fonte de material genético. Todos esses aspectos vem sendo discutidos e já foram abordados posteriormente por vários pesquisadores (SAAD, 2016; SILVA et al., 2015; ALBUQUERQUE, et al., 2015; ALBUQUERQUE, 2010; LIMA, 2013; WUNDER, 2015; SILVA, 2014; CLEMENTS e MILNER-GULLAND, 2015; ALIX-GARCIA e WOLFF, 2014 e GÓMEZ-BAGGETHUN e DE GROOT, 2010).

Veiga Neto e Denardin (2001) ainda citaram como exemplos de serviços ambientais: a purificação do ar e da água, a mitigação das enchentes e da seca, a desintoxicação e a decomposição dos dejetos, a geração e a renovação do solo e de sua fertilidade, a polinização das culturas e da vegetação natural, o controle da maioria das potenciais pragas agrícolas, a dispersão das sementes e a translocação dos nutrientes, a manutenção da biodiversidade, do qual depende a humanidade para sua alimentação, seus medicamentos e para o desenvolvimento industrial, a proteção dos raios ultravioleta, a participação da estabilização climática, o suporte para as diversas culturas da civilização humana e o estímulo estético e intelectual para o espírito humano.

Com relação à valoração dos serviços ambientais, Seroa da Motta (2006) afirma que todas as mercadorias têm valor econômico, pois têm preço definido pelo mercado. Mas os recursos da biodiversidade, tais como um orangotango, uma floresta, o ar e tantos outros, não têm preço fixado pelos mercados. Esses recursos naturais não são mercadorias, constituem-se em ativos essenciais à preservação da vida de todos os seres. Portanto, como afirma Seroa da Motta (1998), determinar o valor econômico de um recurso ambiental é estimar o valor monetário deste em relação aos outros bens e serviços disponíveis na economia. Embora o uso de recursos ambientais não tenha seu preço reconhecido no mercado, seu valor econômico existe na medida em que seu uso altera o nível de produção e consumo (bem estar) da sociedade. Mesmo considerando que os serviços ambientais e, conseqüentemente, a atribuição de valores a estes, só tenha sentido quando se trata da relação destes com o homem, é importante ressaltar a afirmação de Ortiz (2003), de que todo recurso ambiental tem um valor intrínseco que, por definição, é o valor que lhe é próprio, interior, inerente ou peculiar. É o valor que reflete direitos de existência de espécies não humanas e objetos inanimados, por exemplo. Esta é a opinião corroborada por Serôa da Motta (2006), ao afirmar que primeiro devemos perceber que o valor econômico dos recursos ambientais é derivado de todos os seus atributos e, segundo, que estes atributos podem estar ou não associados a um uso. Para Smith et al.(2007), a valoração de serviços ecossistêmicos se baseia no conceito de Valor Econômico Total -VET, que tem se convertido em um marco muito utilizado para examinar o valor dos ecossistemas. O usual é que o valor econômico total se desagregue em duas categorias: valores de uso e valores de não uso.

Os valores de uso se compõem de três elementos:

- Valor de uso direto, que também se conhece como valor de uso extrativo, de consumo ou estrutural. Exemplos destes bens incluem a água potável, os peixes e a energia hidroelétrica, assim como atividades recreativas.

- Valor de uso indireto, que se obtêm sobretudo dos serviços que proveem o meio ambiente, incluindo regulação de caudais fluviais, controle de inundações e purificação da água.
- Valor de opção, que é o valor atribuído à manutenção da possibilidade de obter benefícios de bens e serviços ecossistêmicos em data posterior, incluindo os procedentes de serviços ecossistêmicos que parecem ter um escasso valor na atualidade, mas que poderiam alcançar um valor muito mais elevado no futuro, devido à nova informação ou conhecimento.

Entendido o fato de que os bens naturais, ainda que não disponíveis em um mercado, podem sim apresentar um valor monetário, e que este valor pode ser importante para promover a sua conservação, se faz necessário saber de que forma realizar os pagamentos por estes bens e serviços.

No caso dos recursos hídricos, os serviços ambientais são conhecidos como hidrológicos, normalmente estando associados à quantidade (perenidade) e qualidade da água (pureza). São discutidos como exemplos desta modalidade, a proteção do solo contra impacto da gota de chuva, a redução da suscetibilidade do solo, infiltração, interceptação vertical, redução dos riscos de cheias, deslizamentos, ou seja, todas variáveis que interferem ciclo hidrológico. Neste contexto, os ecossistemas florestais desempenham a função de administração hidrológica da água precipitada, isto é, captando, armazenando e disponibilizando-a lenta e gradualmente, em quantidade e qualidade, ainda que no período de estiagem (VALCARCEL, 1998; ALBUQUERQUE, 2010). Essa é uma condição de desempenho de serviço ambiental, a partir do ajuste evolutivo do ecossistema, aonde existe uma conexão interdependente entre as grandezas naturais. Por outro lado, caso o ecossistema esteja desajustado, como uma área degradada, submetida a exíguos atributos ambientais e baixa resiliência, o cenário de desempenho de serviços (produção de água) é invertido (produção de sedimentos), consequência da ausência do componente florestal e vulnerabilidade do solo. Dessa forma, as reações dos ecossistemas, isto é, capacidade de, a partir, de uma chuva intensa, por exemplo, gerar serviços ambientais, varia de acordo com a integridade do ecossistema, seu estado de conservação.

Esse tipo de serviço ambiental hidrológico tem sido testado em áreas da zona da mata Pernambucana, a fim de se estabelecer correlações de dependência entre a qualidade do serviço prestado e as diversas formas de impacto sobre o solo, o clima e a água nas diferentes bacias hidrográficas da região. A quantificação de tais serviços, utilizando desde modelos matemáticos a processos experimentais, são uma realidade útil para apoiar o processo de tomada de decisão e podem ser revistos em trabalhos atuais, como Saad (2016); Lima (2013), Silva (2014); Albuquerque et al. (2015); Silva et al. (2015) e em Albuquerque (2010). Este último autor testou experimentalmente em microbacias da zona da mata de Pernambuco, a diferença real e precisa entre os serviços hidrológicos prestados por tipos de cobertura vegetal distintas. Em microbacias rurais de ocupação humana, com uso do solo totalmente agrícola, os picos de vazão provocaram vazões até 7 vezes mais intensas do que em microbacias com área com cobertura natural, considerando, para isso, os eventos de precipitação do período chuvoso de 2010. Outro serviço

avaliado por Albuquerque (2010), demonstrou que no período pós – precipitação as microbacias rurais agrícolas apresentaram ineficiência para manter o fluxo regular pré – recessão. A partir dos resultados citados pode-se entender que os prejuízos provocados pelas chuvas intensas no período de junho a setembro de 2010 poderiam ter sido minimizados consideravelmente na microrregião de Pombos – Vitória, assim, os prejuízos econômicos e sócio – ambientais seriam talvez 7 vezes menor, considerando a lógica do estudo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta sequência podemos observar os aspectos organizacionais que serviram de base para a tese, desde seu ambiente até as metodologias envolvidas em cada etapa.

4.1 ÁREAS DE ESTUDO

Apresentação das paisagens diversas abordadas na tese.

4.1.1 Zona da Mata

Como recorte para a realização das análises de parte deste trabalho, foram selecionadas cinco sub bacias hidrográficas representativas na região da Zona da Mata. A escolha dos limites da área para realização da modelagem obedeceu ao recorte do mosaico das microbacias integradas brasileiras referente ao projeto Ottobacias da Agência Nacional de Águas – ANA. Essas áreas são reconhecidas como: sub bacia do Sirigi (Região do Mascarenhas), sub bacia do GL1 (Região do Beberibe), sub bacia do Pirapama, sub bacia do Una (Região do Bonito), sub bacia do Sirinhaém (Região do Formoso) (Figura 6). Também na Zona da Mata, mais especificamente para o estudo qualitativo, foram estudadas algumas áreas das microbacias do rio Tapacura e do riacho do Prata (Figuras 8 e 7).

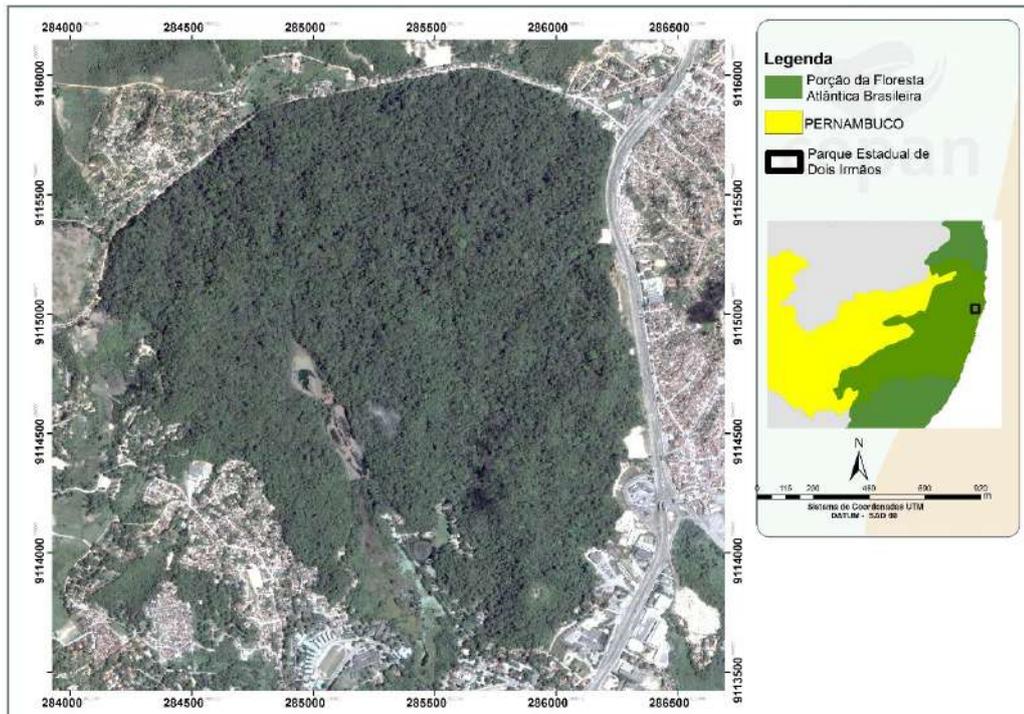


Figura 6 – Localização da microbacia do riacho Prata.

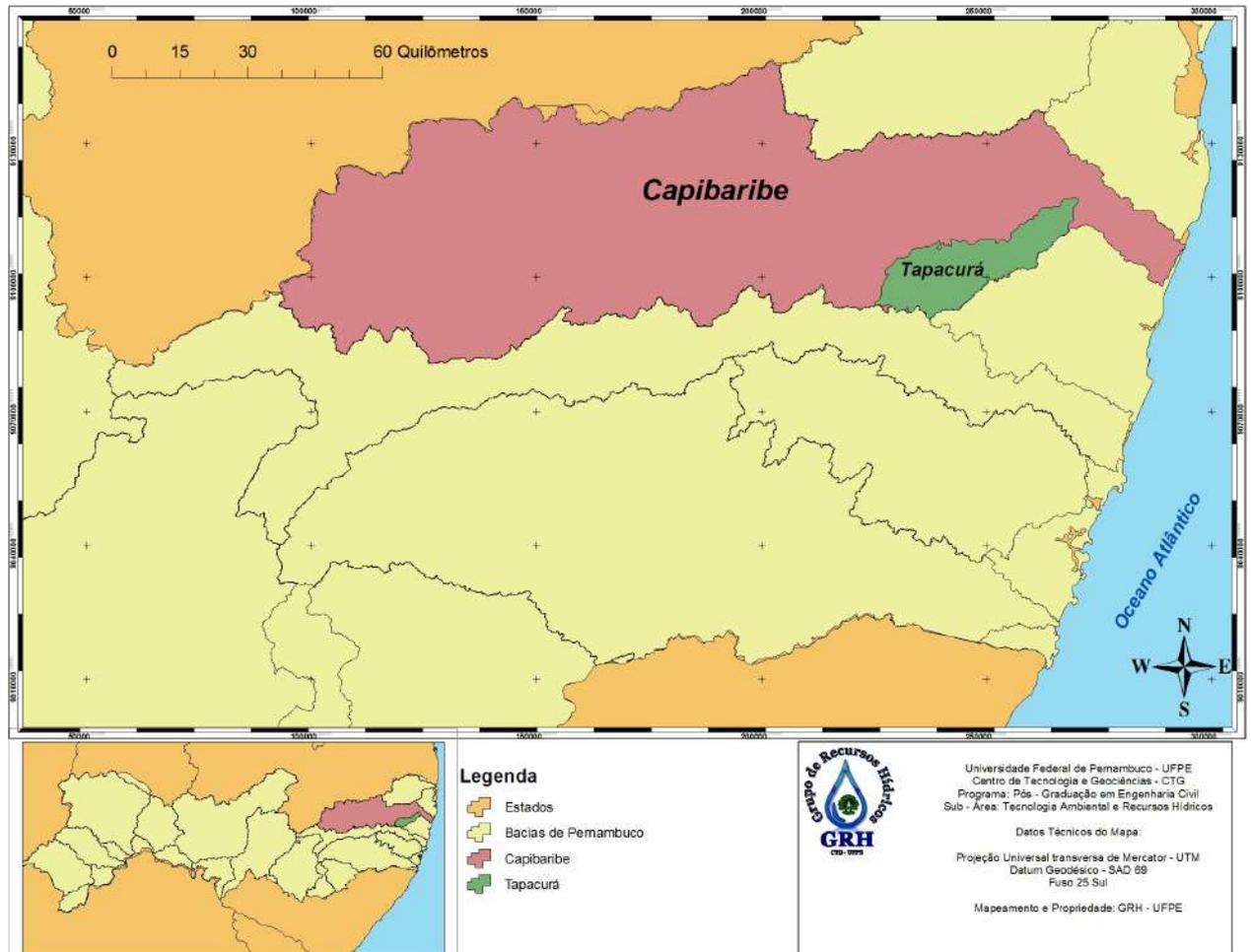


Figura 7 – Localização da microbacia do rio Tapacurá.

4.1.2 Semiárido

A escolha dos limites da área para realização da modelagem obedeceu ao recorte do mosaico das microbacias integradas brasileiras referente ao projeto Ottobacias da Agência Nacional de Águas - ANA, formando assim, um fragmento paisagístico fracionado a partir da região central do estado de Pernambuco, correspondendo por grande parte da bacia hidrográfica do Pajeú (Figura 9).

A bacia hidrográfica do rio Pajeú está inserida no contexto de bacias experimentais e representativas da SUDENE (CIRILO et al., 2007), localizando-se entre as coordenadas geográficas de 07°16'20" e 08°56'01" de latitude sul e 36°59'00" e 38°57'45" de longitude a oeste de Greenwich. Está inserida na região fisiográfica do Sertão de Pernambuco (Figura 10).

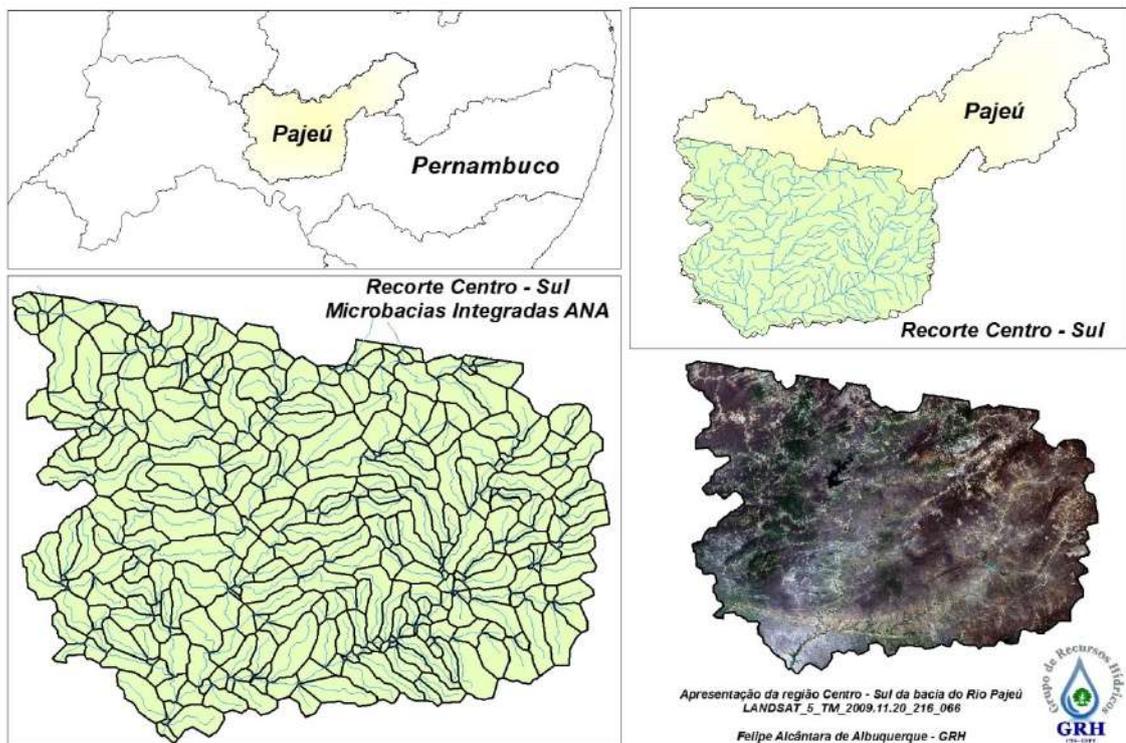


Figura 9 – Limites da área de modelagem na bacia do rio Pajeú, formada pela união do grupo de microbacias da ANA (Ottobacias), correspondente a região centro sul.

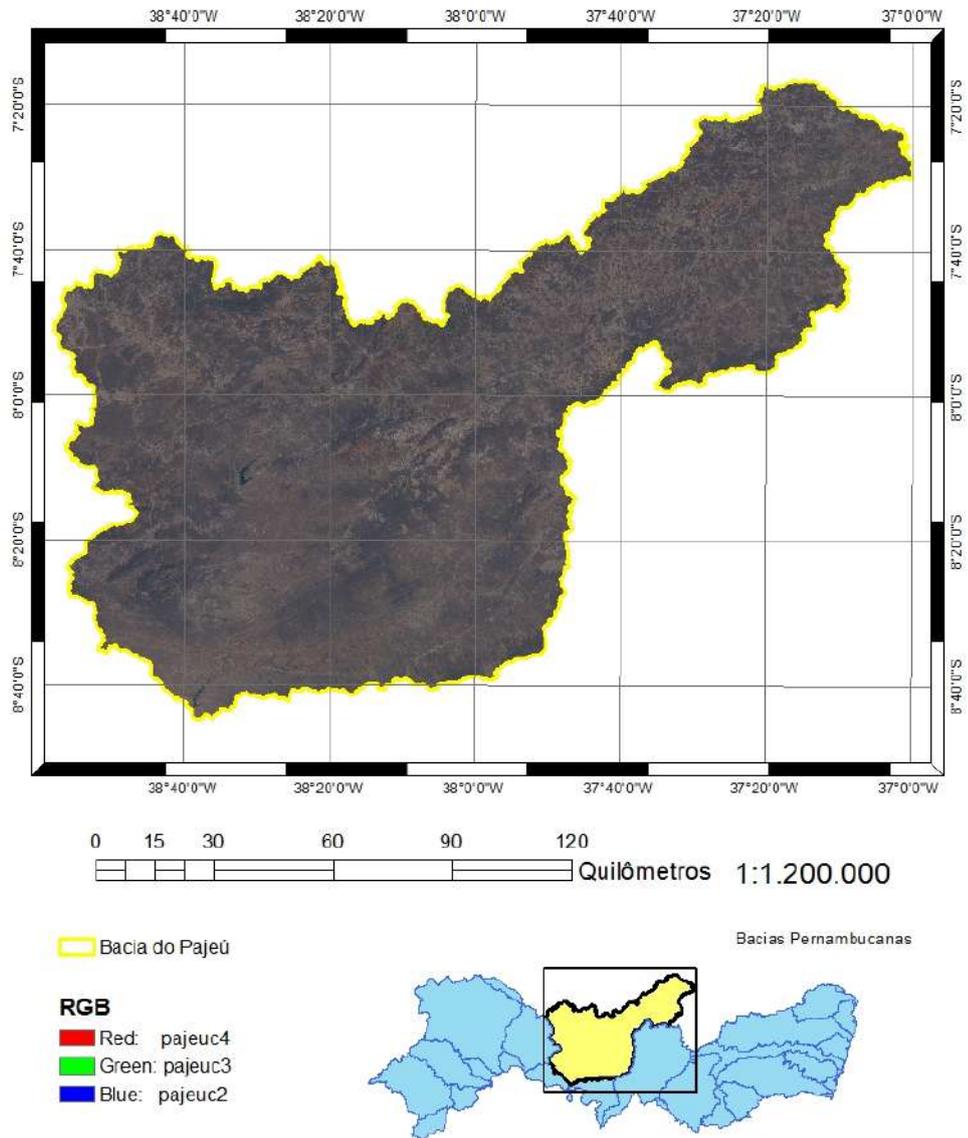


Figura 10 – Mosaico da bacia hidrográfica do rio Pajeú.

4.2 ESTUDOS FISIAGRÁFICOS

Utilizou-se os arquivos com as informações topográficas das bacias hidrográficas de interesse do banco de dados ASTER GDEM. A partir deste arquivo Raster desenvolveu-se o banco de dados hidrológicos das bacias hidrográficas de interesse particular para a realização do estudo na zona da mata pernambucana. Especificamente para a microbacia do Prata foi utilizada uma base cartográfica de escala 1:2000 disponibilizada pela FIDEM – PE, esta, serviu de subsídio para vetorização das curvas de nível utilizadas para construção da matriz do modelo de superfície.

Para realização do processamento digital da malha hidrológica e das matrizes de dados de elevação e declividade foram utilizadas algumas ferramentas em ambiente CAD (Computer Aided Design) e outras utilizando o Sistema de Informação Geográfica – SIG, ARCMAP 10.3 da ESRI GIS (Environmental Systems Research Institute), registrados para o IFPE, CEPAN, SERGEO e DEcivil – UFPE, parceiros institucionais em projetos de pesquisa. Todas as composições vetoriais correspondentes que estiveram em arquivos com extensão .dwg/.dxf compatíveis com o formato CAD (Computer Aided Design) foram editadas de forma a obter-se vetores em .shp/.shx/.dbf (Shapefile) compatíveis com o ambiente GIS do ARCGIS 10.3, criando assim ao final, um banco de dados específico para cada programa.

4.2.1 Parâmetros físicos

Foram considerados os seguintes parâmetros físicos para diagnósticos das potencialidades cinéticas das bacias hidrográficas: fator de forma, índice de compacidade, declividade, hipsometria, elevação média e densidade de drenagem.

Quadro 1 – Base metodológica dos estudos fisiográficos.

PARÂMETROS	EQUAÇÕES	INFORMAÇÕES	LITERATURA
Forma da Microbacia	$K_f = \frac{\bar{L}}{L}$	L = comprimento da bacia; \bar{L} = largura média.	VILLELA & MATTOS, 1975; TUCCI, 2007;
Índice de Compacidade (Kc)	$K_c = \frac{P}{2\pi R} = \frac{0,28P}{\sqrt{A}}$	P = perímetro da bacia em km; A = área da bacia em km ²	VILLELA & MATTOS, 1975; TUCCI, 2007;
Declividade da Bacia	ARCGIS 10.3	ASTER-DEM	
Hipsometria	ARCGIS 10.3	ASTER-DEM	
Elevação Média da Bacia	$E = \frac{\sum e \cdot a}{A}$	E= elevação média; e= elevação média entre duas curvas de nível consecutivas; a= área entre as curvas de nível; A= área total	VILLELA & MATTOS, 1975; TUCCI, 2007;
Densidade de Drenagem	$D = \frac{L_T}{A}$	L _T = extensão total dos cursos d'água; A= área da bacia hidrográfica.	VILLELA & MATTOS, 1975; TUCCI, 2007;

4.3 GEOPROCESSAMENTO E USO DO SOLO

Para as cinco sub bacias maiores foram utilizadas imagens do satélite Landsat 5 TM, precisamente da órbita 214 pontos 65 e 66, na data 29/08/2007 (data esta de máxima visibilidade para o processo estatístico a ser aplicado no modelo teste), após foram realizados procedimentos de modelagem digital utilizando a ferramenta Model Maker do programa ERDAS IMAGINE 2014. Para microbacia do rio Tapacura também foram utilizadas imagens do satélite Landsat 5 TM de 29/08/2007 (Imagem do catálogo com o menor percentual de cobertura de nuvem dos últimos 10 anos).

Também foram utilizadas para essas sub bacias imagens RapidEye, adquiridas a partir de catálogo reativo para ano de 2010 e 2011. As imagens foram selecionadas considerando a abrangência máxima de cobertura das bacias da zona da mata Pernambucana e principalmente em relação ao orçamento disponível para compra no projeto. Cada um dos cinco satélites da RapidEye são equipados com sensor multiespectral composto de scanners de linha com 12.000 pixels cada, capazes de capturar imagens em cinco bandas espectrais, com alcance de comprimento de onda entre 440 μm e 850 μm . Incluindo a banda Red Edge, específica para o monitoramento da atividade fotossintética da vegetação. As imagens RapidEye são ortorretificadas com resolução de 5 metros. Com a adição de pontos de controle apropriados, é possível obter um produto compatível com a escala 1:25.000.

Utilizando o ERDAS IMAGINE 2014 foram gerados mapas de uso do solo com base nas imagens RapidEye para serem utilizados como variável estratégica no cálculo do escoamento superficial de cada bacia hidrográfica. Foram observados os limites do mosaico de temperatura em relação às áreas correspondentes aos aglomerados urbanos e outros tipos de solos expostos, corpos hídricos, superfícies agrícolas, áreas de regeneração, mangue e fragmentos florestais densos. Para isso criou-se assinaturas digitais para os pixels de cada tipo de representação física, utilizando o Signature Editor do Classifier, ainda usando o ERDAS 2014. A partir das assinaturas existentes foram geradas imagens classificadas pela ferramenta, Supervised Classification do Classifier.

Foram realizados procedimentos de geoprocessamento para uma readequação do mapeamento pré-existente, feito inicialmente por classificação automática, e depois finalizado por classificação supervisionada com tomada de pontos em check list de campo. Esse processo teve como objetivo homogeneizar algumas classes para que se adequasse melhor com o objetivo da pesquisa. Todos esses procedimentos foram realizados no software ARCGIS 10.3 registrado para o Centro de Estudos Ambientais do Nordeste - CEPAN.

Para a realização do mapeamento de uso da terra na Bacia do Riacho Prata, foram utilizadas fotografias aéreas obtidas junto a Fundação de Desenvolvimento Municipal CONDEPE/FIDEM, dos anos de 1974 e 1997 e uma imagem do satélite QuickBird do ano de 2009 (Imagens selecionadas de acordo com a maior escala disponível a baixo custo).

Foram necessários alguns procedimentos metodológicos para deixar as fotografias aéreas e as imagens aptas para o mapeamento, e essas etapas serão descritas a seguir:

1. Mosaico das fotografias aéreas, essa etapa é de fundamental importância para um bom resultado, pois um mosaico defeituoso compromete diretamente a acurácia do mapeamento e mensuração das classes. Para a realização do mosaico tem que se observar o fato de que é necessário uma atenção no recobrimento das fotografias, onde uma se sobreponha a outra, e esse recobrimento é de 60% longitudinal e em torno de 20 a 40% latitudinal.
2. Após o mosaico das fotografias aéreas as mesmas lhe foram georreferenciadas, e ortorretificadas para minimizar as distorções em relação ao terreno, e tomando-se como referência uma carta topográfica.
3. Foi realizada a classificação supervisionada do uso do solo, indicando analiticamente as classes básicas de ocupação e uso do solo tanto para o Parque Estadual de Dois Irmãos e sua área de entorno (Bacia do Prata), quanto para a bacia do Rio Tapacurá.

4.4 ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Esse estudo predispôs saber as relações de resposta a uma variável hidrológica quantitativa, neste caso a precipitação, em consequência da transformação da cobertura de superfície. Foram utilizadas classes de uso advindas do estudo de caracterização de uso e ocupação do solo por imagens orbitais e sobrevoo, descritas anteriormente.

Para medição da lâmina de água proporcional ao que se transforma em escoamento na superfície de uma bacia, a partir de uma precipitação, foi utilizado o Método da Curva Número, que foi desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Solos (Soil Conservation Service – SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture – USDA), segundo Wilken (1971), através dos estudos prévios de Ven Te Chow, elaborados na década de 60 do século XX. Esse tem sido um dos principais métodos aplicados de estudo do escoamento nas bacias hidrográficas no Brasil (TUCCI, 2007). Por este método pode-se estimar a lâmina de escoamento superficial a partir de dados de precipitação e de outros parâmetros da bacia (PRUSKI et al., 2006). Genovez et al., (2001) reforçam afirmando que o método avalia o escoamento superficial causado por determinada chuva, sobre uma área específica, utilizando dados de solo e da cobertura vegetal.

Na estimativa da lâmina escoada pelo método CN utilizou-se a Equação 4.1

$$ES = \frac{PT - 0.2S^2}{PT + 0.8S} \quad (4.1)$$

Em que:

ES - Escoamento superficial (mm);

PT - Precipitação total (mm);

S - Infiltração potencial.

A Equação 4.1 representa a relação chuva-escoamento superficial, quando a precipitação é maior que 20% de S. Uma vez que, ao analisar o comportamento verificado nas bacias experimentais estudadas, o SCS-USDA evidenciou que as abstrações iniciais correspondiam a 20% de S. Para as precipitações menores ou iguais a 0,2S, o escoamento superficial estimado é zero.

O valor de S foi estimado a partir da relação obtida pelo SCS-USDA:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (4.2)$$

Em que CN é o número da curva, cujo valor pode variar de 1 a 100, e depende do uso e manejo da terra, do grupo de solo, da condição hidrológica e da umidade antecedente do solo.

Este trabalho foi desenvolvido de acordo com as especificações metodológicas explícitas em Tucci (2007), com base nos valores de CN descritos em tabelas com representação aos distintos usos do solo. Neste mesmo trabalho foram considerados para o modelo, como categorias de uso do solo: florestas densas, culturas agrícolas e solos expostos urbanos. Foram consideradas as três condições de precipitação antecedente para realização das análises comparativas entre as bacias estudadas, sendo estas descritas por Genovez (2001) como sendo:

Condição I (S1): apresenta baixo potencial de run off. Situação na qual os solos da bacia estão secos, porém não até o ponto de murchamento das plantas, com umidade suficiente para serem arados e cultivados.

Condição II (S2): apresenta médio potencial de run off. Nesta situação os solos da bacia estão com umidade média, sendo este o caso em que as condições da bacia precederam a ocorrência de cheias em numerosos casos.

Condição III (S3): apresenta alto potencial de run off. Nesta condição o solo se apresenta praticamente saturado em consequência das chuvas ocorridas nos cinco dias anteriores.

O valor de CN é encontrado em tabelas como, por exemplo, em Tucci (2007) para uma condição de umidade antecedente II, devendo este ser ajustado para as condições I e III se for necessário. Como o objetivo deste trabalho foi comparar e mapear o comportamento das bacias o procedimento de ajuste foi realizado pelas equações 4.3 e 4.4.

$$CNI = \frac{4,2CNI}{10 - 0,058CNI} \quad (4.3)$$

$$CNIII = \frac{23CNI}{10 + 0,13CNI} \quad (4.4)$$

Os tipos de solo definidos pelo SCS-USDA são quatro, A, B, C e D, e podem ser identificados de três maneiras: através de suas características, do levantamento realizado no município ou da taxa de infiltração. Estão descritos a seguir da seguinte forma (GENOVEZ, 2001):

Grupo A – solos com baixo potencial de escoamento superficial, alta taxa de infiltração, mesmo quando completamente úmidos, são solos muito permeáveis. Neste grupo estão incluídos os solos arenosos profundos com pouco silte e argila.

Grupo B – solos com moderada taxa de infiltração quando completamente úmidos, são menos profundos ou menos compactos que o grupo A, porém com infiltração média superior e menos permeável que o anterior.

Grupo C – são solos pouco profundos, que geram escoamento superficial acima da média e com infiltração inferior à média. Apresentam camada de impedimento e considerável percentagem de argila.

Grupo D – são solos pouco profundos e de camada impermeável, com infiltração muito baixa, gerando muito escoamento superficial.

De acordo com o observado na maioria dos trabalhos locais sobre as características do solo, como, Moura (2007); Caldas (2007), o mosaico do perfil do solo para fins de modelagem pode, em maioria, dentro da microbacia do Prata, ser considerado como A (Latosolos Amarelos) e B (Argissolos Amarelos), sendo que a representatividade do grupo A é espacialmente característico das áreas de floresta e para atender as expectativas iniciais de comparação entre a funcionalidade entre os vários tipos de uso foi utilizado o tipo B como base em todas as outras áreas, considerando o mesmo o preceito da avaliação de dominialidade superficial.

4.4.1 Microbacia do Prata

A fim de identificar a evolução da eficiência na prestação do serviço ambiental na microbacia do Prata, e a variação do serviço por tipo de uso, foi utilizado comparativamente o modelo de escoamento superficial em diferenciação aos tipos de uso do solo com base nas fotografias aéreas obtidas junto a CONDEPE/FIDEM, dos anos de 1974 e 1997 e imagem do satélite QuickBird de 2009. Como já dito anteriormente, as imagens foram selecionadas a partir da oferta de baixo custo e da menor proporção possível de cobertura de nuvens.

No estudo comparativo evolutivo da prestação do serviço ambiental quantitativo, foram utilizados 16 maiores eventos de precipitação espaçados entre agosto de 2011 e junho de 2012. Neste estudo foram consideradas todas as proporções do mosaico de tipos de solos abordados por Caldas (2007). A proporcionalidade dos solos dentro da bacia serviu como peso para o cálculo do “CN” médio ponderado para os limites da microbacia do Prata. Ainda nesra mesma microbacia, para a análise da diferenciação do serviço ambiental, considerando os tipos de uso do solo específicos, foram utilizados 21 maiores eventos de precipitação capazes de provocar escoamento significativo. O refencial volumétrico para o estudo quantitativo, utilizando os maiores eventos acumulados diários, foi em mm/dia. Os dados ambientais foram obtidos através da plataforma de coleta de dados - PCD Squitter ambiental S1000 instalada próximo ao açude do Prata.



Figura 11 – Plataforma de coleta de dados da Squitter ambiental, modelo completo S1000.

4.4.2 Sub bacias representativas da Zona da Mata pernambucana

Já para as sub bacias representativas da Zona da Mata, os eventos de precipitação foram modelados a partir das curvas IDF (Intensidade - Duração - Frequência) simuladas numa escala de 2 a 200 anos de tempo de retorno. As intensidades máximas aqui utilizadas foram desenvolvidas no contexto do Plano Diretor de Macrodrenagem da Região Metropolitana do Recife, encomendado pela Fundação de Desenvolvimento Municipal (FIDEM, 1979). Foram escolhidas pela habitualidade, por serem utilizadas constantemente para cálculos hidrológicos na Região Metropolitana de Pernambuco (RAMOS, 2006). Embora haja atualizações das equações IDF, em levantamento bibliográfico, foram estas supracitadas utilizadas mais frequentemente. Assim, preferiu-se em caráter conservador para o modelo teste de avaliação, utilizar-se das equações tradicionalmente observadas para a região, principalmente por que as observa-se em seus planos de bacias.

A partir dos dados de precipitação e as variáveis correspondentes ao modelo SCS, foram gerados os escoamentos para o uso do solo constituinte do mosaico de superfície, extraídos das imagens RapidEye, e estes, foram comparados aos perfis comparativos de controle do uso, também relacionados como: uso natural florestal, uso de cultivo/pastagem e uso de urbanização densa. O modelo teste foi organizado para um tempo de duração de uma hora de evento e a escala de tempo de retorno variável entre 2 e 200 anos para que se tivesse um perfilhamento comportamental da região com base em diversos tipos de eventos. Assim, mesmo havendo flutuabilidade estatística das grandezas pluviométricas ao longo do tempo, neste teste, já seria possível de se observar a evolução do comportamento de escoamento em uma larga faixa de eventos intensos simulados.

A determinação destas equações foi realizada a partir de registros pluviográficos de 15 anos do posto de Olinda e de 10 anos do posto do Curado. O procedimento proposto é o de se considerar o maior valor fornecido entre as duas equações expostas a seguir:

$$i_1 = \frac{456,768T - 1,5^{0,117} - 4,54 \times 10^{21} t^8}{t + 6^{0,58111}} \quad (4.5)$$

$$i_2 = \frac{72,153T - 1,75^{0,173}}{\frac{t}{60} + 1^{0,74826}} \quad (4.6)$$

Onde:

T=período de retorno em anos;

t =duração da chuva em minutos;

i =intensidade da chuva (mm/h).

4.5 MÉTODO PARA OBTENÇÃO DOS COMPONENTES PRINCIPAIS E SUB COMPONENTES DO MODELO SEBAL/METRIC

A etapa inicial para modelagem da evapotranspiração via modelo SEBAL/ METRIC constitui no cômputo da radiância espectral de cada banda, ($L_{\lambda i}$), esta obtida através da transformação do Número Digital (ND, ou DN do inglês: Digital Number) de cada pixel da imagem em radiância espectral monocromática, processo que também conhecido por calibração radiométrica.

As radiâncias, que representam a energia solar refletida por cada pixel, por unidade de área, de tempo, de ângulo sólido e de comprimento de onda, medida ao nível do satélite Landsat 5 TM, para as bandas espectrais, são calculadas segundo a equação de Markham e Baker (1987):

$$L_{\lambda i} = a_i + \frac{b_i - a_i}{254} ND - 1 \quad (4.7)$$

Sendo que: “a” e “b” são as radiâncias espectrais mínimas e máximas ($Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$) relatados por Chander e Markham (2007), ND é a intensidade do pixel (número inteiro entre 0 e 255) e “i” cada banda do TM - Landsat 5.

Na segunda etapa obteve-se o cômputo da reflectância monocromática de cada banda ($\rho_{\lambda i}$), definida como sendo a razão entre o fluxo de radiação solar refletida e o fluxo de radiação solar incidente. De posse dos mapas de radiância espectral de cada banda, informações sobre cosseno do ângulo zenital solar e irradiância espectral no topo da atmosfera seguindo Chander e Markham (2007), estimou-se a refletância espectral planetária em cada banda, através da equação (ALLEN et al., 2002; BASTIAANSSEN, 1995):

$$\rho_{\lambda i} = \frac{\pi L_{\lambda i}}{K_{\lambda i} \cos Z d_r} \quad (4.8)$$

Sendo que ($L_{\lambda i}$) ($Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$) é a radiância espectral de cada banda, ($K_{\lambda i}$) é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($Wm^{-2}\mu m^{-1}$), Z é o ângulo zenital solar e (d_r) é a razão entre a distância média Terra-Sol (ρ) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia Juliano do ano (DJ), de acordo com Iqbal (1983).

Com o uso do Mapping evapotranspiration at high resolution with internalized calibration - METRIC foi possível fazer a correção angular para cômputo da reflectância planetária, corrigindo dessa forma, a falha do modelo SEBAL original em considerar o cosseno do ângulo de incidência da radiação solar constante para toda imagem. Assim, usando as correções do METRIC nessa etapa pode-se observar um ajuste acerca da inclinação da superfície e consequentemente o valor final da reflectância e de outras variáveis relacionadas.

Assim sendo, para tornar o modelo mais sensível às variantes superficiais, utilizou-se a proposta de cálculo para o ângulo zenital solar para cada pixel. Nas áreas que apresentam inclinações acentuadas o ângulo de incidência da radiação solar depende da inclinação da superfície e do seu aspecto, isto é, do azimute da normal da superfície, necessitando nesse caso, do Modelo de Elevação Digital do terreno – DEM, que é obtido pela equação proposta por Duffie e Beckman (1991):

$$\begin{aligned}
 \cos \theta_{rel} &= \sin \delta \sin \phi \cos s - \sin \delta \cos \phi \sin s \cos \gamma \\
 &+ \cos \delta \cos \phi \cos s \cos \omega \\
 &+ \cos \delta \sin \phi \sin s \cos \gamma \cos \omega \\
 &+ \cos \delta \sin \gamma \sin s \sin \omega
 \end{aligned} \tag{4.9}$$

Onde (δ) é a declinação do Sol (positiva na primavera e verão do hemisfério norte); (ϕ) é a latitude do pixel (positivo para o hemisfério norte e negativa para o hemisfério sul); s é a inclinação da superfície, onde $s=0$ para horizontal e $s = \pi_{\uparrow} 2$ radianos para uma inclinação decrescente na vertical (s é sempre positivo e representa o decréscimo da inclinação em alguma direção); (γ) é o ângulo do aspecto da superfície, onde (γ)=0 para inclinações orientadas para sul, $\gamma = -\pi_{\uparrow} 2$ radianos para inclinações orientadas para leste, $\gamma = +\pi_{\uparrow} 2$ radianos para inclinações orientadas para oeste, e $\gamma = \pm\pi$ radianos para inclinações orientadas para norte. O parâmetro (ω) é o ângulo horário, onde (ω)=0 ao meio dia, (ω) é negativo no período da manhã e positivo no período da tarde.

Outra característica importante é que através da correção do $\cos Z$ para o $\cos \theta_{hor}$ é a possibilidade de reorganizar o albedo não ajustado à transmissividade atmosférica que agora utilizará o valor do $\cos \theta_{hor}$ para cada pixel.

A etapa seguinte à calibração radiométrica e à reflectância é a do cômputo do albedo planetário (α_{toa}), este que é o albedo não ajustado a transmissividade atmosférica, obtido pela combinação linear das reflectâncias monocromáticas:

$$\alpha_{toa} = 0,293p_1 + 0,274p_2 + 0,233p_3 + 0,157p_4 + 0,033p_5 + 0,011p_7 \tag{4.10}$$

Sendo que, $p_1, p_2, p_3, p_4, p_5, p_6, p_7$ são reflectâncias monocromáticas das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7.

O albedo à superfície ou também conhecido como albedo corrigido às variantes atmosféricas, pôde ser calculado com base na expressão:

$$\alpha = \frac{\alpha_{toa} - \alpha_p}{\tau_{sw}^2} \quad (4.11)$$

Em que (α_{toa}) é o albedo planetário, (α_p) é a reflectividade da atmosfera, que varia entre 0,025 e 0,04. No SEBAL, este valor geralmente é considerado igual a 0,03 (BASTIAANSEN, 2000; SILVA et al., 2005) e (τ_{sw}) é a transmissividade atmosférica, obtida para condições de céu claro em função da altitude de cada pixel, por equação proposta por ASCE-EWRI (2005). O procedimento utilizado de cálculo da (τ_{sw}) é descrito como método de maior refinamento por Allen et al., (2007) na proposição do modelo METRIC, sendo:

$$\tau_{sw} = 0,35 + 0,627 \exp \left(\frac{-0,00146P}{K_t \cos \theta_{hor}} - 0,075 \frac{W}{\cos \theta_{hor}} \right)^{0,4} \quad (4.12)$$

$$P = 101,3 \frac{293 - 0,0065z}{293}^{5,26} \quad (4.13)$$

$$W = 0,14e_a P_{air} + 2,1 \quad (4.14)$$

Onde P é a pressão atmosférica (kPa) – Eq. 4.13; W é a água precipitável (mm); θ_{hor} é o ângulo zenital solar com a superfície horizontal; K_t é o coeficiente de turbidez da atmosfera - $K_t = 1$ para céu claro e $K_t = 0,5$ para turbidez extrema, com muitas partículas ou para o ar poluído (ALLEN, 1996; ALLEN et al., 1998).

A fase inicial do modelo segue ainda com a determinação dos índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF), emissividades ϵ_0 e ϵ_{NB} (HUETE, 1988; BASTIAANSEN, 2000; ALLEN et al., 2002; SILVA et al., 2005). Em seguida vem o cômputo de um importante produto, a temperatura de superfície (TST) (ALLEN et al., 2002).

Para a obtenção da temperatura da superfície (TST) foram utilizados a radiância espectral da banda termal $L_{\lambda,6}$ e a emissividade ϵ_{NB} obtida em etapa anterior. Dessa forma, obteve-se a temperatura da superfície (K) pela seguinte expressão:

$$T_S = \frac{K_2}{\ln \frac{\epsilon_{NB} K_1}{L_{\lambda,6}} + 1} \quad (4.15)$$

Sendo que, $K_1 = 607,76 \text{ Wm}^{-2}\text{sr}^{-1}\mu\text{m}^{-1}$ e K_2 são constantes de calibração da banda termal do Landsat 5 TM (ALLEN et al., 2002).

As radiações de ondas longas e curtas $R_{ol,emi}$ e $R_{sol,inc}$, para cômputo final do balanço de radiação pela proposta do METRIC, concretizado no saldo de radiação corrigido:

$$R_n = R_{sol,inc} (1 - \alpha_{sup}) - R_{ol,emi} + R_{ol,atm} (1 - \epsilon_0) \quad (4.16)$$

Em que $R_{sol,inc}$ (Wm^{-2}) é a radiação solar global instantânea; α_{sup} (adimensional) é o albedo da superfície; $R_{ol,atm}$ (Wm^{-2}) é a radiação de onda longa emitida pela atmosfera na direção da superfície; $R_{ol,emi}$ (Wm^{-2}) é a radiação de onda longa emitida pela superfície; e ϵ_0 (adimensional) é a emissividade da superfície. Todos os detalhes relativos ao cômputo de cada uma das componentes do balanço de radiação se encontram em Silva et al. (2005).

O método SEBAL em particular se focaliza na determinação do balanço energético e consequentemente no cômputo da evapotranspiração real diária. Segundo Silva et al. (2012), no SEBAL, a evapotranspiração real diária (ET_r) é obtida a partir do fluxo de calor latente (LE), que é calculado como resíduo do balanço de energia à superfície, qual seja:

$$LE = R_n - G - H \quad (4.17)$$

Em que R_n (Wm^{-2}) é o saldo de radiação; G (Wm^{-2}) é o fluxo de calor no solo; e H (Wm^{-2}) é o de fluxo de calor sensível.

Determinou-se o R_n em cada pixel da área de estudo, conforme a equação Eq. (4.17) descrita acima, observada em Allen et al. (2007). Já o fluxo de calor no solo (G) foi obtido por meio de modelo proposto por Bastiaanssen (2000):

$$G = \left(\frac{T_s}{\alpha} 0,0038 \alpha + 0,0074 \alpha^2 1 - 0,98 NDVI^4 R_n \right) \quad (4.18)$$

Em que: T_s ($^{\circ}C$) é a temperatura da superfície; α (adimensional) é o albedo; IVDN (NDVI) (adimensional) é o índice de vegetação da diferença normalizada; e R_n (Wm^{-2}) é o saldo de radiação em cada pixel da imagem. Para efeito de cálculo, assumiu-se $G = 0,3 R_n$ em corpos de água (IVDN < 0) (SILVA et al., 2005; BEZERRA et al., 2008).

Os valores do fluxo de calor sensível (H) são estimados com base na velocidade do vento e na diferença da temperatura do ar (dT) entre dois níveis próximos da superfície ($Z_1 = 0,1$ m e $Z_2 = 2$ m), de acordo com o SEBAL (BASTIAANSEN et al., 1998; ALLEN et al., 2007):

$$H = \rho c_p \frac{dT}{r_a h} \quad (4.19)$$

em que: ρ ($kg m^{-3}$) é a massa específica do ar atmosférico; c_p ($kJ kg^{-1} K^{-1}$) é o calor específico do ar à pressão constante; e $r_a h$ (sm^{-1}) é a resistência aerodinâmica ao transporte de calor sensível. Uma importante hipótese do SEBAL consiste em considerar linear a diferença

entre a temperatura do ar dT e a temperatura da superfície, ou seja: $dT = a + bT_{sup}$, em que as constantes de calibração **a** e **b** requerem, para a sua determinação, a identificação de dois pixels de referência (pixels âncoras) que representam condições extremas de temperatura e umidade, denominados pixels quente e frio. Se adota $H = 0$ para o pixel frio (BASTIAANSSEN et al., 1998). Já o pixel quente, deve ser escolhido em área de solo com grande exposição, onde se assume $LE = 0$, ou seja, $H = Rn - G$, o que torna possível obter os valores das constantes de calibração (BASTIAANSSEN et al. 1998; BEZERRA et al., 2008).

Esses valores iniciais de H servem apenas como parâmetros de entrada de processo iterativo, em que é identificada a condição de estabilidade de cada pixel, mediante teoria da similaridade de Monin-Obukhov e valor do parâmetro L (m):

$$L = -\frac{\rho c_p u_*^3 T_{sup}}{kgH} \quad (4.20)$$

em que: u_* ($m s^{-1}$) é a velocidade de fricção; T_{sup} (K) é a temperatura da superfície em Kelvin; $k = 0,41$ (adimensional) é a constante de Von Karman; g ($m s^{-2}$) é o módulo do campo gravitacional terrestre; e H ($W m^{-2}$) é o fluxo de calor sensível, obtido, inicialmente, ao se considerar a atmosfera em condição de estabilidade neutra. Dependendo da condição de estabilidade da atmosfera, são aplicadas correções aos novos valores de u_* e rah , com os quais são obtidos novos valores das constantes de calibração de dT . O processo continua até que se alcance a estabilidade do processo iterativo.

Em seguida, são obtidos um mapa temático de H e a densidade do fluxo de calor latente ($W m^{-2}$), em cada pixel da área de estudo (SILVA e BEZERRA, 2006; BEZERRA et al., 2008). Os valores da evapotranspiração real diária (ET_r) são obtidos a partir de extrapolação do valor instantâneo do LE, por meio da expressão (BEZERRA et al., 2008):

$$ET_r = 0,035 LE \uparrow \frac{Rn - G}{1 - \alpha} - R_{s24h} - 123 \tau_{oc24h} \quad (4.21)$$

em que: $R_{s,24h}$ é a radiação solar global diária ($W m^{-2}$); τ_{oc24h} (adimensional) é a transmissividade atmosférica média diária, obtida com base na radiação solar global diária observada na estação meteorológica e na radiação solar diária do topo da atmosfera terrestre nos dias avaliados; e 0,035 é o fator de conversão de $W m^{-2}$ para mm por dia, onde:

$$ET_{24} = \frac{86400 EF Rn_{24} - G_{24}}{\lambda} \quad (4.22)$$

Sendo, 86.400 a conversão em segundos referente a um dia de 24 horas. Rn_{24} é o saldo radiativo líquido médio para o dia; λ é o calor latente de vaporização utilizado para converter a energia de milímetros de água de evaporação e é uma função da temperatura. EF é a fração

evaporativa, fruto da relação $(LE_{\uparrow} Rn - G)$ podendo variar de 0 a 1. G_{24} é assumido como sendo zero para vegetação e superfícies de solo.

4.6 ESTUDO DA QUALIDADE DO RECURSO HÍDRICO

Nesta seção serão argumentadas as ações de planejamento para o estudo da qualidade hídrica, desde a escolha dos ambientes e paisagens envolvidas até a parametrização.

4.6.1 A Zona da Mata: Microbacias do Prata e Tapacurá

Para avaliação da qualidade da água nos reservatórios experimentais estudados, foram escolhidos nove parâmetros a serem monitorados. As amostragens foram realizadas do período de agosto de 2011 a julho de 2012, período esse onde se tentou respeitar a periodicidade quinzenal para aferição das variáveis de qualidade, buscando uma representatividade sazonal.

Os parâmetros físicos estudados foram: Temperatura (°C), Turbidez (uT), Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e Sólidos totais dissolvidos (mg/L). Enquanto os parâmetros químicos foram: OD (oxigênio dissolvido mg/L), Ph, Fosfato (mg/L). Para a caracterização genérica microbiológica foram analisados os Coliformes termotolerantes ou fecais (*Escherichia coli* NMP/100ml). A partir de tais parâmetros objetivou-se esclarecer aspectos de degradação da cobertura vegetal relacionados com a poluição hídrica doméstica.

As amostras de Sólidos totais dissolvidos, Turbidez, Fosfato, Fitoplâncton e Coliformes Termotolerantes das águas de cada reservatório experimental foram levadas quinzenalmente para análise no Laboratório de Química Aplicada - LQA do Instituto Tecnológico de Pernambuco - ITEP. A metodologia para análises é a descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, 22th ed. 2012, (APHA, 2012) As amostragens de Temperatura, Oxigênio dissolvido, Condutividade elétrica e pH foram aferidas diretamente em campo com o uso do medidor multiparâmetro da HACH (HQ40d) e sensores acessórios (CDC401 e LDO101). A base legal que limita e referencia as concentrações das diversas substâncias e características analisadas neste trabalho, estão descritas na Resolução nº 357/2005 do CONAMA.

A análise e discussão das amostras foram baseadas nas referências e níveis aceitáveis de qualidade da água definidos na Classe Especial para corpos de água doce, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, paralelamente aos parâmetros da portaria nº 2.914 de 2011 do ministério da Saúde. A escolha da Classe Especial como referencial resulta do fato de que segundo esta mesma resolução, esta seria a classe que mais se aproxima das características de água potável para consumo humano.

A partir da comparação dos resultados de campo com os valores definidos nas respectivas Classes definidas pelo CONAMA 357/2005 verificou-se a porcentagem de aderência dos valores à conformidade das Classes, e considerando tal percentual de conformidade para cada variável, foi classificada a condição atual de qualidade para cada uma das microbacias experimentais.

Para realização do estudo estatístico comportamental a partir dos padrões de qualidade utilizou-se os programas BIOSTAT 5.3 e o ASSISTAT 7.7. Foram avaliadas as normalidades e as dependências das variáveis como grupo de parâmetros associados por matrizes de componentes principais, e, consecutivamente por equações de regressão, tendo como variável dependente a Turbidez.

4.7 ESTUDO AMBIENTAL HIDROCLIMÁTICO

Fatores que se cruzam e se referenciam na relação do clima com as unidades de paisagem abordadas serão organizadas e direcionadas nesta seção.

4.7.1 A Zona da Mata

Após a geração dos modelos de análise para as imagens de satélite e já em posse dos mapas de temperatura de superfície corrigidos para graus Celsius, iniciou-se a interpretação dos pixels. Foi feita uma análise quantitativa dos pixels, estes, já divididos em intervalos de unidade de temperatura, neste caso, em graus Celsius. Consequentemente cada bacia de interesse teve atrelado a si, um conjunto de dados de temperatura superficial, sendo possível realizar as estatísticas descritivas e a análise de explicabilidade, entre, a temperatura de superfície e a distribuição dos fragmentos florestais remanescentes na Zona da Mata pernambucana. Através do uso do programa ARCGIS 10.3 da ESRI, foram manipulados os dados ambientais de forma a se poder estabelecer uma relação estatística via amostragem espacial.

Dentro de cada sub bacia, foi disposto um grid de quadrículas com tamanhos de 3 x 3 km (9 km² de área) (Figura 12), e em cada quadrícula foi calculada a temperatura média (estimada pela média da soma das temperaturas totais dos pixels da quadrícula), e a cobertura vegetal total, usando como base o mapeamento de remanescentes da Mata Atlântica do Laboratório de Ecologia e Restauração da Biodiversidade da Universidade Federal de Pernambuco, LERBIO-UFPE. As quadrículas que sobrepueram grandes quantidades de nuvens na imagem de satélite foram removidas, para evitar erros na análise provocados pela redução de temperatura das sombras e vapor d'água existente nas áreas nebulosas.

Os dados de temperatura e pluviosidade média e área florestal total por quadrícula foram postas em uma regressão linear simples para verificar a correlação dos dados em cada sub bacia.

4.7.2 O Semiárido

Nesta região para realização do geoprocessamento estatístico elaborou-se uma malha amostral do tipo fish net de onde foram coletados os dados físicos provenientes do centróide do pixel. Os pontos possuem disposição equidistante à 3 km de raio de qualquer outro ponto amostral. Ao todo foram espalhados 1055 pontos sobre a superfície semiárida imageada, como pode-se observar na figura 13 .

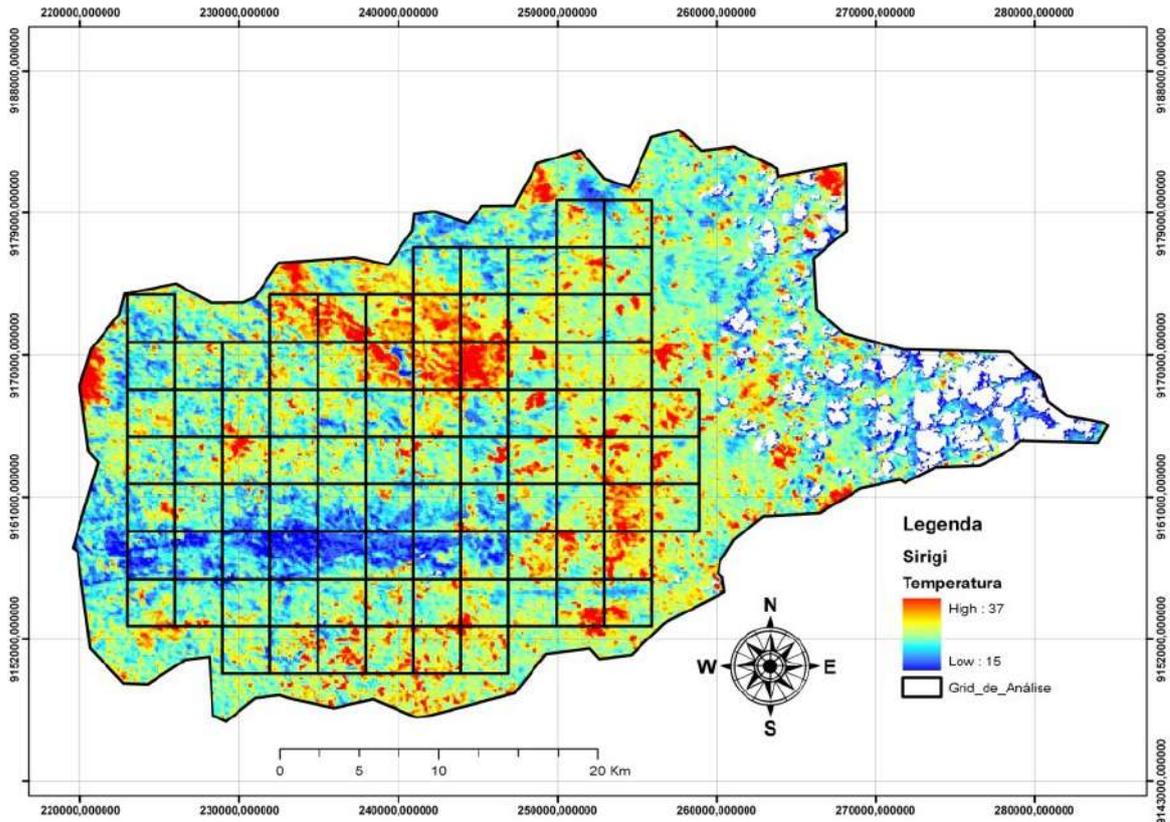


Figura 12 – Mapa demonstrativo da distribuição do grid quadricular amostral utilizado nas análises estatísticas das bacias hidrográficas estudadas.

Após o geoprocessamento do recolhimento dos pontos amostrais, foram realizados estudos estatísticos comportamentais a partir da nuvem de pontos de dados da superfície, extraída das etapas do modelo SEBAL/ METRIC. Foram utilizados os programas BIOSTAT 5.3 e o ASSISTAT 7.7, onde foram avaliadas as normalidades e as dependências das variáveis como grupo de parâmetros associados por matrizes de componentes principais, e, consecutivamente por equações de regressão multivariada e *step wise*.

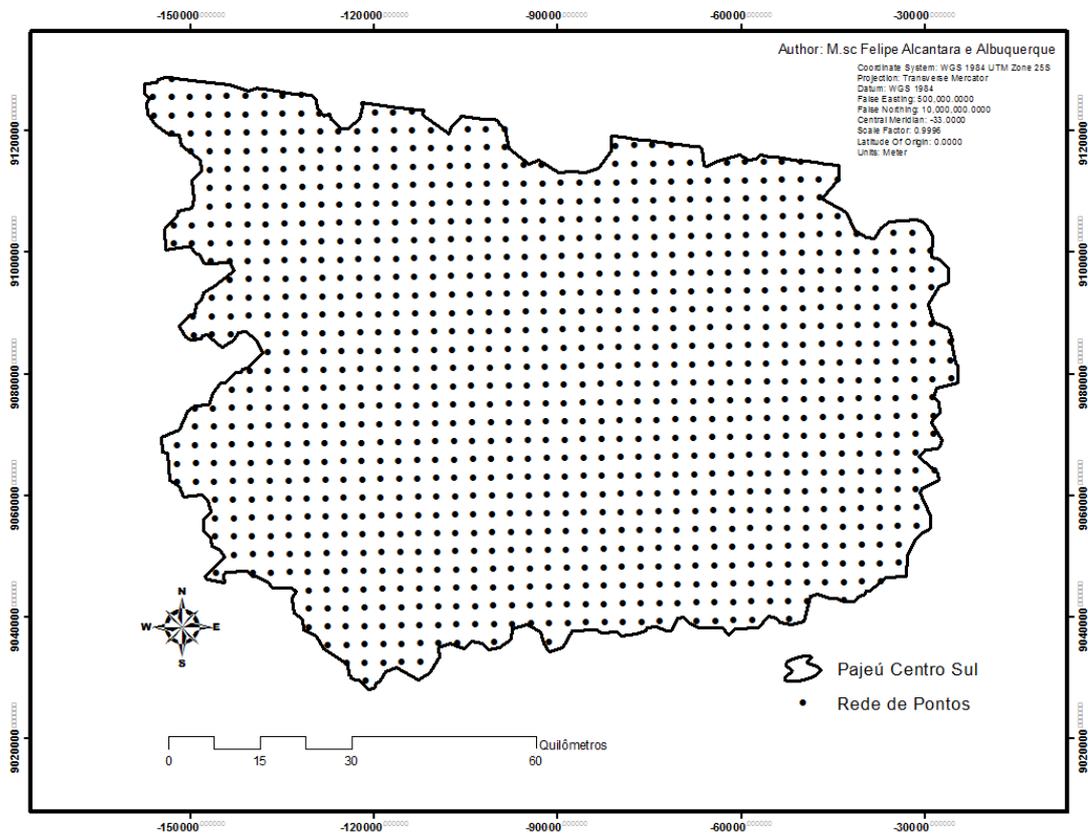


Figura 13 – Estrutura metodológica para amostragem de dados ambientais provenientes dos produtos do geoprocessamento e sensoriamento remoto da bacia hidrográfica estudada, Pajeú.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentadas as razões, contradições, aspectos, dinâmicas e defesas da tese e seus componentes.

5.1 ESTUDOS FISIAGRÁFICOS

A primeira fase dos resultados se inicia com a observação e caracterização da paisagem fisicamente. Principalmente seus componentes de relevo, forma e hidrografia.

5.1.1 Zona da Mata

Na tabela abaixo seguem os principais dados acerca do estudo fisiográfico das bacias destacadas.

Tabela 1 – Quadro dos principais fatores físicos responsáveis pelas determinantes fisiográficas das bacias destacadas.

Características	GL1	Sirigi	Pirapama	Sirinhaem	Una
Área da microbacia	595 km ²	1399 km ²	485,3 km ²	643,3 km ²	646 km ²
Comprimento do curso principal	28,2 km	90 km	50,5 km	45 km	55 km
Comprimento total dos canais	547 km	442 km	299 km	273 km	310 km
Densidade de drenagem	0,92 km/km ²	0,32 km/km ²	0,62 km/km ²	0,43 km/km ²	0,50 km/km ²
Altitude máxima na bacia	255 m	696 m	642 m	280 m	826 m
Altitude média da bacia	83 m	205 m	214 m	95 m	378 m
Altitude no exutório	2 m	2 m	16 m	2 m	96 m

A densidade de drenagem da sub bacia GL1 foi de 0,92 Km/Km², sendo que, este valor não é considerado uma marca que indique uma boa drenagem (drenagem regular), mas, mesmo assim, foi a bacia com melhor drenagem quando comparada às outras bacias estudadas. Segundo Alves et al. (2016), Trajano et al. (2012) e Tucci (2008), os valores de densidade de drenagem podem variar de 0,5 para bacias mal drenadas à 3,5 para bacias com drenagem ótima.

Considerando a distribuições das faixas de elevação e o perfil hipsométrico correspondente a tais faixas, ficou evidenciado que esta bacia confirma as características de uma bacia hidrográfica litorânea (Anexo I). Com mínimo de 1 metro acima do nível do mar e máximo de 255, a média de elevação é de 83 metros com desvio padrão de 46 pixels a partir do Count amostral de 551871 pixels. A declividade na bacia GL1 variou de 0° a 18°, com média de 4,4°.

Segundo Alves et al. (2016), Trajano et al. (2012) e Tucci (2008), variáveis como hipsometria e declividade são condicionais e interferentes no processo de geração do escoamento superficial. Assim sendo, a translação e o armazenamento ficam dependentes profundamente

da topologia da bacia hidrográfica, isto é, da disposição no espaço das vertentes e da rede de drenagem. Uma bacia com boa drenagem e grande declividade apresenta um hidrograma íngreme com pouco escoamento de base, principalmente nos períodos de recessão sazonal da precipitação, e picos de vazão de médio a grande intensidade nos períodos chuvosos. As bacias com grande área de inundação, e menores declividades tendem a amortecer o escoamento e regularizar o fluxo (ALVES et al., 2016).

Na bacia GL1, conseqüentemente, não se observa um grande potencial de armazenamento, mas ao mesmo tempo ela não possui grandes declividades, configurando uma tendência média a picos. Na bacia do Sirigi (Mascarenhas) a densidade de drenagem da bacia foi de 0,32 Km/Km. Considerando a distribuições das faixas de elevação e o perfil hipsométrico correspondente a tais faixas, obteve-se o mínimo de 1 metro acima do nível do mar e máximo de 696, a média de elevação foi de 205 metros com desvio padrão de 156 pixels a partir do Count amostral de 591000 pixels. A declividade na bacia do Sirigi variou de 0° a 41°, com média de 6,6° (Anexo I). Baseado nos dados de forma, densidade de drenagem e declividade, podemos admitir que esta bacia possa gerar grandes escoamentos, mesmo com a grande área de armazenamento, à medida que ocorre a variação da intensidade da precipitação, sendo creditada a esta variável o principal fenômeno regulador do escoamento superficial.

Na bacia do Pirapama a densidade de drenagem foi de 0,62 Km/Km². Este valor não é considerado uma marca que indique uma boa drenagem, sendo assim, considerada uma bacia com drenagem regular. Considerando o grupo de bacias abordado nesta pesquisa, foi a segunda bacia mais bem drenada. Com mínimo de 16 metros acima do nível do mar e máximo de 642, a média de elevação é de 215 metros com desvio padrão de 134 pixels a partir do Count amostral de 428150 pixels. A declividade na bacia do Pirapama variou de 0° a 39°, com média de 7,6°.

A densidade de drenagem da sub bacia Sirinhaêm (Formoso) foi de 0,43 Km/Km², sendo que, este valor não é considerado uma marca que indique uma boa drenagem, sendo assim considerada uma bacia mal drenada. Com mínimo de 2 metros acima do nível do mar e máximo de 280, a média de elevação é de 95 metros com desvio padrão de 44 pixels a partir do Count amostral de 508256 pixels. A declividade na sub bacia do Sirinhaêm variou de 0° a 35°, com média de 7,2°. Analisando os dados de elevação, forma, densidade de drenagem e declividade, a sub bacia hidrográfica do Sirinhaêm, aqui abordada, apresentou tendências à geração de picos de escoamento superficial semelhantes à bacia do Sirigi. A variação de altitude, porém, significa uma menor energia potencial sobre a carga hidráulica associada, portanto embora essa bacia seja semelhante à bacia do Sirigi, possivelmente ela não tem a capacidade de gerar escoamento superficial com a mesma intensidade.

A densidade de drenagem da sub bacia do Una (Bonito) foi de 0,50 Km/Km², sendo que, este valor também não é considerado uma marca que indique uma boa drenagem, sendo assim considerada uma bacia mal drenada. Com mínimo de 96 metros acima do nível do mar e máximo de 826, a média de elevação é de 378 metros com desvio padrão de 157 pixels a partir do Count

amostral de 585047 pixels. A declividade na sub bacia do Una variou de 0° a 59°, com média de 9,2°.

Observou-se que a sub bacia hidrográfica do Una é a que apresenta as características mais propícias à geração do escoamento superficial direto. Devido à grande diferença de elevação, existe uma grande energia potencial vinculada à carga hidráulica, que, somada às altas variações de declividade promove, um incremento considerável na geração do escoamento. Se também for considerada a deficiência na densidade de drenagem e as características de forma, esta bacia, dentre as demais; é a que mais tem tendências a grandes picos de vazão e eventos de cheia decorrente dos eventos intensos de precipitação.

Várias publicações objetivaram comprovar que a fisiografia é um dos principais fatores influenciadores do escoamento superficial. Autores conhecidos já haviam relacionado a interdependência entre tais variáveis ambientais. As informações aqui discutidas corroboram com o observado por exemplo com: Alves et al. (2016), Trajano et al. (2012); Ward e Trimble, (2011); Cardoso e Marcuzzo (2011); Tucci (2008); Villela e Mattos (1975); Tucci e Clarke (1997); Tucci (1997) e Tucci (2007).

A ratificação da relação de dependência entre a vazão pode ser observada a partir da variação entre as precipitações efetivas nos modelos de cobertura do solo. As bacias com características propícias a geração de vazão obtiveram uma proporção maior de escoamento. Na sub bacia GL1, considerando os estádios de saturação e o Tr de 2 a 200 anos, a variação no modelo de cobertura florestal foi de 0 a 10% com o escoamento iniciando apenas a partir do estágio S3 de saturação do solo. Nesta sub bacia a elevação média foi de 83 metros (32,5% da máxima), com 0,92 de densidade de drenagem e 4,4° de declividade média. As condições mais favoráveis foram observadas nessa bacia, já que as características fisiográficas não diminuíram forçadamente a eficácia dos serviços ambientais prestados pela vegetação em condições de não saturação do solo.

Seguindo em sequência, temos a bacia do Sirigi com elevação média de 205 metros (29,5% da máxima), 0,32 de densidade de drenagem e 6,6° de declividade média. A variação da proporção da precipitação efetiva no modelo de cobertura florestal foi de 0 a 10,5%, considerando os estádios de saturação e o Tr de 2 a 200 anos, sendo que o escoamento já se inicia a partir do estágio S2. A vazão da sub bacia do Sirinhaem ainda foi maior, considerando que a lâmina proporcional à precipitação efetiva variou de 0 a 20,4% da precipitação total, em condições iguais às já relacionadas anteriormente. Nessa sub bacia a elevação média é de 95 metros (34% da máxima), com 0,43 de densidade de drenagem e 7,2° de declividade média.

A sub bacia do Una apresentou as características mais propícias à geração de escoamento superficial. A elevação média foi 378 metros (46% do máximo), 0,5 de densidade de drenagem e 9,2° de declividade média. Dessa forma a lâmina proporcional à precipitação efetiva variou de 0 a 24% da precipitação total, em condições iguais às já relacionadas anteriormente, tanto de

uso do solo quanto em Tr. Assim sendo, esta bacia apresentou as condições mais desfavoráveis à eficiência da prestação dos serviços ambientais hidrológicos quantitativos, pois a fisiografia apresenta grande influência sobre o escoamento, mesmo quando comparado às outras áreas.

Ficou então, ratificado em relação à literatura, que a fisiografia ainda é uma das principais variáveis condicionadoras à geração de escoamento superficial em bacias hidrográficas. Sendo responsável inclusive sobre a variação do potencial da prestação de serviços ambientais hidrológicos.

5.1.2 Microbacia do Prata

Na tabela que segue estão apresentados alguns dados fisiográficos desta bacia. O intuito desta descrição inicial é observar características que possam indicar se a bacia se caracteriza como unidade de propensão a grandes enchentes.

Tabela 2 – Características fisiográficas da bacia do Prata.

Características	Valor / unidade
Área da microbacia	1,9 km ²
Comprimento do curso principal	2,1 km
Comprimento total dos canais	7,95 km
Densidade de drenagem	4,2 km/km ²
Altitude máxima na bacia	106 m
Altitude média da bacia	38 m
Altitude no exutório	7 m

Considerando a distribuições das faixas de elevação e o perfil hipsométrico correspondente a tais faixas, fica evidenciada que esta se trata de uma bacia hidrográfica litorânea. Com mínimo de 7 metros acima do nível do mar e máximo de 106, a média de elevação é de 38 metros com desvio padrão de 22 pixels a partir do Count amostral de 600000 pixels.

Segundo autores como Tucci (2007), Ascough et al. (2015), Alves et al. (2016), variáveis como as vistas aqui anteriormente, como, hipsometria e declividade são condicionais e interferentes no processo de geração do escoamento superficial. Assim sendo, a translação e o armazenamento ficam dependentes profundamente da topologia da bacia hidrográfica, isto é, da disposição no espaço das vertentes e da rede de drenagem. Uma bacia com boa drenagem e grande declividade apresenta um hidrograma íngreme com pouco escoamento de base,

principalmente nos períodos de recessão sazonal da precipitação, e picos de vazão de médio a grande intensidade nos períodos chuvosos. As bacias com grande área de inundação, e menores declividades tendem a amortecer o escoamento e regularizar o fluxo.

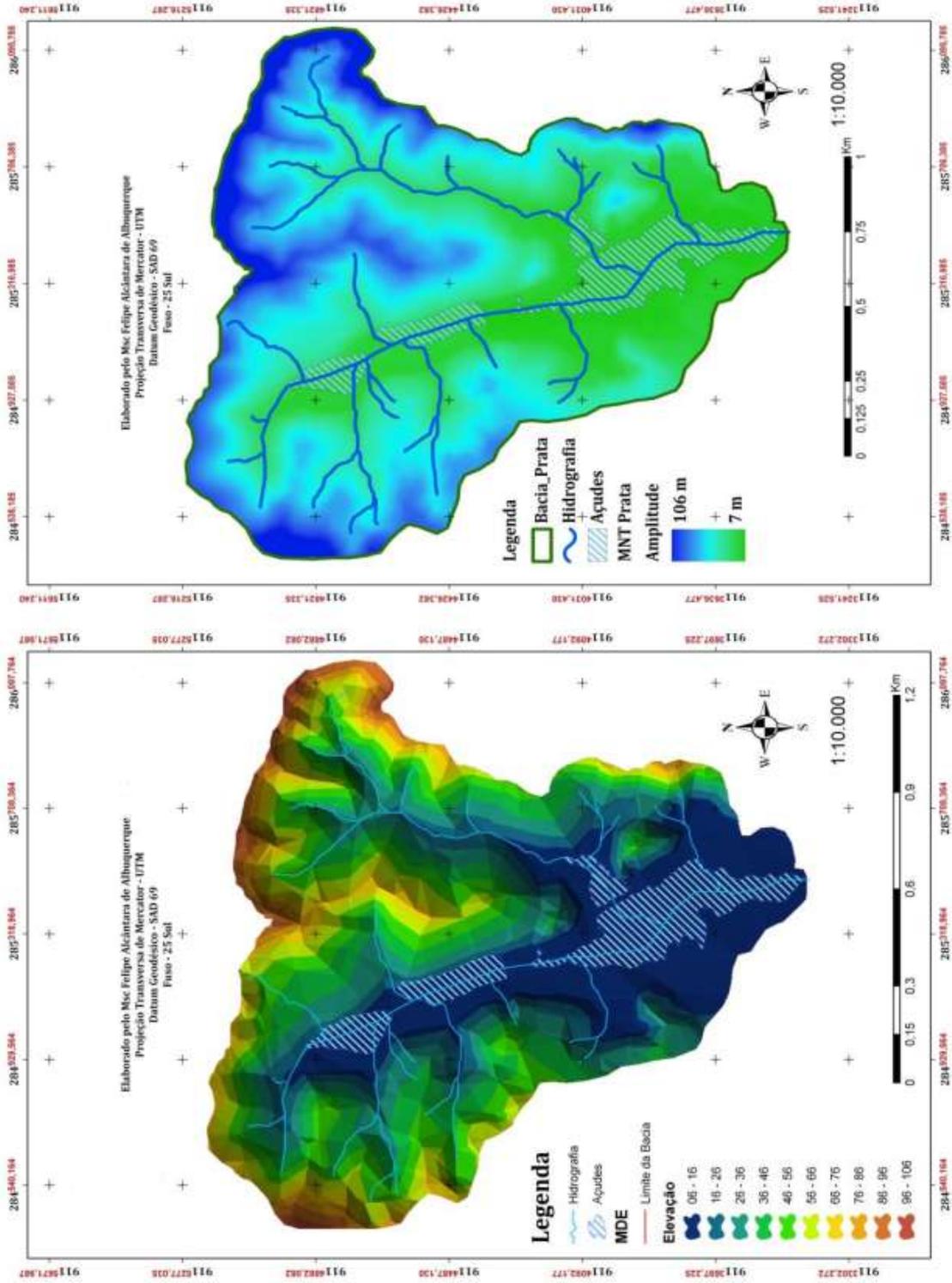


Figura 14 – Da esquerda para direita observamos a Hipsometria e o Modelo Numérico de Terreno da bacia do Prata.

A declividade na microbacia do Prata variou de 3° a 49°, com média de 12,5°. Baseado nos dados de forma, densidade de drenagem e declividade, podemos admitir que esta bacia possa gerar de médios a grandes escoamentos, mesmo com a grande área de armazenamento, à medida que ocorre a variação da intensidade da precipitação, sendo creditada a esta variável o principal fenômeno regulador do escoamento superficial.

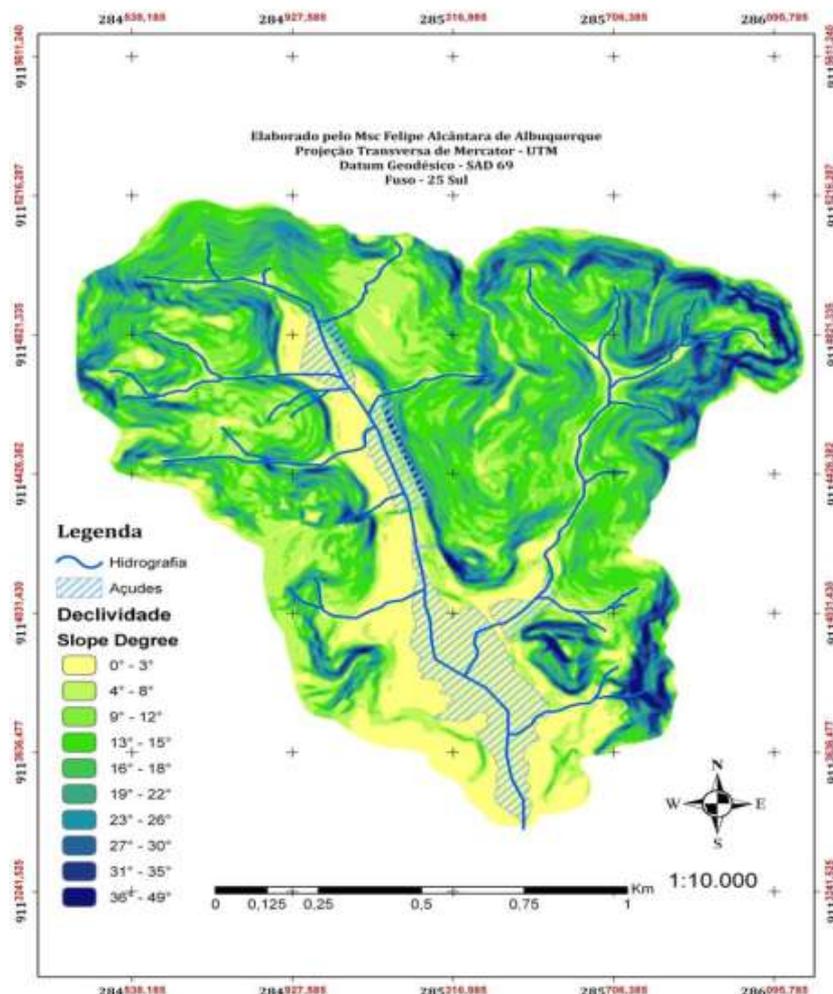


Figura 15 – Mapa de declividade da microbacia do Prata, em definição das faixas de acentuação da inclinação do terreno.

Na microbacia do Prata, apesar da ótima densidade de drenagem, a variação brusca de elevação e declividade, classificam essa bacia como propícia a gerar grandes picos de escoamento. Um dos problemas envolvidos com essas características já citadas é o potencial de carregamento de detritos e solos para as áreas de confluência, áreas estas, que, representam importantes fontes de abastecimento. Este fenômeno pode alterar características da água estratégicas para geração de custos adicionais ao processo de tratamento, assim como, o aumento do período entre o tratamento e a distribuição (SILVA et al., 2015; ALBUQUERQUE et al., 2015).

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas. A erosão pode decorrer do mau uso do solo em que se impede a fixação da vegetação. Este exemplo mostra também o caráter sistêmico da poluição

difusa, ocorrendo inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar ou solo) para outro (ALBUQUERQUE et al., 2015; LIMA, 2013; SPERLING, 1996).

5.2 IMAGENS E USO DO SOLO

Seção de apresentação e discussão de dados direcionada ao estudo geral das bases de sensoriamento e geoprocessamento.

5.2.1 Zona da Mata

De acordo com a classificação supervisionada a sub – bacia GL1 apresentou 0,85% de sua superfície coberta por água, 0,66% coberta por mangue, 30,9% por vegetação natural (Floresta Atlântica), 26,86% por solos expostos (Urbanização) e 40,77% por áreas cultivadas. Na bacia do Sirigi, a partir da classificação supervisionada, observou-se que 0,74% da superfície estava coberta por água, 0% por mangue, 14,97% por cobertura natural (Floresta Atlântica), 14% por solo exposto (Urbano) e 70,3% por área produtiva cultivada. A sub bacia do Sirinhaem apresentou de acordo com a classificação de uso do solo, 0,12% de sua superfície coberta por água, 0,18% de mangue, 16,76% de cobertura natural (Floresta Atlântica), 4,84% de solo exposto (Urbano) e 78,1% de áreas produtivas cultivadas ou pasto. Na sub bacia do Una, a partir da classificação supervisionada, observou-se que 0,88% da superfície estava coberta por água, 0% por mangue, 17,57% por cobertura natural (Floresta Atlântica), 23,31% por solo exposto (Urbano) e 58,24% por área produtiva cultivada.

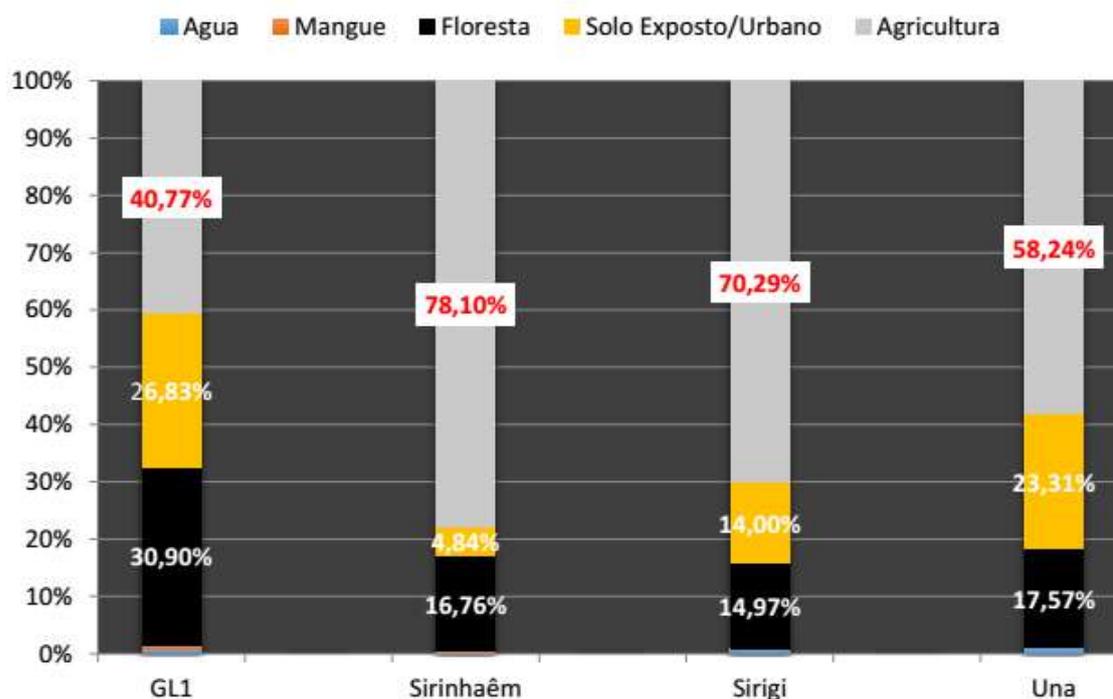


Figura 16 – Representação da distribuição da cobertura superficial classificada para as quatro bacias estudadas.

5.2.2 Microbacia do Prata e Tapacurá

Os resultados do mapeamento dos três períodos analisados encontram-se nas tabelas 3 e 4. Nela observa-se que no ano de 1974 as classes mais representativas eram a Capoeira e a Mata de Dois Irmãos, já em relação aos anos de 1997 e 2009, a Mata de Dois Irmãos quase sofreu alteração em sua área, o que não ocorreu com a Capoeira já que houve uma inversão da representatividade da paisagem, onde a Área Urbana/Solo Exposto ganhou uma representatividade bastante significativa na paisagem analisada.

Tabela 3 – Distribuição das classes de uso e ocupação do solo juntamente com suas proporções de ocupação em diferentes espaços de tempo.

Classes	Área por km² 1974	Área por km² 1997	Área por km² 2009
Área Urbana e Solo Exposto	1.664	2.228	2.715
Capoeira	2.129	1.536	1.065
Atividades Agropecuárias	0.862	0.889	0.787
Açudes	0.433	0.322	0.263
Parque de Dois Irmãos	0.049	0.051	0.081
Mata de Dois Irmãos	3.761	3.752	3.675

De acordo com a tabela 5, no ano de 1974 a área urbana/solo exposto representavam 18,7 %, a capoeira 23,9 % e a Mata de Dois Irmãos 42,2 % da paisagem analisada, para o ano de 1997 a Mata de dois Irmãos permaneceu quase que inalterada representando 42,1 % da área, já as áreas de capoeira abrangia 17,5 % de área havendo uma perda de 6,4 % em contra partida as áreas urbanas/solo exposto representavam 25,3 %, havendo um incremento de 6,6 % em relação ao ano de 1974. Esse cenário se agravou no ano de 2009, a Mata de Dois Irmãos apresentou 41,3 %, se compararmos com os anos anteriores houve uma perda de quase 1 % de sua área, a capoeira com apenas 12,4 % e as áreas urbanas/solo exposto com 31,6 %. Quando compararmos os anos de 1997 e de 2009 a capoeira perdeu 5,1 % e a área urbana/solo exposto 6,3 %.

Tabela 4 – Evolução percentual do uso e ocupação do solo no espaço e tempo para a região do Parque Estadual de Dois Irmãos.

Classes	1974 (%)	1997 (%)	2009 (%)
Área Urbana e Solo Exposto	18,70	25,38	31,62
Capoeira	23,93	17,50	12,40
Atividades Agropecuárias	9,69	10,13	9,17
Açudes	4,87	3,67	3,06
Parque de Dois Irmãos	0,55	0,58	0,94
Mata de Dois Irmãos	42,27	42,17	41,30

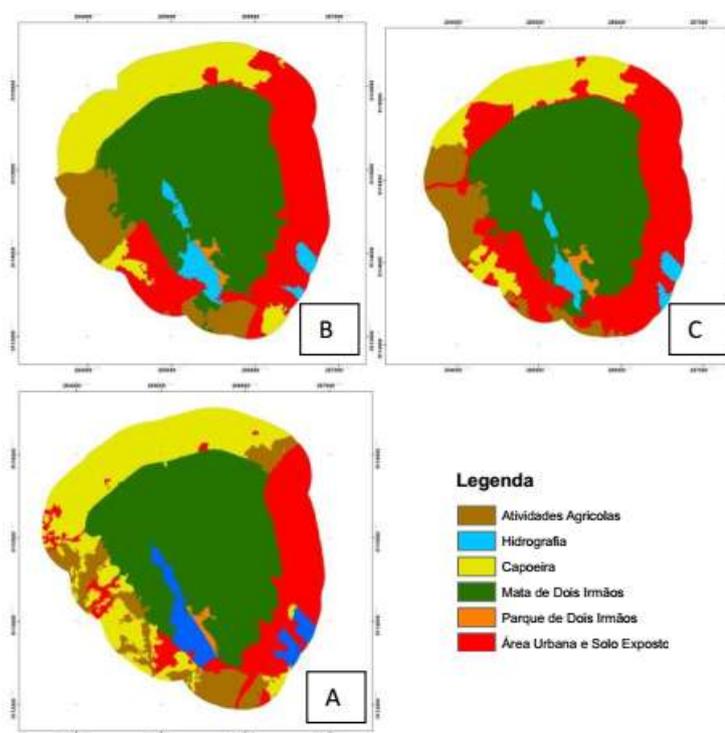


Figura 17 – Evolução temporal e espacial do uso e ocupação do solo na região do Parque Estadual de Dois Irmãos. Em ordem, A (1974), B (1997) e C (2009).

Com relação à situação do uso do solo na Bacia do Rio Tapacurá, tabela 5 e figura 18, as áreas mais representativas são a policultura ocupando 38,1 % da área total da bacia, a pecuária com 29,9 % e as áreas de cana de açúcar representando 11,9 %. Um fator bastante preocupante é que as áreas de Mata ocupam apenas 3,8 % de toda a área da bacia que é de 490.298 km².

Tabela 5 – Distribuição das classes de uso do solo e suas áreas representativas dentro da bacia do Tapacurá.

Classes	Área em km ²	%
Área Urbana	10.802	2.2
Vira Rural	0.207	0.04
Reposição Florestal	4.719	0.96
Capoeira	9.977	2.03
Policultura	186.97	38.13
Caatinga	4.657	0.95
Pecuária	146.731	29.93
Mata	19.002	3.88
Cana de Açúcar	58.443	11.92
Granjas	37.79	7.71
Açude de Tapacurá (Barragem)	9	1.84
Açude de Tapacurá	2	0.41

Avaliando-se as tabelas e figuras dos resultados obtidos em observância à bacia do Prata, aonde se encontra o Parque estadual Dois Irmãos, é possível observar que no total das áreas de capoeira, estas perderam 11,5 % de sua composição, enquanto as áreas urbanas/solo exposto tiveram um acréscimo de 13 % de área. Esses resultados mostram o quanto a paisagem tem se modificado mesmo com a existência dos limites legais do parque. Uma forma de melhor compreender essas mudanças é observar como elas vêm ocorrendo espacialmente. Como pode-se observar na figura 17 dos resultados, a correspondente ao ano de 1974, a 17A, a área urbana exercia uma pressão na porção leste da Mata de Dois Irmãos e as áreas de capoeira recobrimo a porção norte, na figura 17B já podemos ver uma incisão da área urbana na porção oeste, uma homogeneização das áreas de atividades agrícolas e uma diminuição das áreas de capoeira aumentando ainda mais a pressão na Mata de Dois Irmãos, essa pressão se torna ainda mais intensa no ano de 2009, Figura 17C, quando a área urbana quase que circunda toda a área da Mata. Um agravante é que na porção norte onde havia uma predominância de capoeira já é possível identificar inserções de ocupações dentro do limite da Mata, aumentando a pressão exercida no entorno da Mata Atlântica do Parque Estadual.

Diante dos resultados é possível afirmar que há uma relação inversamente proporcional, à medida que as áreas de capoeira diminuam as áreas urbanas/solo exposto aumentavam.

Na bacia do Tapacurá, mais de 60% da bacia está sendo ocupada por atividades que não contribuem em nada para a manutenção do equilíbrio dinâmico da bacia. Na figura 18, observamos que além da área ocupada pela policultura, pecuária e a cana de açúcar representar mais da metade do uso da bacia, a sua distribuição corrobora ainda mais para uma degradação ambiental, uma vez que as áreas de policultura ocupa quase todo alto curso da bacia, as áreas

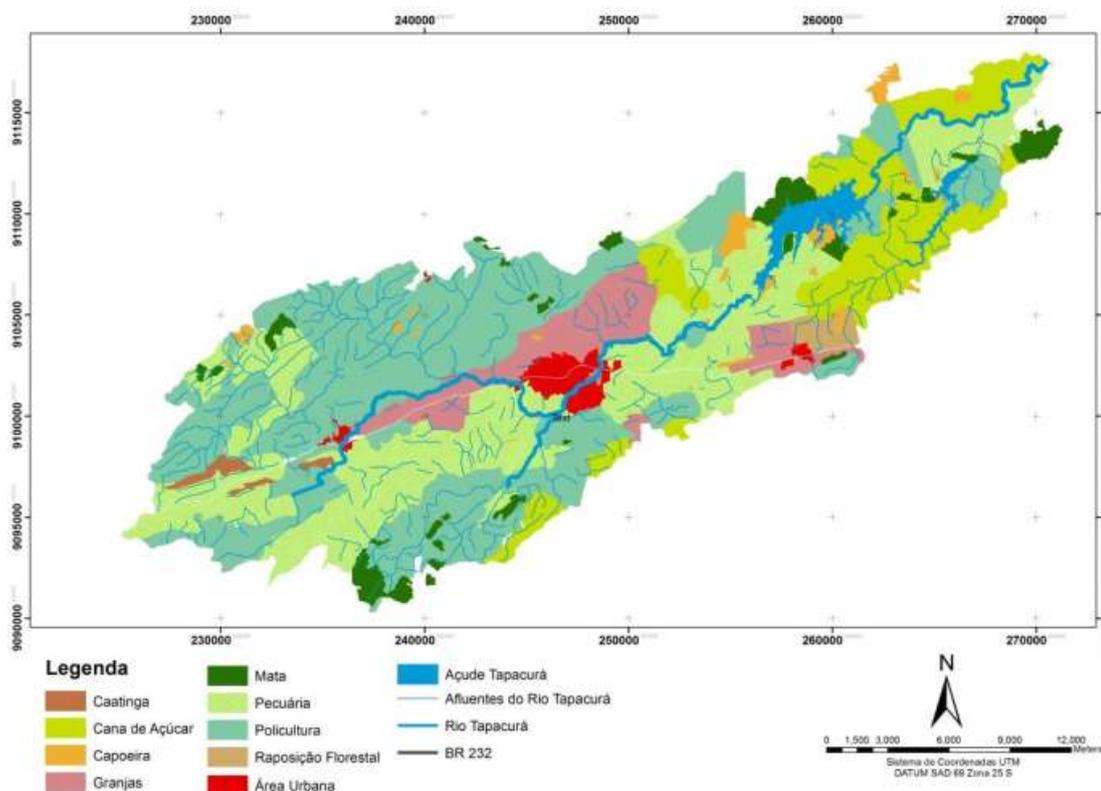


Figura 18 – Imagem do uso do solo da bacia do Tapacurá com base na Imagem do satélite LandSat 5 TM de 2007.

Tabela 6 – Relação de expansão e retração de área para os usos do solo na bacia do Prata.

Classes / Relação entre os anos	1974/1997	1997/2009	1974/2009
Área Urbana e Solo Exposto	1.664	2.228	2.715
GANHO	-0.564	-0.487	-1.051
Capoeira	2.129	1.536	1.065
PERDA	0.593	0.471	1.064
Mata de Dois Irmãos	3.761	3.752	3.675
PERDA	0.009	0.077	0.086

de pecuária ocupam quase toda margem do médio curso e as áreas de cana ocupam as margens dos açudes da bacia. Diante desse cenário as áreas de Mata Atlântica se apresentam em áreas isoladas sem conectividade, se caracterizando como micro fragmentos florestais dentro da bacia.

A predominância da monocultura canavieira em em bacias hidrográficas, como em Tapacurá, constitui-se um fator alarmante no que concerne a degradação da qualidade da água no reservatório, conforme observado por Pires et al. (2002), que além de ter fragmentado e substituído a vegetação natural, introduziu defensivos agrícolas que aumentam a contaminação de mananciais. O uso e ocupação, portanto, na microbacia de cada reservatório mostram-se propícios a situações antagônicas.

5.3 AS RELAÇÕES ENTRE O ESCOAMENTO SUPERFICIAL E OS SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS

5.3.1 A Zona da Mata pernambucana

5.3.1.1 Bacia dos Pequenos Rios Litorâneos – UP14 GL1

A precipitação efetiva desta sub bacia considerando o estágio S1 de saturação do solo foi de, 0 a 1,5% da precipitação, para a faixa de 2 a 200 anos de tempo de retorno na escala de tempo horária (mm/h). Ao considerar o estágio S2, a precipitação efetiva passa a ser de 0,2 a 16% e a partir do estágio S3 de saturação de umidade do solo, passa a ser de 8 a 42%. Dessa forma a variação máxima da precipitação efetiva na sub bacia GL1, considerando o mosaico atual de uso do solo e os estádios de saturação do solo, variou entre 0 a 42%.

Se for considerado o modelo de precipitação efetiva de forma restrita, somente para as coberturas de uso natural (florestal), uso produtivo (agrícola) e o uso antrópico (urbano) se terá um perfil individualizado de respostas extremas para esta sub bacia. Assim sendo, a precipitação efetiva para o uso natural (florestal) variou ao máximo de 0 a 10%. Para o uso produtivo (agrícola) a variação máxima foi de 0 a 50,5% e para o uso antrópico a variação máxima foi de 39 a 94%, considerando para isto, os estádios de saturação do solo(S1, S2 e S3) e o período já relacionado de tempo de retorno (2 a 200 anos). Quando se transforma a lâmina excedente de precipitação efetiva (mm/h) em volume é que se considera este como parte do serviço ambiental não prestado, pois esta água não irá infiltrar e conseqüentemente, não haverá recarga de aquífero.

A seguir pode-se observar nas figuras 19 e 21 a variação das lâminas de precipitação efetiva de forma cumulativa, considerando a evolução da intensidade da precipitação em resposta ao período de retorno do evento.

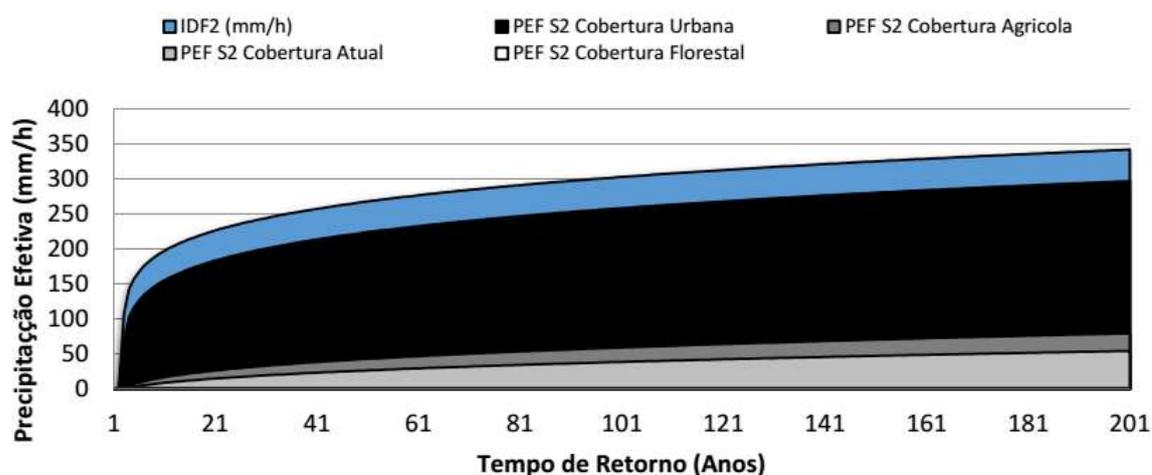


Figura 19 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na bacia GL1 dos pequenos rios litorâneos. O modelo de precipitação efetiva utilizado foi o SCS, desenvolvido por Ven Te Chow, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.

Quando se utiliza as proporções de precipitação efetiva percebe-se efetivamente qual a porcentagem de contribuição gerada a partir de cada estágio de saturação do solo e também dos modelos de cobertura fictícios, em relação ao mosaico atual de uso do solo.

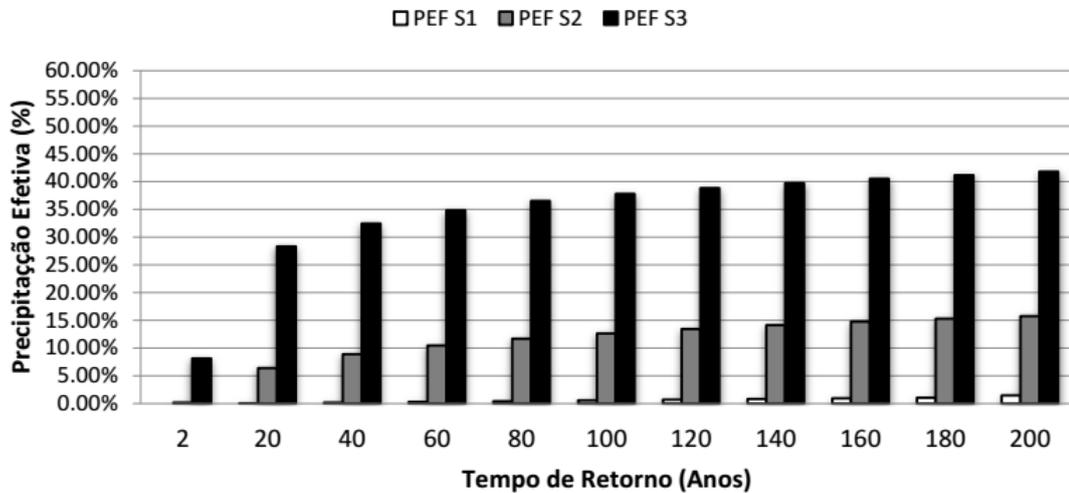


Figura 20 – Proporção da precipitação efetiva na bacia GL1 considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.

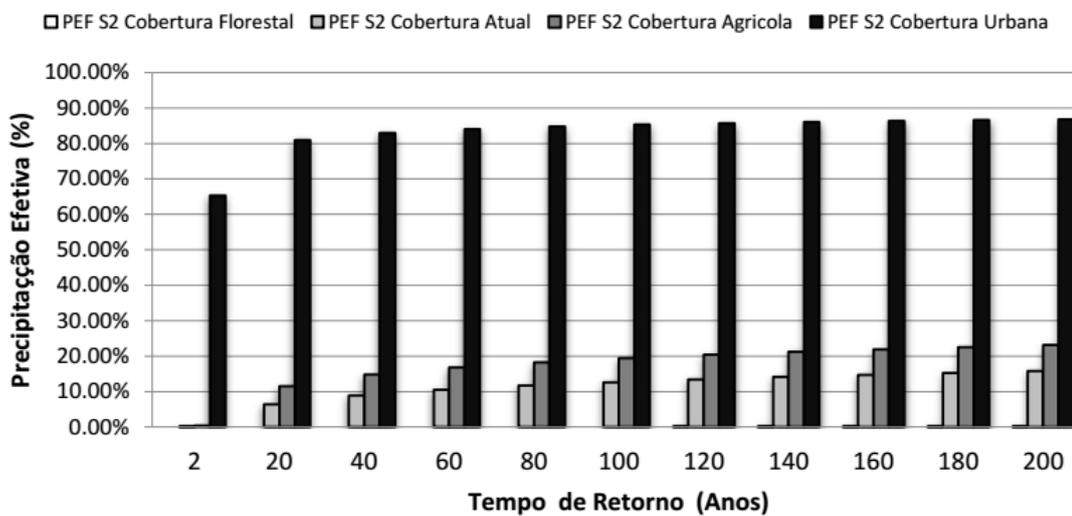


Figura 21 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo.

5.3.1.2 Bacia do Rio Sirigi (Região do Mascarenhas/Goiana)

Nesta bacia, a precipitação efetiva, considerando o estágio S1 de saturação do solo foi de, 0 a 2,4% da precipitação, para a faixa de 2 a 200 anos em tempo de retorno. Ao considerar o estágio S2, a precipitação efetiva passa a ser de 0,5 a 20,6% e a partir do estágio S3 de saturação do solo, passa a ser de 12 a 47%. Dessa forma a variação máxima da precipitação efetiva na bacia do Sirigi, considerando o mosaico atual de uso do solo, os estádios de saturação do solo e a faixa de 2 a 200 anos de tempo de retorno, foi de 0 a 47%.

Se for considerado o modelo de precipitação efetiva de forma restrita, somente para as coberturas de uso natural (florestal), uso produtivo (agrícola) e o uso antrópico (urbano) se terá o perfil individualizado de respostas extremas para esta bacia. Assim sendo, a precipitação efetiva para o uso natural variou ao máximo de 0 a 10,5%. Para o uso produtivo a variação máxima foi de 0 a 50,2% e para o uso antrópico a variação máxima foi de 38,9 a 93,8%, considerando para isto, os estádios de saturação do solo e a faixa já relacionada de tempo de retorno.

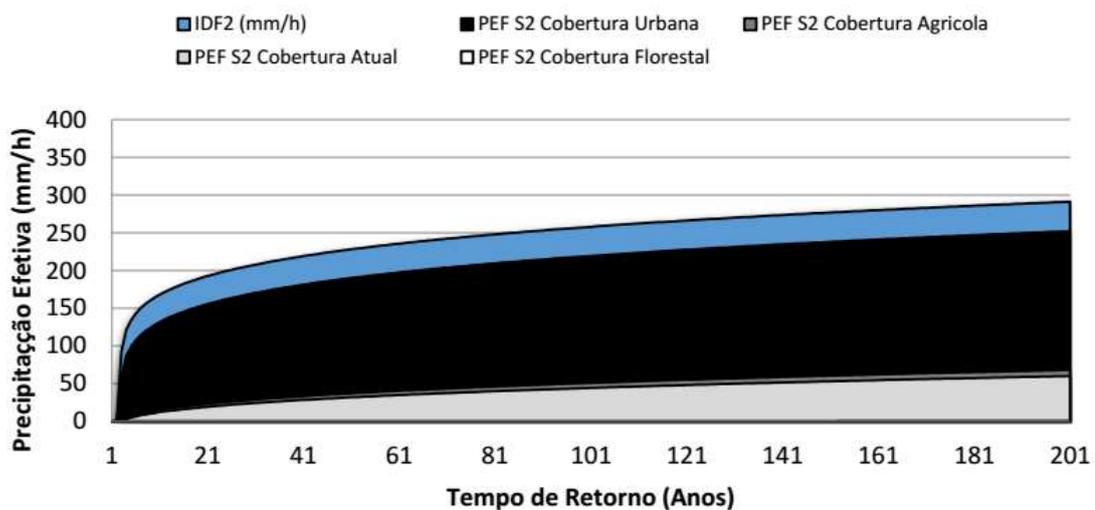


Figura 22 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na bacia do Sirigi. O modelo de precipitação efetiva utilizado considerou os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.

Quando se utiliza as proporções de precipitação efetiva percebe-se efetivamente qual a porcentagem de contribuição gerada a partir de cada estágio de saturação do solo e também dos modelos de cobertura fictícios, em relação ao mosaico atual de uso do solo.

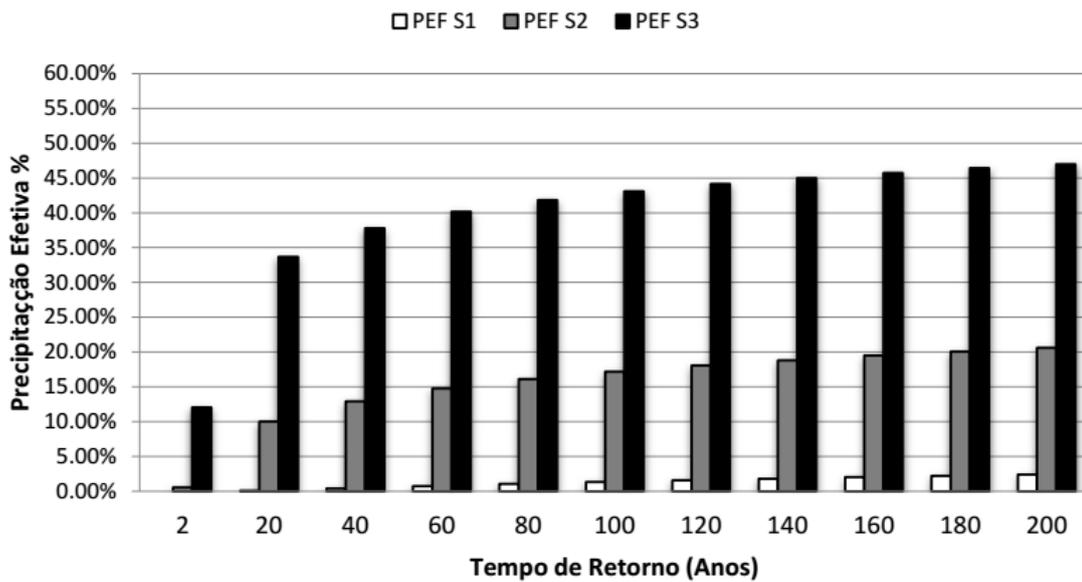


Figura 23 – Proporção da precipitação efetiva na bacia do Sirigi, considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.

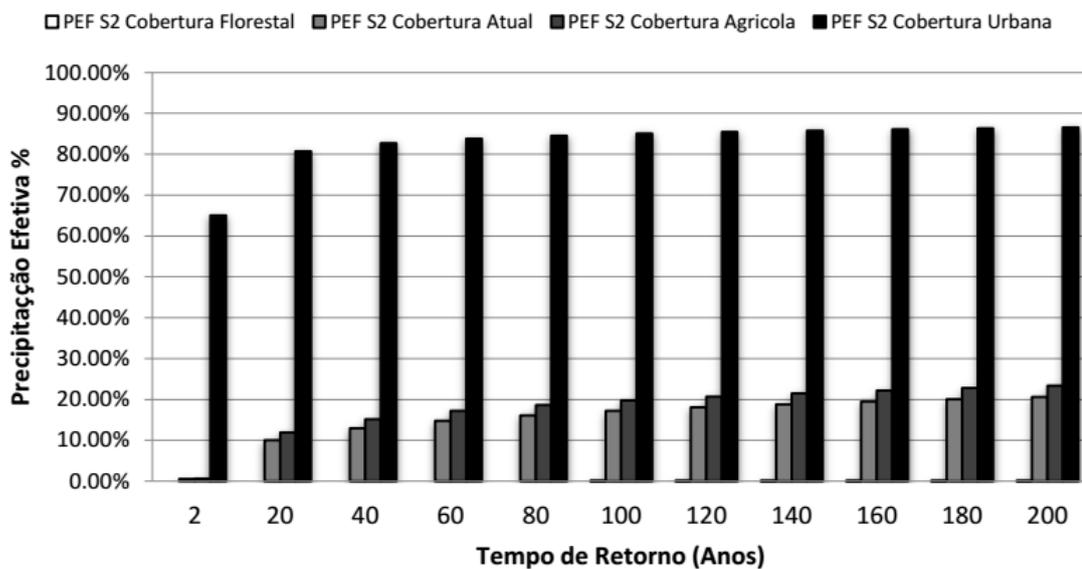


Figura 24 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo na bacia do Sirigi.

5.3.1.3 Bacia do Rio Sirinhaem

A precipitação efetiva na Sub Bacia do Sirinhaem, considerando o estágio S1 de saturação do solo, foi de 0 a 8,9% da precipitação, para o intervalo de 2 a 200 anos em tempo de retorno. Ao considerar o estágio S2, a precipitação efetiva passa a ser de 4,5 a 27,6% e a partir do estágio S3 de saturação do solo, passa a ser de 20,7 a 54,3%. Dessa forma a variação máxima da precipitação efetiva na bacia do Sirinhaem, considerando o mosaico atual de uso do solo, os estádios de saturação do solo e a faixa de 2 a 200 anos de tempo de retorno, foi de 0 a 54,3%. Se for considerado o modelo de precipitação efetiva de forma restrita, somente para as coberturas de uso natural (florestal), uso produtivo (agrícola) e o uso antrópico (urbano), se terá a cobertura natural variando ao máximo entre 0 a 20,4%, a cobertura de uso produtivo variando entre 0,02 a 59% e para o uso antrópico a variação máxima foi de 49 a 95%, considerando para isto, os estádios de saturação do solo e a faixa já relacionada de tempo de retorno.

Mais abaixo se observa nas figuras 25 e 27 a variação das lâminas de precipitação efetiva de forma cumulativa, considerando a evolução da intensidade da precipitação em resposta ao período de retorno do evento, tanto para o mosaico atual de uso do solo quanto para os modelos de cobertura na sub bacia do Sirinhaem.

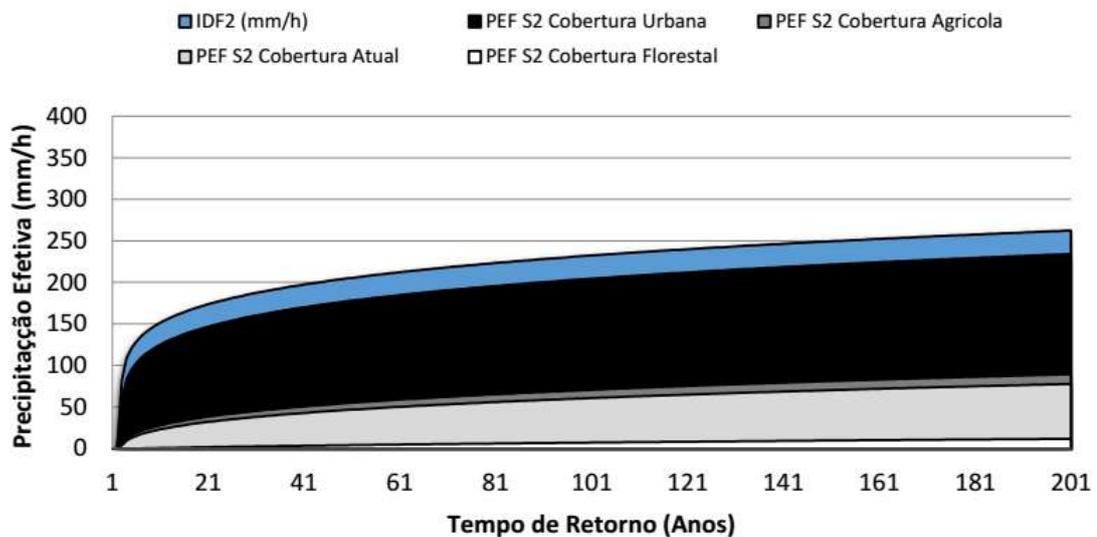


Figura 25 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na sub bacia do Sirinhaem. O modelo de precipitação efetiva utilizado considerou os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.

De acordo com as proporções de precipitação efetiva, podemos ver efetivamente qual a porcentagem de contribuição gerada a partir de cada estágio de saturação do solo e também dos modelos de cobertura fictícios, em relação ao mosaico atual de uso do solo.

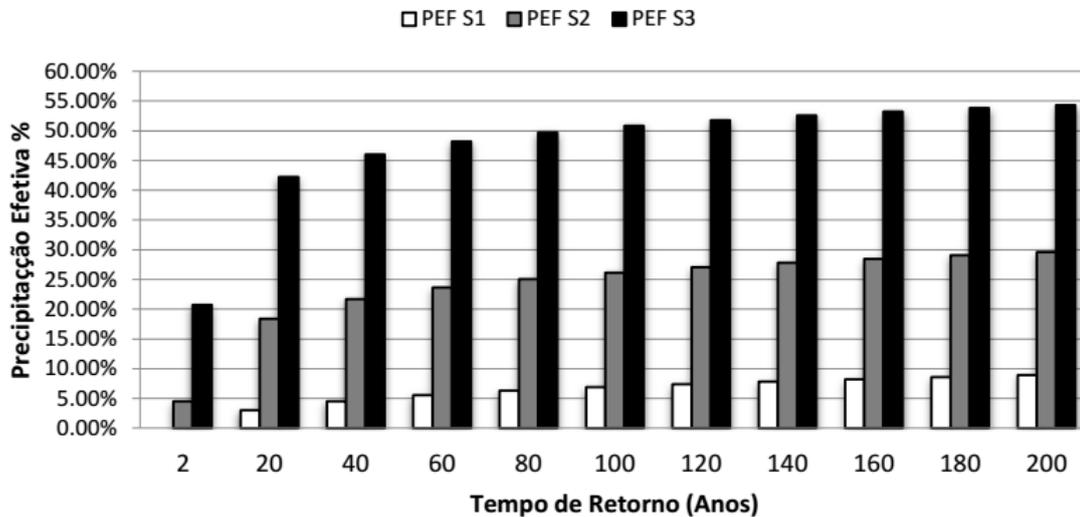


Figura 26 – Proporção da precipitação efetiva na sub bacia do Sirinhaem, considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.

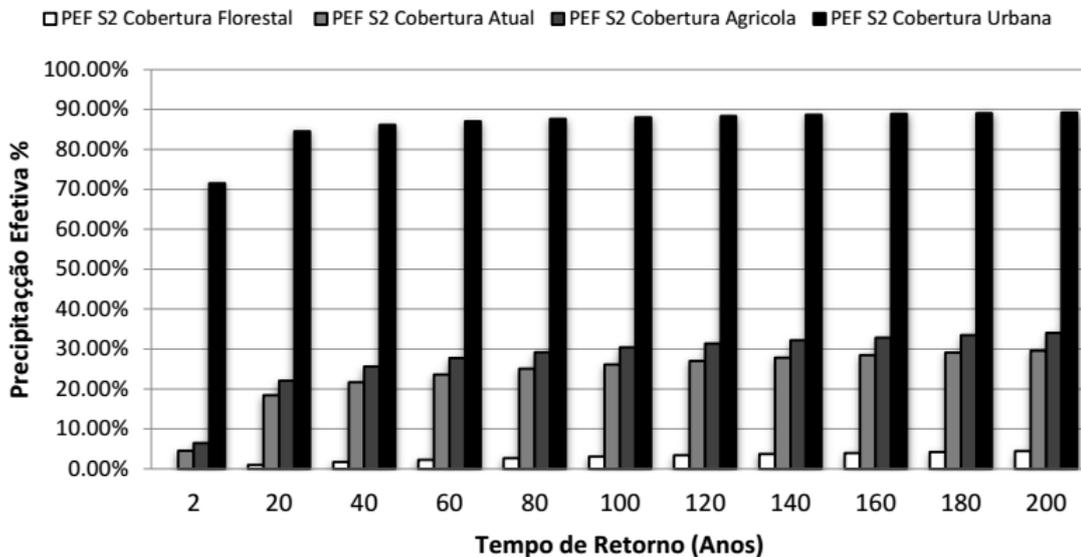


Figura 27 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo na sub bacia do Sirinhaem.

5.3.1.4 bacia do Rio Una

Nesta bacia, a precipitação efetiva, considerando o estágio S1 de saturação do solo foi de 0 a 9,1% da precipitação, para a faixa de 2 a 200 anos em tempo de retorno. Ao considerar o estágio S2, a precipitação efetiva passa a ser de 4 a 34% e a partir do estágio S3 de saturação do

solo, passa a ser de 23,7 a 60,2%. Dessa forma a variação máxima da precipitação efetiva na bacia do Una, considerando o mosaico atual de uso do solo, os estádios de saturação do solo e a faixa de 2 a 200 anos de tempo de retorno, foi de 0 a 60,2%.

Se for considerado o modelo de precipitação efetiva de forma restrita, somente para as coberturas de uso natural (florestal), uso produtivo (agrícola) e o uso antrópico (urbano) se terá o perfil individualizado de respostas extremas para esta bacia. Assim sendo, a precipitação efetiva para o uso natural variou ao máximo de 0 a 23,4%. Para o uso produtivo a variação máxima foi de 0,07 a 64% e para o uso antrópico a variação máxima foi de 54 a 96%, considerando para isto, os estádios de saturação do solo e a faixa já relacionada de tempo de retorno. (Figuras 28 e 30).

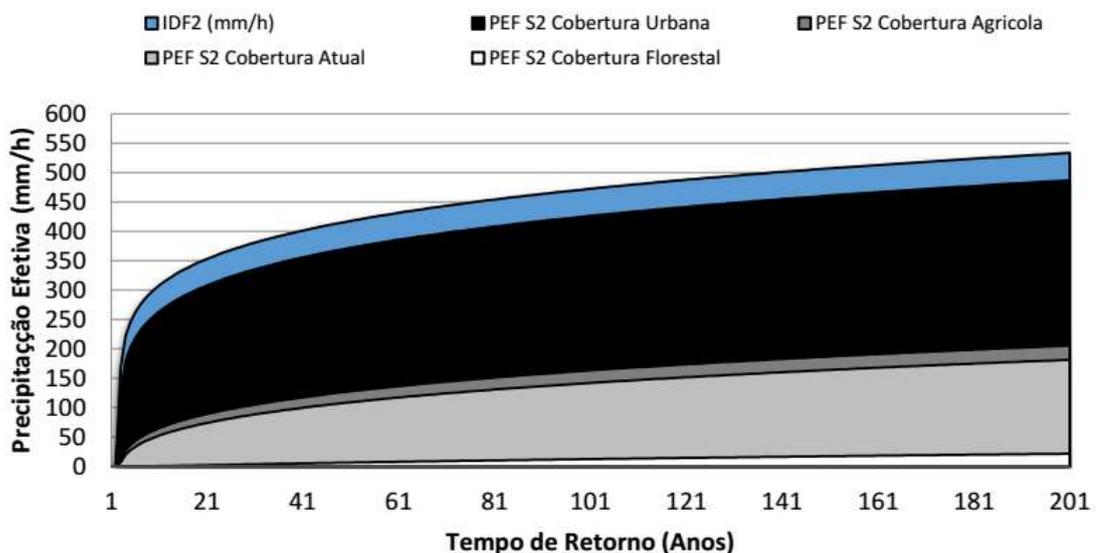


Figura 28 – Lâmina correspondente à evolução do escoamento superficial de acordo com o estágio S2 de saturação do solo, na sub bacia do Una. O modelo de precipitação efetiva utilizado considerou os modelos hipotéticos de cobertura em comparação com o mosaico do uso atual.

Em consideração as proporções da precipitação efetiva, pode-se ver efetivamente qual a porcentagem de contribuição gerada a partir de cada estágio de saturação do solo e também dos modelos de cobertura fictícios, em relação ao mosaico atual de uso do solo.

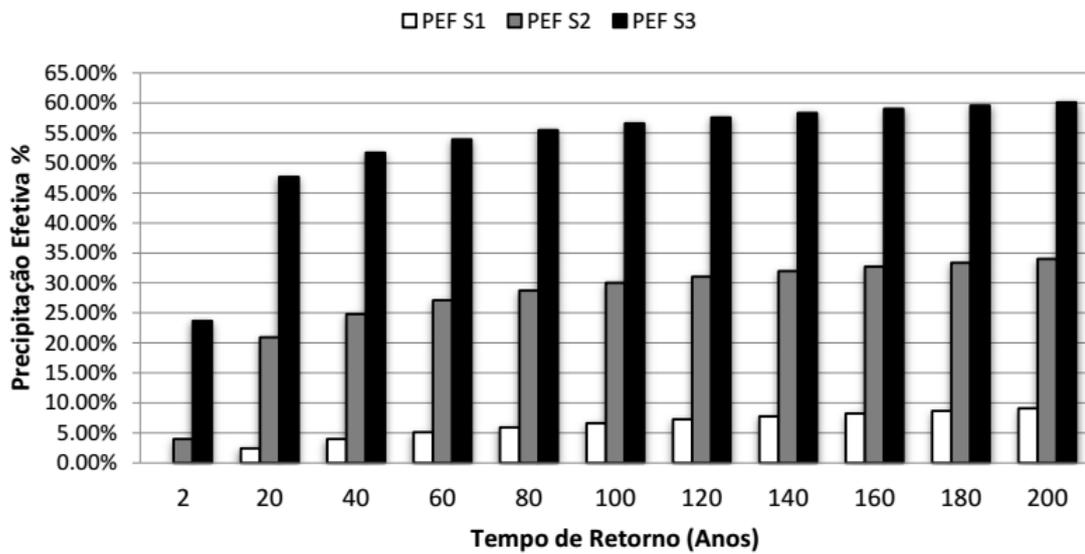


Figura 29 – Proporção da precipitação efetiva na sub bacia do Una, considerando os três estádios de saturação do solo (S1, S2 e S3) e o intervalo de 2 a 200 anos de tempo de retorno, para o mosaico atual do uso do solo.

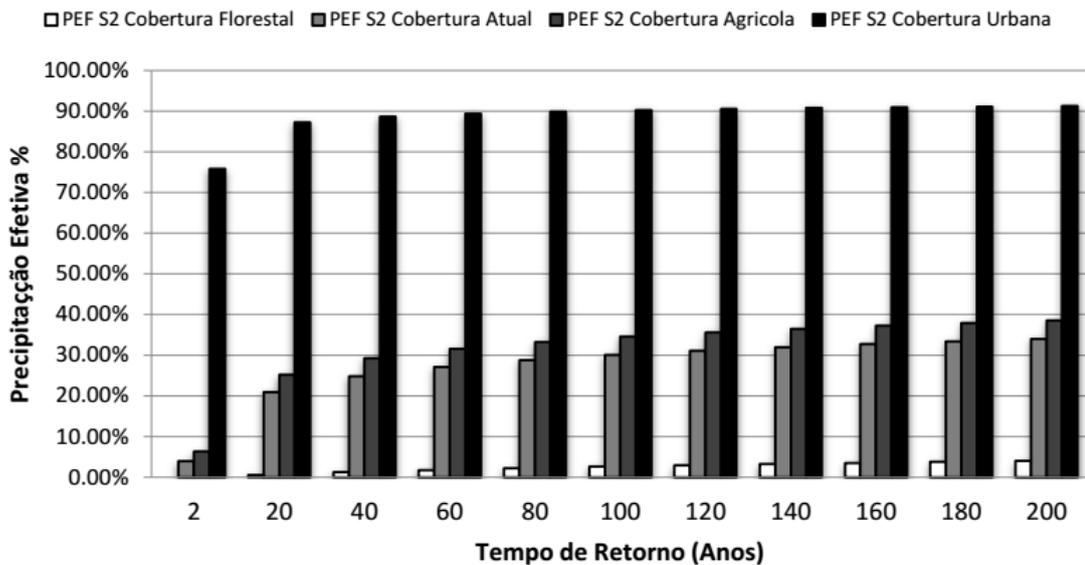


Figura 30 – Variação da proporção da precipitação efetiva no estágio S2 de saturação do solo, considerando os modelos hipotéticos de cobertura em comparação ao mosaico atual do uso do solo na sub bacia do Una.

5.3.1.5 Estimando a Retenção Hídrica

Uma outra perspectiva do estudo do serviço ambiental hidrológico é que além das variações de volume de superfície, também importa o volume retido no solo, e ambos estão intimamente relacionados. Considerando que as abstrações iniciais referentes à interceptação e evapotranspiração estão absorvidas no modelo SCS, pode-se estimar aproximadamente a infiltração com base no conhecimento do escoamento superficial. Na sub bacia do GL1 por exemplo, em condições S1 de saturação do solo, a infiltração variou de 100% a 98,54%. De 99,83% a 84,23% na condição S2 e na condição S3 variou entre 91,86% a 58,24%.

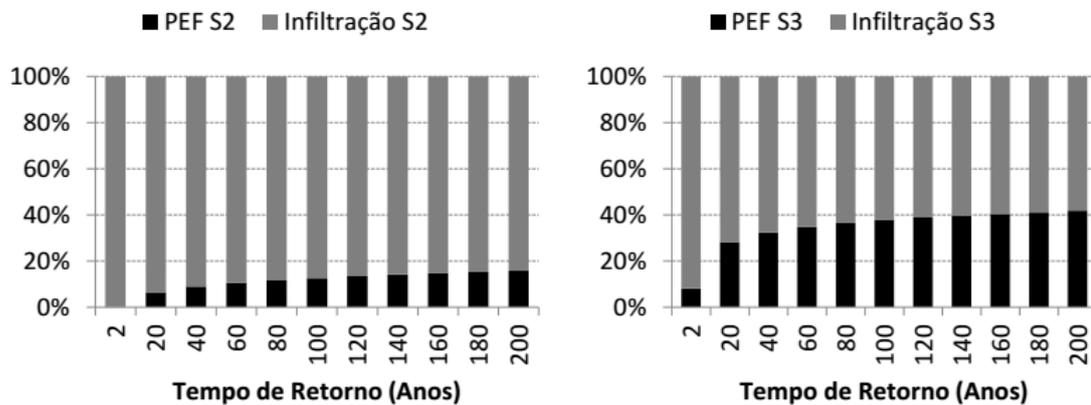


Figura 31 – Infiltração estimada para a sub bacia do GL1, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.

Na bacia do Sirigi, em condições S1 de saturação do solo, a infiltração variou de 100% a 97,62%. De 99,48% a 79,40% na condição S2 e na condição S3 variou entre 87,96% a 53%.

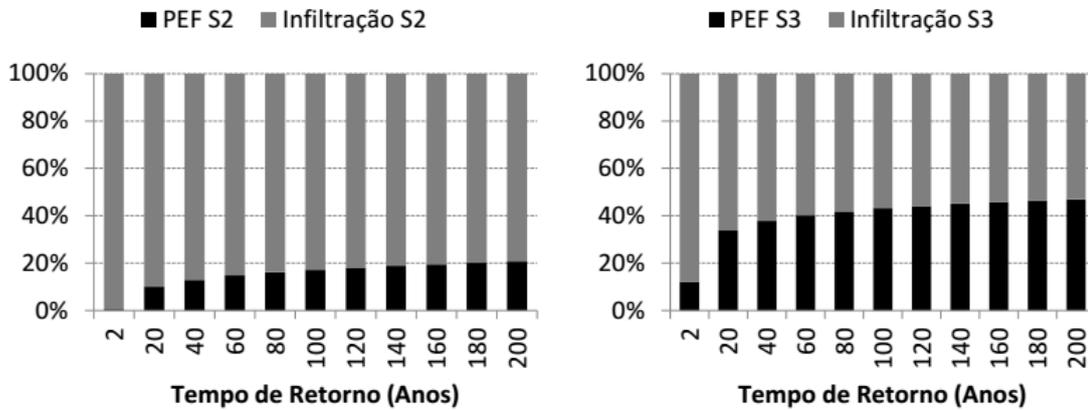


Figura 32 – Infiltração estimada para a bacia do Sirigi, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.

Na sub bacia do Sirinhaem, em condições S1 de saturação do solo, a infiltração variou de 100% a 91,11%. De 95,5% a 70,38% na condição S2 e na condição S3 variou entre 79,3% a 45,66%.

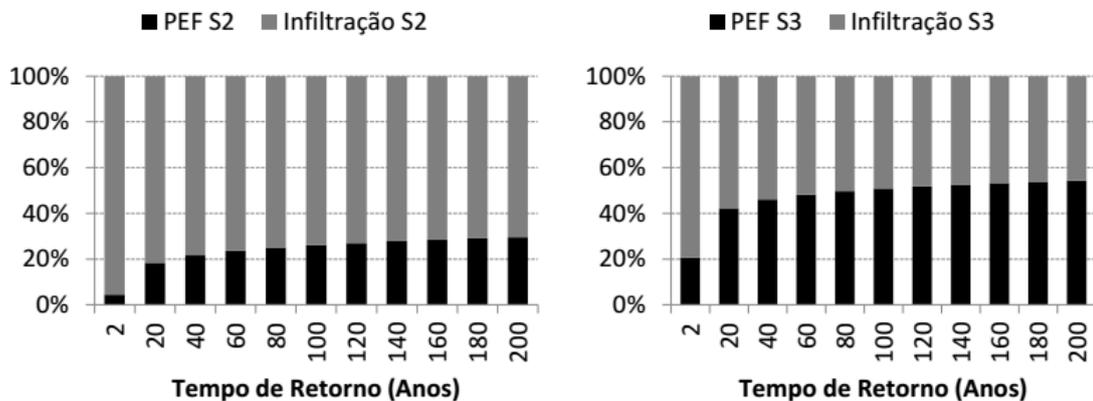


Figura 33 – Infiltração estimada para a sub bacia do Sirinhaem, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.

Na sub bacia do Una, em condições S1 de saturação do solo, a infiltração variou de 100% a 90,95%. De 96% a 66% na condição S2 e na condição S3 variou entre 76,33% a 39,87%.

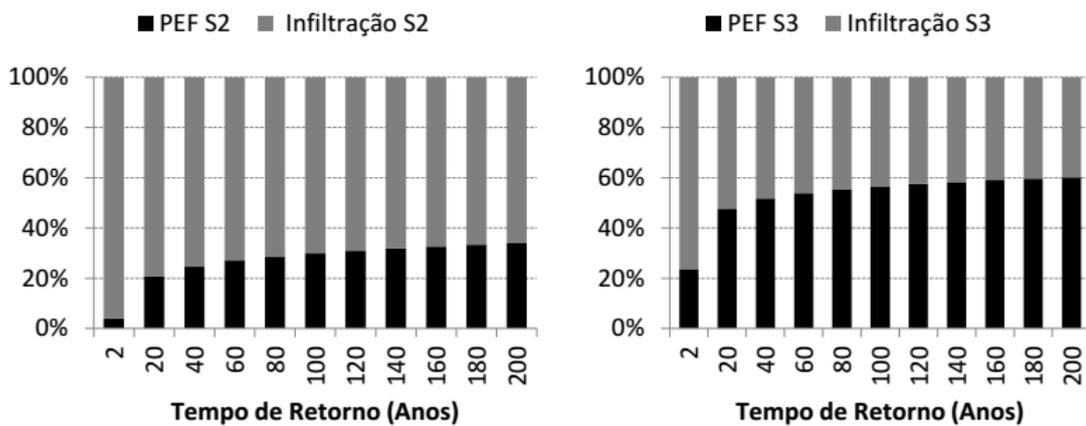


Figura 34 – Infiltração estimada para a sub bacia do Una, para as condições S2 e S3 de saturação do solo.

5.3.2 O modelo regional de avaliação do escoamento e serviço hídrico

Essa ferramenta interdisciplinar serviu para, não obstante das funções específicas dos estudos hidrológicos, desenhar um perfil regional dos pontos de interesse acerca dos serviços ambientais hidrológicos. Mais especificamente, quais os pontos de maior pressão, em que os serviços ambientais seriam possivelmente demandados em maior intensidade para garantir a estabilidade ou benefício potencial.

Considerando o intervalo do tempo de retorno para este estudo, é possível observar na tabela 8, que a lâmina de precipitação efetiva variou de 0,01 mm/h a 14,84 mm/h, nas microbacias do trecho do Grupo de Rios Litorâneos, sendo a microbacia 06, a microrregião de maior escoamento. Para o mesmo modelo as microbacias do trecho avaliado do Rio Una, tiveram precipitação efetiva variando de 0,75 mm/h a 40,86 mm/h, sendo a microbacia 26 a de maior potencial gerador de escoamento.

No trecho caracterizado pelo conjunto de microbacias do Rio Sirigi, a precipitação efetiva variou de 0,01 mm/h a 16,91 mm/h, sendo a microbacia 19 a microrregião de maior geração de escoamento. Já no trecho formado pelas microbacias do Sirinhaem, a precipitação efetiva variou entre 0,10 mm/h e 24,69 mm/h, sendo a microbacia 14 a de maior potencial de vazão superficial.

Tr (anos)	PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)	
	GL1 micro 00	GL1 micro 01	GL1 micro 02	GL1 micro 03	GL1 micro 04	GL1 micro 05	GL1 micro 06	GL1 micro 07	GL1 micro 08	GL1 micro 09	GL1 micro 10	GL1 micro 11	GL1 micro 12	GL1 micro 13	GL1 micro 14	GL1 micro 15
5	0,00	0,01	0,00	0,15	0,64	0,31	2,08	0,77								
25	0,31	0,92	0,27	1,39	2,93	1,75	6,08	3,26								
50	0,83	1,77	0,67	2,33	4,45	2,75	8,43	4,87								
100	1,67	2,98	1,29	3,60	6,39	4,05	11,32	6,33								
150	2,34	3,88	1,78	4,51	7,76	4,97	13,30	8,37								
200	2,91	4,63	2,19	5,25	8,85	5,71	14,84	9,52								
	PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)	
Tr (anos)	Una micro 24	Una micro 25	Una micro 26	Una micro 27	Una micro 28	Una micro 29	Una micro 30	Una micro 31								
5	2,14	4,40	9,21	8,07	4,65	0,75	3,23	0,78								
25	6,19	10,64	20,08	17,73	12,24	2,97	8,30	3,47								
50	8,57	14,12	25,92	22,94	16,59	4,38	11,18	5,24								
100	11,49	18,27	32,78	29,07	21,84	6,18	14,65	7,51								
150	13,49	21,06	37,34	33,15	25,40	7,43	17,00	9,11								
200	15,05	23,23	40,86	36,29	28,18	8,42	18,82	10,37								
	PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)	
Tr (anos)	Sirigi micro 17	Sirigi micro 18	Sirigi micro 19	Sirigi micro 20	Sirigi micro 21	Sirigi micro 22	Sirigi micro 23									
5	1,63	0,00	2,64	1,42	0,01	0,75	0,07									
25	4,99	0,01	7,20	4,64	0,69	3,30	1,10									
50	7,00	0,10	9,63	6,60	1,32	4,98	1,94									
100	9,48	0,31	13,03	9,03	2,20	7,12	3,09									
150	11,19	0,51	15,21	10,71	2,86	8,63	3,93									
200	12,52	0,68	16,91	12,03	3,40	9,83	4,61									
	PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)		PEF/CN2 (mm/h)	
Tr (anos)	Sirinhaem micro 12	Sirinhaem micro 13	Sirinhaem micro 14	Sirinhaem micro 15	Sirinhaem micro 16											
5	10,17	0,19	4,87	0,00	0,00											
25	21,96	1,53	11,50	0,14	0,10											
50	28,28	2,51	15,15	0,43	0,34											
100	35,69	3,83	19,51	0,91	0,77											
150	40,61	4,77	22,43	1,31	1,11											
200	44,40	5,53	24,69	1,65	1,41											

Tabela 7 – Distribuição das precipitações efetivas pela subdivisão das Ottrobacias (microbacias) da Agencia Nacional de Águas contidas nos trechos das sub bacias estudadas.

Considerando a média para os mesmos tempos de retorno e os mesmos trechos de bacia, temos a sub bacia do Una gerando a maior média de escoamento superficial dentre os trechos, com precipitação efetiva entre 4,14 mm/ h e 22,65 mm/ h, seguido pelo trecho da sub bacia do Sirinhaem, com precipitação efetiva entre 3,05 mm/ h e 15,54 mm/ h. Na sub bacia do Sirigi a precipitação efetiva variou de 0,93 mm/ h a 8,57 mm/ h, enquanto que na sub bacia do Grupo de Rios Litorâneos I variou entre 0,5 mm/ h e 6,74 mm/ h.

Assim, entre o mapeamento do escoamento e a estimativa da infiltração pode-se afirmar que o serviço ambiental prestado pela cobertura ocorre no controle do escoamento, ou seja, uma maior retenção do recurso hídrico (recarga). O aspecto comportamental em escala regional pode ser entendido com a interpretação dos dados apresentados nas tabelas 7 e 8, e a figura 35.

Tabela 8 – Precipitação efetiva média para os diferentes tempos de retorno observados para o modelo distribuído nas sub bacias de interesse.

Tr (anos)	PEF/CN2 (mm/h)	PEF/CN2 (mm/h)	PEF/CN2 (mm/h)	PEF/CN2 (mm/h)
	GL1	Una	Sirigi	Sirinhaem
5	0,50	4,15	0,93	3,05
25	2,11	10,20	3,13	7,04
50	3,26	13,62	4,54	9,34
100	4,78	17,72	6,33	12,14
150	5,87	20,50	7,58	14,05
200	6,74	22,65	8,57	15,54

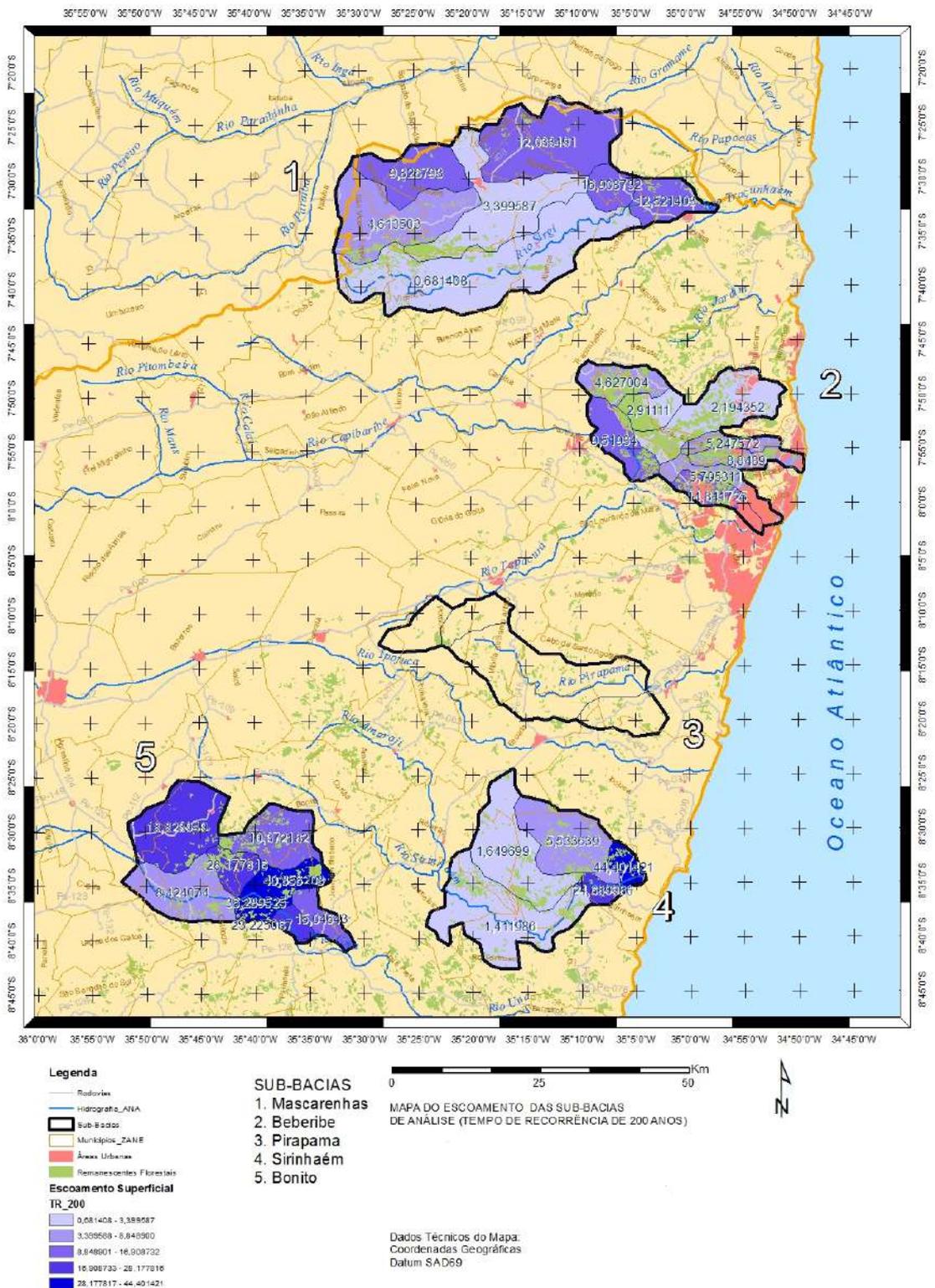


Figura 35 – Carta qualitativa evidenciando a distribuição da precipitação efetiva de acordo com as características do modelo SCS, considerando as imagens Rapideye, a classificação supervisionada e os limites das sub bacias e microbacias do grupo de Ottobacias da Agencia Nacional de Águas.

5.3.3 Microbacia do Prata

Considerando o aumento de 13% na proporção de área urbana dentro da bacia do Prata e o recuo de 1% na área de mata, evidenciou-se uma variação crescente no escoamento superficial entre os períodos de registro de uso do solo, para o mesmo intervalo de precipitação, figura 36. Essa diferença entre o escoamento superficial foi de 12 a 100% sobre o valor registrado em 1974, considerando para isso, 16 dos eventos da precipitação acumulada equivalente ao período observado de 2011/ 2012.

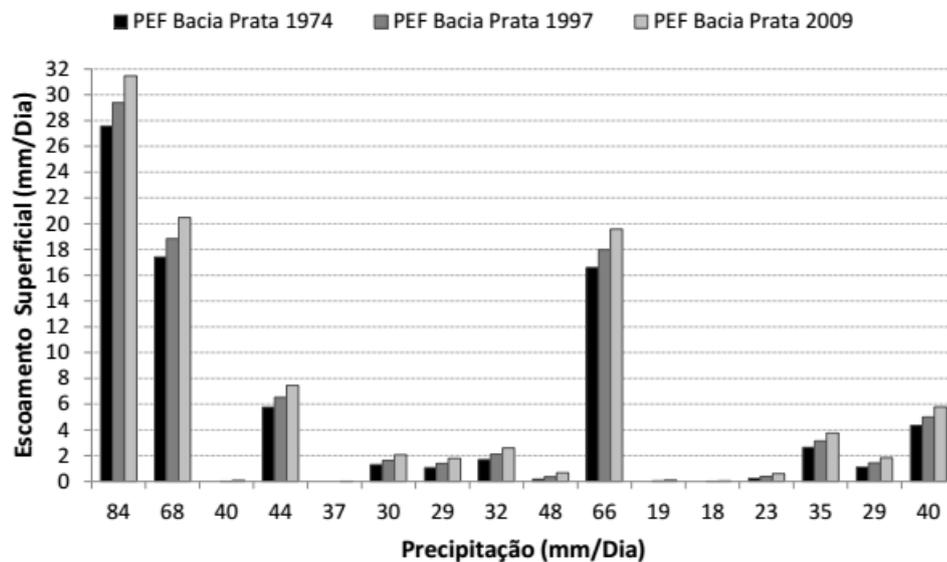


Figura 36 – Variação do escoamento superficial da bacia do Prata de 1974 a 2009 considerando 16 eventos de chuva da precipitação acumulada entre 2011 e 2012.

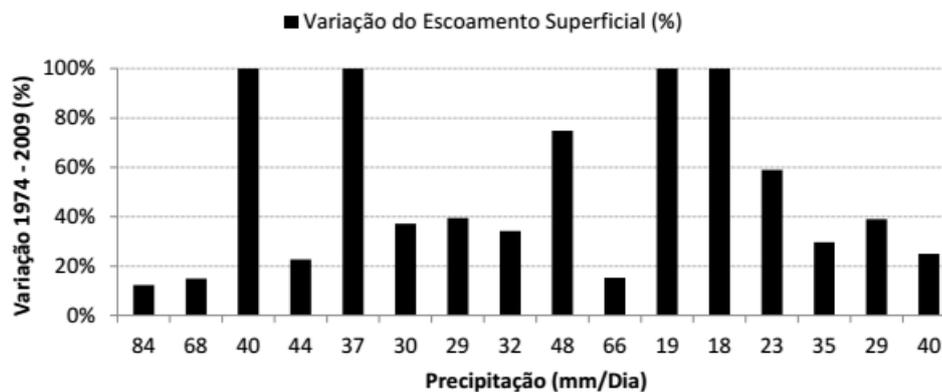


Figura 37 – Ganho real em porcentagem sobre o escoamento superficial entre 1974 e 2009 considerando 16 dos eventos de chuva da precipitação acumulada entre 2011 e 2012.

O escoamento proporcional ao uso do solo em 2009 apresentou diferenças significativas entre os tipos de uso. Variou de 12,5 a 78 mm/dia nos domínios de solo exposto (áreas urbanas), de 0 a 12,5 mm/dia nos domínios de capoeira (áreas em regeneração), entre 0,5 e 39,5 mm/dia nos domínios agropecuários, entre 1,7 e 47 mm/dia nos domínios do Horto de Dois Irmãos e 0 mm/dia nos domínios do fragmento de Mata Atlântica.

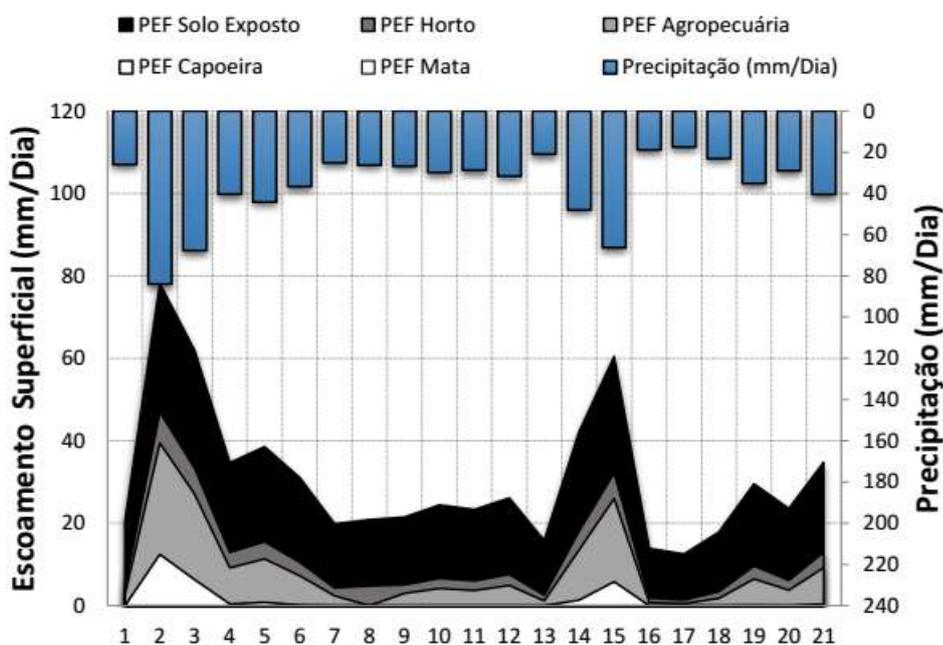


Figura 38 – Gráfico de resposta chuva – vazão para o escoamento superficial dos diversos tipos de uso do solo analisados em 2009, na bacia do prata, para os 21 maiores eventos acumulados diários de precipitação entre 2011 e 2012.

Considerando 21 eventos de chuva para o intervalo de precipitação entre 2011 e 2012, somente no domínio de solos expostos (áreas urbanas) classificado em 2009, a relação entre as principais grandezas do balanço hídrico foram de 72 a 93% de escoamento superficial e de 7 a 27% entre as outras grandezas, principalmente infiltração. Para capoeira (áreas em regeneração) observou-se de 0 a 15% de escoamento superficial e de 85 a 100% entre as outras grandezas (infiltração). Para as áreas agrícolas observou-se 0 a 47% de escoamento superficial e 53 a 100% para as outras grandezas. No domínio do Horto de Dois Irmãos (áreas do zoológico) a relação entre as grandezas do balanço hídrico foram de 8 a 56% de escoamento superficial e de 44 a 92% entre as outras grandezas. no domínio da Mata Atlântica (áreas do parque estadual de Dois Irmãos) a relação entre as grandezas do balanço hídrico foram de 0% de escoamento superficial e de 100% entre as outras grandezas.

Em retomada aos resultados expostos anteriormente, estes demonstram que o escoamento superficial nas áreas de uso urbano é muito maior que nos outros tipos relacionados, enquanto que a cobertura natural absorve e disponibiliza a água gradativamente sem gerar escoamento (TRINDADE e RODRIGUES, 2016; ALBUQUERQUE et al., 2015; ALBUQUERQUE, 2010, SAAD, 2016; GREEN et al., 2015; BROWN, 1988; SOPPER, 1975; LIU et al., 2009; ALVANI et al., 2011; KHAN, 2011; UIART et al., 2011; AYIVOR e GORDON, 2012; GYAWALI, 2013; OLIVEIRA et al., 2013).

Trabalhos como Albuquerque et al. (2015), Albuquerque (2010), revelam experimentalmente como esse processo ocorre, e, em que escala volumétrica. Neste exemplo o registro

foi realizado por modelo hidrológico, com uma abordagem de amplitude de dados e com uma menor logística, importante para o processo de tomada de decisão sobre as diversas superfícies.

A gestão dos recursos hídricos está intimamente ligada à gestão dos territórios, atualmente é um fato reconhecido, mas, em 1960 Hack já evidenciava isso ao falar da importância dos fatores abióticos e climáticos na modelagem e evolução das superfícies. Toda alternância de energia, seja interna ou externa, promove alteração no sistema, manifestada através da matéria, razão pela qual os elementos da morfologia tendem a se ajustar em função das modificações impostas, seja pelas forças tectodinâmicas, seja pelas alterações processuais subaéreas (mecanismos morfoclimáticos).

Portanto, para Hack (1960), as formas de relevo e os depósitos superficiais possuem uma íntima relação com a estrutura geológica (litologia) e mecanismos de intemperização.

Para entender o processo é preciso compreender o conceito “Bioresistásico” de Erhart, (1956), discutido posteriormente por Ab’Saber, (1969), que consiste em estágios morfopedogênicos diferenciados, associados a condições climáticas distintas. Na biostasia a atividade geomorfogenética é fraca ou nula, existindo um equilíbrio climático entre potencial ecológico e exploração biológica. O domínio da pedogênese sobre a morfogênese gera um balanço morfogenético negativo. Enquanto isso no processo resistásico ocorre o oposto, essa fase passa a ser individualizada a partir do momento em que a cobertura vegetal desaparece, o que pode resultar de alterações climáticas, na escala de tempo geológico, ou por derivações processadas pelo homem, na escala de tempo histórica. Assim, na resistasia, a morfogênese domina a dinâmica da paisagem, com repercussão no potencial geocológico (desequilíbrio climático). Como resultado tem-se um balanço morfogenético positivo, com a retirada do material intemperizado, reduzindo gradativamente a camada pedogenizada, com consequente assoreamento de vales.

O conceito biorresistásico, fundamentado na relação morfogênese-pedogênese, apresenta estreita relação com o “balanço de denudação”, também chamado de “balanço morfogenético”, proposto por Jahn (1968), onde os processos em uma vertente se reduzem a dois componentes: o primeiro, denominado perpendicular, caracterizado pela infiltração, responsável pela intemperização que permite o desenvolvimento da pedogenização, proporcionando a formação de material para eventual transporte; e o segundo, denominado paralelo – paralelo à vertente ou à superfície e refere-se ao processo denudacional (morfogênese) responsável pela retirada, transporte e acumulação do material pré – elaborado, o que leva a admitir a que retirada da cobertura vegetal favorece a ação direta dos elementos do clima. Simplificando, a cobertura vegetal estabiliza e protege a superfície dos processos que aceleram o entalhamento, erosão e consequentemente, o envelhecimento da paisagem (ALBUQUERQUE et al., 2015; FANG, 2012; WARD e TRIMBLE, 2011; ALBUQUERQUE, 2010).

Assim, já foram registrados de alguma forma, direta ou indiretamente os serviços ambientais hidrológicos em várias outras regiões do planeta, por diversos autores, como: Saad

(2016), Silva (2015), Silva et al. (2015); Albuquerque et al. (2015), Lima e Nicolielo (1983), Brooks et al. (1991), Huber e Oyarzún (1992), Gash et al. (1995) e Van Dijk e Bruijnzeel, (2001), estes, são alguns dos que podem ser usados como exemplo para ratificar este estudo. Além dos conhecimentos ligados aos processos geomorfológicos, pedogênicos e dos conceitos de bioresistência, vale a pena salientar, baseados nos dados imediatamente acima, que, é muito importante o mapeamento das “áreas parciais de contribuição”.

Betson (1964) mostrou que o escoamento hortoniano, que é representado pelo excedente ao processo de infiltração, ocorria apenas numa fração da bacia (4,6 a 85,8%) e usou a expressão "área parcial" para este fenômeno. Dessa forma, tem sido verificado na realidade que a área parcial não é fixa, mas, varia com a duração, a intensidade da chuva, com as condições de umidade antecedente e o tipo de cobertura vegetal, sugerindo-se que a expressão mais adequada seria "área variável parcial de contribuição" (CHORLEY, 1978). Conhecida como: "área variável de afluência" (A.V.A.) (HEWLETT e HIBBERT, 1967). O desenvolvimento deste conceito deveu-se ao fato de que nestas microbacias revestidas de boa cobertura florestal o deflúvio não é produzido a partir de toda a superfície da microbacia. Exatamente neste manuscrito, o deflúvio ou escoamento superficial foi limitado às áreas específicas de afluência, geralmente diretamente opostas às áreas de fragmento florestal (áreas não revestidas).

5.3.4 Avaliação do modelo teste para o cenário do serviço hídrico: escoamento superficial (PEF) e o uso do solo.

Desde 1964 quando Betson usou o modelo de Horton (1940) para a predição do escoamento direto em microbacias e verificou que o modelo só se ajustava com a multiplicação dos resultados por um fator de correção, que variou de 0,046 a 0,858, entendeu-se que a bacia hidrográfica apresenta uma resposta flutuante para geração do escoamento superficial direto, mesmo que em muitas vezes de equilíbrio estacionário, mas, certamente dependente dos multiparâmetros ambientais que envolvem a paisagem da bacia à atmosfera (WESTER et al., 2014; WARD e TRIMBLE, 2011; DEFRIES e ESHLEMAN, 2004).

Esta nova percepção mostrou que o escoamento hortoniano, que é representado pelo excedente ao processo de infiltração, ocorria apenas numa fração da bacia (4,6 a 85,8%) e usou a expressão "área parcial" para este fenômeno. Dessa forma, tem sido verificado na realidade que a área parcial não é fixa, mas, varia com a duração, a intensidade da chuva, com as condições de umidade antecedente e o tipo de cobertura vegetal, sugerindo-se que a expressão mais adequada seria "área variável parcial de contribuição" (WESTER et al., 2014; WARD e TRIMBLE, 2011; DEFRIES e ESHLEMAN, 2004; CHORLEY, 1978); também conhecida como: "área variável de afluência" (A.V.A.) (HEWLETT e HIBBERT, 1967). O desenvolvimento deste conceito deveu-se ao fato de que nestas microbacias revestidas de boa cobertura florestal o deflúvio não é produzido a partir de toda a superfície da microbacia. Ao contrário, o deflúvio nestas condições está sob a influência de uma área de origem dinâmica, uma vez que sofre expansões e contrações

(TRINDADE e RODRIGUES, 2016; XAUD e EPIPHANIO, 2015).

A partir destes primeiros experimentos foi que surgiram novas metodologias de quantificação aproximada deste fenômeno, isso, através de modelos matemáticos empíricos, como o proposto por Ven Te Chow, modificado por Wilken, (1971) (WESTER et al., 2014; WARD e TRIMBLE, 2011; DEFRIES e ESHLEMAN, 2004). Foi utilizando tais conhecimentos, que este estudo além de ratificar tais teorias hidrológicas, ainda se propôs inserir a visão conservacionista ao uso, disponibilidade e controle dos recursos hídricos, considerando primordialmente, que, o bom funcionamento do ecossistema proporcionará serviços ambientais eficientes. É a partir desta concepção que devemos tirar proveito intelectual, a fim de se obter um desenvolvimento sustentável.

Foi com uma visão holística e englobadora ao nível da paisagem que se obteve as primeiras tendências para o estudo do escoamento superficial direto nos limites das bacias estudadas. A diferença entre proporções de uso do solo foram evidenciadas através da classificação supervisionada das imagens Rapideye (5x5m) para todas as bacias. O modelo de escoamento Soil Conservation Service, utilizando os mapas de uso do solo, evidenciou os diferentes níveis de serviços ambientais prestados pela variação do mosaico formador da cobertura do solo, na geração do fluxo do escoamento.

Dessa forma, considerando os resultados obtidos, entre as características potencialmente geradoras de vazão em cada bacia estudada em conflito com suas aptidões volumétricas distribuídas tempo e no espaço, percebe-se que existe uma importante linha de tratamento a ser obedecida, onde cada bacia hidrográfica apresentará, assim como, em suas fisiografias, pedologias e hidrografias, diferenças a serem consideradas no tipo e eficiência do serviço ambiental prestado em consideração aos diferentes mosaicos de uso do solo.

A queda dessas chuvas sobre vales ou terrenos montanhosos pode seguir diversos caminhos no movimento colina em direção aos cursos d'água. No entanto, o tipo, extensão e condições de vegetação exercem uma marcada influência nos modelos de deposição e quantidade das precipitações pluviais que alcançam a superfície do solo. Então, toda modificação de uma cobertura florestal decorrente da intervenção do homem ou do seu desenvolvimento natural afeta a quantidade de água que chega ao solo e sua reserva. Assim já foram registrados de alguma forma, direta ou indiretamente os serviços ambientais hidrológicos em várias outras regiões do planeta, por diversos autores, como: SAAD, 2016; SILVA, 2014; LIMA, 2013; ALBUQUERQUE, 2010; GREEN et al., 2015; DEFRIES e ESHLEMAN, 2004; ALIX-GARCIA e WOLFF, 2014; LIMA e NICOLIELO, 1983; BROOKS et al., 1991; HUBER e OYARZÚN, 1992; GASH et al., 1995; VAN DIJK e BRUIJNZEEL, 2001; MEDINILHA, 1999; LIU et al., 2009; ALVANI et al., 2011; KHAN, 2011; UIART et al., 2011; AYIVOR e GORDON, 2012 e GYAWALI, 2013; estes, que podem ser usados como exemplo para ratificar este estudo.

Os serviços ambientais hidrológicos estão normalmente associados à quantidade (pereni-

dade) e qualidade da água (pureza), como a proteção do solo contra impacto da gota de chuva, redução da suscetibilidade do solo, infiltração, interceptação vertical, redução dos riscos de cheias, deslizamentos, ou seja, todas variáveis que interferem ciclo hidrológico. Neste contexto, os ecossistemas florestais desempenham a função de administração hidrológica da água precipitada, isto é, captando, armazenando e disponibilizando-a lenta e gradualmente, em quantidade e qualidade, ainda que no período de estiagem (VALCARCEL, 1998; ALBUQUERQUE, 2010; WUNDER; 2015; LIMA; 2013; SAAD, 2016).

Essa é uma condição de desempenho de serviço ambiental, a partir do ajuste evolutivo do ecossistema. Por outro lado, caso o ecossistema esteja desajustado, como uma área degradada, submetida a exíguos atributos ambientais e baixa resiliência, o cenário de desempenho de serviços (produção de água) é invertido (produção de sedimentos), consequência da ausência do componente florestal e desproteção do solo. Dessa forma, as reações dos ecossistemas, isto é, capacidade de, a partir, de uma chuva intensa, por exemplo, gerar serviços ambientais, varia de acordo com a integridade do ecossistema, seu estado de conservação.

Particularmente voltado para este estudo, observou-se que as sub bacias de Sirinhaem e Una são bacias em que os serviços ambientais hidrológicos quantitativos não são observados tão intensamente quanto nas outras bacias, consideravelmente por causa das próprias características destas paisagens em gerar escoamento e pelo fato de não apresentarem maiores coberturas naturais, principalmente matas ciliares. É exatamente por isso que essas bacias se tornam áreas de hot spot como prioritárias para regularização dos serviços ambientais, potencialmente prestados pela cobertura natural / florestal. As outras áreas estudadas apresentaram uma maior proporção de cobertura natural, não necessariamente em áreas de mata ciliar, mas considerando suas aptidões fisiográficas, os fragmentos florestais parecem determinar maior influência em intensidade do serviço ambiental hidrológico prestado.

Assim, a melhor estratégia de gestão ambiental dessas bacias estudadas é a manutenção do serviço ambiental já prestado e a contínua recuperação das áreas prioritárias, potencialmente prestadoras, principalmente às margens dos cursos de água, como de acordo com o código florestal (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012).

Na visão de outros autores, Bernsteinová et al. (2015), discute fatos interessante sobre a dinâmica do escoamento, inclusive ajudando a entender a importância deste manuscrito para os estudos dos serviços ambientais. Numa análise do ponto de ruptura do coeficiente de escoamento, ele demonstrou que o ciclo hidrológico havia sofrido alterações significativas até 1999, quando a perda da cobertura da árvore atingiu 30% área de captação. Após este ponto de interrupção, o escoamento médio aumentou 6% sobre a precipitação da bacia hidrográfica ($p < 0,003$) e a evapotranspiração foi de 72 mm ano⁻¹ (11% inferior do que antes) ($p < 0,02$).

As descobertas sofreram um aumento maior na taxa de escoamento (BEUDERT et al., 2007) uma vez que a perda de cobertura da árvore excedeu 25% de a área de captação. Isso

sugere o amortecimento de perturbações em uma escala maior (BLÖSCHL et al., 2007). Em uma revisão, Adams et al. (2012) hipotetizou uma diminuição significativa em evapotranspiração sobre a captação, uma vez que a perda absoluta da cobertura do dossel ultrapassou 20%, e na precipitação anual de cerca de 500 milímetros. Assim houve persistência da diminuição da evapotranspiração, até agora, devido à dinâmica da decadência florestal.

Assim, em paisagens florestadas, as mudanças climáticas podem exercer vários efeitos diretos (especialmente precipitação, temperatura) e indiretos (favorecendo pragas, prejudicando árvores), praticamente todos os quais têm um impacto no ciclo hidrológico. Na Floresta da Boêmia, e em ambos os parques nacionais especialmente, as mudanças da cobertura florestal prolongada por surtos de moléstias nos últimos 25 anos deveria ter alterado processos de geração de escoamento e rendimentos por diminuição da evapotranspiração e mudança da dinâmica da cobertura de neve, confundindo assim os efeitos diretos da mudança climática.

Para Bernsteinová et al. (2015) a análise hidrológica das três bacias hidrográficas na Floresta da Boêmia revelou pequenas mudanças na precipitação e pequenas mudanças nos rendimentos anuais de escoamento em UV (-3%), GO (-8%) e UGO (+8%). Em UGO, o saldo médio da captação diminuiu significativamente em 72 mm ano^{-1} (11%) quando a perda da cobertura da árvore atingiu 30% da área de captação. Além disso, medidas de baixo fluxo tiveram frequência aumentada significativamente em agosto (UGO) e setembro (GO), enquanto os rendimentos de escoamento não mudaram. Isso sustenta a importância de uma evapotranspiração diminuída de suportes severamente perturbados, o que permite uma maior carga de água subterrânea durante o verão. O abastecimento público e privado de água potável, um importante serviço ecossistêmico, atualmente se beneficia de distúrbios de larga escala, especialmente no outono, desde que a regeneração do suporte provavelmente consome menos água do que um suporte maduro. No entanto, quanto tempo os efeitos de perturbação hidrológica persistirão, ou ainda, qual o impacto desses na dinâmica hidrológica, são fatos que precisam ser esclarecidos (ADAMS et al., 2012) e deve ser o assunto de futuras investigações regionais.

Em contrapartida, o aquecimento global em fevereiro (+1.8 °C) e abril (+4 °C) derreteram a neve de forma acelerada e aumentaram significativamente o escoamento e altos fluxos em março em todas as bacias hidrográficas, independentemente de tamanho, cobertura do solo ou alterações da cobertura do solo. Além disso, outras mudanças nos fluxos altos não foram encontradas mesmo nas bacias hidrográficas severamente afetadas UV e UGO. Assim, dados os resultados deste estudo de Bernsteinová et al. (2015), e as informações científicas de paisagens comparáveis, observou-se uma seção de altos fluxos intensificados para as áreas de perturbação florestal. No entanto, pesquisas futuras no aumento das precipitações de inverno, que o IPCC (2013) prevê, são necessárias, pois podem se acelerar com o processo contínuo de aumento de temperatura e pode agravar os riscos de inundação em escalas maiores em terras baixas.

Por sim os trabalhos sobre essa temática são unânimes em associar intimamente o escoamento superficial às outras grandezas do ciclo hidrológico e essas por sua vez às anuências

das previsões dos modelos de mudanças dos padrões climáticos locais e regionais. Seja neste manuscrito ou sobre alguma discussão associada, o escoamento superficial será referência de um estágio de bacia hidrográfica com problemas de conservação bioresistásica e manutenção de serviços ambientais hidrológicos distintos.

5.4 SERVIÇO AMBIENTAL CLIMÁTICO: AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DO ALGORITMO SEBAL/ METRIC E SEUS SUBPRODUTOS PARA OS ESTUDOS AMBIENTAIS HIDROCLIMÁTICOS.

5.4.1 Análise da temperatura de superfícies na Zona da Mata pernambucana.

5.4.1.1 Bacia UP 14 – sub bacia GL1 (Grupo de Pequenos Rios Litorâneos)

De acordo com a contagem de pixels da temperatura superficial realizada para esta bacia, foi possível observar uma temperatura média de 26,5°C, com máxima de 37°C e mínima de 21°C. A faixa de temperatura observada como predominante na distribuição superficial dos pixels de calor, foi a faixa dos 25°C, com uma representatividade de 19% da área de superfície, seguida pela faixa dos 24°C com 18,8% e pela faixa dos 26°C com 16,77%. Ao considerar o conjunto de pixels formado pelo intervalo superior aos 25°C, tem-se uma representatividade de 68,1% da superfície, e considerando ainda o intervalo superior aos 30°C, temos uma representatividade de 11,13% de cobertura superficial (Figura 39).

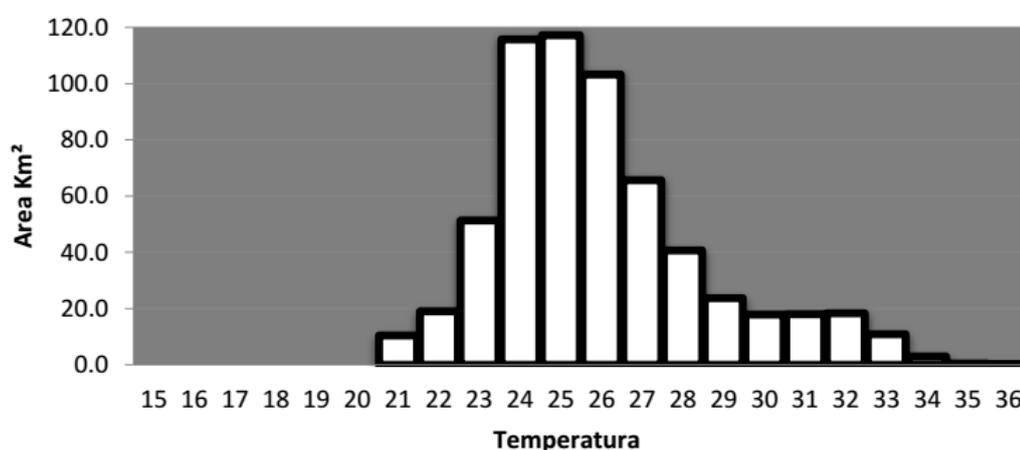


Figura 39 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na sub bacia GL1.

5.4.1.2 Bacia do rio Sirigi (Região do Mascarenhas/Goiana)

Através da contagem de pixels da temperatura superficial realizada para esta bacia, foi possível observar uma temperatura média de 24°C, com máxima de 34,85°C e mínima de 12°C. A faixa de temperatura observada como predominante na distribuição superficial dos pixels de calor, foi a faixa dos 23°C, com uma representatividade de 33,3% da área de superfície, seguida pela faixa dos 24°C com 18,7% e pela faixa dos 22°C com 17,3%. Considerando o conjunto

de pixels formado pelo intervalo superior aos 25°C, temos uma representatividade de 19% da superfície, e considerando ainda o intervalo superior aos 30°C, temos uma representatividade de 0,35% de cobertura superficial.

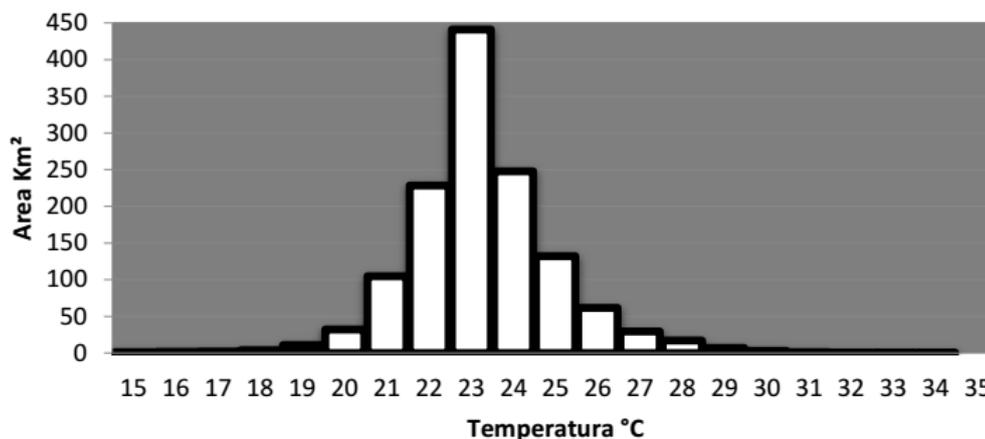


Figura 40 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na bacia do Sirigi.

5.4.1.3 Bacia do Pirapama

De acordo com a contagem de pixels da temperatura superficial realizada para esta bacia, foi possível observar uma temperatura média de 23,4°C, com máxima de 34,4°C e mínima de 13°C. A faixa de temperatura observada como predominante na distribuição superficial dos pixels de calor, foi a faixa dos 23°C, com uma representatividade de 39,5% da área de superfície, seguida pela faixa dos 22°C com 22,75% e pela faixa dos 24°C com 16%. Ao considerar o conjunto de pixels formado pelo intervalo superior aos 25°C, temos uma representatividade de 9,3% da superfície, e considerando ainda o intervalo superior aos 30°C, temos uma representatividade de 0,17% de cobertura superficial.

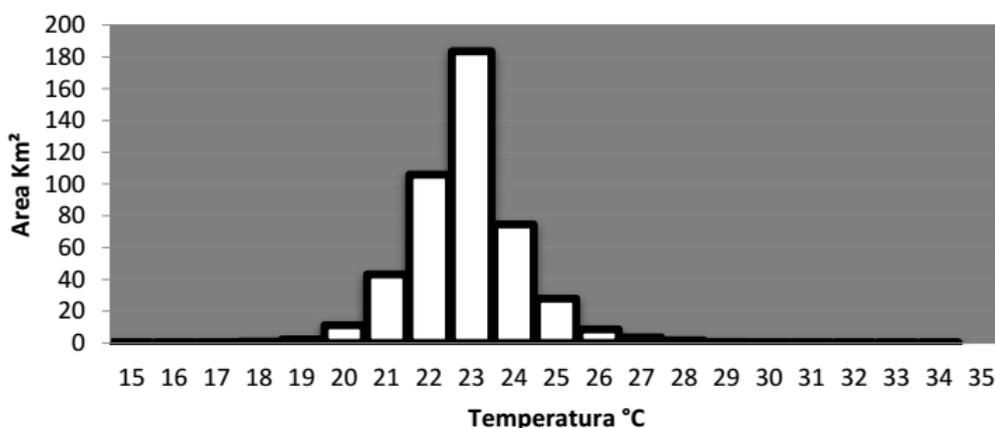


Figura 41 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na bacia do Pirapama.

5.4.1.4 Sub bacia do Sirinhaem

Em consideração à contagem de pixels da temperatura superficial realizada para esta bacia, foi possível observar uma temperatura média de 24°C, com máxima de 34,4°C e mínima de 12,5°C. A faixa de temperatura observada como predominante na distribuição superficial dos pixels de calor, foi a faixa dos 23°C, com uma representatividade de 37,6% da área de superfície, seguida pela faixa dos 22°C com 21% e pela faixa dos 24°C com 17,2%. Ao considerar o conjunto de pixels formado pelo intervalo superior aos 25°C, temos uma representatividade de 10,35% da superfície, e considerando ainda o intervalo superior aos 30°C, temos uma representatividade de 0,19% de cobertura superficial. (Figura 42)

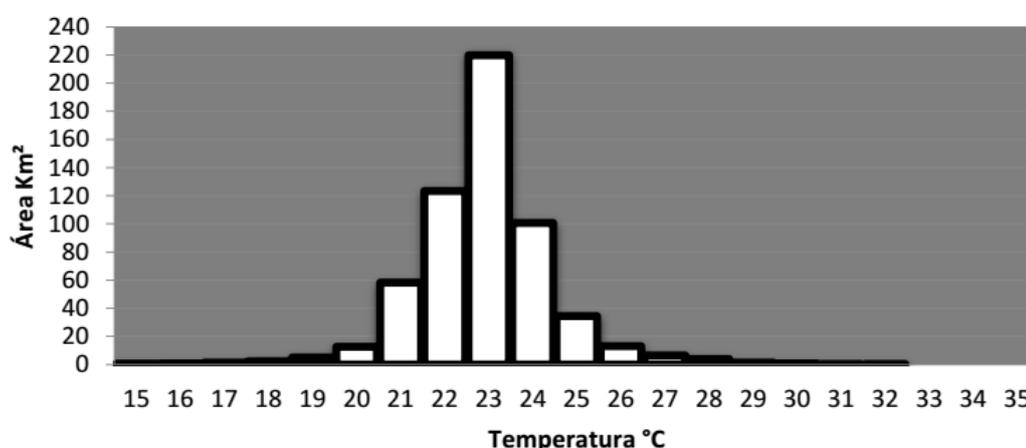


Figura 42 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na sub bacia do Sirinhaem.

5.4.1.5 Sub bacia do Una

De acordo com a contagem de pixels da temperatura superficial realizada para esta bacia, foi possível observar uma temperatura média de 23°C, com máxima de 32°C e mínima de 9,7°C. A faixa de temperatura observada como predominante na distribuição superficial dos pixels de calor, foi a faixa dos 23°C, com uma representatividade de 25,55% da área de superfície, seguida pela faixa dos 22°C com 23,4% e pela faixa dos 21°C com 16,6%. Considerando o conjunto de pixels formado pelo intervalo superior aos 25°C, temos uma representatividade de 7,32% da superfície, e considerando ainda o intervalo superior aos 30°C, temos uma representatividade de 0,06% de cobertura superficial. (Figura 43)

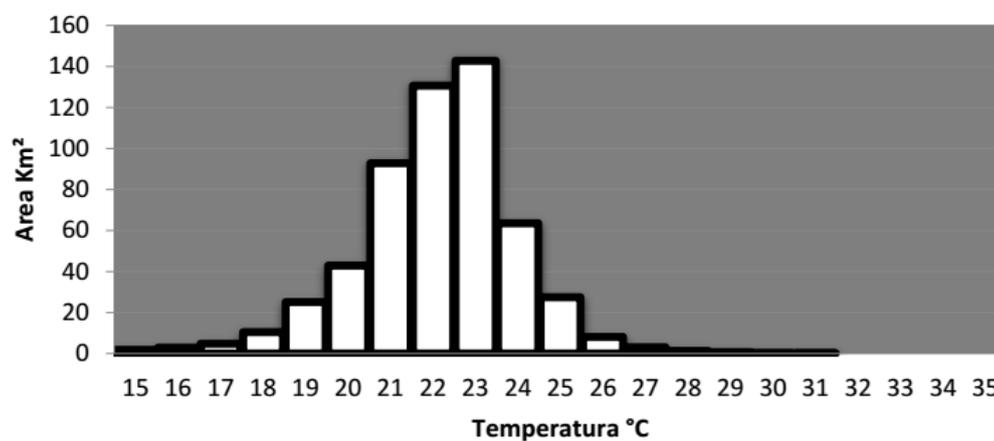


Figura 43 – Distribuição em quilômetros quadrados da área ocupada superficialmente pelo conjunto dos pixels correspondentes a cada faixa de temperatura na sub bacia do Una.

As cartas qualitativas de temperatura seguem nas figuras 44 e 45.

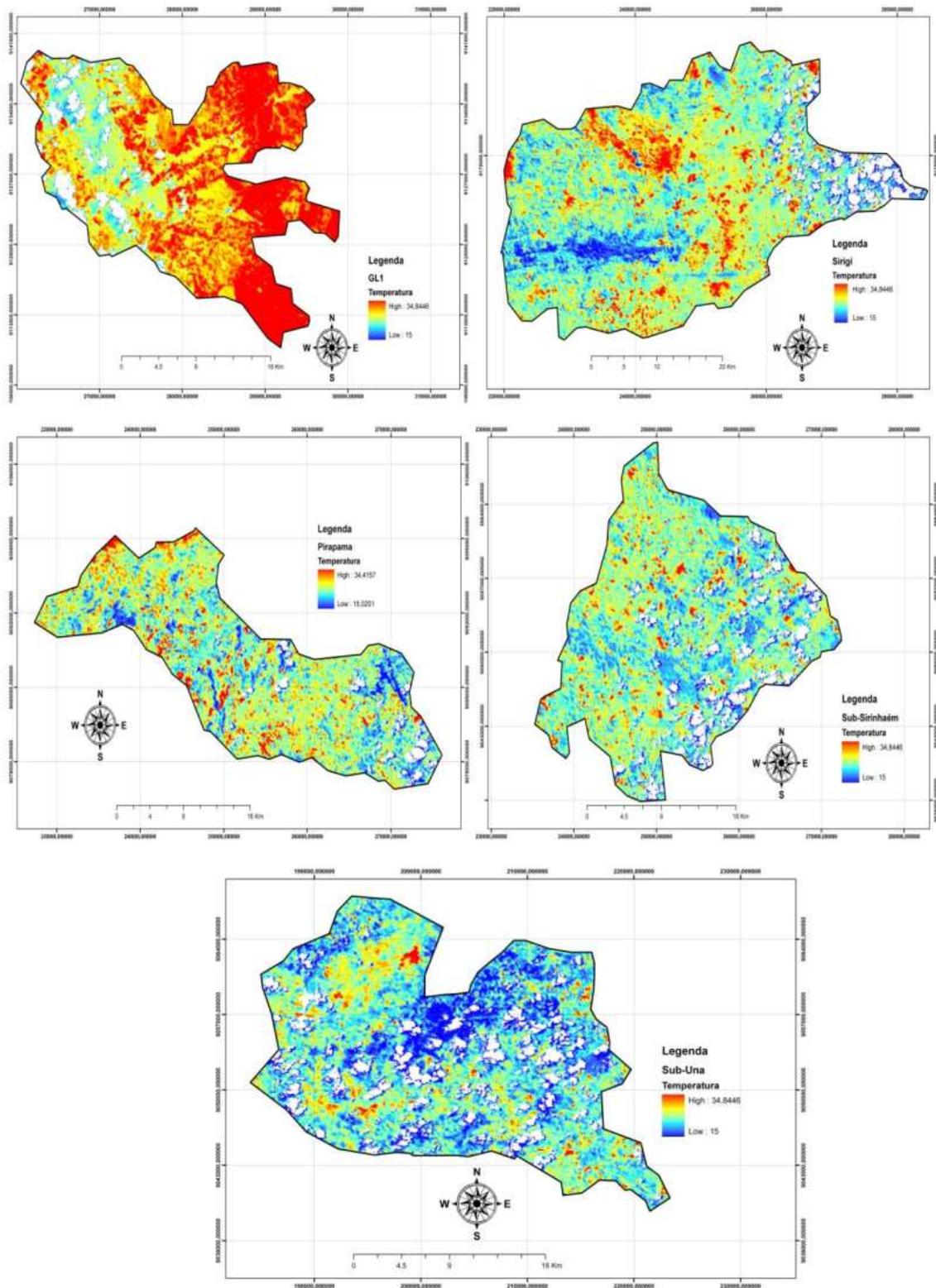


Figura 44 – Mapas de temperatura de superfície das cinco bacias estudadas na Zona da Mata Pernambucana, com base em imagem Landsat 5 TM da órbita 214 pontos 65 e 66, na data 29/08/2007.

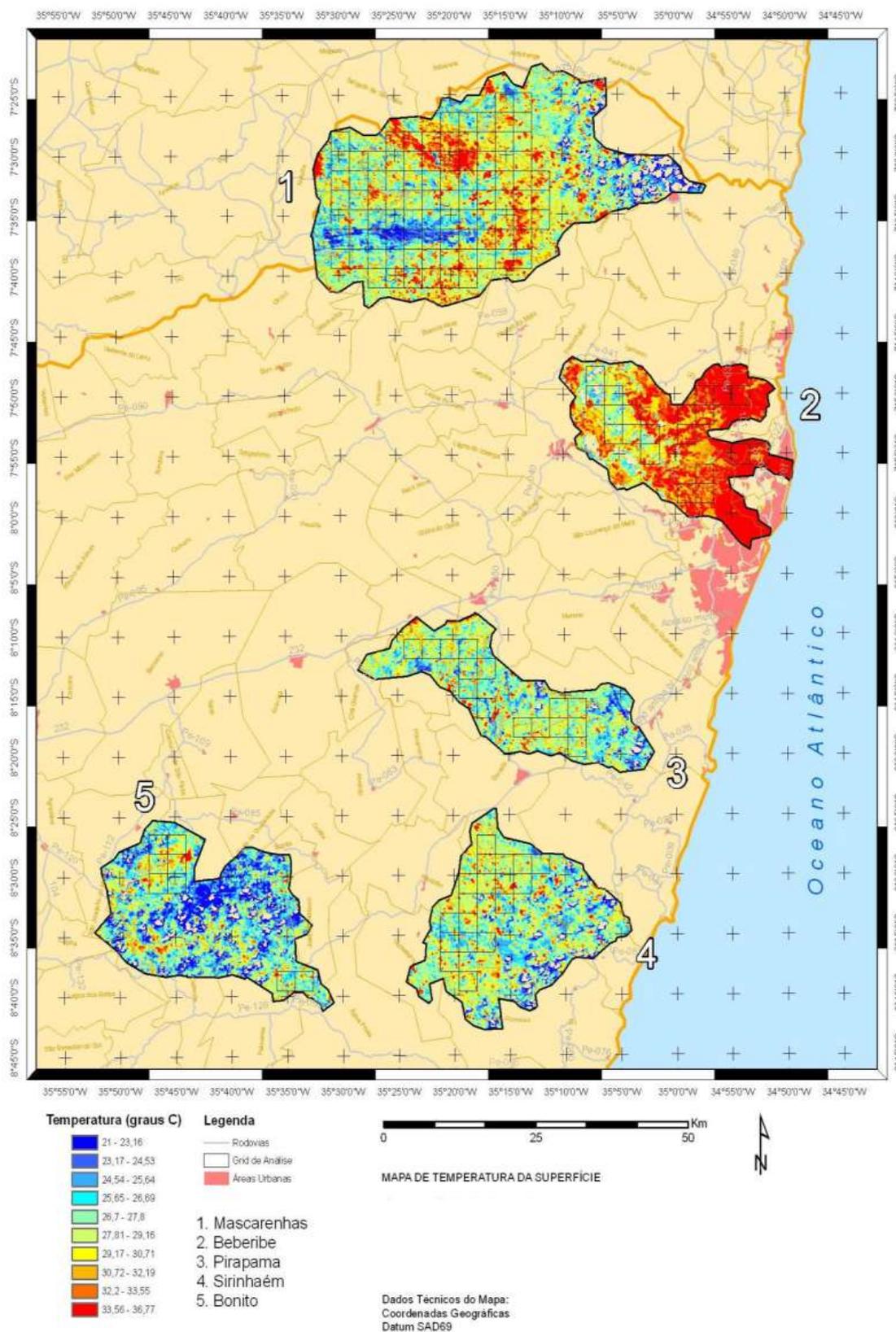


Figura 45 – Mapa integrado de temperatura de superfície para imagens Landsat 5 TM da órbita 214 pontos 65 e 66, na data 29/08/2007.

5.4.1.6 *A relação Floresta / Temperatura de Superfície na Zona da Mata pernambucana*

Das quadrículas representativas da temperatura de superfície, foi avaliada a distribuição dos fragmentos florestais sobre os pixels. Desta forma verificou-se a variação da temperatura média por quadrícula em relação à uma maior ou menor cobertura vegetal. Esse efeito foi verificado via regressão linear.

Praticamente todas as análises de regressão linear, para cada bacia, demonstraram uma correlação significativa, com R^2 acima ou superior a 50% de significância, como demonstrado pelas figuras 46 e 47, variando entre 78% para a bacia do Beberibe, e 54% para a bacia da região de Bonito. Apenas a bacia do Pirapama não demonstrou uma correlação significativa, com um R^2 de 19% (Figura 12). A redução de temperatura por sub bacia proporcionada pela cobertura florestal variou bastante, de 5°C na sub bacia do GL1 a 1,3 °C na sub bacia de Sirinhaém.

Os resultados observáveis nas figuras 46 e 47 mostram que em 4 das 5 bacias avaliadas, a presença de florestas provoca uma redução na temperatura média regional, apesar de outros fatores, como a altitude, poderem estar envolvidos. A presença de grandes áreas urbanas torna esta diferença bastante clara, como no caso da sub bacia do GL1, inserida na região metropolitana de Recife, enquanto que próximo a áreas agrícolas esta diferença de temperatura é suavizada. Em uma área com uso de solo urbano e agrícola, como na bacia do Sirigi, pode se perceber uma grande variação na porção não-florestada do gráfico, causada pela grande diferença nas temperaturas médias dos usos de solo agrícola, área urbana e solo exposto. Este resultado mostra que além de reduzir a temperatura média das quadrículas, a presença de florestas parece propiciar uma estabilização a nível regional das temperaturas, já que as temperaturas das quadrículas mais florestadas da análise variaram de 21 a 23 graus Celsius.

Foi verificado, portanto, que nas 4 sub bacias onde houve uma correlação significativa entre floresta e temperatura, a temperatura média das quadrículas variou para menos, entre 0,4 e 0,8 graus a cada 100 hectares de cobertura florestal, dependendo da quantidade de solo exposto da sub bacia em questão.

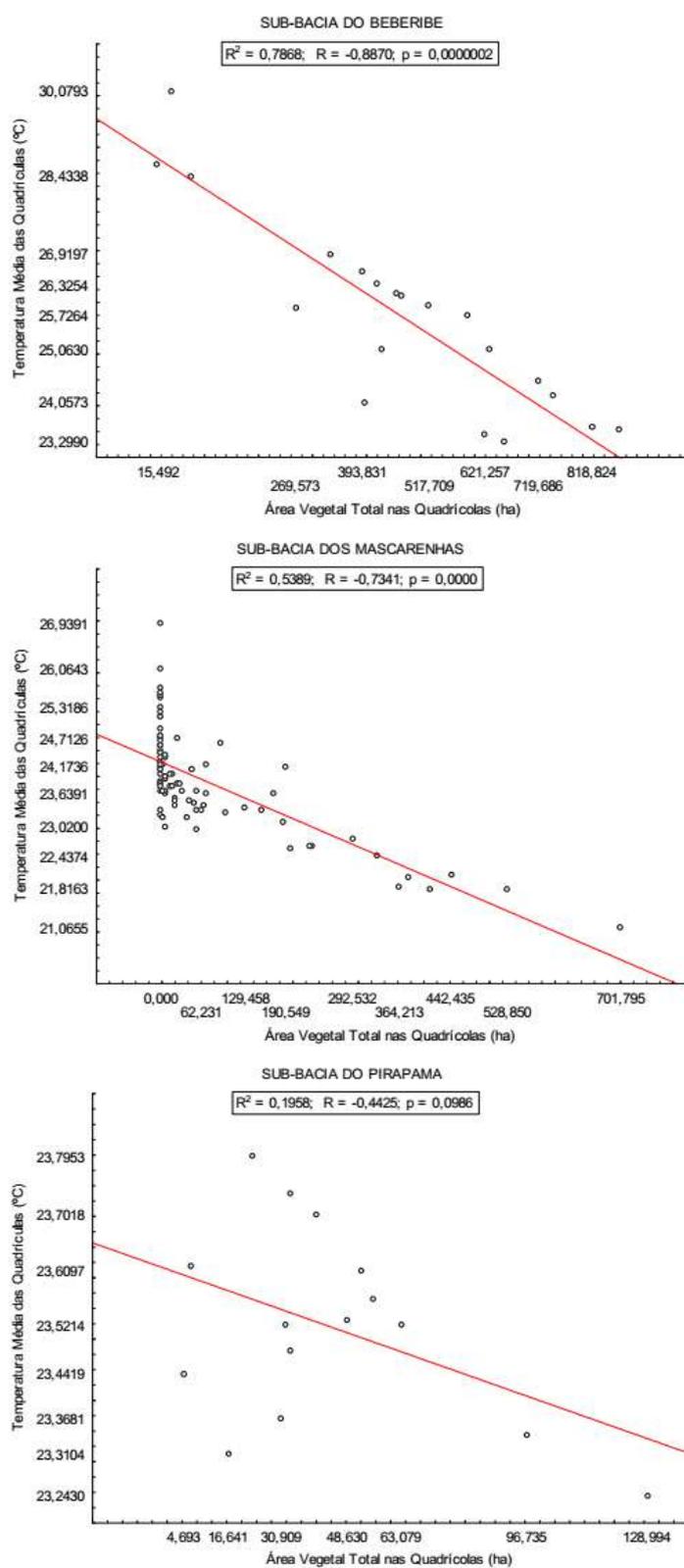


Figura 46 – Testes de Regressão linear entre a temperatura de superfície e a área de cobertura vegetal densa. Na figura observa-se a regressão para as variáveis GL1, Sirigi e Pirapama.

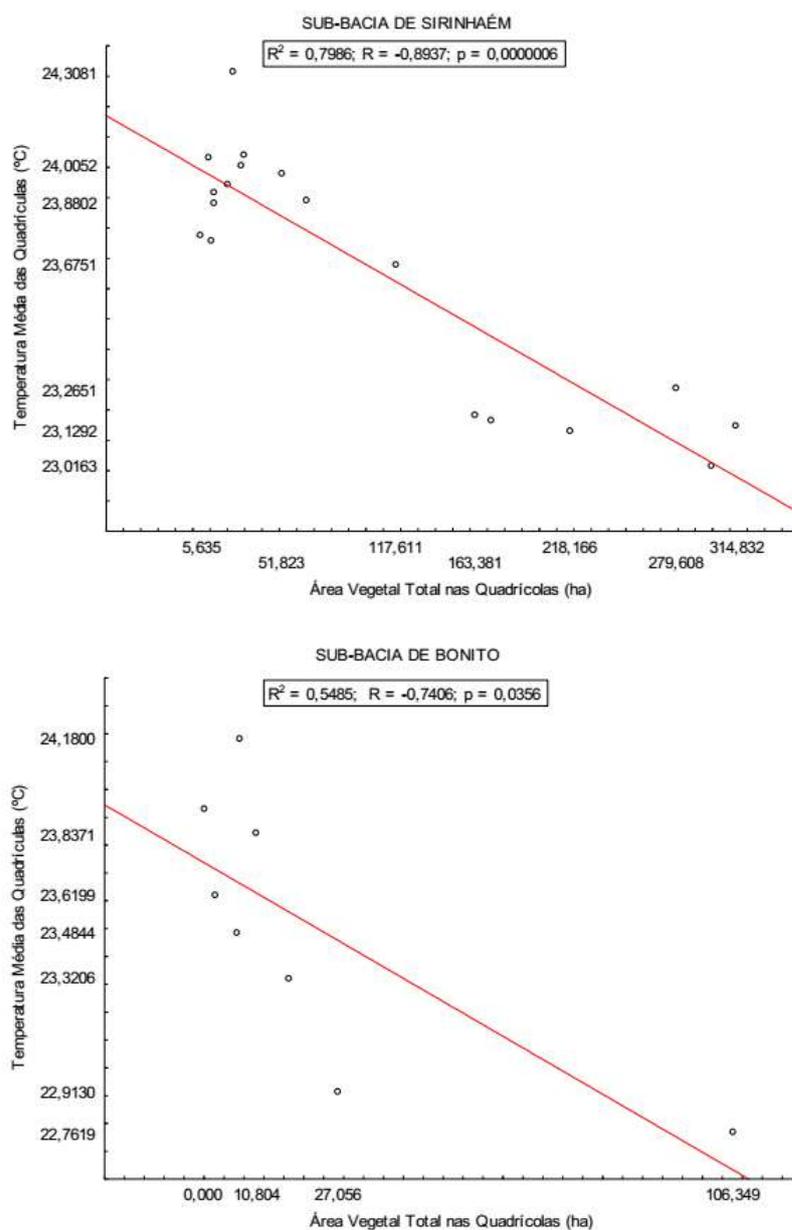


Figura 47 – Testes de Regressão linear entre a temperatura de superfície e a área de cobertura vegetal densa. Na figura observa-se a regressão para as variáveis Sirinhaém e Una.

Nos últimos 30 anos, diante do aumento nas concentrações dos gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, em especial o gás carbônico (CO₂), tem se intensificado os esforços para que as consequências previstas das mudanças climáticas em várias regiões do mundo sejam evitadas ou pelo menos amortecidas (DEN ELZEN et al., 2009). De uma forma geral, espera-se que com o aumento da concentração de GEE na atmosfera, a temperatura média do planeta irá elevar entre 1,8 a 5,4 °C nos próximos 100 anos, e os eventos climáticos (períodos e chuva e variação térmica) sejam modificados local e regionalmente (IPCC 2007; 2014).

O Estado de Pernambuco é considerado pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) um hotspot mundial em termos de mudanças climáticas, ou seja, poderá sofrer mudanças mais intensas do que a média global (IPCC 2007; 2014). O Estado é vulnerável tanto no litoral, onde já sofre com erosão costeira, quanto no interior, ameaçado pela desertificação. Independentemente das ameaças já descritas pelo acúmulo de GEE para Pernambuco, a perda florestal na região da Zona da Mata do Estado já vem promovendo uma significativa mudança climática nos últimos 150 anos.

Vasconcelos Sobrinho (1970) já alertava para o processo de “agrestização”, um processo sistêmico de perda florestal, degradação do solo e assoreamento dos rios que vem ampliando a zona de transição da floresta tropical úmida – floresta seca (agreste) na direção do litoral, tornando este ambiente mais seco e árido em relação ao que era originalmente. Adicionalmente, Castro, (2003) já relatava a redução da pluviosidade da região, descrevendo a crescente necessidade de irrigação nos campos de cana-de-açúcar, anteriormente desnecessários. Assim em Pernambuco a perda florestal parece ter tido e possivelmente poderá continuar a ter sérias consequências para a estabilidade do clima regional.

Além dos efeitos causados pelo acúmulo de carbono na atmosfera, a perda de cobertura florestal tem sido descrita como uma das principais causadores de mudanças climáticas locais. De acordo com um artigo por Makarieva e Gorshkov (2007), o desmatamento tem levado à redução de pluviosidade em várias regiões (Sahel, África Ocidental, Camarões, Amazônia Central e Índia), e enfraquecendo as monções, apesar das conexões permanecerem incertas. Observações sugerem que desmatamento extensivo reduz a formação de nuvens, e chuva, e acentua a sazonalidade. Os mecanismos de formação de chuva através de florestas ainda são complexos e precisam ser melhor estudados. Em relação à temperatura, diversos estudos demonstram como os microclimas de florestas possuem temperaturas mais baixas, em especial devido ao sombreamento da superfície e da absorção de energia solar (AMORIM et al., 2016; FETCHER et al., 1985; DIDHAM e LAWTON, 2006; PINTO et al., 2010).

Com observação ao presente trabalho, ratificou-se que as menores temperaturas foram observadas dentro de fragmentos florestais contínuos e as maiores temperaturas dentro de zonas urbanas contínuas. A menor temperatura das mínimas foi observada na sub bacia do Una, em um fragmento de 16,6 km² e a maior temperatura das mínimas, 21 °C, foi observada na sub bacia do GL1, dentro de um fragmento contínuo de 88 km², representando o conjunto vegetacional

formado sobre a tutela do exército brasileiro, nos limites do Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti (CIMNC) e adjacências somadas até o litoral. Acredita-se que a diferença entre esses valores seja uma função conjunta do diferencial altimétrico e a influência das grandes zonas de calor já observadas nos resultados sobre a sub bacia do GL1.

Apesar do fato que dentro da sub bacia do GL1 encontra-se grandes fragmentos florestais remanescentes, com considerável capacidade de prestação de serviços hidroclimáticos, é preciso entender que existe uma tendência a se suavizar o resultado final do serviço ambiental sobre a totalidade desta área de influência paisagística (bacia), isso decorrente de que grande parte a superfície produz calor superior aos 25°C (68,1%). Esse choque de massas turbulentas de dois gigantes mesoclimáticos locais é um fenômeno climático complexo e de difícil compreensão, principalmente em grandes escalas. Porém ao considerarmos que todas as temperaturas superiores à média da bacia (26,5°C) estão em áreas urbanas, e que a superfície correspondente a essa faixa superior à média, ultrapassa os 50% de representatividade superficial, podemos discernir que ocorre visivelmente um processo considerável de contenção às máximas climáticas numa estala local.

Assim, referente aos serviços ambientais hidroclimáticos, é preciso entender que a escala de intensidade com que o serviço de manutenção de temperatura é prestado, depende principalmente das proporções das áreas de alto calor (área urbanas contínuas) próximas aos remanescentes prestadores do serviço. Como exemplo, pode-se admitir que o serviço ambiental prestado pelo CIMNM possa variar positiva ou negativamente, de acordo com a expansão das fronteiras correspondentes às franjas periurbanas, ou seja, se ocorrer supressão vegetacional e também a expansão urbana for continuada, é fatídico o aumento imediato da temperatura média nas bacias hidrográficas pernambucanas.

Na bacia do Pirapama, cujo serviço ambiental não foi diagnosticado diretamente em relação à vegetação, provavelmente ocorreu uma sobreposição do efeito altimétrico ao vegetacional, pois, esta mesma bacia apresenta dentre todas as outras aqui estudadas, a menor cobertura vegetal, sendo em maioria coberta por cana-de-açúcar.

Semelhante ao que foi observado por Albuquerque (2010), em torno dos serviços ambientais prestados pela cobertura natural, nestas bacias da Zona da Mata Pernambucana os remanescentes florestais de Mata Atlântica nativa a temperatura amena se deve principalmente à alguns dos processos do balanço hídrico tradicional, como: interceptação, infiltração e evapotranspiração. A floresta funcionou como um grande retentor de água, a qual, uma parte se destinará a alimentação dos reservatórios subterrâneos (retroalimentação dos aquíferos) e outra parte para a atmosfera, em virtude dos processos físico – metabólicos processados pelo ecossistema, liberando a umidade de acordo com o saldo radiativo local. Assim admite-se que tais áreas com grandes taxas de evapotranspiração, em nível contínuo, são cruciais na manutenção da temperatura regional.

O possível elevado saldo de radiação das áreas verdes e os mapas de evapotranspiração, devem ser realizados como parte complementar deste estudo, afim de corroborar as expectativas aqui discutidas, mas já relacionadas por outros autores como em, Bastiaanssen (1995); Allen et al., (2002), (2011); Lisboa et al. (2016).

Em relação aos testes realizados, a inexistência da correlação entre a precipitação acumulada média mensal e a área florestal de cada quadrícula pode ter vários fatores envolvidos, desde fatores relacionados ao detalhamento dos dados existentes até a inexistência da influência da vegetação na pluviosidade nesta escala trabalhada. Em primeiro lugar a influência da evapotranspiração na precipitação pode acabar sendo alóctone, ou seja, causar efeitos em outras regiões, e depender de uma massa crítica vegetal bem maior do que a existente na Zona da Mata Pernambucana para ocorrer. Na região amazônica, por exemplo, já é conhecida a influência da evapotranspiração na Massa Equatorial Continental (AB'SABER, 2003, 2005). Em segundo lugar, outros aspectos da precipitação podem ser mais sensíveis à perda florestal, como os desvios padrões das médias de precipitação em cada mês para avaliar a contribuição da vegetação para a redução da variabilidade dos eventos de chuva.

5.5 ANÁLISE DA TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE, DO ALGORITMO SEBAL/METRIC E SUBPRODUTOS PARA O ESTUDO DOS SERVIÇOS HIDROCLIMÁTICOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO.

Produção de informação a partir da extração de dados de geoprocessamento aplicado ao estudo.

5.5.1 Produtos principais do algoritmo: temperatura de superfície

Neste estudo foi possível observar que a temperatura de superfície foi menor nas áreas de cobertura vegetal evidente com concentração de umidade e indiretamente à presença de água. Os valores mínimos para a imagem utilizada foram de 19,6°C, observadas nos reservatórios de água. Já os valores máximos foram de 45,3°C, observados em áreas de afloramento rochoso, possivelmente de formações de gipsita na região, e também foram observados valores próximos a estes em áreas de urbanização intensa. O valor da temperatura de superfície média para a região centro - sul do Pajeú deste imageamento foi de 35,8°C no momento horário de captação da imagem. Resultados esses semelhantes aos encontrados por Coelho et al. (2015) e Vasconcelos et al. (2015).

A temperatura do ar, é uma variável de grande valia para avaliação ambiental, pois além de depender de uma série de fatores externos (incidência de radiação, ciclo diário e anual, latitude, topografia, altitude) e internos (umidade, composição química dos elementos do solo, dentre outros.), costuma responder rapidamente às mudanças na cobertura da terra, já que a presença de cobertura vegetal auxilia na regulação termal da superfície por meio do processo de

evapotranspiração.

Além de estudos de cunho climático, a TST, por ser bastante sensível à vegetação e a umidade do solo, é utilizada para detectar mudanças de cobertura da terra e agora nesse manuscrito para desvendar as relações indiretas entre seus subprodutos e os serviços ambientais (GUSSO et al., 2007; BEVILACQUA et al., 2017, MUSHORE, et al., 2017; MALLICK et al., 2008; AMIRI et al., 2009; IFATIMENHIN e ADEYEMI, 2008).

Nas últimas duas décadas foi possível observar um crescente interesse na relação da temperatura de superfície com fenômenos ambientais e hidrológicos específicos ao bem estar humano, isso é possível observar em trabalhos como Armson et al. (2012), Doobs et al. (2011), Lín den et al. (2016) e Gage e Cooper (2017). Em Gage e Cooper (2017) por exemplo, usando imagens multispectrales e dados LiDAR, desenvolveram um conjunto de dados de cobertura terrestre de alta resolução para o semiárido, estes dados foram utilizados para avaliar os padrões de composição da cobertura do solo e estrutura vertical em relação ao uso da terra e idade de desenvolvimento. Descobriram que a cobertura da terra, a estrutura vertical e a temperatura de superfície variaram distintamente entre as áreas com diferentes usos da terra e idade da vizinhança. Bairros mais antigos suportaram cobertura de árvores significativamente maior e maiores alturas médias da árvore. Assim os padrões de TST foram espacialmente variáveis, destacando as formas complexas de composição da cobertura terrestre de forma que a estrutura vertical afetou a temperatura urbana.

Mais especificamente relacionado aos dados, houve uma variação considerável no TST entre cenas individuais Landsat. A TST médio mais alto para as seis cenas de Landsat analisadas foi de 40,5 °C em 10 de julho de 2008 e o menor foi de 32,9 °C em 18 de julho de 2005. As partes mais interessantes de todas as cenas eram corpos de água, com temperaturas em grandes reservatórios com média de 14,9 °C, mais frio do que as áreas comerciais / industriais e mais refrigerados, até 10,9 °C, do que os parques. As áreas residenciais apresentaram uma média de refrigeração de 4,0 °C do que as áreas comerciais / industriais, e as áreas residencial e comercial / industrial foram mais frias do que as áreas de referência em 5,2 °C e 1,2 °C.

Assim, houveram muitas conexões e equivalências entre este manuscrito e os artigos de referência, principalmente em relação aos valores máximos e padrões de refrigeração médios entre as áreas mais frias naturais e as áreas urbanizadas.

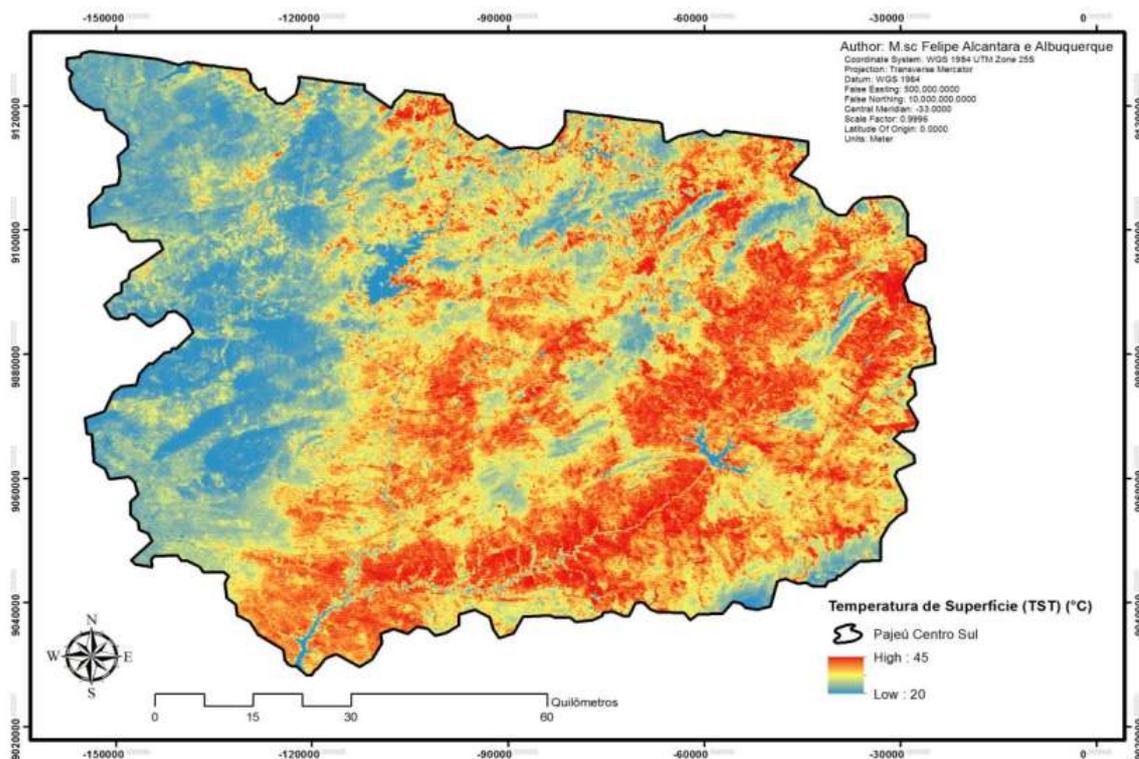


Figura 48 – Mapa de temperatura de superfície (TST) na região centro sul da bacia hidrográfica do rio Pajeú em 20/11/2009.

5.5.1.1 Temperatura de superfície x NDVI

O valor de F(regressão) referente à análise de dependência da temperatura em relação ao NDVI é muito significativo ($p < 0,0001$), rejeitando-se a hipótese de nulidade e aceitando-se a provável alternativa de que a temperatura de superfície varia de acordo com as variações positivas e negativas do índice NDVI. Constata-se, neste exemplo, pelo coeficiente de determinação ajustado (R^2), que 48,68% da variável dependente é explicada pela variável preditiva, devendo outros fatores atuar como preditores complementares sobre a variação da temperatura.

Como pode-se observar abaixo na figura 49, a distribuição dos dados a partir da grade de extração de pixel demonstra uma tendência visivelmente preditora.

5.5.1.2 Análise multivariada: TST x ALBEDO x NDVI x SAVI x IAF

O resultado dessa análise pôde incorporar outros fatores ambientais como colaboradores para explicar a variação da TST. Com um R^2 ajustado de 51% de explicabilidade, um $p < 0,0001$ e um coeficiente de correlação múltipla de 72%, considera-se que as variáveis julgadoras são de grande explicabilidade para a variável dependente. Mesmo assim, foi possível observar que o teste de regressão multivariada resgatou uma explicabilidade apenas um pouco maior que a análise linear anterior, onde se confrontou somente a participação do NDVI. Na figura 50 abaixo pode-se observar o desempenho das tendências lineares sobre cada predição.

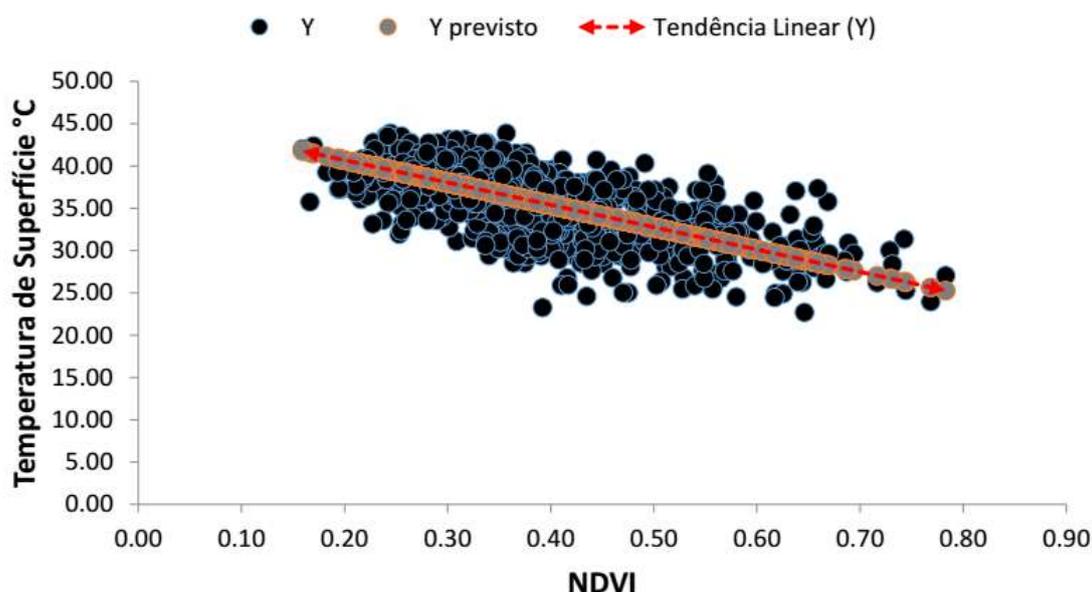


Figura 49 – Estudo de dependência da variável TST em relação ao NDVI.

Cada variável observada como subproduto para construção do mapa de temperatura de superfície (TST), tem uma implicação na explicabilidade da variação superficial da temperatura na região centro sul do Pajeú. Isso foi possível de se observar nas figuras 49 e 50, mas a explicabilidade do conjunto de variáveis associadas às características da superfície não foram suficientes para relacionar totalmente ou quase que por completo a variação da temperatura. Dessa forma faz-se necessários outros estudos de dependência agora relacionando fatores físicos à temperatura da superfície, como à altitude.

5.5.1.3 TST e Altitude

A temperatura sofre influência de diversos fatores, dentre eles a quantidade de insolação recebida, a natureza da superfície, a distância de cursos d'água, o relevo, os ventos predominantes, além das correntes oceânicas (AYOADE, 2010). A altitude e a temperatura seguem caminhos complementares e Fritzens et al. (2008) descrevem que nas regiões tropicais e subtropicais, uma diferença de altitude de algumas centenas de metros provoca sensíveis mudanças no clima, no solo, na vegetação e em consequência na adaptação de animais e vegetais e no uso da terra.

Este estudo de dependência entre a temperatura de superfície e a altitude da região centro sul do Pajeú obteve um valor de F(regressão) muito significativo ($p < 0,0001$), rejeitando-se a hipótese de nulidade e aceitando-se a alternativa de que a temperatura de superfície realmente varia de acordo com as oscilações de altitude do terreno. A explicabilidade de acordo com o R^2 ajustado foi de 17% e o coeficiente de correlação 41%. Considerando que vários fatores ambientais são reconhecidamente interferentes ao modelo de explicabilidade, a altitude passa a ser um dos seus constituintes mais importantes, incrementando os 51% anteriormente observado, para agora, um valor próximo de 70% de predição.

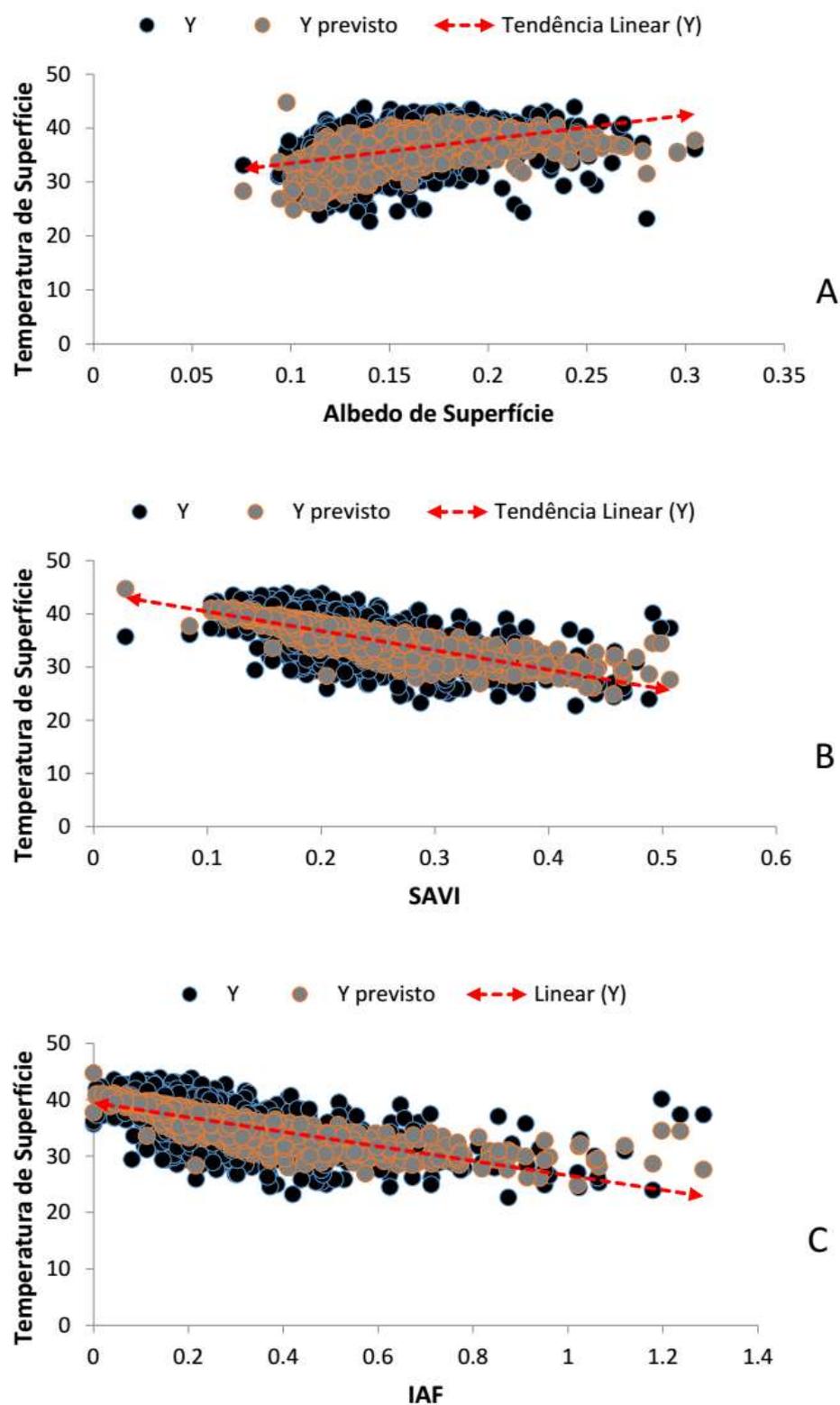


Figura 50 – Regressão entre as variáveis abordadas na construção do mapa de temperatura de superfície. O componente "A" se refere ao albedo de superfície, o componente "B" ao SAVI e o "C" ao IAF.

Na figura 51, de expressão gráfica 3D, pode-se observar claramente que as áreas mais altas possuem temperaturas mais baixas, tanto quanto áreas de reservatório hídricos e corpos de

acumulação. Tais relações de variação da temperatura em relação à altitude e suas particularidades ao ambiente são estudadas com frequência, como, em Barry (2008), Bonan (2008) e Pape (2009), mas não com intuito de caracterizar a prestação dos serviços ambientais e suas variações consequentes.

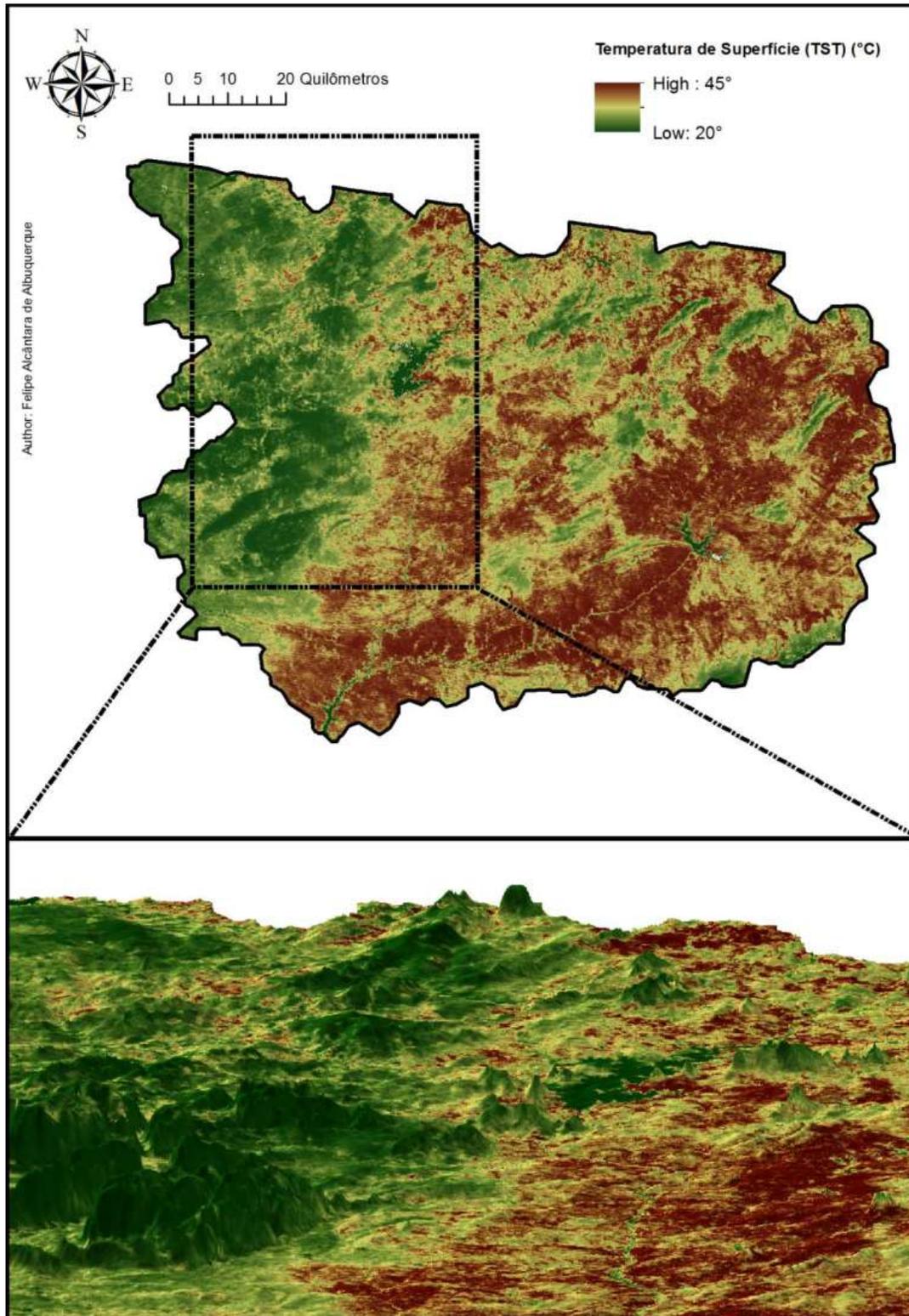


Figura 51 – Modelo 3d recortado da área de estudo demonstrando que a temperatura de superfície tendência a ser mais amena em áreas de maiores altitudes ou em áreas mais úmidas.

5.5.1.4 Estatística aplicada dos componentes centrais de ajuste ao modelo SEBAL/METRIC

Após o ajuste do algoritmo Sebal, vinculado aos parâmetros corretivos complementares do modelo Metric, foi possível se observar algumas variâncias nos produtos. A escala da Temperatura de Superfície Terrestre – TST se apresentou de forma que foi possível observar que a TST foi menor nas áreas de cobertura vegetal evidente com concentração de umidade e indiretamente à presença de água. Os valores mínimos para a imagem utilizada, que inicialmente era de 19,6°C agora parte de 23,2°C, observadas nos reservatórios de água. Já os valores máximos que partiram de 45,3°C, agora marcam 68,95°C no topo dos morros, observados em áreas de afloramento rochoso, e também foram observados valores próximos a estes em áreas de urbanização intensa. O valor da temperatura de superfície média para a região centro - sul do Pajeú deste imageamento permaneceu 35,8°C no momento horário de captação da imagem. Resultados próximos a Gomes et al. (2016), Coelho et al. (2015) e Vasconcelos et al. (2015). Como consequência, os demais produtos, dependentes direta ou indiretamente das relações angulares da superfície sofreram mudanças, inclusive a relações do saldo radioativo, balanço energético e por fim a evapotranspiração 24 horas (LISBOA et al. 2016; HONG et al. 2016; PAUL et al. 2013; NDOU et al. 2017; ZHOU et al. 2014).

A evapotranspiração variou entre 0,4315 e 11,0456 mm.dia-1 com médias próximas a 4,15 mm.dia-1. Os valores são condizentes com outros trabalhos de dimensões paralelas, como: Santos et al. (2017); Veloso et al. (2017); Bezerra et al. (2015); Silva et al. (2012); Silva e Bezerra, (2006); Bezerra et al. (2006).

Os testes para amostras pareadas (ANOVA) demonstraram que de fato há enorme relevância entre as variáveis interferentes nos serviços ambientais. As variáveis evapotranspiração real, temperatura de superfície e NDVI, obtiveram entre si ($p < 0,0001$), fato este observável nos anexos XII, XIII e XIV deste documento. A regressão múltipla aferiu as mesmas impressões acerca das variáveis, com ($p < 0,0001$), anexo XV.

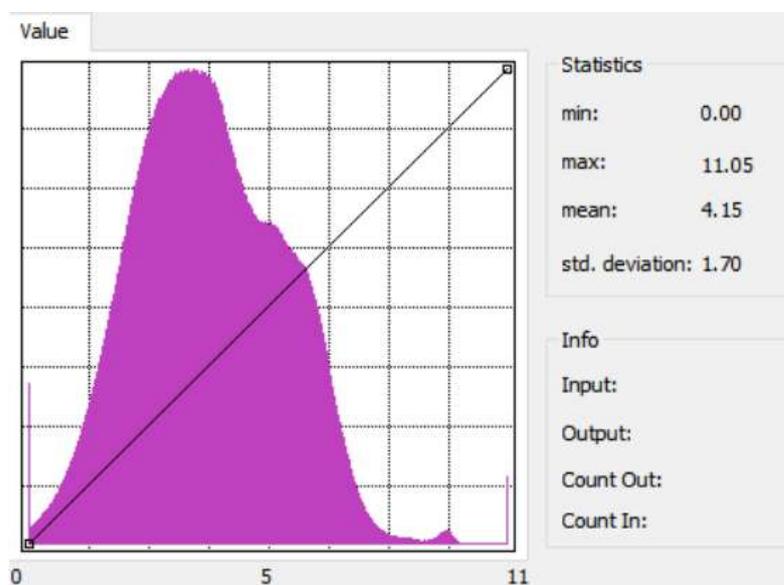


Figura 52 – Valores de referencia para os pixels de evapotranspiração real na superfície da bacia hidrográfica.

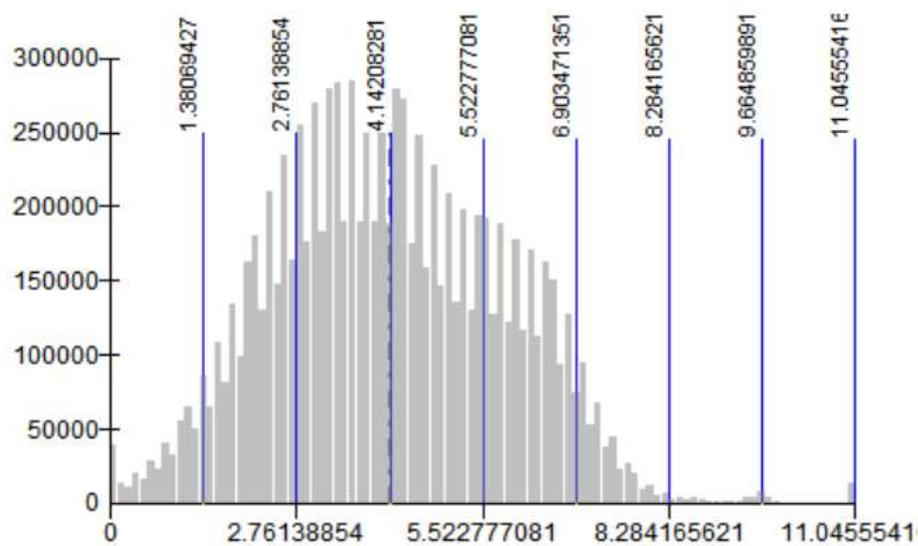


Figura 53 – Distribuição dos pixels de evapotranspiração real na superfície da bacia hidrográfica.

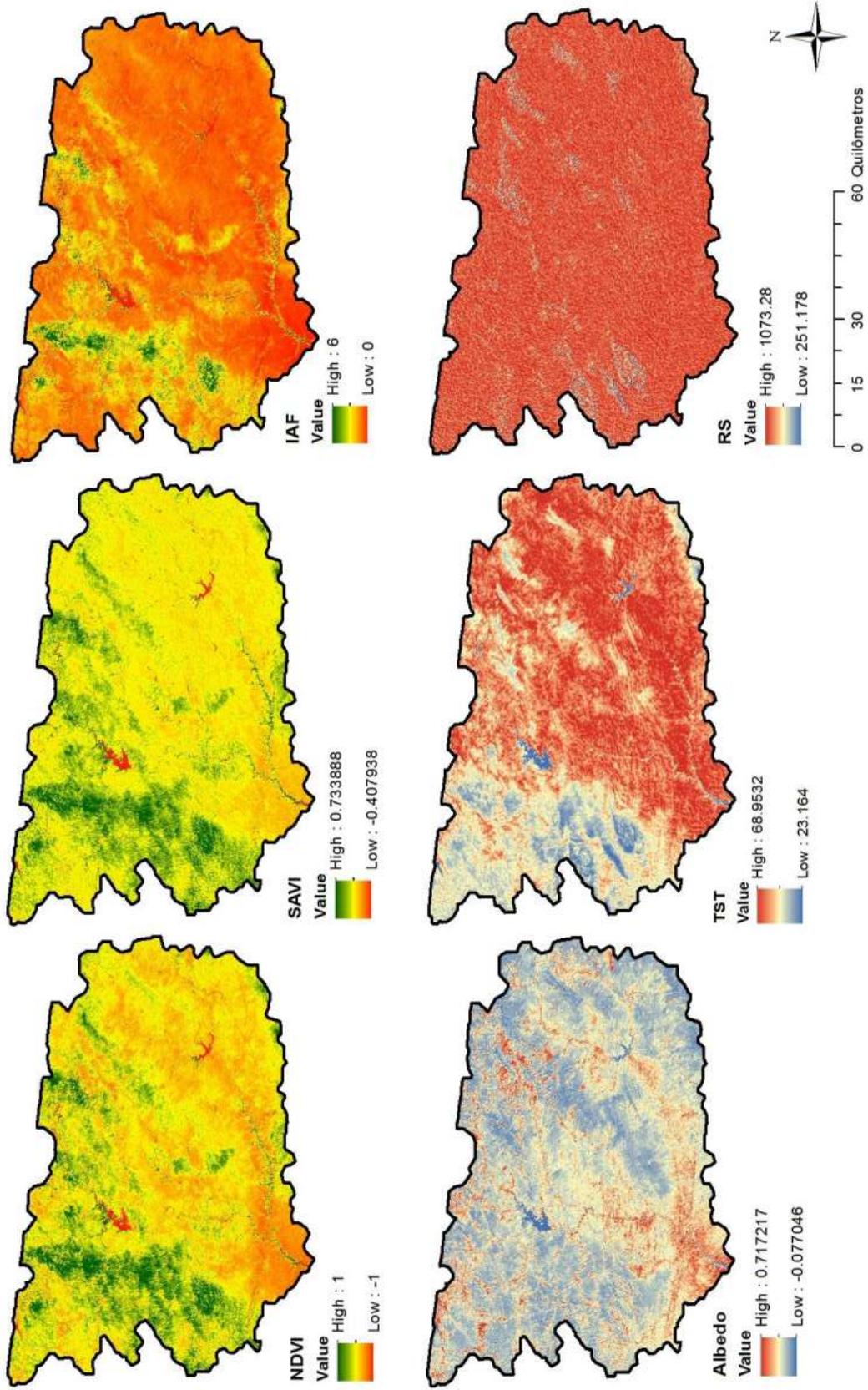


Figura 54 – Subprodutos do modelo SEBAL ajustados com a contribuição do METRIC, já com a correção dos aspectos de superfície e portanto efeitos de sombra. De cima para baixo e da esquerda para direita observa-se: NDVI, SAVI, IAF, Albedo de superfície, Temperatura de Superfície e Radiação incidente.

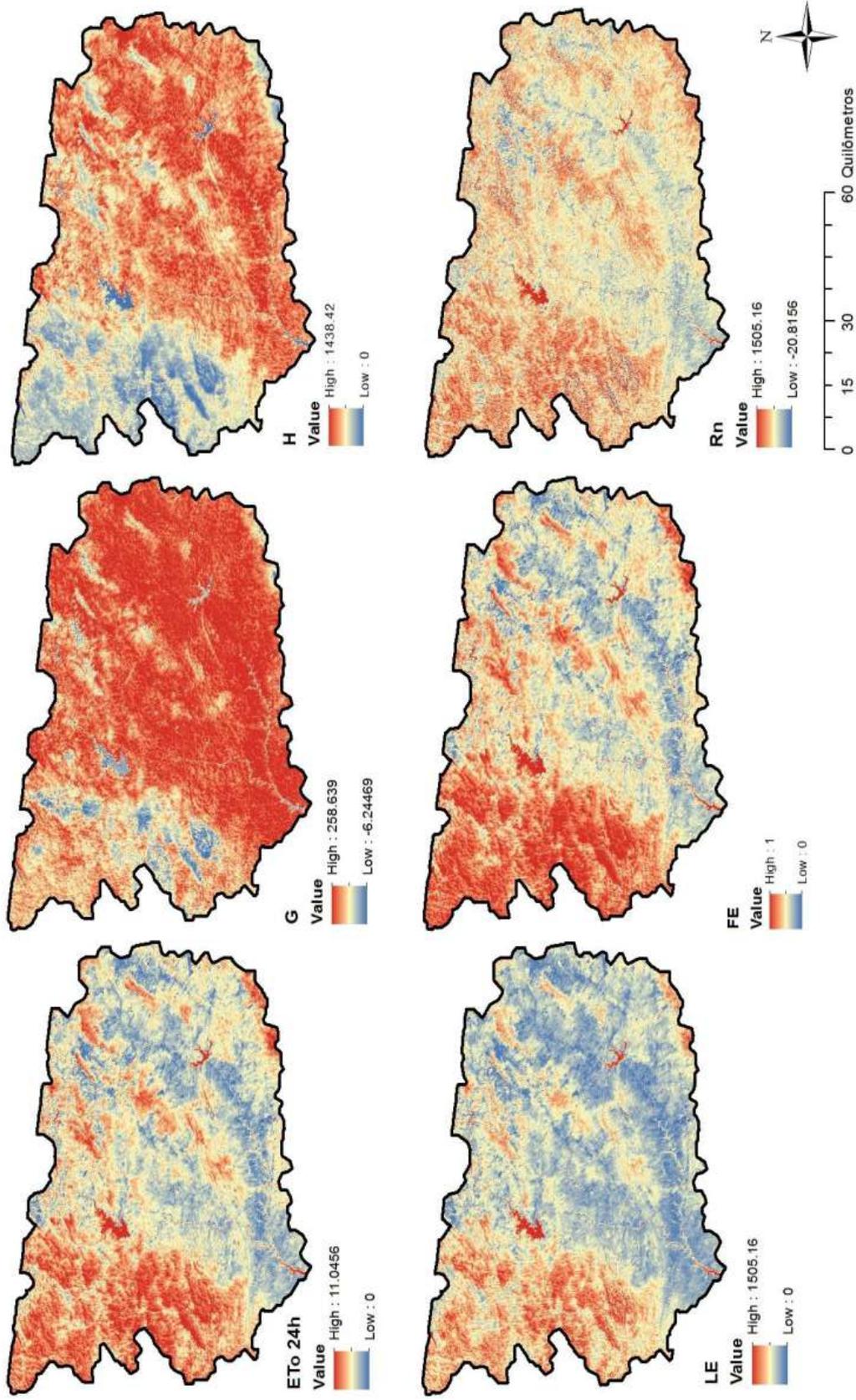


Figura 55 – Produtos finais do modelo SEBAL ajustados com a contribuição do METRIC, já com a correção dos aspectos de superfície e portanto efeitos de sombra. De cima para baixo e da esquerda para direita observa-se: Evapotranspiração real, Fluxo de calor no solo, Calor sensível, Calor Latente, Fração evaporativa e Saldo Radiação.

5.5.2 Avaliação dos serviços ambientais hidroclimáticos: a permanência hídrica e o conforto climático.

Quando se utilizam os limites naturais paisagísticos para determinação ou avaliação das funções ecossistêmicas e dos serviços ambientais, e ainda, quando esses limites são bacias hidrográficas, pode-se nomear tais fenômenos como hidroclimáticos por esses serviços estarem particularmente ligados aos fenômenos de transporte da água entre a atmosfera e a superfície terrestre.

Quando comparadas, as microbacias (otobacias) do banco de dados da Agência Nacional de Águas (ANA), foi possível observar um padrão definido de temperatura média para os grupos vocacionais. As bacias com 70% ou mais de área de superfície caracterizada por ser de áreas de solo exposto apresentaram temperatura média de 40,81° C, com máxima de 45°C e mínima de 27,5°C. Enquanto isso, as microbacias que preservaram pelo menos o correspondente à porcentagem de reserva legal definida por lei (20%), ou mais, apresentaram temperatura média de 30,75°C, com máxima de 45°C e mínima de 19,6°C.

Por meio da análise comparativa entre o NDVI e a temperatura de superfície (TST) foi possível observar que o índice de vegetação NDVI apresenta-se menor nos locais onde há um maior valor da temperatura de superfície e vice-versa. Esse mecanismo contribui com a diminuição da temperatura da superfície e do ar através do efeito direto de sombreamento e da evapotranspiração (LISBOA et al., 2016; HONG et al., 2016; PAUL et al., 2013; NDOU et al., 2017; ZHOU et al., 2014; VELOSO et al., 2017; BEZERRA et al., 2015; SILVA et al., 2013). A quantidade de radiação solar que chega à superfície abaixo da copa é reduzida em áreas com vegetação densa, uma vez que parte da radiação solar incidente é absorvida pelas folhas e utilizada para fotossíntese, e outra fração é refletida de volta para a atmosfera (OLIVEIRA et al., 2015; SANTOS, 2011).

Muitos outros fatores ambientais importantes podem também estar influenciando na explicabilidade da temperatura de superfície, e esta é apenas um dos componentes estratégicos para o entendimento do fluxo de radiação e energia, podendo ser utilizada para o entendimento de serviços ambientais mais complexos. Mais especificamente, a informação sobre o saldo dos fluxos de energia da superfície terrestre é indispensável para determinar o estresse hídrico vegetal (OLIVEIRA et al., 2015; KUSTAS e NORMAN, 1999).

A exigência ou não de água para produção agrícola é um dado que pode ser usado para se saber a eficiência de conversão de recursos para a produção de grãos. Tais concepções podem ser investigadas a partir de outros modelos, e com isso explicar outras questões associadas aos serviços ambientais de regulação. Isto pode ser especialmente útil em regiões áridas ou climas semiáridos com fortes limitações de água e temperatura. Geralmente, a produtividade hídrica, estudada por Zwart et al., (2010), ou eficiência radioativa são temáticas abordadas para se integrar os impactos ambientais à previsão de produtividade de biomassa líquida, assim, tem-se a previsão

de limitação e potencial de produção de biomassa em relação à oferta hídrica, seja ela natural ou artificial (FIELD et al., 1995; BASTIAANSEN e ALI, 2003).

Os valores de evapotranspiração mapeados por meio das matrizes de dados de vegetação e temperatura de superfície terrestre demonstram que a água pode ser mapeada por meio do modelo SEBAL e METRIC, que juntos em melhor resultado podem caracterizar no espaço as áreas de interesse qualitativo para prestação de serviços ambientais hidroclimáticos (ALLEN et al., 2011; ALLEN et al., 2007; BHATTARAI et al., 2017).

Através do sensoriamento remoto e seus produtos vinculados ao uso de bandas termais, é possível perceber em escala regional a condição-chave limite no transporte de água do subsolo para a vegetação e para a atmosfera (ANJOS et al., 2016; VELOSO et al., 2015; BEZERRA et al., 2015; SILVA et al., 2013; KUSTAS e ANDERSON, 2009). Assim o sensoriamento remoto da temperatura de superfície terrestre, NDVI ou evapotranspiração, serviriam como uma métrica importante para detecção do estado de umidade da superfície e da vegetação, o qual, por sua vez, iria influenciar na mesma evapotranspiração, na assimilação de carbono (ANDERSON et al., 2008) e rendimento da cultura ou produção vegetal em geral. Portanto, a previsão de rendimento das culturas por meio de água ou de produtividade fotossintética seria de grande vantagem para o entendimento do balanço hídrico e potenciais de produção de biomassa em função dos recursos hídricos escassos nas regiões semiáridas.

Assim o algoritmo SEBAL/METRIC e seus subprodutos podem ser utilizados para mapear a persistência da água nos sistemas terrestres e consecutivamente seu fluxo solo/atmosfera, e a esse último processo pode-se conferir a nomenclatura de serviço ambiental, já que este processo (evapotranspiração) pode ser qualificado como processo precursor do conforto climático. Esses fenômenos já foram melhor observados nos resultados.

5.5.3 A temperatura de superfície para discussão da análise complexa dos geossistemas e seus serviços ambientais agregados

Ao longo das últimas três décadas, vários ecossistemas dominados por árvores de várias idades, quase todos em clima temperado e regiões boreais, foram expostos a experiências aquecimento global e avaliação de suas consequências. A maioria desses experimentos se constituíram de modelar artificialmente o aquecimento da vegetação ou do solo a qual esta vegetação estaria inserida. Outros poucos experimentos foram realizados na escala de copas (extratos emergentes) (SLANEY et al., 2007; BRONSON e GOWER, 2010).

Com o aquecimento do solo e do ar nas florestas há uma maior rapidez na decomposição e processamento microbiano do solo, que conseqüentemente libera diretamente mais CO² para a atmosfera devido à respiração melhorada (MELILLO et al., 2011). Aumentando as taxas de mineralização, o aquecimento do solo pode ter um efeito de fertilização, que geralmente aumenta a produção acima do solo e pode reduzir a alocação carbono para a raiz (ZHOU et al.,

2011). O equilíbrio em resposta ao aquecimento depende em grande parte dos efeitos contrários à liberação de carbono através do aumento da respiração e sequestro, consequentemente através do aumento do crescimento, mesmo que não haja alteração significativa nas funções fotossintéticas (MELILLO et al., 2011; BUTLER et al., 2012). Muito resta a se aprender sobre como o aquecimento afeta ecossistemas florestais inteiros, particularmente em florestas subtropicais e tropicais, onde apenas poucos experimentos de aquecimento foram realizados (CHEESMAN e WINTER, 2012). Além disso, embora possamos postular que a idade da floresta modula respostas de aquecimento baseadas na magnitude das mudanças estruturais e funcionais associadas à recuperação florestal, ainda não existe evidência clara de que a direção das respostas da floresta ao aquecimento varia de acordo com idade.

Um ponto muito importante é que as respostas de crescimento ao aquecimento variam entre as espécies de árvores, e isso provavelmente afetará a sucessão dinâmica e composição florestal. Esse evento prejudicaria o crescimento de espécies tardias e privilegiaria as espécies generalistas, ou seja, haveria perda de biodiversidade (qualidade biológica e sistemática) (MELILLO et al., 2011; BUTLER et al., 2012).

Uma das consequências mais importantes da variação da temperatura, como já citado nesse manuscrito, é a interferência dessas flutuações da dinâmica florestal no ciclo hidrológico. Para isso pode-se considerar alguns experimentos de manipulação da precipitação, que está intimamente relacionada à temperatura de superfície, em florestas de diversas idades abrangendo de regiões boreais a tropicais (BEIER et al., 2012). Através desta gama de climas e idades florestais, o crescimento e a sobrevivência das árvores geralmente aumentaram em adição de água, assim como, foi reduzida por remoção da água (PLAUT et al., 2012; VASCONCELOS et al., 2012). As taxas de respiração do solo também tendiam a aumentar sob irrigação e diminuir sob a seca (SOTTA et al., 2007). No entanto, a adição de água apenas acelerou o ciclo da floresta até um ponto; algumas florestas podem não responder à manipulação de precipitação (DE VISSER et al., 1994; BERGH et al., 1999) ou ainda acelerar o ciclo sob precipitação reduzida (CLEVELAND et al., 2010).

A sensibilidade à manipulação de precipitação muitas vezes varia por classe de tamanho, mas os resultados foram misturados em relação à arquitetura das árvores (pequenas ou grandes), e quais dessas seriam mais sensíveis (HANSON et al., 2001; NEPSTAD et al., 2007). Considerando que a precipitação alterada teve um forte efeito sobre o surgimento de plântulas e sua sobrevivência (RICHTER et al., 2012; VOLDER et al., 2012) e em ocasiões tiveram um efeito mais forte em árvores pequenas do que grandes (HANSON et al., 2001), também houve casos em que as árvores de dossel expostas sofreram maiores estresse (NEPSTAD et al., 2007; SCHULDT et al., 2011). Portanto, relações internas entre a idade da árvore e a sensibilidade à seca não reflete necessariamente as relações transversais, onde a sensibilidade do crescimento à variação na disponibilidade de água diminui com a idade.

Tal como acontece com a manipulação experimental de CO² e a temperatura, as respostas

das espécies diferenciais foram comumente observado sob manipulação de experiências de precipitação, apresentando mudanças futuras na composição da comunidade sob regimes de precipitação alterados. Assim, em resumo, experimentos de manipulação de precipitação têm demonstrado que a disponibilidade de água afeta as taxas de recuperação florestal, estados maduros da floresta e, provavelmente, o desenvolvimento dos estádios sucessionais.

Os efeitos colaterais da variação de alguns dos fatores abióticos, como, CO₂, temperatura e precipitação, raramente são puramente aditivos (DIELEMAN et al., 2012), e a compreensão dos efeitos interativos produzidos por as manipulações combinadas continuam sendo um desafio importante e necessitam ser estudados em especificidade de espécies e situações, para cada grandeza isolada, primeiramente, e depois realizar a manipulação de mais de um elemento atuando em conjunto.

A mudança climática, começando pela variação da temperatura, alterará a dinâmica da comunidade vegetal, alterando o ambiente físico em que espécies de estratégias fisiológicas variadas estão competindo. Manipulações experimentais de mudanças climáticas (revisadas acima) observaram que há uma sensibilidade efetiva entre a regeneração florestal e o clima, e assim essa relação poderá afetar diferencialmente as taxas de crescimento de árvores por tamanho e espécie, alterando assim a dinâmica população, interações competitivas e composição de espécies de florestas jovens e maduras. Além do que, essas mudanças na comunidade podem afetar a função do ecossistema, alterar a produção, estoques de carbono e biogeoquímica das bacias hidrográficas. As previsões dos modelos climáticos sobre os efeitos da mudança na produtividade da floresta podem ser muito diferentes se a comunidade puder se desenvolver dinamicamente, as mudança também pode afetar indiretamente, além das vias sucessionais, a frequência, o tempo, a gravidade e extensão espacial de distúrbios naturais e suas assimetrias, incluindo incêndios, secas, eventos extremos de precipitação, inundações e surtos de herbívoros ou patógenos (DALE et al., 2001; WESTERLING et al., 2006; ALLEN et al., 2010; STURROCK et al., 2011).

Com bases nessas concepções entende-se que pode-se usar a temperatura e superfície como ferramenta de análise de vulnerabilidade ambiental, estresse hídrico, estresse vegetal, conforto climático e serviços ambientais de forma mais abrangente. Um exemplo interessante foi descrito por Boulet et al. (2007) que verificou a aplicação da temperatura de superfície e modelos de transporte de energia que utilizam produtos termais na obtenção do índice de estresse hídrico regional. Embora não realizado nesse manuscrito, torna-se um objetivo futuro a adequação dos métodos utilizados por esses autores para a região aqui estudada.

5.6 ESTUDO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS QUALITATIVOS EM RESERVATÓRIOS QUE ASSISTEM A REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE.

Seção sobre a avaliação qualitativa dos recursos hídricos estudados em seus diferentes sítios.

5.6.1 Estudo da qualidade do recurso hídrico nos reservatórios do Prata e Tapacurá

Vários estudos comparam as variáveis de poluição difusa domésticas em reservatórios de superfície, mesmo usando diferentes perspectivas e diferentes componentes de análises, as conclusões são unânimes, a gestão da superfície e as atividades antrópicas são interferentes diretos (FINKLER, 2015; ALBUQUERQUE et al., 2015; LIMA, 2013; COLETTI et al., 2009, GONZÁLEZ et al., 2011; FAN et al., 2010; CETESB, 2014 e BRICKER e JONES, 1995).

Por meio da análise multivariada multicomponentes “ACP” Finkler et al. (2015) foi verificado que os parâmetros mais significativos na variação da qualidade da água nas bacias hidrográficas de Caxias do Sul estão relacionados às atividades de caráter antrópico. Parâmetros indicadores de matéria orgânica e nutrientes compõem o componente que explicou a porcentagem majoritária (27,1%) de variância dos dados de qualidade. Lançamentos de efluentes industriais sem tratamento adequado explicaram 20,3% da variação dos dados de qualidade da água no município. Outros fatores que refletem a contaminação química da água, como cianetos e pH, sugerem uma variação de 9,9% e são representados pelo CP3.

A análise destes componentes indica que o declínio da qualidade da água no município decorre quase que exclusivamente devido à falta de tratamento de efluentes domésticos e industriais, bem como o efeito que cargas difusas sobre os corpos da água. Além disso, podem ser citadas, as atividades relativas ao meio rural, fato evidenciado pela presença de parâmetros relativos à carga orgânica em áreas de menor concentração urbana. Ou seja, mesmo em uma bacia com desenvolvimento industrial, e havendo falha na gestão do tratamento dos resíduos, ainda sim a poluição orgânica é sobressaliente.

Em Pernambuco, segundo dados diagnósticos da SRH (2006) o tipo de poluição qualitativa e difusa é proveniente de fontes orgânicas rurais e urbanas periféricas, características do baixo índice de saneamento ambiental do Estado.

5.6.1.1 *Temperatura*

A temperatura nos meses de Janeiro a Fevereiro e no mês de Junho aparentam influência da precipitação acumulada, tanto para o reservatório do Prata quanto para o reservatório de Tapacurá, sendo mais evidente para este último. A média sempre abaixo dos 28° Celsius nesses meses citados, para o reservatório de Tapacurá, faz referência a uma maior precipitação acumulada para o período, que esteve entre 99 e 360 mm.

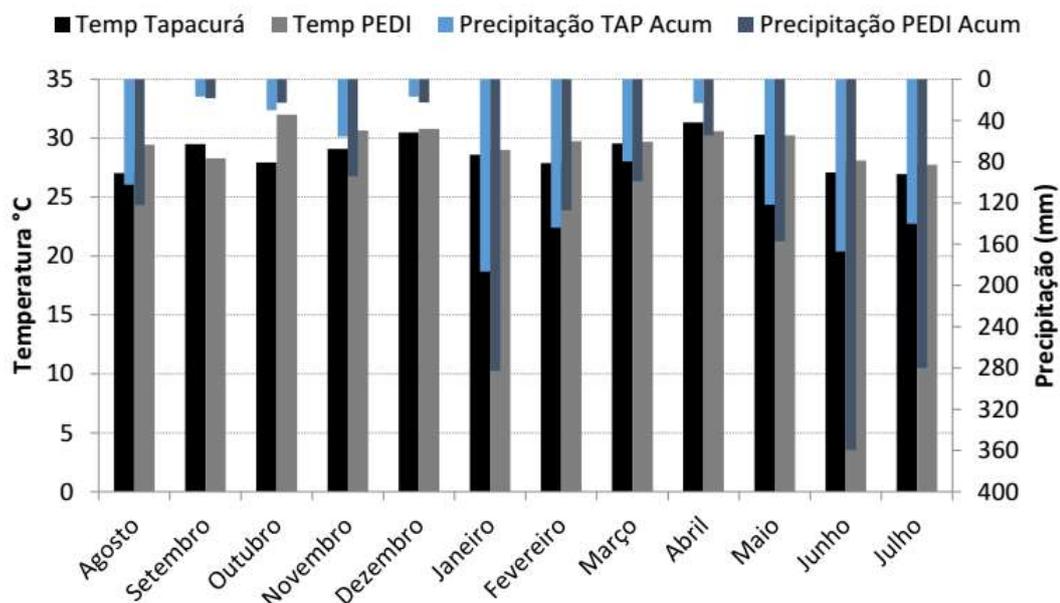


Figura 56 – Gráfico duplo eixo do monitoramento da temperatura na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

A temperatura da água é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, vazão e profundidade, desempenhando um papel controlador no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físico-químicas (ZAMBRANO et al., 2017; SPERLING, 1996). Geralmente, à medida que a temperatura se eleva; a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam (SPERLING, 1996).

Devido a essa grande margem de variações ambientais que podem influenciar tal parâmetro é difícil achar pontos de conexão entre diferentes reservatórios, sendo uma característica a ser considerada individualmente mesmo sendo provenientes da mesma modalidade, ou seja, de reservatórios.

Portanto não foi possível observar relações diretas da cobertura vegetal sobre a temperatura, já que as medidas foram tiradas fora do afluente, no espelho do reservatório, diferindo assim de trabalhos como: FIGUR e REIS, 2017; ZAMBRANO, 2017; ALBUQUERQUE, 2015; SWIFT e MESSER, 1971; CORBETT e SPENCER, 1975; SUGIMOTO et al., 1997 e ALBUQUERQUE, 2010.

5.6.1.2 Turbidez

Em consideração ao limite determinado pela Portaria nº 2.914 de 12 de Dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, a bacia do Prata obteve resultado ótimo. O valor máximo encontrado para bacia do Prata foi de 0,5 uT no mês de junho, mês de maior precipitação. Na bacia do Tapacurá a média foi de 37 uT para o período de amostragem, com valor máximo de

121,2 uT em agosto de 2011 e mínimo de 13 uT em março de 2012.

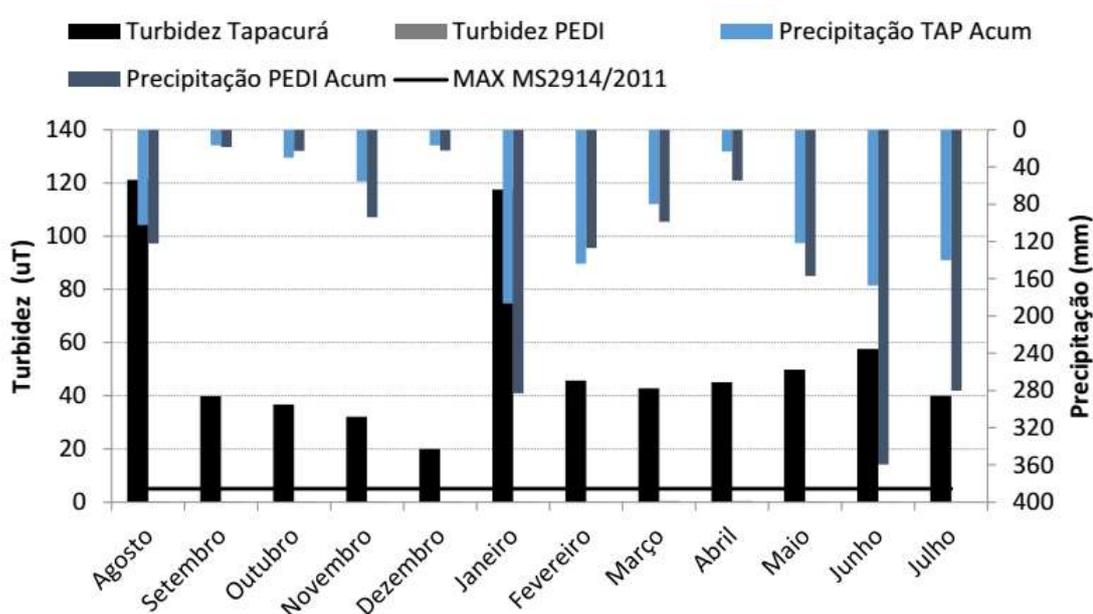


Figura 57 – Gráfico duplo eixo do monitoramento da turbidez na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

Os valores de turbidez são os que apresentam maior diferença em comparação a outros parâmetros, enquanto do Prata não ultrapassou 0,5 uT o reservatório de Tapacurá apresentou valores de 15,7 uT a 60,6 uT (3140% a 12120% maiores em relação ao Prata). Fisicamente isso implica em um ambiente opaco e com tonalidade marrom e o outro com águas límpidas e transparentes.

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas. A erosão pode decorrer do mau uso do solo em que se impede a fixação da vegetação. Este exemplo mostra também o caráter sistêmico da poluição difusa, ocorrendo inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar ou solo) para outro (SPERLING, 1996). Nesse trabalho foi evidenciado o fenômeno descrito por Fang (2012), Silva et al. (2015), Albuquerque et al. (2015), Green et al. (2015), Sopper (1975), Sperling (1996) e Albuquerque (2010); onde o meio ambiente transfere produtos da denudação gradativa para o fluxo hídrico.

5.6.1.3 Sólidos Totais Dissolvidos

Em relação aos dados de sólidos totais dissolvidos, ambos os reservatórios apresentaram resultados aceitáveis, quando considerado o limite máximo estabelecido pela portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde. O reservatório do Prata apresentou valor máximo no mês de janeiro, com 144 mg/L, enquanto que no Tapacurá o valor máximo foi de 285 mg/L. Ver figura 58.

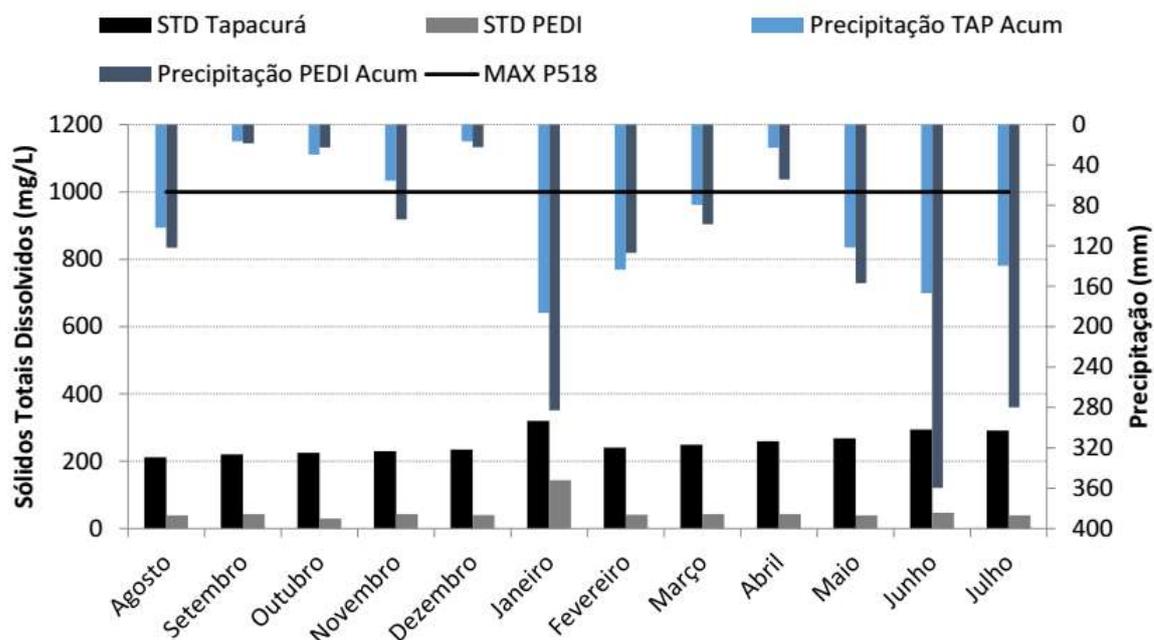


Figura 58 – Gráfico duplo eixo do monitoramento dos sólidos totais dissolvidos na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

No corpo hídrico, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem se sedimentar no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem também reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia (KANDLER et al. 2017; VREBOS et al. 2017; ZAMBRANO, 2017; FANG, 2012; NAIME e FAGUNDES, 2005).

A condutividade da água pode aumentar à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão, além de conferir sabor às águas (KANDLER et al., 2017; VREBOS et al., 2017; CROFT-WHITE et al., 2017; SPERLING, 1996).

Neste trabalho, ao contrário do que observou Guimarães et al. (2005), os sólidos totais dissolvidos não diminuíram com o aumento da precipitação. Dessa forma não foi possível observar tais tipos de padrões em correlação com as chuvas, nem oxigênio dissolvido ou condutividade elétrica. Os sólidos totais do Tapacurá e do Prata foram inferiores a 500 mg/L, o que atende ao estabelecido para águas de classe 1 pela resolução Conama 357/05. No entanto, as análises apresentaram significativa diferença entre os dois reservatórios, com valores médios de 228,2 mg/L e 38,16 mg/L, que implicam também na condutividade elétrica com valores próximos de 350 $\mu\text{s}/\text{cm}$ e 60 $\mu\text{s}/\text{cm}$, sendo os menores valores do reservatório do Prata, o que evidencia o serviço ambiental hidroflorestal da Mata de Dois Irmãos.

A maior condutividade elétrica, que é proporcional a quantidade sais associada ao cultivo agrícola do entorno do reservatório de Tapacurá, configura-se como questão relevante e que necessita de discussão. Caso a água desse reservatório seja utilizada diretamente para irrigação,

poderão ser causados problemas no solo e nas plantas, e em consequência, estas irão requerer o uso de práticas especiais de manejo, uma vez que conforme relatado por Amaral, (2011), esses problemas podem decorrer da irrigação com água com considerável teor de sais.

5.6.1.4 Condutividade Elétrica

Apesar de não apresentar padrões visíveis correlacionados com a chuva, houve diferença significativa entre os postos de coleta. Enquanto que no reservatório do Prata todos os meses ficaram abaixo do valor máximo considerado pela CETESB, com máximo de $67 \mu\text{s/cm}$, o reservatório de Tapacurá apresentou valores acima do máximo sugerido em todos os meses de coleta, com valor máximo de $408,5 \mu\text{s/cm}$, como pode-se observar na Figura 48.

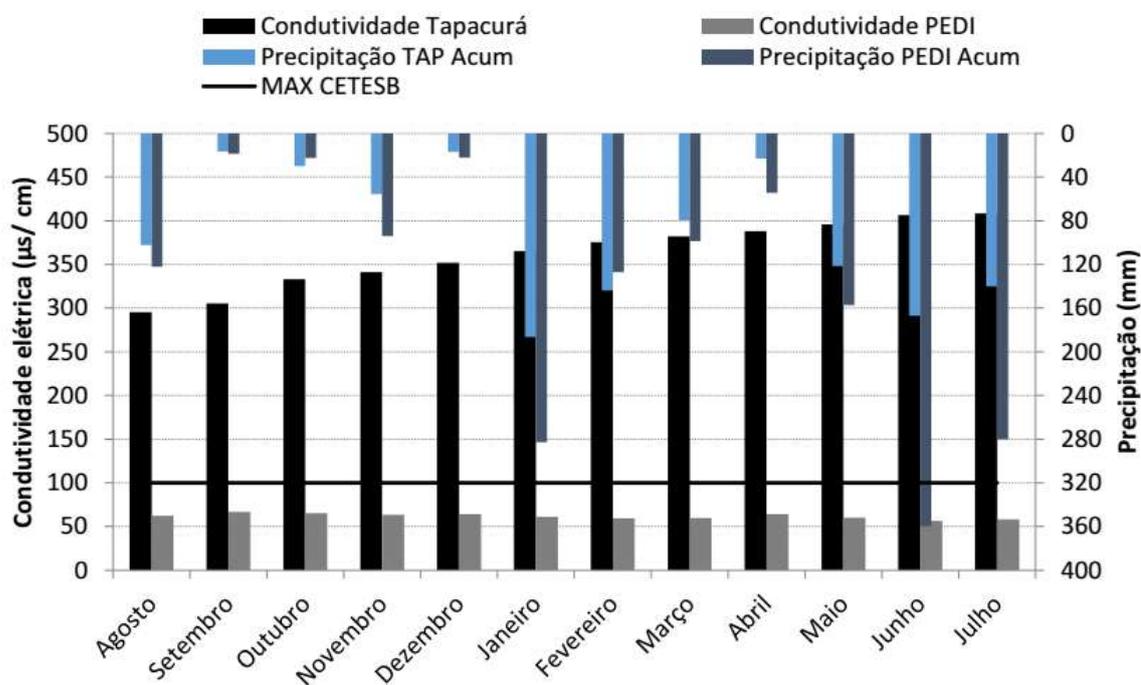


Figura 59 – Gráfico duplo eixo do monitoramento da condutividade elétrica na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

França et al. (2006), estudando o riacho dos Macacos, Juazeiro do Norte/CE, verificaram que o valor da condutividade elétrica diminuiu no período chuvoso, devido à diluição dos íons com águas provenientes das precipitações. Esse fato não corrobora com os períodos de grandes eventos nos reservatórios monitorados, mas ratifica os dados de Pereira (2008), que encontrou o contrário para o Ribeirão Piancó/GO, já que no período seco a condutividade elétrica oscilou de $3,8$ a $19,6 \mu\text{scm}^{-1}$ e no período chuvoso de 10 a $28,4 \mu\text{scm}^{-1}$. O mesmo autor também observou que durante os meses de estiagem os valores de condutividade se mostraram estáveis e no período de chuvas houve um aumento dos valores, indicando maiores concentrações de íons nas águas desse ribeirão e a presença de sais na água, devido, provavelmente, ao carreamento de elementos químicos presentes no solo, ocasionados pela falta de vegetação. Esse fato corrobora ao que foi observado para o reservatório de Tapacurá.

5.6.1.5 Oxigênio Dissolvido

Não foi possível observar nenhuma correlação evidente entre a precipitação e os valores de oxigênio dissolvido para nenhum dos reservatórios, dentro dos intervalos das amostras. Os resultados das coletas realizadas no PEDI exibiram que o Oxigênio Dissolvido existe em quantidades ótimas, na maioria dos meses acima do mínimo de 6 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº357. Unicamente no mês de novembro/2011 o valor obtido para o Açude foi de 5,88 mg/L, chegando próximo ao mínimo sugerido. Em Tapacurá, os quantitativos de OD também enquadram-se acima do mínimo estabelecido, com a exceção do mês de agosto no qual o valor obtido foi de 5,91 mg/L (Figura 60).

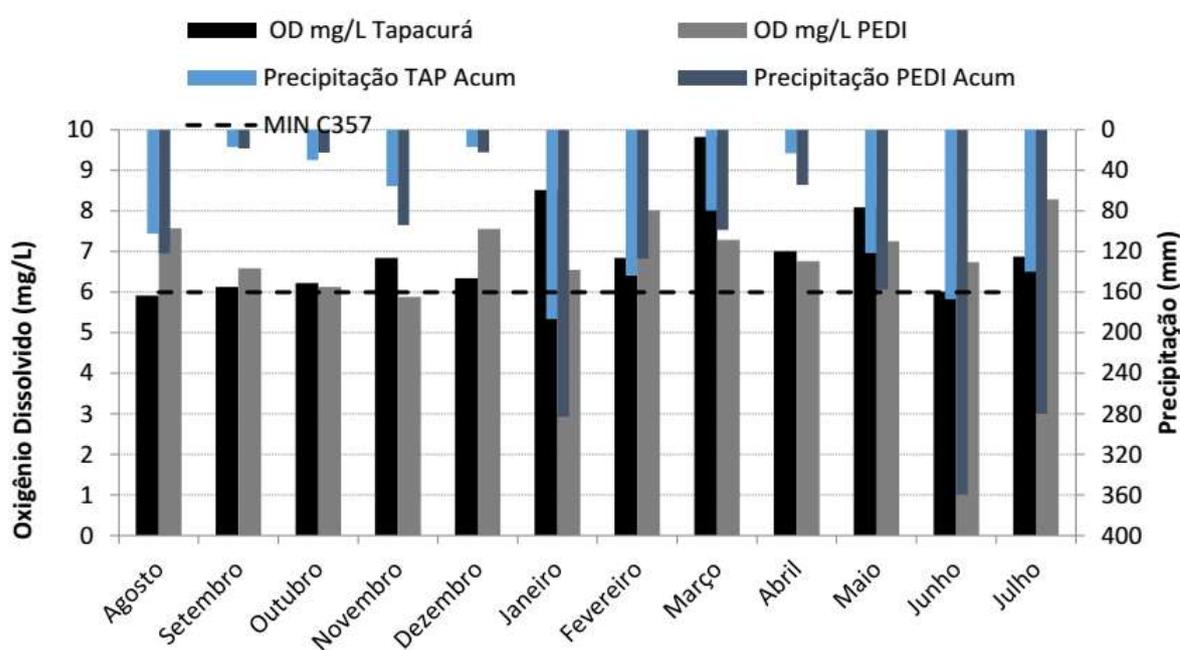


Figura 60 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do oxigênio dissolvido na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, estas encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico. Esse tipo de perturbação ambiental é muito comum em zonas rurais, por ser predominante a geração de grande quantidade de matéria orgânica nessas áreas. Neste experimento, o monitoramento ambiental realizado não configurou perfil de degradação ambiental para nenhum dos reservatórios, quando relacionados ao oxigênio dissolvido.

Por erro na sonda de OD, os resultados de março a maio de 2012 para esse parâmetro foram desconsiderados (erro verificado por análise teste no LQA-ITEP). Nos meses de junho e julho (com maior incidência de chuva), a água dos dois reservatórios enquadraram-se como Classe 1, desse modo é necessário evidenciar que o reservatório do Prata apresentou maiores valores de OD, 6,7 e 8,2 mg/L em relação a Tapacurá, 6 mg/L e 6,8 mg/L.

5.6.1.6 pH

Como resultado do monitoramento ambiental do pH nos reservatórios, foi observado que no período de coleta de dados, todas as amostras no reservatório de Tapacurá estiveram de acordo com o estabelecido pela resolução do Conama n° 357/ 2005. Com registro mínimo de 7,4 em agosto/ 2011 e máximo de 8,4 em março/ 2012. No reservatório do Prata os valores encontrados foram sempre abaixo do mínimo permitido pelo Conama n° 357/ 2005 (Figura 61).

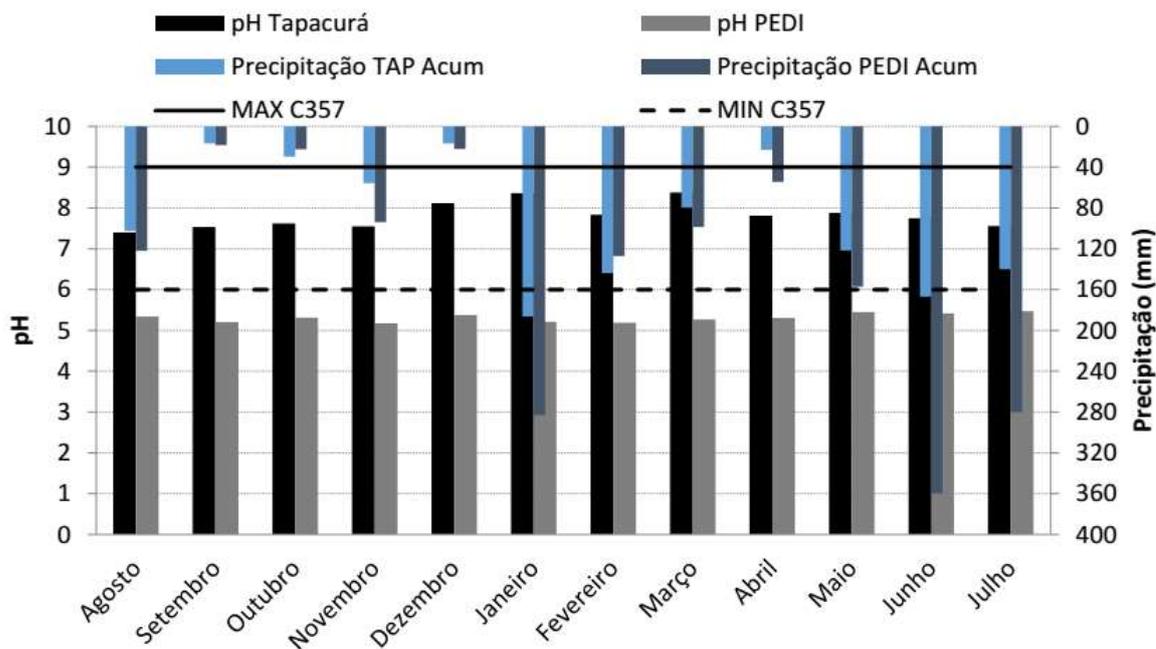


Figura 61 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do pH na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (TOMAS et al., 2017; CROFT-WHITE et al., 2017; ZAMBRANO, 2017; FANG, 2012; NAIME e FAGUNDES, 2005).

Especificamente sobre este parâmetro vale a pena salientar que ele pode variar de acordo com as características pedológicas e hidrogeológicas da bacia hidrográfica. Águas subterrâneas ricas em minerais normalmente possuem pH ácido devido a dissolução de íons carbono e da formação do ácido carbônico (CROFT-WHITE et al., 2017; SPERLING, 1996). As características da água do reservatório do Prata corroboram tal afirmação.

5.6.1.7 Fósforo Total

No monitoramento ambiental deste parâmetro foi possível observar que no reservatório de Tapacurá todos os meses ultrapassam em muito o limite estabelecido pelo Conama n° 357/

2005 como mínimo aceitável para cursos equilibrados, com valor máximo observado de 0,325 mg/L P. No reservatório do Prata, apesar de em menor proporção, foram observados vários meses que ultrapassam o mínimo permitido, com valor máximo observado de 0,14 mg/L P.

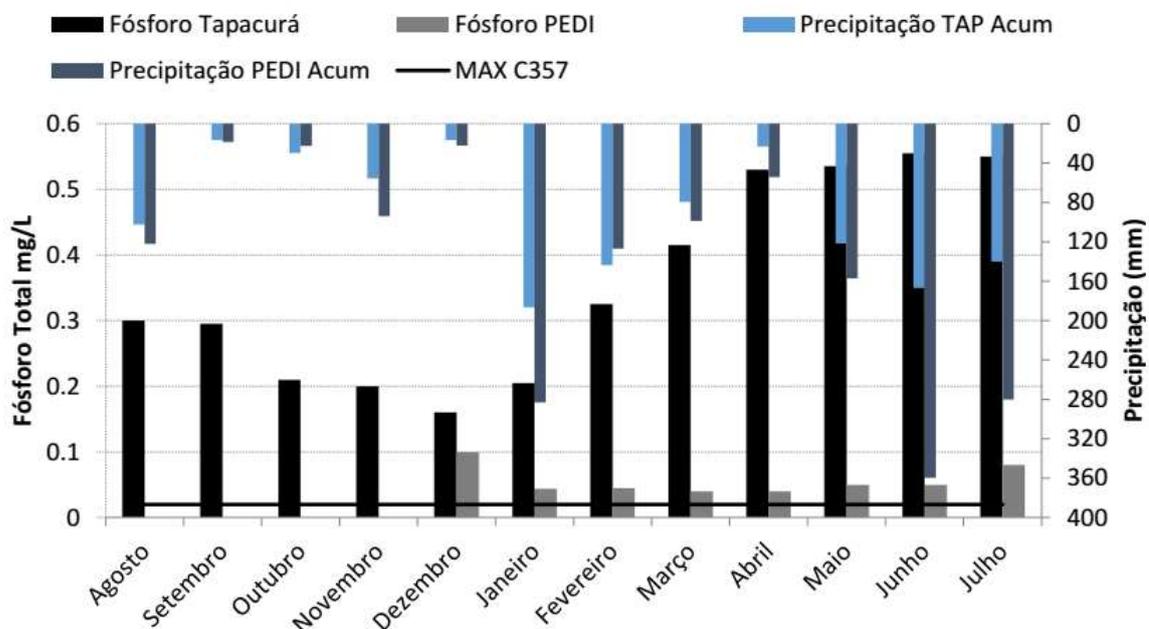


Figura 62 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do fósforo total na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

A concentração de fósforo total nos reservatórios divergiu bastante. No reservatório do Prata mensurou-se de 0,01 a 0,1 mg/L P, e em Tapacurá as quantidades em sua maioria foram superior a 0,2 mg/L P com valor máximo de 0,38 mg/L P. Em relação ao parâmetro Fósforo (Figura 51), o limite estabelecido também pelo CONAMA (Res. n° 357) é igual a 0,020 mg/L para ambientes lênticos, de águas paradas. Apesar dos valores obtidos no Açude do Prata ultrapassarem o máximo legalmente permitido, é possível constatar que são significativamente menores do que os verificados em Tapacurá, considerando o mesmo período de amostragem.

Expõe-se, ainda, que o Fósforo Total consiste em um dos parâmetros utilizados para a classificação trófica dos ambientes de água parada. De acordo com o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson modificado por Lamparelli, (2004), adotado pela CETESB e também pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) como modelo para mensurar o grau de trofia de um lago ou reservatório, o Tapacurá pode ser classificado como hipereutrófico, cuja qualidade da água apresenta-se bastante degradada em função das atividades antrópicas (KANDLER et al., 2017; VREBOS et al., 2017; TRAVASSOS, 2011). Os altos valores obtidos para tal parâmetro, então, permitem corroborar diversos estudos anteriores que apontam para a baixa qualidade hídrica existente no reservatório de Tapacurá.

5.6.1.8 Fitoplâncton

Por fim, a análise de fitoplânctons (Figura 63) no reservatório Tapacurá constatou a presença de elevados valores de cianobactérias, chegando a ultrapassar a contagem de 100.000 Cels.mL nos meses de março, abril e maio, atestando a classificação hipereutrófica do ambiente.

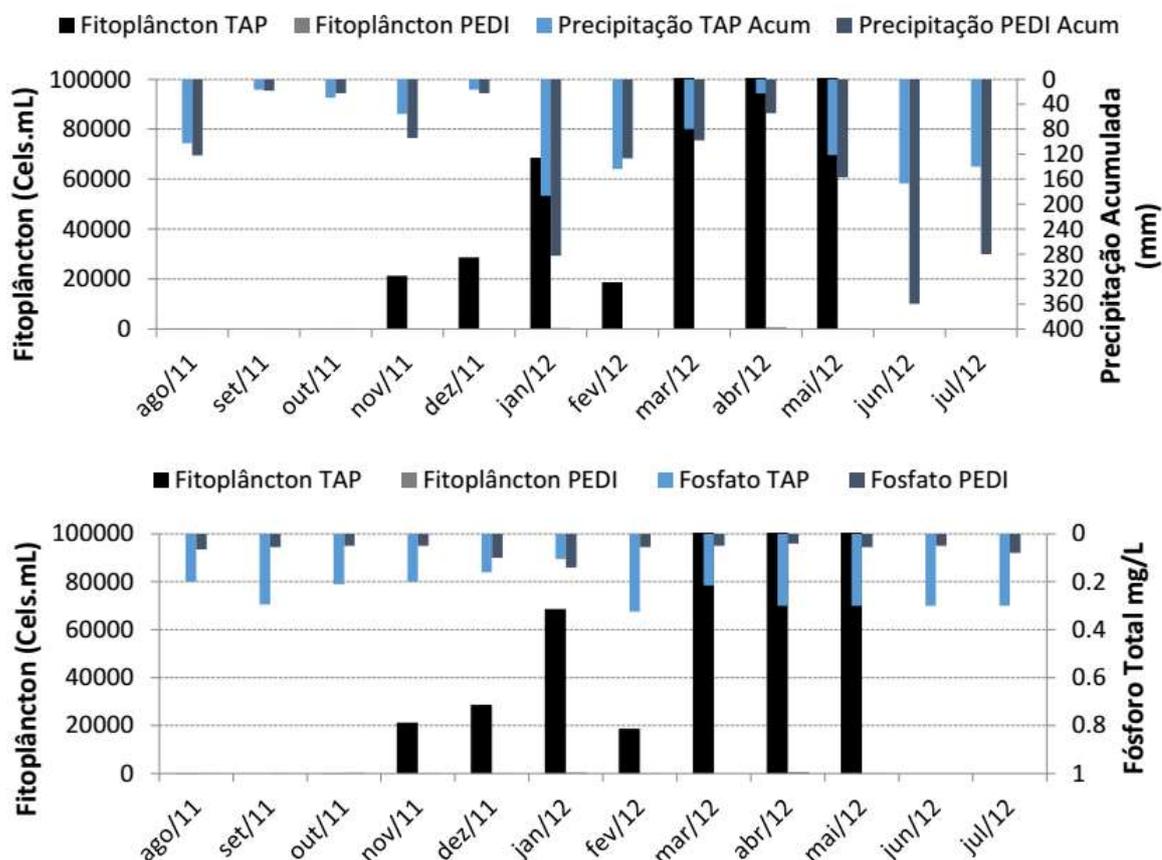


Figura 63 – Gráfico duplo eixo do monitoramento do fitoplâncton na superfície dos reservatórios do Prata e Tapacurá realizados entre agosto de 2011 e julho de 2012.

5.6.1.9 Fitoplâncton (Cianobactérias)

Os dados observados em algumas amostras do reservatório de Tapacurá apresentam classificação hipereutrófica do ambiente, e isso é um dado alarmante, visto que muitas espécies presentes podem ser tóxicas e danosas à saúde de diferentes espécies, incluindo a humana. A contagem de ciano bactérias ultrapassa em 5 até vezes o limite de segurança amostral descrito na portaria 2.914/2011 do MS. Além da grande quantidade de cianobactérias, qualitativamente os resultados foram melhores para o reservatório do Prata. Os grupos de fitoplânctons do sistema de van-de-Hoek et al. (1995) encontrados nas amostras dos dois reservatórios foram Cyanophyta, Ochorophyta (ou Heterokontophyta), Euglenophyta e Chlorophyta, sendo a maior ocorrência em relação aos gêneros inclusos na divisão de Cyanophytas. O gênero da divisão Cyanophytas encontrado no Prata também foi encontrada na análise de Tapacurá, Scenedesmu, gênero que é comumente encontrada em águas oligotróficas, mesotróficas e eutróficas (Anexo V).

Em Tapacurá foi encontrado também o gênero *Microcystis*, pertencente a corpos d'água eutrofizados, o que confirma o estado degradado da qualidade da água do reservatório. Além disso, identificou-se *Radiocystis*, *Oscillatoria* e *Raphidiopsis*: gêneros produtores de toxinas e odores (Anexo V). Os valores encontrados na área de intervenção inserida no PEDI, em oposição, foram baixíssimos, não apresentando riscos de toxicidade.

5.6.1.10 Análises de parâmetros biológicos (*E. coli*)

Em todas as análises dos dois reservatórios foram detectados Coliformes totais, os quais também podem ser de origem ambiental não indicando assim necessariamente poluição, no entanto, é necessário maior atenção com relação aos dados referentes ao monitoramento da *Escherichia coli*, organismo patogênico proveniente de dejetos humanos e animais. O percentual de coletas com identificação de organismos patogênicos (*E. coli*) variou consideravelmente entre os reservatórios.

Assim sendo, em 38% nas análises bacteriológicas do Prata foram encontrados Coliformes totais e *E. coli*, e, em 62% das análises não apresentaram organismos patogênicos, apenas bactérias de origem ambiental. A presença de *E. coli* no Prata pode ser associado ao contato humano com a água do reservatório em uso direto para recreação, fato que foi evidenciado em algumas coletas, e deve ser alvo de investigações e intervenções da gestão direta. Em contrapartida, esta mesma observação no reservatório de Tapacurá mostra uma proporção bem diferente.

Com relação à Tapacurá, os resultados foram inversos, em 60% das análises foi encontrada a bactéria patogênica *E. coli*, que nesse caso pode provir de efluentes lançados à montante do reservatório pelas atividades das áreas urbanas, diagnosticadas no mapeamento de uso e ocupação do solo e provenientes de outras atividades que lançam efluentes no rio Tapacurá.

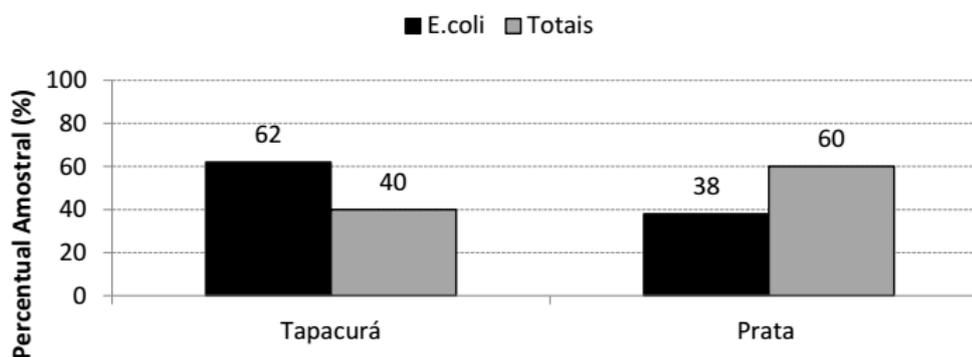


Figura 64 – Monitoramento da presença de *Escherichia coli* nos reservatórios do Prata e Tapacurá.

5.6.2 Estatística aplicada, análise de condição e o serviço ambiental

Podem existir diversas ocasiões em que a dimensão do processo não altera o padrão natural do equilíbrio estacionário discutido por Bertalanffy (1938); Schrödinger (1947; 1988;

1989; 1996); Glass e Mackey (1997). Considerando o arranjo complexo dos sistemas orgânicos, e o fato destes estarem expostos a altos níveis de variação ambiental, Fox (1981), afirmou, que um grande arranjo de pequenas respostas apropriadas, reflete a existência de muitos genomas interagindo, demonstrando assim, o quanto ocasionalmente é importante à inexistência de um padrão invariável para os vários tipos de interação natural, principalmente em ambientes complexos de alta biodiversidade. Segundo o autor esse tipo de relação de resposta e contra – resposta livre e progressiva foi responsável pelo importante aparecimento e desenvolvimento de várias espécies, esse processo foi chamado de coevolução, e, já tinha sido trabalhado anteriormente por Ehrlich e Raven (1964).

Ainda existe uma nova corrente tecnológica que mergulha na identificação e construção de sistemas auto-organizáveis, tentativa esta de imitar os sistemas naturais de correção e adaptação em tempo real. Estes, vêm crescendo em sua relevância e seu uso no âmbito de sistemas complexos é exponencial, pois permite o desenvolvimento de sistemas descentralizados que exibem uma dinamicidade e adaptabilidade em consequência de perturbações, anteriormente desconhecidas, no ambiente (SERUGENDO, 2006).

A sistemática da resposta e contra resposta permite que no seu estágio ecoclimático, a bacia hidrográfica possa por exemplo ser um exemplo da situação descrita acima. Os serviços ambientais salvo guardados pelos complexos sistemas naturais estarão funcionando 100% independente da escala física das bacias. Os fatores interferentes seriam assim, as únicas variáveis capazes de redefinir os padrões e a intensidade dos serviços.

Dessa forma esperaria se encontrar comportamentos semelhantes entre os parâmetros observados e seus reservatórios, em condições de equilíbrio ecoclimático, mesmo com a diferença espacial. Considerando que provavelmente deveria ser observado uma inexistência de complexos padrões naturais entre os sistemas em funcionamento, exatamente por conta do processo de fluabilidade do equilíbrio estacionário, foi realizado a comparação dos reservatórios a partir desta perspectiva.

Assim, a análise de componentes principais foi dividida por reservatório para se ter a perspectiva do comportamento específico de cada grupo de parâmetros/ reservatório, a fim de detectar padrões do serviço ambiental.

A análise multivariada realizada nos reservatório de Tapacurá e Prata, utilizou como componentes: precipitação, turbidez, condutibilidade, sólidos totais, pH, fósforo e oxigênio dissolvido. A variável dependente foi a turbidez, uma característica evidente de poluição e mudança de propriedade física da água pela ação das superfícies.

Em Tapacura obteve-se $(p) = 0,0074$ e $F = 0,9419$ para as componentes analisadas. Neste meio perturbado as componentes não estão em equilíbrio natural e provavelmente seguem o padrão do sistema antrópico resistástico, sendo possível de se associar facilmente fatores de superfície aos fatores de contra resposta aquáticos.

A regressão Step Wise demonstrou qual parâmetro mais se destacou como reagente explicativo junto à precipitação, neste caso foi os sólidos totais, como pode-se ver no Anexo V. Houve uma explicabilidade de mais de 80% no estudo de passo a passo entre as amostras, (p) máximo de 0,0076 (turbidez e sólidos totais) e mínimo de 0,0986.

A análise de componentes principais - ACP corroborou as avaliações estatísticas anteriores e aponta algumas variáveis principais. A precipitação, condutividade e sólidos totais, foram em ordem os parâmetros mais reagentes dentro o grupo. Os scores da ACP demonstraram o nível de interação entre os componentes e observaram-se scores próximos a 0,75. Anexo VI.

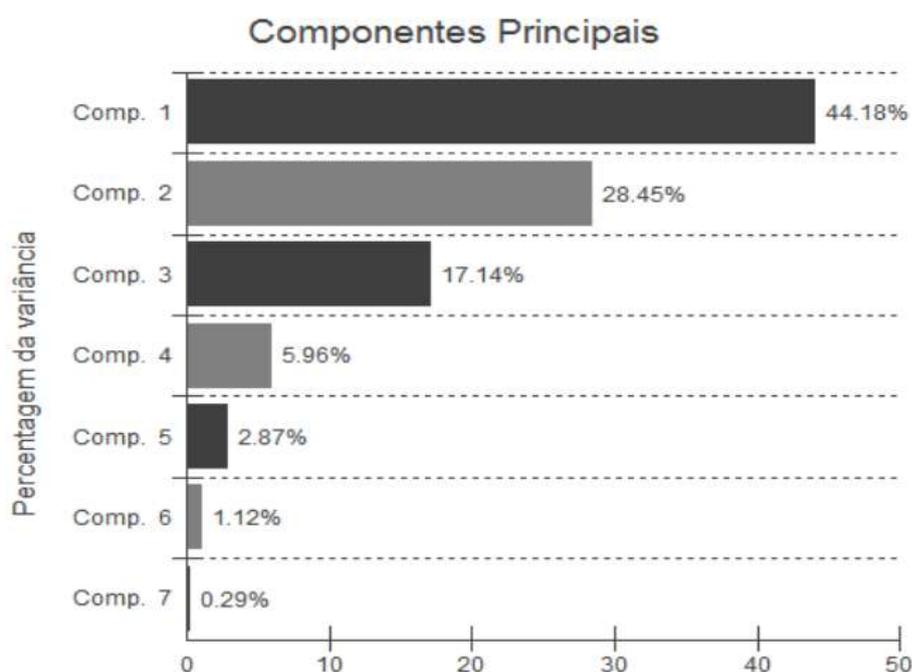


Figura 65 – Distribuição de aderência para a análise de componentes principais no reservatório Tapacurá. A componente 1 é precipitação, a 2 turbidez, a 3 Condutividade, a 4 sólidos totais, a 5 pH, a 6 fósforo e a 7 OD.

No Prata obteve-se (p) = 0.9239 e F = 0.2787 para as componentes analisadas. Neste meio em equilíbrio ecoclimático, como já discutido inicialmente, as componentes estão em equilíbrio natural entre e variam independentemente de acordo com as características flutuantes do meio, provavelmente seguem o padrão do sistema biotásico, sendo difícil de se associar facilmente fatores de superfície aos fatores de contra resposta aquáticos. Nesse reservatório não se observa um padrão associativo entre componentes, superfícies e o corpo hídrico.

Para este mesmo reservatório a regressão Step Wise demonstrou qual parâmetro mais se destacou como reagente explicativo junto à precipitação, neste caso foi a condutividade, como pode-se ver no Anexo VII. Houve uma explicabilidade de mais de 80% no estudo de passo a passo entre as amostras, (p) máximo de 0,0008 (condutividade e sólidos totais) e mínimo de 0,0302.

A análise de componentes principais - ACP demonstra que apesar das avaliações estatísti-

cas passo a passo anterior apontar um comportamento conectivo entre algumas variáveis, como a mais reagente dentre o grupo. Os scores da ACP demonstraram um baixo nível de interação entre os componentes. Houve larga variação nos escores e observaram-se scores máximos próximos a 0,60. Anexo VIII.

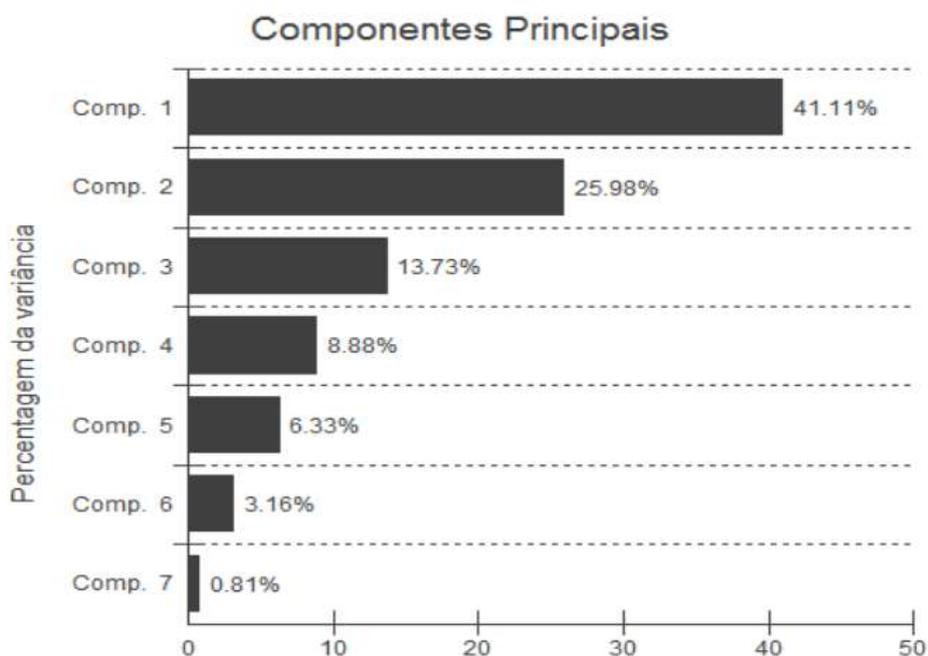


Figura 66 – Distribuição de aderência para a análise de componentes principais no reservatório Prata. A componente 1 é precipitação, a 2 turbidez, a 3 Condutividade, a 4 sólidos totais, a 5 pH, a 6 fósforo e a 7 OD.

Considerando os valores previstos para cada classe de água doce é possível definir a condição do corpo de água estudado. Para objetivar um resultado com abrangência de todo o período de coleta, foi considerado justa a relação de condição aos dados classificatórios da análise de conformidade à legislação.

Com isso foi possível entender que o reservatório do Prata se qualifica plenamente como uma fonte perfeita para abastecimento público, para manutenção das comunidades naturais e seus serviços ecossistêmicos, diferentemente do Tapacurá que apresentou problemas de qualidade, considerando para isto as determinações dos órgãos responsáveis pelo discernimento da qualidade da água, como, o Conama e o Ministério da Saúde, o primeiro através da Resolução CONAMA n° 357/ 2005 e o segundo com a Portaria n° 2.914/ 2011 do MS.

Por fim, os resultados apresentados estão em concordância com Whately e Hercowitz, (2008), uma vez que o equilíbrio do ambiente mostrou-se determinante na qualidade dos serviços, e segue em ratificação direta e indiretamente aos resultados de trabalhos já bem discutidos e conhecidos, como os de: Lima (2013); Saad (2016); Alix-Garcia e Wolff (2014); Kandler et al. (2017); Vrebos et al. (2017); Pineda e Schafer (1987); Arcova e Cicco (1999); Souza e Tundisi (2000); Primavesi et al. (2002); Medinilha (1999); Liu et al. (2009); Alvani et al. (2011); Khan

(2011); Ugart et al. (2011); Ayivor e Gordon (2012); Gyawali (2013).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As informações geradas acerca da geomorfologia e o meio ambiente tem grande importância sobre os recursos hídricos, pois define questões relacionadas à evolução da disponibilidade e a permanência da oferta.

De acordo a política nacional de recursos hídricos o conhecimento sobre as grandezas qualitativas e quantitativas são parte estratégica para gestão eficiente. Os estudos dos serviços ambientais hidrológicos representam uma nova fronteira de conteúdo e ser abordado dentro dessas grandezas, funcionando também como intersecção entre as questões ligadas a gestão dos territórios e a gestão das águas.

Diante dos resultados apresentados pode-se afirmar que o uso e ocupação do solo mostram-se determinante na provisão de serviços ambientais de manutenção da qualidade da água, uma vez que, relacionando as análises destes com os parâmetros (pH, OD, Coliformes, cianobactérias, condutibilidade, fósforo, sólidos e principalmente turbidez) foram favoráveis ao reservatório do Prata e indicaram menor qualidade no de Tapacurá, que teve os serviços da cobertura original substituída por ofertas de culturas de alimentos e canaveira, principalmente.

A proteção da qualidade da água do Açude do Prata é assegurada pelo fragmento de mata atlântica do Dois Irmãos. Estando localizando em um contexto urbano, caso não houvesse a mata existiriam fortes ameaças ao equilíbrio desse manancial como, por exemplo, o transporte de sedimentos para o reservatório e uso inadequado a partir de, por exemplo, o recebimento de efluentes das atividades das comunidades vizinhas.

O método comparativo entre a qualidade da água de dois reservatórios de uma mesma Bacia Hidrográfica, no caso, a Bacia do Capibaribe, e com uso e ocupação diferenciado e em função das diferentes formas de contaminação e especificidades dos reservatórios foi eficiente para evidenciar a existência de serviços ambientais fornecidos por florestas para a qualidade da água, principalmente no que tange ao parâmetro físico de turbidez.

O parâmetro turbidez evidência fisicamente na água a influência da área de floresta, o que assegura a existência de serviço ambiental. A quantificação do serviço mostrou-se possível por meio da operação com custos exigidos e necessários, no caso, os custos com desinfecção com cloro e de purificação pelo tratamento da turbidez nas estações referentes a cada reservatório, e em seguida comparativos dos mesmos.

A maioria do abastecimento de água no estado de Pernambuco ainda se dá por vias superficiais, o que implica em potenciais gastos com processo complexo de tratamento. Preservando as áreas de recarga (floresta) e recuperando as nascentes e afloramentos subterrâneos, espera-se disponibilizar uma água de qualidade e custos reduzidos de tratamento, mesmo que a vocação

hidrogeológica do estado não permita que esta problemática, da oferta do recurso, seja apenas solucionada através desta estratégia.

7 CONCLUSÕES

O primeiro passo para a tomada de decisão acerca das problemáticas regionais é a realização do levantamento de todos os níveis de conhecimento que englobam a unidade de trabalho. Este estudo se propôs a levantar dados quantitativos e diagnósticos sobre os serviços ambientais hidrológicos numa visão regional para o estado de Pernambuco, criando um modelo de avaliação. Os resultados aqui debatidos incrementaram algumas informações sobre a prestação de serviços ambientais em algumas bacias do estado, onde se puderam definir as principais diferenças entre as condições ofertadas dos serviços hidrológicos, dentro de uma perspectiva comparativa entre tais bacias, e também considerando as individualidades dos limites paisagísticos.

É possível destacar como principais resultados obtidos neste manuscrito:

1. Verificou-se que a fisiografia da bacia tem o poder gerar tendências comportamentais em relação à prestação de serviços ambientais hidrológicos. O estudo fisiográfico foi a etapa crucial introdutória para realização do plano de estudo hidrológico. Questões referentes a potencialidade de geração do escoamento superficial, fragilidade da bacia às chuvas intensas (enchentes), vocação de drenagem e outros atributos relacionados com a morfologia de cada bacia hidrográfica foram temas abordados e corroborados neste manuscrito. Portanto, as características fisiográficas e geomorfológicas das bacias hidrográficas tiveram grande influência sobre os serviços ambientais e consecutivamente na quantificação e avaliação dos mesmos.
2. Visto no estudo hidrológico, a diversidade do uso do solo e a qualidade desta cobertura continua sendo um fator principal de controle dos processos de superfície, que, envolvem quantidade e qualidade do recursos hídrico.
3. A conservação das superfícies do entorno dos reservatórios é uma ferramenta eficiente para garantir a prestação de serviços ambientais hidrológicos, e, os parâmetros físicos foram os que certamente mais corresponderam como ferramenta de análise para os serviços ambientais qualitativos, como por exemplo, o parâmetro turbidez.
4. Os índices de vegetação corresponderam às variáveis básicas no mapeamento do recurso hídrico de superfície e consecutivamente sua permanência no sistema aberto, da bacia hidrográfica.
5. Foi possível verificar a influência da vegetação na redução da temperatura média regional. Desta forma, aumentar a cobertura florestal localmente poderá ter várias implicações positivas, especialmente para regiões onde a temperatura do solo exposto pode alcançar valores extremos, prejudicando atividades humanas.

6. Assim como a vegetação, a temperatura de superfície, que, está intimamente relacionada com o uso e ocupação do solo, esta, foi um fator crucial para o mapeamento dos serviços ambientais hidroclimáticos. Seja por estar associada aos índices de vegetação, seja por produzir por si só resultados importantíssimos para a qualificação do serviço ambiental.
7. A evapotranspiração, fruto do modelo Sebal/Metric, chega ao final para integralizar as ideias de serviço ambiental deste manuscrito, juntamente com o mapeamento da vegetação e da temperatura de superfície. O transporte da água para atmosfera indica que o ambiente está utilizando mecanismos diversos para regular temperatura de micro a meso escala. As áreas que prestam serviços ambientais de melhor qualidade apresentaram tanto cobertura vegetal mais densa, quanto menor temperatura de superfície e maior evapotranspiração.

8 RECOMENDAÇÕES

Este manuscrito representa um conjunto de estudos de abordagem inicial acerca das potencialidades de algumas ferramentas tecnológicas disponíveis para a avaliação dos serviços ambientais, principalmente os hidrológicos. Assim sendo, é necessário que se desenvolva outros experimentos mais aprofundados para obter maior precisão nesse tipo de análise. O processo é continuado e ainda está em fase inicial de experimentação.

Os estudos dos serviços ambientais ainda são explanativos e teóricos, assim experimentos como estes devem ter continuidade para que a partir do conhecimento dos mecanismos naturais de suporte, se possa usufruir de forma sustentável dos recursos naturais.

Em posse deste manuscrito espera-se que as entidades gestoras de águas e dos territórios possam interagir para criação de um protocolo conjunto acerca da reconstituição dos cenários desejáveis de prestação dos serviços ambientais hidroclimáticos. Os comitês de bacia, agência de água e secretarias ligadas aos recursos naturais podem considerar utilizar as informações aqui contidas, para construção de novos planos diretores, planos de recursos hídricos e planos de ação e gestão de bacias hidrográficas.

Assim, a maior contribuição deste estudo provavelmente é a oportunidade de se estabelecer uma nova perspectiva para a gestão eficiente dos recursos naturais. Uma oportunidade de diálogo entre a ciência e a política pública em benefício da sociedade, aliando os diversos tipos de conhecimento no viés da interdisciplinaridade a fim de proporcionar uma nova ferramenta de análise do meio. Portanto há necessidade de prosseguimento desta linha de pesquisa.

9 REFERÊNCIAS

AB’SABER, A. N. Um conceito de geomorfologia a serviço das pesquisas sobre o Quaternário. *Geomorfologia*, n. 18, IG-USP, S. Paulo, 1969.

AB’SABER, A. N. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AB’SÁBER, A. N. Refletindo sobre questões ambientais: ecologia, psicologia e outras ciências. *Psicologia USP*, São Paulo, v. 16, n. 1-2, p. 19-34, 2005.

ADAMS, Henry D. et al. Ecohydrological consequences of drought-and infestation-triggered tree die-off: insights and hypotheses. *Ecohydrology*, v. 5, n. 2, p. 145-159, 2012.

ANDERSON-TEIXEIRA, Kristina J. et al. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global change biology*, v. 19, n. 7, p. 2001-2021, 2013.

ALBUQUERQUE, F. A. Estudos hidrológicos em microbacias com diferentes usos do solo na sub-bacia do alto Natuba-PE. Dissertação de Mestrado. Recife, 2010.

ALBUQUERQUE, F. A.; SILVA, C. E. M.; RIBEIRO, A. C.; AQUINO JUNIOR, E. F. Serviços ambientais hidrológicos: Estudo comparativo da qualidade hídrica dos reservatórios do Prata e Tapacurá, em Pernambuco. *CIENTEC: Revista de ciência, tecnologia e humanidades do IFPE*, v. 7, p. 132-146, 2015.

ALIX-GARCIA, J. M., SHAPIRO, E. N., SIMS, K. R. Forest conservation and slippage: Evidence from Mexico’s national payments for ecosystem services program. *Land Economics*, v. 88, p. 613–638, 2012.

ALIX-GARCIA, J., WOLFF, H. Payment for ecosystem services from forests. *Annual Review of Resource Economics*, v. 6, p. 361–380, 2014.

ALLEN C. D., MACALADY A. K., CHENCHOUNI H et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259, 660–684, 2010.

ALLEN, R. G.; TREZZA, R.; TASUMI M. Surface energy balance algorithms for land. Advance training and user's manual, version 1.0, 98p., 2002.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. 300 p. (FAO – Irrigation and Drainage Paper, 56).

ALLEN, R.; IRMAK, A.; TREZZA, R.; HENDRICKX, J. M.; BASTIAANSEN, W.; KJAERGAARD, J. Satellite based ET estimation in agriculture using SEBAL and METRIC. *Hydrological Processes*, v. 25, n. 26, p. 4011-4027, 2011.

ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; TREZZA, R. Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC) — Model. *Journal of irrigation and drainage engineering*, v. 133, n. 4, p. 380-394, 2007.

ALVANI, J.; BOUSTANI, F.; TABIEE, O.; HASHEMI, M. The effects of human activity in Yasuj Area on the health of Stream city. *World Academic of Science, Engineering and Technology*, v. 50, p. 341–345, 2011.

ALVES, W. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P.; MORAIS, W. A. Análise morfológica da bacia do Ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). *Geociências*, v.35, n. 4, p.652-667, 2016.

AL ZAYED, I.S., ELAGIB, N.A., RIBBE, L., HEINRICH, J., 2016. Satellite-based evapotranspiration over Gezira irrigation scheme, Sudan: a comparative study. *Agric. Water Manag.* 177, 66–76.

AMARAL, F.C.S. Sistema Brasileiro de Classificação de Terras para Irrigação: enfoque na região semiárida. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

AMIRI, R.; WENG, Q.; ALIMOHAMMADI, A.; ALAVIPANAH, S. K. Spatial-temporal dynamics of land surface temperature in relation to fractional vegetation cover and land use/cover in Tabriz urban area, Iran. *Remote Sensing of Environment*, v. 113, p. 2606-2617, 2009.

AMORIM, A., LYRA, G. B., LIMA, E. P., SOUZA, J.L., DELGADO, R. C. Evapotranspiração de referência em função dos extremos da temperatura do ar no estado do Rio de Janeiro.

Irriga, v. 21, p. 449-465, 2016.

ANA, Atlas Nordeste de Abastecimento de Água. Governo Federal, p.82., 2006.

ANA-Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil. Brasília, 2012. Disponível em <<http://conjuntura.ana.gov.br/>>, acesso em outubro de 2014.

ANA, Agência Nacional de Águas. 2005. Atlas Nordeste: abastecimento urbano de água. Brasília, DF.

ANJOS, A. W., DELGADO, R. C., LYRA, G. B., SOUZA, L.P., SUHETT, E. R. Evapotranspiração a partir de produtos orbitais no Estado do Rio de Janeiro. Irriga, v. 1, p. 126-140, 2016.

APHA (American Public Health Association), Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater. 22 ed. New York: APHA. 2012.

ARCOVA, F.C.S.; CICCO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. Scientia Forestalis, Piracicaba, v.5, n.6, p.125-34, 1999.

ARCOVA, F.C.S.; LIMA, W.P.; CICCO, V. Balanço hídrico de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, São Paulo. Revista Instituto Florestal, São Paulo, v.10, n.1, p.39-51, 1998.

ARCOVA, F.C.S.; CICCO, 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, Viçosa, v. 27, n.2 - Março/Abril. 2003.

ARMSON, D.; STRINGER, P.; ENNOS, A. R. The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. Urban Forestry e Urban Greening, v. 11, n. 3, p. 245-255, 2012.

ASCE–EWRI., 2005. The ASCE standardized reference evapotranspiration equation. ASCE–EWRI Standardization of Reference Evapotranspiration Task Committee Rep., ASCE Reston, Va.

ASCOUGH, J. C.; GREEN, T. R.; DAVID, O.; KIPKA, H.; MACMASTER G. S.; LIGHHART, N. P. The AgroEcoSystem-Watershed (AgES-W) model: Overview and application to experimental watersheds. American Society of Agricultural and Biological Engineers, New Orleans. Proceedings New Orleans: ASABE, p. 339-349, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>.

AYIVOR, J.; GORDON, C. Impact of land use on river systems in Ghana. *West African Journal of Applied Ecology*, v. 20, n. 3, p. 83–95, 2012.

AYOADE, J. O. *Introdução à climatologia para os trópicos*. 4ª ed. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 1996.

BARRETO NETO, A. A.; SOUZA FILHO, C. R. Modelagem dinâmica de escoamento superficial. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR)*, 11, 2003. Minas Gerais. Anais. São José dos Campos: INPE, 2003.

BASTIAANSSEN, W.G.M., MENENTI, M., FEDDES, R.A., HOLTSLAG, A.A.M. 1998. A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL): 1. Formulation. *Journal of Hydrology* 212–213: 198–212.

BASTIAANSSEN, Wim GM; ALI, Samia. A new crop yield forecasting model based on satellite measurements applied across the Indus Basin, Pakistan. *Agriculture, ecosystems e environment*, v. 94, n. 3, p. 321-340, 2003.

BASTIAANSSEN, W. G. M. SEBAL - Based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey. *Journal of Hydrology*, v. 229, 2000,p. 87-100.

BASTIAANSSEN, W.G.M. 1995. Regionalization of Surface Flux Densities and Moisture Indicators in Composite Terrain. A Remote Sensing Approach Under Clear Skies in Mediterranean Climates. Tese, Wageningen Agricultural University, The Netherlands,1995, 273p.

BHATTARAI, N.; QUACKENBUSH, L. J.; IM, J.; SHAW, S. B. A new optimized algorithm for automating endmember pixel selection in the SEBAL and METRIC models. *Remote Sensing of Environment*, v. 196, p. 178-192, 2017.

BEIER C, BEIERKUHNLEIN C, WOHLGEMUTH T et al. Precipitation manipulation

experiments – challenges and recommendations for the future. *Ecology Letters*, 15, 899–911, 2012.

BERNSTEINOVÁ, Jana et al. Changes in runoff in two neighbouring catchments in the Bohemian Forest related to climate and land cover changes. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, v. 63, n. 4, p. 342-352, 2015.

BETSON, R. (1964). What is Watershed Runoff ?, *Journal of Geophysical Research*, Washington, V.69. n.8, p.1541-1552.

BEUDERT, B., KLÖCKING, B., SCHWARZE, R., GROßE Ohe. Impact of bark beetle infestation on the water and matter budget of a forested catchment. In: Puhmann, H. Schwarze, R. (Eds): *Forest hydrology – results of research in Germany and Russia*. Deutsches Nationalkomitee für das International Hydrological Programme (IHP) der UNESCO und das Hydrology and Water Resources Programme (HWRP) der WMO. IHP/HWRP-Berichte Heft 6, Koblenz, 2007.

BEZERRA. M. V. C. Balanço de Energia em áreas irrigadas utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto. Dissertação de Mestrado em Meteorologia Agrícola e Micrometeorologia pela Universidade Federal de Campina Grande/PB, 101p, 2004.

BEZERRA, B.G., 2006 Balanço de energia e evapotranspiração em áreas com diferentes tipos de cobertura de solo no Cariri Cearense através do algoritmo SEBAL., 127p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

BEZERRA, B.G.; SILVA, B.B. da; FERREIRA, N.J. Estimativa da evapotranspiração real diária utilizando-se imagens digitais TM-Landsat 5. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.23, p.305-317, 2008.

BEZERRA, Bergson Guedes; BEZERRA, J. R. C.; SILVA, Bernardo Barbosa da; SANTOS, Carlos Antonio Costa dos. Surface energy exchange and evapotranspiration from cotton crop under full irrigation conditions in the Rio Grande do Norte State, Brazilian Semi-Arid. *Bragantia* (São Paulo, SP. Eletrônico) , v. 74, p. 120-128, 2015.

BLÖSCHL, Günter et al. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows?.*Hydrological Processes*, v. 21, n. 9, p. 1241-1247, 2007.

BOEGH, E.; SOEGAARD, H.; THOMSEN, A. Evaluating evapotranspiration rates and surface conditions using Landsat TM to estimate atmospheric resistance and surface resistance. *Remote Sensing of Environment*, v. 79, n. 1, p. 329-343, 2002.

BONAN, Gordon. *Ecological Climatology: Concepts and Applications*. Second Edition. New York, New York: Cambridge University Press, 2008.

BRAUMAN, K.A. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *Wires Water* 2, 345–358. 2015.

BRAUMAN, K.A., Daily, G.C., DUARTE, T.K., MOONEY, H.A. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 6.1–6.32. 2007.

BRICKER, O. P.; JONES, B. Main factors affecting the composition of natural waters. In: SALBU, B.; STEINNES, E. *Trace elements in natural waters*. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 1-5.

BROOKS, K. N.; FFOLLIOT, P. F.; GREGERSEN, H. M.; THAMES, J. L. *Hydrology and the Management of Watersheds*. Iowa State University Press. 391 p, 1991.

BROWN, R.G. Effects of precipitation and land use on storm runoff. *Water Resources Bulletin* 24:421-426. 1988.

BUTLER S, MELILLO J, JOHNSON J et al. Soil warming alters nitrogen cycling in a New England forest: implications for ecosystem function and structure. *Oecologia*, 168, 819–828, 2012.

BURKHARD, Benjamin et al. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, v. 21, p. 17-29, 2012.

BÜSCHER, B. Payments for ecosystem services as neoliberal conservation: (reinterpreting) evidence from the Maloti-Drakensberg. South Africa. *Conserv. Soc.* v. 10, p. 29–41, 2012.

CALDAS, A. M. Solos, antropização e morfometria da microbacia do Prata – Recife – PE. *Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife – PE*, 134 f., 2007.

CÂMARA, G., DAVIS, C. Geoprocessamento - Teoria e Aplicações. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2001. Disponível em <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/> Acesso em: 30 out. 2011.

CAMPANILI, M., SCHAFFER, W.B. 2010. Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros. MMA, Brasília.

CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N. Estudo da morfologia areal da bacia do Rio Araguaia utilizando MDE ASTER. Revista Geoaraguaia, v. 1, n. 2, p. 69-76, 2011.

CARVALHO, D. C. PESSOA, M., PEREIRA, M. G., DELGADO, R. C. Evolution of cerrado vegetal cover on a river island based on orbital imaging data. Engenharia Agrícola (Online), v. 36, p. 1186-1197, 2016.

CAÚLA, R. H., OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F., LYRA, G. B., DELGADO, R. C., HEILBRON FILHO, P. F. L. Overview of fire foci causes and locations in Brazil based on meteorological satellite data from 1998 to 2011. Environmental Earth Sciences (Print), v. 74, p. 1497-1508, 2015.

CASTRO, J. Geografia da Fome. 3a.Ed. (1948), Rio de Janeiro, Civilização Brasileira. 2003.

CAVALCANTI, C. (Org). Meio Ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas. 4ª ed. São Paulo. Cortez, Recife, Fundação Joaquim Nabuco, 2002.

CETESB (2007). Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006. São Paulo: CETESB, 2007. (Série Relatórios). Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia-ambiental/laboratorios/61-publicacoes-e-relatorios—relatorios-de-qualidade>. Acesso em 20.11.2014

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Variáveis de qualidade das águas. 2014. Disponível em: < <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 23 jun. 2015.

CHAMIZO, S.; CANTÓN, Y.; RODRÍGUEZ-CABALLERO, E.; DOMINGO, F.; ESCUDERO, A. Runoff at contrasting scales in a semiarid ecosystem: a complex balance between

biological soil crust features and rainfall characteristics. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 452, p. 130-138, 2012.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; BARSÍ, J. A. Revised Landsat-5 thematic mapper radiometric calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, v.4, n.3, p.490-494, July, 2007.

CHEESMAN A. W, WINTER K. Elevated night-time temperatures increase growth in seedlings of two tropical pioneer tree species. *New Phytologist*, 197, 1185–1192, 2013.

CHORLEY,R.J. The hillslope hydrological cycle. In: *Hillslope Hydrology*. KIRBY, M.J.(Ed). John Wiley and sons: 1978, p. 1-42.

CIRILO, J. A. et al. (org.) o uso sustentável dos recursos hídricos em regiões semiáridas. Recife: ABRH – Editora Universitária: UFPE, 2007.

CLEVELAND C. C, WIEDER W. R, REED S. C, TOWNSEND A. R. Experimental drought in a tropical rain forest increases soil carbon dioxide losses to the atmosphere. *Ecology*, 91, 2313–2323, 2010.

COELHO, V. H. R.; GUSMAO, A. C. V. E. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, B. B.; VASCONCELOS, R. S.; OLIVEIRA, L. M. M. Índice de vegetação e temperatura da superfície por sensoriamento remoto em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015, Brasília. Segurança Hídrica e Desenvolvimento Sustentável: Desafios do Conhecimento e da Gestão, 2015, p. 1-5.

CLEMENTS, T.; MILNER-GULLAND, E. J. Impact of payments for environmental services and protected areas on local livelihoods and forest conservation in northern Cambodia. *Conservation Biology*, v. 29, p. 78–87, 2015.

COLE C. T, ANDERSON J. E, LINDROTH R. L, WALLER D. M. Rising concentrations of atmospheric CO₂ have increased growth in natural stands of quaking aspen (*Populus tremuloides*). *Global Change Biology*, 16, 2186–2197, 2010.

COLETTI, C.; TESTEZLAFL, R.; RIBEIRO, T. A. P.; SOUZA, R. T. G. de; PEREIRA, D. de A. Water quality index using multivariate factorial analysis. *Revista Brasileira de Engenha-*

ria Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 5, p. 517-522, 2009.

CORBETT, E.S.; SPENCER, W., Effects of management practices on water quality and quantity: Baltimore, Maryland, Municipal Watersheds. In: MUNICIPAL WATERSHED MANAGEMENT SYMPOSIUM, 1973. Proceedings. USDA Forest Service, General Technical Report NE-13, p.25-31, 1975.

COSTA. M.C. Estimativa da Evapotranspiração Regional por Meio de Imagens Orbitais. Dissertação de Mestrado em Meteorologia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa/MG, 52p., 1997.

COUTINHO, R.; LIMA FILHO, M.; SOUZA NETO, J.; SILVA, E. Características climáticas, geológicas, geomorfológicas e geotécnicas da Reserva Ecológica de Dois Irmãos. In: MACHADO, I. C.; LOPES, A. V.; PÔRTO, K. C. (Org.). Reserva ecológica de Dois Irmãos: estudos em um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife – Pernambuco – Brasil). Recife: UFPE, Ed. Universitária, 1998.

DALE V. H, JOYCE L. A, MCNULTY S et al. Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51, 723–734, 2001.

DEFRIES, R.; ESHLEMAN K. N. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrological Processes*, v. 18, p. 2183–2186, 2004.

DELGADO, R. C.; OLIVEIRA JUNIOR, J. F.; CHAGAS, M. C.; GOIS, G.; SANTOS, R. S.; TEODORO, P. E. Space-time variability of vegetation by orbital platforms in the western Amazon. *Bioscience Journal (Online)*, v. 31, p. 1844-1851, 2015.

DEN ELZEN, M.G.J., HÖHNE, N., HAGEMANN M., VAN VLIET, J., VAN VUUREN, D.P. Sharing developed countries' post-2012 greenhouse gas emission reductions based on comparable efforts. Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL), The Netherlands. 2009.

DE VISSER P. H. B, BEIER C, RASMUSSEN L, KREUTZER K, STEINBERG N, BREDEMEIER M et al. Biological response of five forest ecosystems in the EXMAN project to input changes of water, nutrients and atmospheric loads. *Forest Ecology and Management*, 68, 15–29, 1994.

DIDHAM, R. K., LAWTON, J. H. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. *Biotropica*, v. 31, n. 1, p. 17–30, 2006.

DIELEMAN W. I. J, VICCA S, DIJKSTRA F. A et al. Simple additive effects are rare: a quantitative review of plant biomass and soil process responses to combined manipulations of CO₂ and temperature. *Global Change Biology*, 18, 2681–2693, 2012.

DOBBS, Cynnamon; ESCOBEDO, Francisco J.; ZIPPERER, Wayne C. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and urban planning*, v. 99, n. 3, p. 196-206, 2011.

DORE, M. H. I. Climate change and changes in global precipitation patterns: What do we know? *Environment International*, v. 31, p. 1167-1181, 2005.

DORE S, KOLB T. E, MONTES-HELU M et al. Long-term impact of a stand-replacing fire on ecosystem CO₂ exchange of a ponderosa pine forest. *Global Change Biology*, 14, 1801–1820, 2008.

DUFFIE, J. A.; BECKMAN, W. A., 1991. *Solar engineering of thermal process*, 2nd Ed., Wiley, N.Y.

ERHART, H. La theorie bio-rexistesique et les problemews biogeographiques et paleobiologiques. *Soc. Biogeogr., France, CNR (288):43-53*, 1956.

EHRET, U., GUPTA, H.V., SIVAPALAN, M., WEIJS, S.V., SCHYMANSKI, S.J., BLÖSCHL, G., GELFAN, A.N., HARMAN, C., KLEIDON, A., BOGAARD, T.A., WANG, D., WAGENER, T., SCHERER, U., ZEHE, E., BIERKENS, M.F.P., DI BALDASSARRE, G., PARAJKA, J., VAN BEEK, L.P.H., VAN GRIENSVEN, A., WESTHOFF, M.C., WINSEMIUS, H.C. Advancing catchment hydrology to deal with predictions under change. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 649–671. 2014. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-18-649-2014>.

EHRlich P.R, RAVEN P.H. Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution* 18: 568-608, 1964.

FAN, X.; CUI, B.; ZHAO, H.; ZHANG, Z.; ZHANG, H. Assessment of river water quality in Pearl River Delta using multivariate statistical techniques. *Procedia Environmental Sciences*, v. 2, p.1220-1234, 2010.

FANG, N. F. et al. The effects of rainfall regimes and land use changes on runoff and soil loss in a small mountainous watershed. *Catena*, v. 99, n. 1. p. 1-8, 2012.

FAO, 1997. Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development. *FAO Land and Water Bulletin No. 5*. FAO, Rome, 212 pp.

FAO 2007, *Paying Farmers for Environmental Services, State of Food and Agriculture*. 2007, Rome: FAO.

FERREIRA, S. C. G.; SILVA, L. M.; LIMA, A. M. M. CORRÊA, J. A. M. A sustentabilidade hídrica da bacia hidrográfica do rio Moju a partir de indicadores de disponibilidade e demanda. In: BORDALO, A. L.; SILVA, C. N.; SILVA, E. V. (Orgs). *Planejamento, conflitos e desenvolvimento sustentável em bacias hidrográficas: experiências e ações*. Belém: GAPTA/UFPA, 2016, p. 601-629.

FETCHER, N.; OBERBAUER, S. F.; E STRAIN, B. R. Vegetation effects on microclimate in lowland tropical forest in Costa Rica. *International Journal of Biometeorology*, v. 29, n. 2, p. 145-155, 1985.

FIDEM Plano Diretor do Horto de Olinda: Aspectos históricos - pesquisa bibliográfica. Recife: Fundação de Desenvolvimento da Região Metropolitana do Recife, 1979.

FINKLER, N. R.; PERESIN, D.; COCCONI, J.; BORTOLIN, T. A.; RECH, A.; SCHNEIDER, V. E. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. *Ambiente e Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol.10, n.4 p.782-792, 2015.

FOX, L.R. Defense and dynamics in plant-herbivore systems. *Amer. Zool.*, v. 21, p. 853-64, 1981.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L.E.; AGUIAR, A.V. Relação entre altitude e temperatura: Uma contribuição ao zoneamento climático no estado do Paraná. *Revista de Estudos Ambientais*, v. 10, n. 01, p. 49-64, 2008.

FUKA, D. R.; WALTER, M. T.; MACALLISTER, C. A.; DEGAETANO, A. T.; STEENHUIS, T. S.; EASTON, Z. M. Using the Climate Forecast System Reanalysis dataset to improve weather input data for watershed models. *Hydrological Processes*, v. 28, n. 22, p. 5613-5623, 2013.

GAGE, Edward A.; COOPER, David J. Urban forest structure and land cover composition effects on land surface temperature in a semi-arid suburban area. *Urban Forestry e Urban Greening*, v. 28, p. 28-35, 2017.

GASH, J. H. C.; LLOYD, C. R.; LACHAUD, G. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *Journal of Hydrology*, v.170, n.1, p.79-86, 1995.

GENOVEZ, A. M. In: SILVEIRA, A.; MENDONÇA, A. S.; TUCCI, C. E. M.; SILVEIRA, G. L.; CABRAL, J.; KOIDE, S.; SIMÕES, S. J. C.; MONTENEGRO, S. M. G. L. (Org.). *Hidrologia aplicada à pequenas bacias hidrográficas*. Porto Alegre: ABRH, 2003. cap. 3, p. 33-108.

GOLDENFUM, J. A., *Pequenas Bacias Hidrológicas: Conceitos Básicos*. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Org.) *Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas*. ABRH. Porto Alegre, 2003.

GOMES, LIDIANE C. F; SANTOS, CARLOS A. C. DOS; SILVA, BERNARDO B. DA; BEZERRA, BERGSON G; MONTEIRO, FELIPE F. . Surface temperature in response to changes in coverage and due to land use urban expansion: a study in Brasilia-DF. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 6, p. 184-194, 2016.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R. Natural capital and ecosystem services: the ecological foundation of human society. In: Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds.), *Ecosystem Services: Issues in Environmental Science and Technology*. Royal Society of Chemistry, Cambridge. 2010.

GOMES, LIDIANE C. F; SANTOS, CARLOS A. C. DOS; SILVA, BERNARDO B. DA; BEZERRA, BERGSON G; MONTEIRO, FELIPE F. . Surface temperature in response to changes in coverage and due to land use urban expansion: a study in Brasilia-DF. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing*, v. 6, p. 184-194, 2016.

GONZÁLEZ, O.; ALMEIDA, C.; QUINTAR, S.; MALLEA, M.; GONZÁLEZ, P. Application of multivariate statistical techniques to evaluate organic pollution on a river in Argentina. *Rev. Ambient. Água*, v. 6, n. 3, p. 27-42, 2011.

GOULART, A. C.; DELGADO, R. C., OLIVEIRA JUNIOR, J. F.; GOIS, G., SANTOS, E. O. Relação espectro-temporal entre índices de vegetação e a chuva na cidade do Rio de Janeiro. *Revista de Ciências Agrárias (Belém)*, v. 58, p. 277-283, 2015.

GREEN, T. R.; ERSKINE, R. H.; ASCOUGH, J. C.; KIPKA, H.; DAVID, O.; COLEMAN, M. L. AgroEcoSystem-Watershed (AgES-W) simulation, scaling and delineation. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL MODELLING AND SOFTWARE (iEMSs), 8., 2014, San Diego. Proceedings San Diego: [s.n.], 2014.

GREEN, T. R.; ERSKINE, R. H.; COLEMAN, M. L.; DAVID, O.; ASCOUGH, J. C.; KIPKA, H. The AgroEcoSystem (AgES) Response-Function Model Simulates Layered Soil Water Dynamics in Semi-Arid Colorado: Sensitivity and Calibration. *Vadose Zone Journal*, v. 14, n. 8, 2015.

GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I.; WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World development*, v. 33, n. 9, p. 1511-1527, 2005.

GROISMAN, P.Y.; KNIGHT, R.W.; EASTERLING, D.R.; KARL, T.R. Trends in Intense Precipitation in the Climate Record. *Journal of Climate*, v.18, p.1326-1350, 2005.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. (org.) Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios – Brasília: MMA, 2011.

GUIMARÃES, A. O.; MELO, A. D. D.; CEBALLOS, B. S. O. D.; GALVÃO, C. D. O.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos da gestão do Açude Epitácio Pessoa (PB) e variação da qualidade da água. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. Anais Campo Grande: ABES. CD-ROM. p. 1-8. 2005.

GUSSO, A. Monitoramento de temperaturas da superfície terrestre noturna no Estado do Rio Grande do Sul com uso do sensor orbital AVHRR/NOAA. Dissertação de Mestrado em Sensoriamento Remoto pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. 68p.,

2003.

GYAWALI, S.; TECHATO, K.; YUANGYAI, C.; MUSIKAVONG, C. Assessment of relationship between land uses of riparian zone and water quality of river for sustainable development of river basin, a case study of U-Tapao River Basin, Thailand. *Procedia Environmental Sciences*, v. 17, p. 291–297, 2013.

HACK, J.T. Interpretation of Erosional Topography in Humid-Temperate Regions. *Amer. Journ. Sci*, New Haven, Conn. v. 258-A, p. 80-97, 1960.

HANSON P. J, TODD D. E, AMTHOR J. S. A six-year study of sapling and large-tree growth and mortality responses to natural and induced variability in precipitation and throughfall. *Tree Physiology*, 21, 345–358, 2001.

HARTMANN, Dennis L. *Global physical climatology*. San Diego, Academic Press, 1994.

HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors Affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. *International Symposium of Forest Hydrology*. Pergamon Press. p. 275-290, 1967.

HORTON, R.E. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. *Soil Science Society of America Proc*, 5: 399-417, 1940.

HUBER, A. M., OYARZÚN, C. E. 1992. Redistribución de las precipitaciones en un bosque siempreverde del sur de Chile. *Turrialba* 42 (2): 192-199.

HUETE, A.R. A Soil-Adjusted Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*.v. 25, p.295-309, 1988.

IBGE, 2002. *Atlas Nacional do Brasil - 4ª edição*.

IFATIMENHIN, O. O.; ADEYEMI, S. A Satellite Remote Sensing Based Land Surface Temperature Retrieval from Landsat TM Data. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*, v. 1, n. 3, p. 63-70, 2008.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2007a). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 p.

IPCC, 2007: Climate Change 2007: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Exit EPA Disclaimer Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Parry, Martin L., Canziani, Osvaldo F., Palutikof, Jean P., van der Linden, Paul J., and Hanson, Clair E. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 1000 pp.

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

IQBAL, M. An Introduction to Solar Radiation, Toronto, Academic Press Canada, 390p., 1983.

KHAN, T. A. Multivariate analysis of hydrochemical data of the groundwater in parts of Karwan-Sengar sub-basin, central Ganga basin, India. Global NEST Journal, v. 13, n. 3, p. 229–236, 2011.

KROLL, J. H., N. L. Ng, S. M. MURPHY, R. C. FLAGAN, and J. H. SEINFELD 2006, Secondary organic aerosol formation from isoprene photooxidation, Environ. Sci. Technol., 40, 1869–1877, doi:10.1021/es0524301.

KUSTAS, William; ANDERSON, Martha. Advances in thermal infrared remote sensing for land surface modeling. Agricultural and Forest Meteorology, v. 149, n. 12, p. 2071-2081, 2009.

KUSTAS, W. P., NORMAN, J. M., 1996. Use of remote sensing for evapotranspiration monitoring over land surfaces. Journal of Hydrological Sciences 41, 495-516.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d' água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de doutorado pelo Instituto de Biociências da

Universidade de São Paulo, . São Paulo, SP. 235p., 2004.

LIMA, W. P. Impacto Ambiental do Eucalipto. 2 ed. São Paulo: EDUSP. 1996. 301p.

LIMA, W. P.; ZANKIA, M. J. B., Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, A. F., (Org)., Matas Ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP., Cap. 3, p. 33-44. 2000.

LIMA, W. P.; ZANKIA, M. J. B., Indicadores Hidrológicos em áreas Florestais. Serie Técnica IPEF, v.12, n. 31, p. 53-64, 1998.

LIMA, G. C. Variabilidade Espacial dos atributos físicos e químicos e índice de qualidade dos solos da sub-bacia das Posses, Extrema (MG), sob diferentes agroecossistemas. Tese de Doutorado em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Lavras, Lavras, 141p., 2013.

LIMA, W. P.; NICOLIELO, N. Precipitacao efetiva e interceptacao em florestas de pinheiros tropicais e em reserva de cerrado.; Effective precipitation and interception in tropical pinus forests and in a cerrado (Cerrado) reserve. 1983.

LINDÉN, J., FONTI, P., ESPER, J. Temporal variations in microclimate cooling induced by urban trees in Mainz, Germany. Urban For. Urban Green. 20, 198–209, 2016.

LISBOA, H. C. K. J.; MAGISTRALI, I. C.; DELGADO, R. C.; OLIVEIRA-JUNIOR, J. F.; GOIS, G.; TEODORO, P. E. Validation of the net radiation through sebal algorithm in different classes of land use and occupation in Rio de Janeiro. Bioscience Journal, v. 32, n. 5, p. 1331-1340, 2016.

LIU, Y., KAR, S., 2014. Evapotranspiration estimation with remote sensing and various surface energy balance algorithms - a review. Energies 10, 2821–2849.

LIU Z, LI Y, LI Z. Surface water quality and land use in Wisconsin, USA – a GIS approach. Integ Environ Sci. v. 6, p. 69–89, 2009.

MAKARIEVA A.M., GORSHKOV V.G. Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. Hydrology and Earth System Sciences, v. 11, p. 1013-1033, 2007.

MALLICK, J.; KANT, Y.; BHARATH, B.D. Estimation of land surface temperature over Delhi using Landsat – 7 ETM+. *Journal of Indian Geophysical Union*, v. 12, n. 3, p. 131-140, 2008.

MARKHAM, B. L.; BARKER, J. L., 1986. Landsat MSS and TM post calibration dynamic ranges, exoatmospheric reflectances and at satellite temperatures. EOSAT Landsat Technical Notes 1:3-8, Earth Observation Satellite Company, Lanham, Md.

MARKHAM, B. L.; BARKER, L. L. Thematic mapper bandpass solar exoatmospherical irradiances. *International Journal of Remote Sensing*, v.8, n.3, p.517-523, 1987.

MEDINILHA, A. A Degradação da Mata Ciliar e os Impactos nos Recursos Hídricos Desencadeados Pela Expansão Urbana de Rio Claro/SP no Entorno do Rio Corumbataí. São Carlos, USP, 1999.

MELILLO J. M, BUTLER S, JOHNSON J et al. Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 9508–9512, 2011.

MENEZES, S. J. M. C., SEDIYAMA, G. C., SOARES, V. P., GLERIANI, J. M., ANDRADE, R. G. Evapotranspiração Regional utilizando o SEBAL em condições de relevo plano e montanhoso. *Engenharia na agricultura*, v. 17, n. 6, p. 491-503, 2009.

MIRANDA, C. S. C.; ROSA, L.; GONÇALVES, N.; OLIVEIRA, F.; BONITO, J. Impactos ambientales en la microcuenca del río Parafuso, Amazonas oriental, Brasil. *Gestión y ambiente*, v. 19, n. 1, p. 123-140, 2016.

MULLER, F.; De GROOT, R.; WILLEMEN, L. Ecosystem services at the landscape: the need for integrative approaches. *Landscape Online*, v. 23, p. 1-11, 2010.

NAIME, R.; FAGUNDES, R.S. Controle da qualidade da água do arroio Portão, RS. *Pesquisas em Geociências, Porto Alegre*, vol. 32, n.1, p. 27-35, 2005.

NELSON, E.J., KAREIVA, P., RUCKELSHAUS, M., ARKEMA, K., GELLER, G., GIRVETZ, E., GOODRICH, D., MATZEK, V., PINSKY, M., REID, W., SAUNDERS, M., SEMMENS, D., TALLIS, H., Climate change's impact on key ecosystem services and the human well-

being they support in the US. *Front. Ecol. Environ.* 2013. 11, 483–493. <http://dx.doi.org/10.1890/>

NEPSTAD D. C., MOUTINHO P, DIAS-FILHO M. B et al. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. *Journal of Geophysical Research*, 107, 8085, 2002.

NICKUS, U., BISHOP, K., Direct Impacts of Climate Change on Freshwater Ecosystems. In: Moss, B., Battarbee, R.W., Kernan, M. (Eds.), *Climate Change impacts on Freshwater Ecosystems*. Wiley Blackwell, Oxford, pp. 38–64. 2010.

NICHOL, J. E. High-resolution surface temperature patterns related to urban morphology in a tropical city: a satellite-based study. *Journal of Applied Meteorology*, v. 35, n. 1, p. 135-146, Jan. 1996.

NOBRE, C. A.; ASSAD, E. D. O. “Aquecimento Global e o Impacto na Amazônia e na Agricultura Brasileira” - INPE Eprint: Disponível em: <http://www.sid.inpe.br/ePrint@80/2005/09.12.12.51> v.1. 2005.

NOBRE, P. Mudanças Climáticas e desertificação: os desafios para o Estado Brasileiro. In: *Desertificação e Mudanças Climáticas no Semiárido Brasileiro*. Editores: R. C. C. Lima, A. M. B. Cavalcante e A. M. P. Marin, Instituto Nacional do Semiárido - INSA, pp 25-35, ISBN: 978-85-64265-02-8, 2011.

NOBRE, C.A., G.S OLIVEIRA, and L. SALAZAR, 2006: Climate and Land use changes in Amazonia: Impacts on the hydrological cycle and biome distribution. Em *Water and the Environment*. Pontifical Academy of Science, Roma. No prelo.

NUÑEZ, E. J. Valoração econômica do serviço de redução de sedimentos das florestas da bacia hidrográfica do Canal do Panamá. Tese de Doutorado. *Economia Aplicada*. 2011. 144p.

OLIVEIRA, Leidjane Maria Maciel; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, Bernardo Barbosa da; MOURA, Albert Einstein S. S. de. BALANÇO DE RADIAÇÃO POR SENSORIAMENTO REMOTO EM BACIA HIDROGRÁFICA DA ZONA DA MATA NORDESTINA. *Revista Brasileira de Meteorologia (Impresso)*, v. 30, p. 16-28, 2015.

OLIVEIRA, Leidjane Maria Maciel; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, Bernardo

Barbosa da; MOURA, Albert Einstein S. S. de. BALANÇO DE RADIAÇÃO POR SENSORIAMENTO REMOTO EM BACIA HIDROGRÁFICA DA ZONA DA MATA NORDESTINA. *Revista Brasileira de Meteorologia (Impresso)*, v. 30, p. 16-28, 2015.

OLIVEIRA, L. M. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, B. B.; COELHO, V. H. R.; GUSMAO, A. C. V. E. L. Valores instantâneos dos fluxos de calor no solo, sensível e latente por geoprocessamento e SEBAL em bacia hidrográfica no estado de Pernambuco. In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2015, João Pessoa. XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2015.

OLUSOTÉAN, H. Methods for modeling ecosystem services: a review. *Management of Sustainable Development*, v.7, n.1, 2015.

ORTIZ, Ramon A. Valoração econômica ambiental. *Economia do meio ambiente*. Rio de Janeiro. Ed. Elsevier. 2003.

PAPE, Roland et al.(2009). Modelling near-surface temperature conditions in high mountain environments: an appraisal. *Climate Research*, Vol. 39, 99 – 109.

PEDRONO, M., LOCATELLI, B., EZZINE-DE-BLAS, D., PESCHE, D., MORAND, S., BINOT, A., Impact of Climate Change on Ecosystem Services. In: Torquebiau, E. (Ed.), *Climate Change and Agriculture Worldwide*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 251–261. 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-7462-819>.

PEREIRA, V.P. Solo: manejo e controle de erosão hídrica. Jaboticabal: FCAV, 1997. 56 p.

PEREIRA, L. S., Evolução espaço-temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do ribeirão Piancó - Anápolis – Goiás.. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Goiás, Anápolis. p. 84. 2008.

PERNAMBUCO. 2008. Secretaria de Recursos Hídricos, Plano Estratégico de Recursos Hídricos e Saneamento. Secretaria de Recursos Hídricos. Recife. 112 p.

PINEDA, M.D.; SCHAFER, A. Adequação de critérios e métodos de avaliação da qualidade de águas superficiais baseada no estudo ecológico do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v.39, n.2, p.198-206, 1987.

PINTO, S. R. R.; MENDES, G.; SANTOS, A. M. M.; DANTAS, M.; TABARELLI, M.; MELO, F. P. L. Landscape attributes drive complex spatial microclimate configuration of Brazilian Atlantic forest fragments. *Tropical Conservation Science*, v. 3, n. 4, p. 389-402, 2010.

PIRES, J. S; SANTOS, J. E; DEL PRETTE, M. E. "A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais". SCHIAVETTI, A (org.); CAMARGO, A.F.M (org.). *Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações*. Ilheus: UESC, 2002.

PISSARRA, T.C.T. Avaliação quantitativa das características geomórficas de microbacias hidrográficas de 1 a ordem de magnitude em quatro posições do sistema de drenagem. 1998. 124 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1998.

PLAUT J. A, YEPEZ E. A, HILL J, PANGLE R, SPERRY J. S, POCKMAN W. T, MCDOWELL N. Hydraulic limits preceding mortality in a pinon –juniper woodland under experimental drought. *Plant, Cell and Environment*, 35, 1601–1617, 2012.

PRIMAVESI, Ana. *Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais*. NBL Editora, 2002.

PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; KOETZ, M. Estudo da vazão em cursos d'água. Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Agrícola – Universidade Federal de Viçosa. 2006. 151 p. (Caderno didático 43).

RAMOS, A. M.; AZEVEDO, J. R. G. de, CABRAL, J. J. da S. P. Análise preliminar da influência do efeito estufa na drenagem urbana da Região Metropolitana do Recife. In: *Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, 8, 2006, Gravata. *Anais... VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, 2006.

SAMARASINGHE, G. B. Growth and yields of Sri Lanka's major crops interpreted from public domain satellites. *Agricultural Water Management*, v. 58, n. 2, p. 145-157, 2003.

SAAD, S. I. Modelagem e valoração dos serviços ambientais hidrológicos da recuperação da vegetação no Ribeirão das Posses, Extrema, MG. Tese de Doutorado em Ciências Ambientais pela Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

SANTOS, C.A.G., SILVA, R.M., SILVA, A.M., NETO, R.M.B. Estimation of evapotranspiration for different land covers in a Brazilian semi-arid region: A case study of the Brígida River basin, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, V 74. p 54 a 66. 2017.

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; GUERREIRO, M. J. S.; MEDEIROS, P. H. A.; DE QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; DE ARAÚJO NETO, J. R.. Effect of dry spells and soil cracking on runoff generation in a semiarid micro watershed under land use change. *Journal of Hydrology*, v. 551, n. 1-4, p. 1-10, 2016.

SCHRÖDINGER, E. O que é a vida? Espírito e matéria. trad. M. L. Pinheiro. Lisboa. Fragmentos, 1989.

SCHRÖDINGER, E. A Natureza e os Gregos: seguido de Ciência e Humanismo. Lisboa. Edições 70, 1996.

SCHRÖDINGER, E. Mi concepción del mundo. Barcelona. Tusquets Editores, 1988.

SCHULDT B, LEUSCHNER C, HORNA V, MOSER G, KOHLER M, VAN STRAATEN O, BARUS H. Change in hydraulic properties and leaf traits in a tall rainforest tree species subjected to long-term throughfall exclusion in the perhumid tropics. *Biogeosciences*, 8, 2179–2194, 2011.

SEROA DA MOTTA, R. 2006. Economia ambiental. Rio de Janeiro: FGV Editora.

SERUGENDO, Giovanna Di Marzo. Autonomous systems with emergent behaviour. chapter in *Handbook of Research on Nature Inspired Computing for Economy and Management*, Jean-Philippe Rennard (ed.), Idea Group, Hershey, PA, p. 429-443, 2006.

SILVA J. M. O serviço ambiental hidrológico das áreas de proteção permanente: um estudo de caso com modelagem numérica em pequena e mesoescala na bacia do Rio Piracicaba. 2014. Tese de Doutorado em Meteorologia pelo Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, 2014.

SILVA, C. E. M.; ALBUQUERQUE, F. A.; BEZERRA, A. C. V.; RIBEIRO, A. C.; AQUINO JUNIOR, E. F. Pagamento por serviços ambientais como instrumento para gestão

de unidades de conservação: um estudo a partir do Parque Estadual de Dois Irmãos (Recife-Pernambuco). CIENTEC: Revista de ciência, tecnologia e humanidades do IFPE, v. 7, p. 90-101, 2015.

SILVA, J. X., ZAINDAN, R. T. (Org.) Geoprocessamento e Análise Ambiental: Aplicações. 3ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009.

SILVA, B. B.; LOPES, G. M.; AZEVEDO, P. V., 2005. Balanço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens Landsat 5 – TM. Revista Brasileira de Meteorologia, v.20, n.2, p.243-252.

SILVA, Bernardo Barbosa da; Braga, Alexandra Chaves ; BRAGA, C. C.; Oliveira, Leidjane Maria Maciel; GALVÍNCIO, J. D.; Montenegro, S. M. G. L. Evapotranspiração e estimativa da água consumida em perímetro irrigado do semiárido brasileiro por sensoriamento remoto.. Pesquisa Agropecuária Brasileira (1977. Impressa), v. 47, p. 1218-1226, 2012.

SPERLING, M., Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Local: UFMG, p.243. 1996.

SOPPER, W. E., Effects of Timber Harvesting and Related Management Practices on Water Quality in Forested Watersheds. Journal of Environmental Quality, v. 4, n. 1, p. 24-29, 1975.

SOTTA E. D, VELDKAMP E, SCHWENDENMANN L et al. Effects of an induced drought on soil carbon dioxide (CO₂) efflux and soil CO₂ production in an Eastern Amazonian rainforest, Brazil. Global Change Biology, 13, 2218–2229, 2007.

SOUZA, J. F. Análise das mudanças de uso e ocupação do solo, variabilidade da temperatura e do saldo de radiação em João Pessoa/PB. Dissertação de Mestrado, João Pessoa, 2014.

SOUZA, A.D.G. de; TUNDISI, J.G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré- Guaçu river watersheds, São Paulo, Brazil. Revista Brasileira de Biologia, Rio de Janeiro, v.60, n.4, p.563-70, 2000.

SRH, Plano Estratégico de Recursos Hídricos e Saneamento. Governo do Estado de Pernambuco, 2008., p.114.

SRIWONGSITANON, Nuchanart; TAESOMBAT, Wisuwat. Effects of land cover on runoff coefficient. *Journal of Hydrology*, v. 410, n. 3, p. 226-238, 2011.

STURROCK R. N, FRANKEL S. J, BROWN A. V et al. Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*, 60, 133–149, 2011.

SUGIMOTO, S.; NAKAMURA, F.; ITO, A., Heat budget and statistical analysis of the relationship between stream temperature and riparian forest in the Toikanbetsu river basin, Northern Japan. *Journal of forest research*, v.2, n.2, p.103-107, 1997.

SWIFT JR, L. W.; MESSER, J. B., Forest cuttings raise temperatures of small streams in the southern Appalachians. *Journal of soil and water conservation*, v.26, n.3, p. 111-117, 1971.

TONHASCA JÚNIOR, A. Os serviços ecológicos da Mata Atlântica. *Revista Ciência Hoje*, vol. 35, n. 205. p. 64- 65, 2004.

TRAJANO, S. R. R. S.; SPADOTTO, C. A.; HOLLER, W. A.; DALTIO, J.; MARTINHO, P. R. R.; FOIS, N. S.; SANTOS, B. B. de O.; TOSCHI, H. H.; LISBOA, F. S. Análise morfométrica de bacia hidrográfica: subsídio à gestão territorial, estudo de caso no alto e médio Mamanguape. Campinas: EMBRAPA Gestão Territorial, 2012, 33 p.

TRINDADE, S. P.; RODRIGUES, R. A. Uso do solo na microbacia do ribeirão samambaia e sua relação com a suscetibilidade à erosão laminar. *Revista Geografia Acadêmica*, v.10, n.1, p. 163-181, 2016.

TUCCI, C. E. M., Plano Diretor de Drenagem Urbana: Princípios e Concepção. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos- RBRH*, v. 2, n 2, p. 5 – 12, Jul/Dez, 1997.

TUCCI, C. E. M., CLARKE, R. T., Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Volume 2. No. 1. p.135-152. 1997.

TUCCI, C. E. M., Hidrologia: Ciência e aplicação. Porto Alegre, ABRH-EDUSP, p. 944, 2007.

TUNDISI, J. G., Limnologia do século XXI: perspectivas e desafios. São Carlos: Suprema Gráfica e Editora, IIE, p. 24 1999.

URIARTE, M.; YACKULIC, C. B.; LIM, Y.; ARCE-NAZARIO, J. A. Influence of land use on water quality in a tropical landscape; a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, v. 26, p. 1151–1164, 2011. doi:10.1007/s10980-011-9642-y.

VALCARCEL, R. Proposta de ação para o manejo da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. *Revista Floresta e Ambiente*, v. 5, n. 1, p. 68-88, 1998.

VAN DIJK, A. I. J. M.; BRUIJNZEEL, L. A. Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 2. Model validation for a tropical upland mixed cropping system. *Journal of Hydrology*, v. 247, n. 3, p. 239-262, 2001.

VAZHEMIN, I.G. Chemical composition of natural waters in the VYG river basin in relation to the soil of Central Karelia. *Soviet Soil Science*, Silver Spring, v.4, n.1, p.90-101, 1972.

VASCONCELOS S. S, ZARIN D. J, ARAUJO M. M, de MIRANDA I, S. Aboveground net primary productivity in tropical forest regrowth increases following wetter dryseasons. *Forest Ecology and Management*, 276, 82–87, 2012.

VASCONCELOS, R. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MOURA, G. B. A.; GUSMAO, A. C. V. E. L.; SILVA, B. B.; OLIVEIRA, L. M. M.; COELHO, V. H. R. Índice de vegetação e temperatura de superfície por sensoriamento remoto para o sertão do São Francisco. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015, Brasília. Segurança Hídrica e Desenvolvimento Sustentável: Desafios do Conhecimento e da Gestão, 2015, p. 1-5.

VEIGA NETO, F.; DENARDIN, V. F. Compensação por serviços ambientais de florestas: o caso de Conceição de Macabú - RJ. In: ENCONTRO NACIONAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 4. Anais. Belém: 2001. CD-ROM.

VELOSO, GABRIEL ALVES; FERREIRA, MANUEL EDUARDO; DA SILVA, BERNARDO BARBOSA. Determinação da evapotranspiração real diária em áreas irrigadas do projeto Jaíba (Minas Gerais, Brasil), mediante imagens Landsat 5 - TM. *Revista Cerrados*, v. 15, p. 53-76, 2017.

VOLDER A, BRISKE D. D, TJOELKER M. G. Climate warming and precipitation redistribution modify tree-grass interactions and tree species establishment in a warmtemperate

savanna. *Global Change Biology*, 19, 843–857, 2012.

VIVAN, J. Pagamento por serviços ecossistêmicos no Brasil em perspectiva comparada aos casos internacionais. In: Santos, R.F., Vivan, J. (Eds.), *Pagamento Por Serviços Ecossistêmicos em Perspectiva Comparada: Recomendações Para Tomada DE Decisão*. Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais UE-Brasil, Brasília, Brasil, pp. 68–101. 2012.

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

VOOGT, J.A.; OKE, T.R. Thermal remote sensing of urban climates. *Remote Sensing of Environment*, n.86, p.370-384, 2003.

WARD, A. D.; TRIMBLE, S. W. *Environmental Hydrology*. 2nd edition. Boca Raton: CRC Press, 2011. 475p.

WESTER, T.; WASKLEWICZ, T.; STALEY, D. Functional and structural connectivity within a recently burned drainage basin. *Geomorphology*, v. 206, n. 2, p. 362–373, 2014.

WESTERLING A. L, HIDALGO H. G, CAYAN D. R, SWETNAM T. W. Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science*, 313, 940–943, 2006.

WESTERLING A. L, TURNER M. G, SMITHWICK E. A. H, ROMME W. H, RYAN M. G. Continued Warming Could Transform Greater Yellowstone Fire Regimes by Mid-21st Century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2011.

WHATELY, M; HERCOWITZ, M. *Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo*. São Paulo : Instituto Socioambiental, 2008.

WILKEN, P. S. *Águas Pluviais: Contribuição ao Estudo dos Métodos de Dimensionamento de Estruturas Hidráulicas para o Esgotamento de Águas Pluviais*. 1ª ed. São Paulo, Edição do autor, 1971.

WU Z, DIJKSTRA P, KOCH G. W, PENUELAS J, HUNGATE B. A. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biology*, 17, 927–942, 2011.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecol. Econ.* V. 117, p. 234–243, ISSN 0921-8009, 2015.

XAUD, M. R.; EPIPHANIO, J.C. N. Análise da dinâmica das conversões de uso e cobertura da terra na região sudeste de Roraima – Amazônia. *Revista Agro@mbiente On-line*, v. 9, n. 4, p. 465- 475, 2015.

ZHOU Y, TANG J, MELILLO J. M, BUTLER S, MOHAN J. E. Root standing crop and chemistry after 6 years of soil warming in a temperate forest. *Tree Physiology*, 31, 707–717, 2011.

ZOLIN, C. A.; FOLEGATTI, M.V.; MINGOTI, R.; PAULINO, J.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; GONZÁLEZ, A. M. O. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management*, v. 137, p. 75-83, 2014.

ZWART, S.J., BASTIAANSEN, W.G.M., 2007. SEBAL for detecting spatial variation of water productivity and scope for improvement in eight irrigated wheat systems. *Agric. Water Manage.* 89 (3), 287–296.

ZWART, S. J., BASTIAANSEN, W. G., de FRAITURE, C., MOLDEN, D. J. 2010. WATPRO: A remote sensing based model for mapping water productivity of wheat. *Agricultural Water Management*, 97(10), 1628-1636, 2010.

ANEXO A – ANEXO I

Cartas Hipsométricas das bacias da região de Zona da Mata Pernambucana.

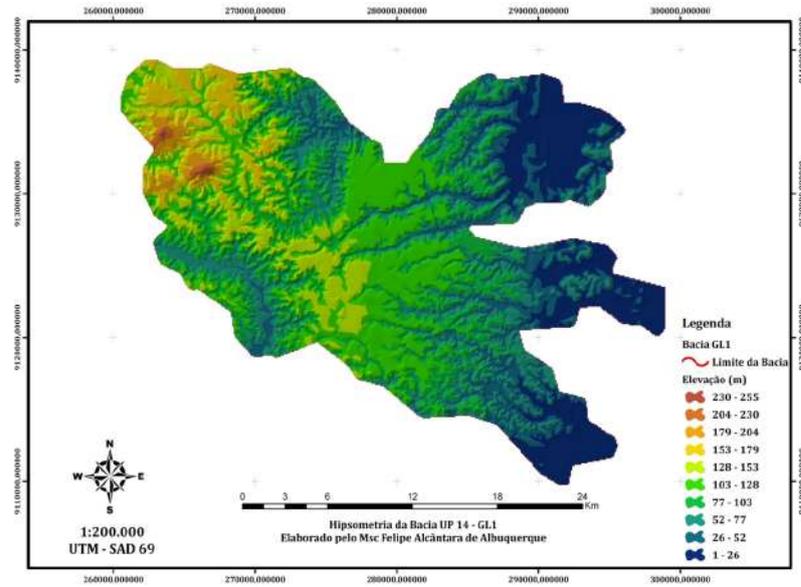


Figura 67 – Mapa hipsométrico do GL1 destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da bacia hidrográfica.

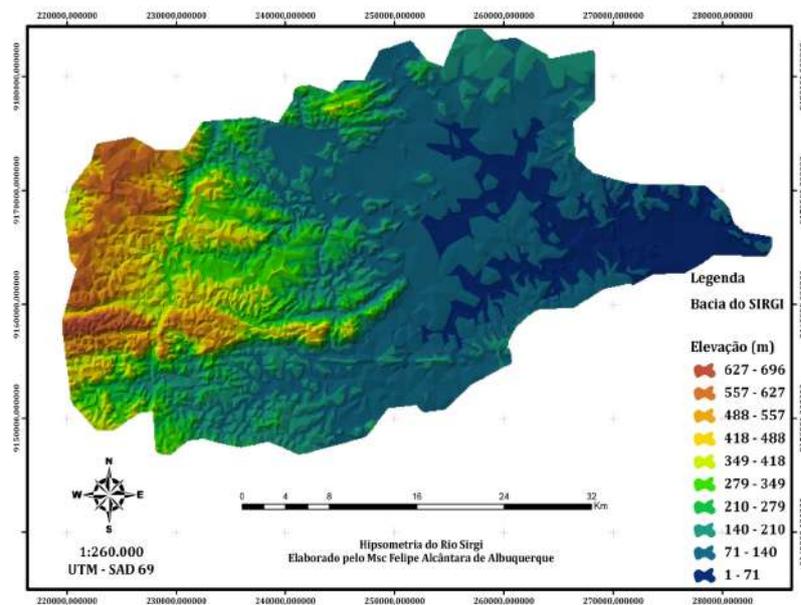


Figura 68 – Mapa hipsométrico do Sirigi destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.

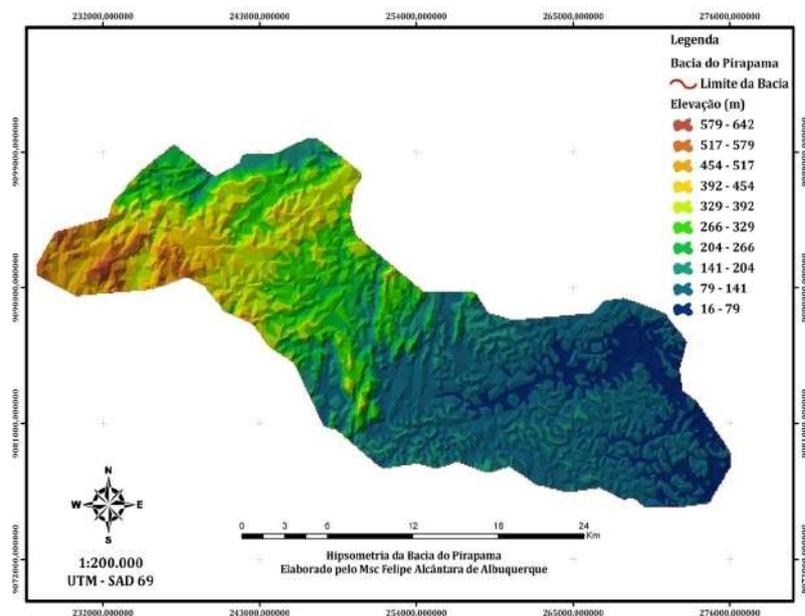


Figura 69 – Mapa hipsométrico do Pirapama destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.

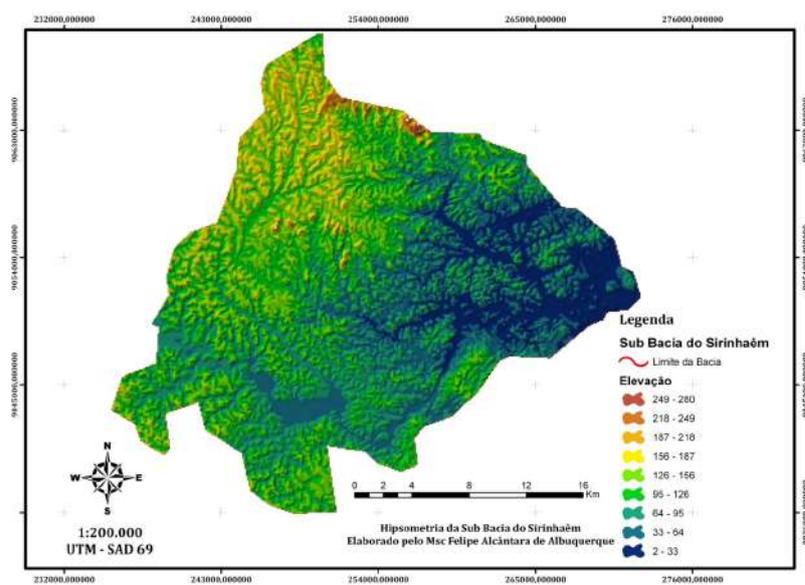


Figura 70 – Mapa hipsométrico da sub bacia do Sirinhaém, destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.

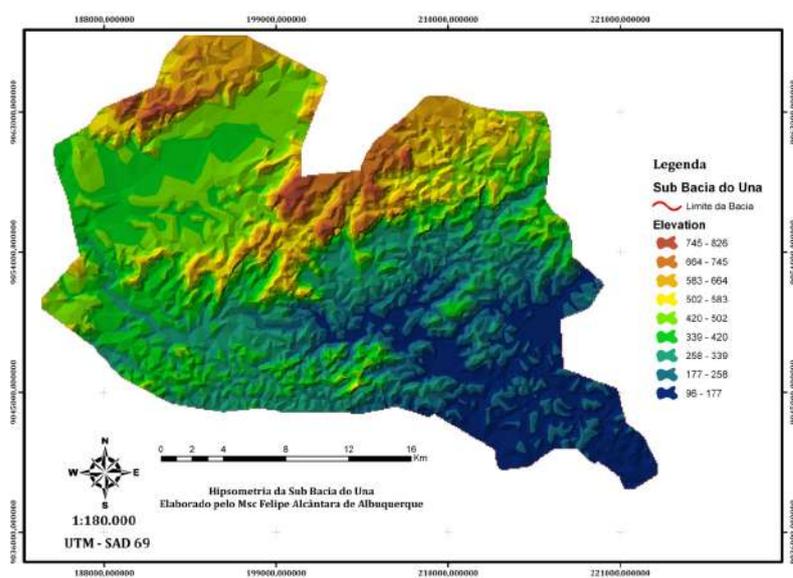


Figura 71 – Mapa hipsométrico da sub bacia do Una, destacando a distribuição das faixas de elevação dentro da unidade da bacia hidrográfica.

ANEXO B – ANEXO II

Cartas de uso e ocupação do solo das bacias da região de Zona da Mata Pernambucana, provenientes do recorte das bacias de interesse. Mosaico de Imagens RapidEye 2010/2011.

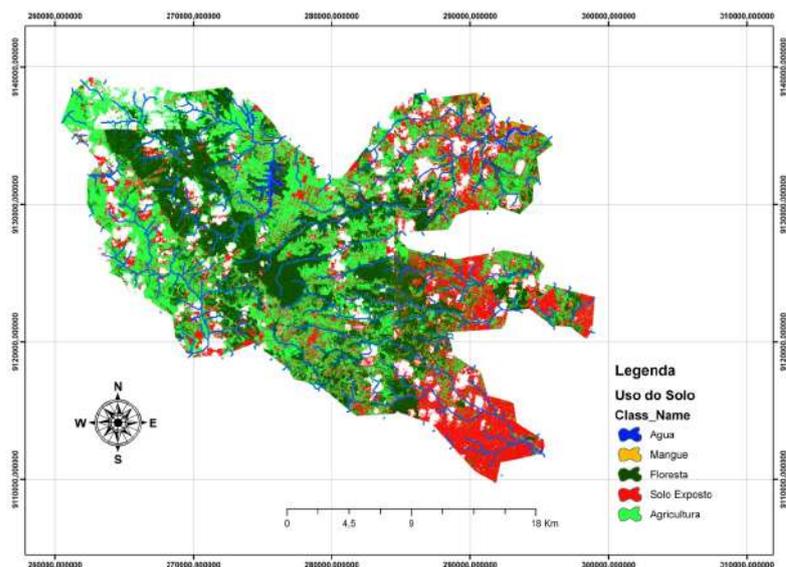


Figura 72 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da sub – bacia GL1. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.

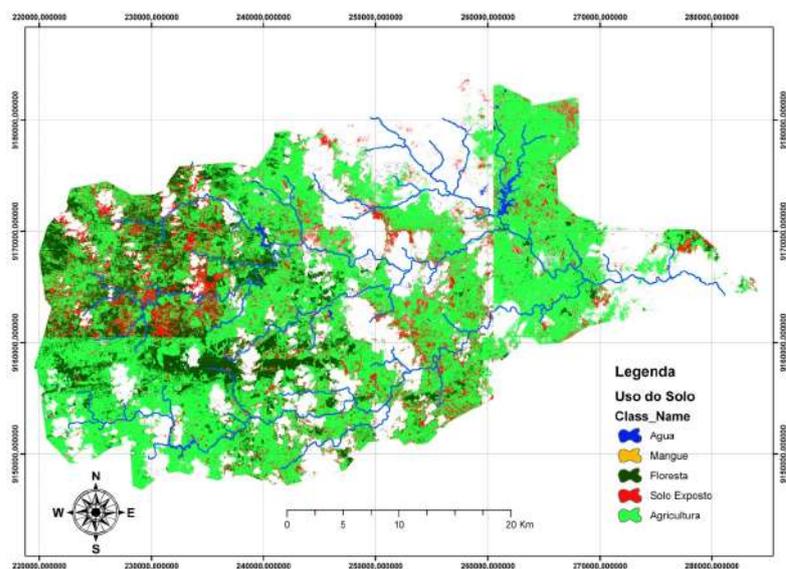


Figura 73 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da bacia do Sirigi. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.

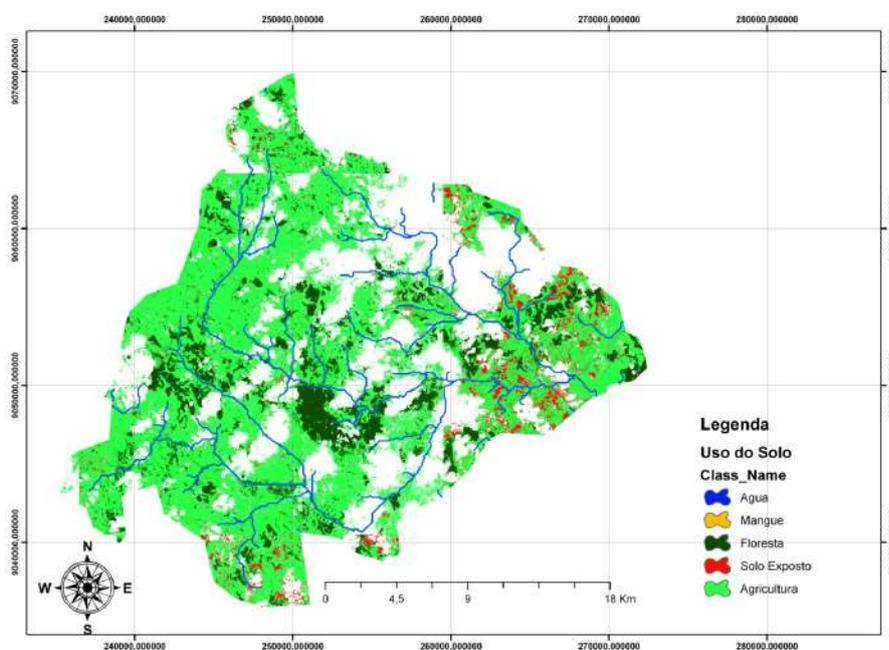


Figura 74 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da sub - bacia do Sirinhaem. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.

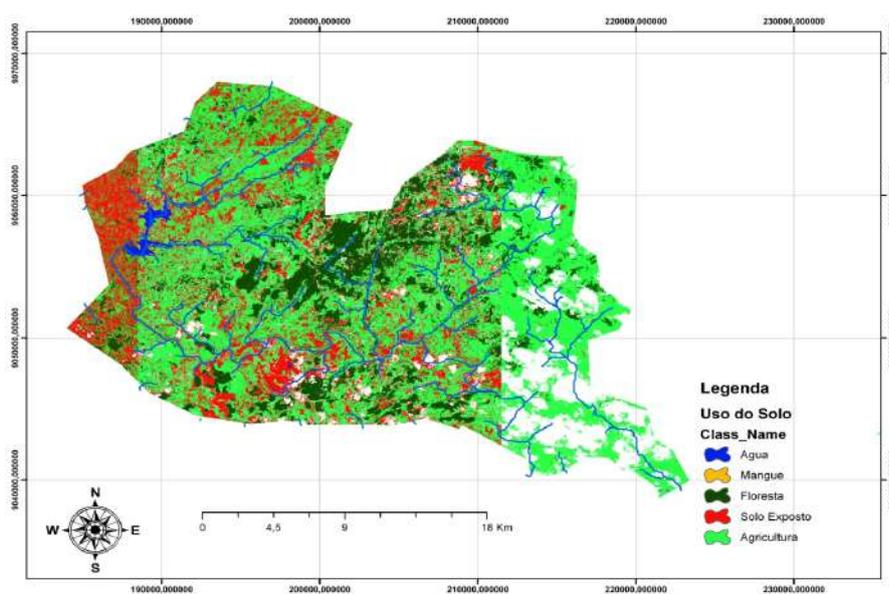


Figura 75 – Mapa do uso do solo correspondente aos limites da sub - bacia do Una. A superfície foi classificada em: água, mangue, floresta, solo exposto e agricultura.

ANEXO C – ANEXO III

Valores dos números CN da curva de run off para bacias rurais.

Solo - Cobertura Vegetal					
Para Condição de Umidade Antecedente II (Média) E $I_s = 0,2s$					
Cobertura Vegetal	Condição de Retenção Superficial	Grupo Hidrológico do Solo			
		A	B	C	D
Terreno não Cultivado com Pouca Vegetação	Pobre	77	86	91	94
Terreno Cultivado	Pobre	72	81	88	91
	Boa	51	67	76	80
Pasto	Pobre	68	79	86	89
	Boa	39	61	74	80
Mata ou Bosque	Pobre	45	66	77	83
	Boa	25	55	70	77
Área Urbana	Pobre	74	80	87	90
	Boa	70	76	83	86

Figura 76 – Valores dos números CN da curva de run off para bacias rurais. Fonte: DNIT, 2005.

ANEXO D – ANEXO IV

Descrição de gênero de Cyanophytas encontradas no reservatório do Prata e Tapacurá.

Reservatório	Cyanophytas
Prata e Tapacurá	<ul style="list-style-type: none"> • Scenedesmus: comum em coleta de água oligo, meso e eutrófica, sendo o mais cosmopolita dos gêneros
Tapacurá	<ul style="list-style-type: none"> • Radiocystis: produtora de toxinas • Aphanocapsa: é colonial, com espécies ocorrendo principalmente em plâncton e nos bentos. • Microcystis: gênero colonial planctônico que forma florações em corpos d'água eutrofizados • Oscillatoria: gênero com espécies produtoras de toxinas e de odores de barro ou de mofo. • Raphidiopsis: produtora de cianotoxina

Figura 77 – Classificação das Cyanophytas baseada em Bicudo e Menezes(2006) e Ministérios da Saúde(2003).

ANEXO E – ANEXO V

Regressão Progressiva (Step Wise) Var. Dependente (Y): Coluna 1 (Precipitação)	R	R2	Varição R2	GL	F	p-valor	QM Erro	Coluna Incluída
Col: 4	0.7239	52.41%	52.41%	1,10	11.011	0.0077	1993.3219	4
Cols: 4, 2,	0.8154	66.48%	14.08%	2,9	8.9261	0.0076	1559.7069	2
Cols: 4, 2, 3,	0.8566	73.38%	6.90%	3,8	7.3522	0.0113	1393.4233	3
Cols: 4, 2, 3, 6,	0.8635	74.57%	1.19%	4,7	5.1314	0.0303	1521.5474	6
Cols: 4, 2, 3, 6, 5,	0.8938	79.90%	5.33%	5,6	4.7687	0.0424	1403.3826	5
Cols: 4, 2, 3, 6, 5, 7,	0.8973	80.51%	0.62%	6,5	3.4424	0.0986	1632.5197	7

Figura 78 – Análise de regressão Step wise realizada entre sete componentes de qualidade de água do reservatório Tapacurá.

ANEXO F – ANEXO VI

ACP - Componentes Principais		Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4	Coluna 5	Coluna 6	Coluna 7
Matriz de Correlação		1	---	---	---	---	---	---
Coluna 1 (Precipitação)		0.5537	1	---	---	---	---	---
Coluna 2 (Turbidez)		0.4864	-0.2561	1	---	---	---	---
Coluna 3 (Condutividade)		0.7239	0.2652	0.7407	1	---	---	---
Coluna 4 (Sólidos Totais)		0.2158	0.0592	0.3922	0.4608	1	---	---
Coluna 5 (pH)		0.3318	-0.0858	0.7174	0.4422	-0.0923	1	---
Coluna 6 (Fósforo)		0.0617	0.6632	-0.5598	-0.3946	-0.4051	-0.1165	1
Coluna 7 (OD)								
Autovalores			% total da variância	Autovalor acumulado	% acumulada			
Componente 1 =		3.0924	44.18%	3.0924	44.18%			
Componente 2 =		1.9914	28.45%	5.0837	72.62%			
Componente 3 =		1.2	17.14%	6.2837	89.77%			
Componente 4 =		0.4171	5.96%	6.7009	95.73%			
Componente 5 =		0.2009	2.87%	6.9018	98.60%			
Componente 6 =		0.0782	1.12%	6.9799	99.71%			
Componente 7 =		0.0201	0.29%	7	100.00%			
Coefs. Autovetores								
Componente 1 =	Coef. X1	0.3794	Coef. X2	Coef. X3	Coef. X4	Coef. X5	Coef. X6	Coef. X7
Componente 2 =		-0.4514	-0.0022	0.5306	0.5168	0.2959	0.3554	-0.306
Componente 3 =		0.0008	-0.6832	0.1485	-0.1666	0.0573	-0.0023	-0.5258
Componente 4 =		-0.3971	0.1561	-0.1775	0.1115	0.6833	-0.6481	-0.2116
Componente 5 =		-0.6165	0.0837	0.1373	-0.2594	0.6124	0.4467	0.4179
			0.3771	-0.2685	0.5485	-0.1393	0.185	-0.2262

	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4	CP 5	CP 6	CP 7
Componente 6 =	-0.2844	-0.2138	0.4885	0.3932	-0.138	-0.4341	0.5222
Componente 7 =	-0.1834	0.5604	0.5791	-0.4124	-0.1697	-0.1777	-0.2942
Componentes Principais							
Indivíduo 1	-3.0061	-3.3241	-0.8072	0.5529	-0.1442	0.1298	-0.0187
Indivíduo 2	-2.0816	0.8847	-0.1948	-0.3577	0.5444	-0.5476	-0.1915
Indivíduo 3	-1.6521	0.9561	0.2269	-0.4654	0.1177	0.0292	0.1297
Indivíduo 4	-1.3933	0.8616	0.0773	-0.8131	-0.1529	0.1611	0.084
Indivíduo 5	-0.9743	1.5254	1.3469	0.361	-0.198	0.4943	-0.1562
Indivíduo 6	1.8743	-2.1295	2.383	-0.4721	0.4888	-0.0214	0.0363
Indivíduo 7	0.3332	0.0612	0.0779	-0.3996	-0.9289	-0.247	0.1779
Indivíduo 8	0.8776	0.6716	0.8434	1.2681	-0.3544	-0.2337	-0.0846
Indivíduo 9	0.5276	0.9017	-0.8308	0.8293	0.7565	0.1321	0.2499
Indivíduo 10	1.4463	0.0832	-0.6901	0.3223	-0.1186	-0.1976	0.021
Indivíduo 11	2.2083	-0.5275	-0.9728	-0.3045	-0.0424	-0.0141	-0.0959
Indivíduo 12	1.8399	0.0357	-1.4596	-0.5212	0.032	0.3149	-0.1519

Figura 79 – Análise de Componentes Principais – ACP realizada entre as componentes de qualidade no reservatório Tapacurá.

ANEXO G – ANEXO VII

Regressão Progressiva (Step Wise)
Var. Dependente (Y): Coluna 1
(Precipitação)

Var. Dependente (Y): Coluna 1	R	R2	Variação		F	p-valor	QM Erro	Coluna Incluída
			R2	GL				
Col: 3	0.8195	67.15%	67.15%	1,10	20.4437	0.0014	4960.27	3
Cols: 3, 4,	0.9016	81.28%	14.13%	2,9	19.5412	0.0008	3140.624	4
Cols: 3, 4, 6,	0.9017	81.30%	0.02%	3,8	11.5953	0.0033	3529.414	6
Cols: 3, 4, 6, 5,	0.9205	84.74%	3.43%	4,7	9.7142	0.0062	3293.055	5
Cols: 3, 4, 6, 5, 7,	0.9414	88.62%	3.89%	5,6	9.3461	0.0095	2863.776	7
Cols: 3, 4, 6, 5, 7, 2,	0.9416	88.66%	0.04%	6,5	6.5164	0.0302	3424.368	2

Figura 80 – Análise de regressão Step wise realizada entre sete componentes de qualidade de água do reservatório Prata.

ANEXO H – ANEXO VIII

ACP - Componentes Principais		Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4	Coluna 5	Coluna 6	Coluna 7
Matriz de Correlação								
Coluna 1 (Precipitação)	1	---	---	---	---	---	---	---
Coluna 2 (Turbidez)	-0.0524	1	---	---	---	---	---	---
Coluna 3 (Condutividade)	-0.8195	0.0082	1	---	---	---	---	---
Coluna 4 (Sólidos Totais)	0.457	-0.3621	-0.1013	1	---	---	---	---
Coluna 5 (pH)	0.3372	0.3923	-0.4067	-0.3196	1	---	---	---
Coluna 6 (Fósforo)	0.3913	0.0324	-0.4428	0.0867	0.5427	1	---	---
Coluna 7 (OD)	0.1511	0.0529	-0.4769	-0.2055	0.4328	0.6154	1	---
Autovetores								
	---	---	---	---	---	---	---	---
		% total da variância	Autovetor acumulado	% acumulada				
Componente 1 =	2.8774	41.11%	2.8774	41.11%	---	---	---	---
Componente 2 =	1.8188	25.98%	4.6962	67.09%	---	---	---	---
Componente 3 =	0.9613	13.73%	5.6576	80.82%	---	---	---	---
Componente 4 =	0.6218	8.88%	6.2794	89.71%	---	---	---	---
Componente 5 =	0.4429	6.33%	6.7224	96.03%	---	---	---	---
Componente 6 =	0.221	3.16%	6.9433	99.19%	---	---	---	---
Componente 7 =	0.0567	0.81%	7	100.00%	---	---	---	---
Coefs. Autovetores								
	---	---	---	---	---	---	---	---
Componente 1 =	0.4232	0.0923	-0.4923	0.0152	0.4288	0.4654	0.4115	---
Componente 2 =	-0.4036	0.4854	0.1976	-0.6418	0.3349	0.0199	0.1948	---
Componente 3 =	0.3915	0.6166	-0.1524	0.0924	0.1802	-0.329	-0.5423	---
Componente 4 =	-0.1355	0.3026	0.5213	0.538	0.1432	0.5474	-0.0932	---
Componente 5 =	-0.0648	0.5277	-0.17	0.2172	-0.6124	-0.1135	0.5033	---

	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4	CP 5	CP 6	CP 7
Componente 6 =	-0.0561	-0.0728	0.1767	0.4072	0.5012	-0.6005	0.4274
Componente 7 =	0.6921	-0.0193	0.6029	-0.2771	-0.1575	-0.0389	0.2322
Componentes Principais							
Indivíduo 1	-0.5576	0.6613	-0.4483	-0.6933	0.1459	1.0917	-0.1605
Indivíduo 2	-2.3995	0.4571	0.0445	0.2075	0.3008	0.1418	0.4166
Indivíduo 3	-1.9481	0.8694	0.6219	-0.091	-0.6791	0.1321	-0.0459
Indivíduo 4	-2.1555	-0.516	0.6519	-0.5288	-0.0978	-0.606	0.0454
Indivíduo 5	0.6296	0.8687	-1.7179	1.2895	-0.7039	-0.4155	-0.0789
Indivíduo 6	-0.0265	-3.5945	0.2483	1.1126	0.2426	0.3615	-0.0623
Indivíduo 7	0.3354	-1.029	-2.0718	-1.2901	0.4683	-0.2961	0.0997
Indivíduo 8	0.3775	0.8062	0.6804	-0.0147	1.3103	-0.4175	-0.4414
Indivíduo 9	-0.7325	0.8701	0.2882	0.7352	0.084	-0.174	-0.0006
Indivíduo 10	1.1892	0.3997	-0.0317	-0.1833	-0.8082	0.3116	-0.2241
Indivíduo 11	2.1157	-0.9007	1.1865	-0.8807	-0.8745	-0.3228	0.0638
Indivíduo 12	3.1722	1.1076	0.5479	0.3373	0.6116	0.1933	0.388

Figura 81 – Análise de Componentes Principais – ACP realizada entre as componentes de qualidade no reservatório Prata.

ANEXO I – ANEXO IX

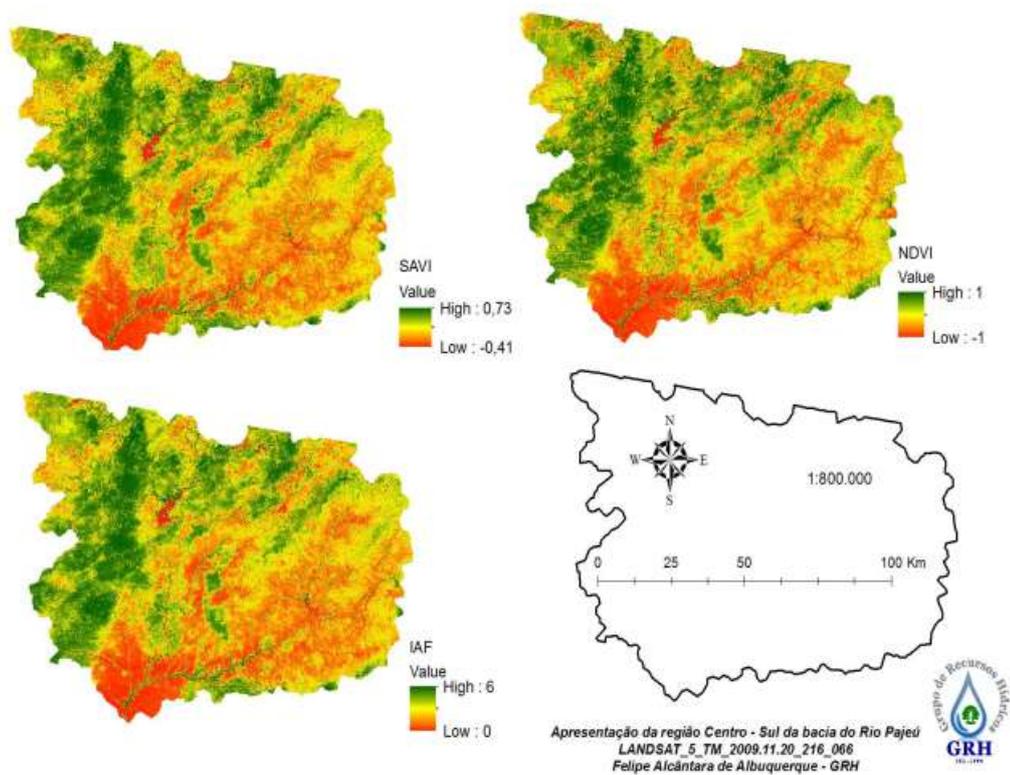


Figura 82 – Cômputo dos índices de vegetação à superfície para o recorte de bacia hidrográfica.

ANEXO J – ANEXO X

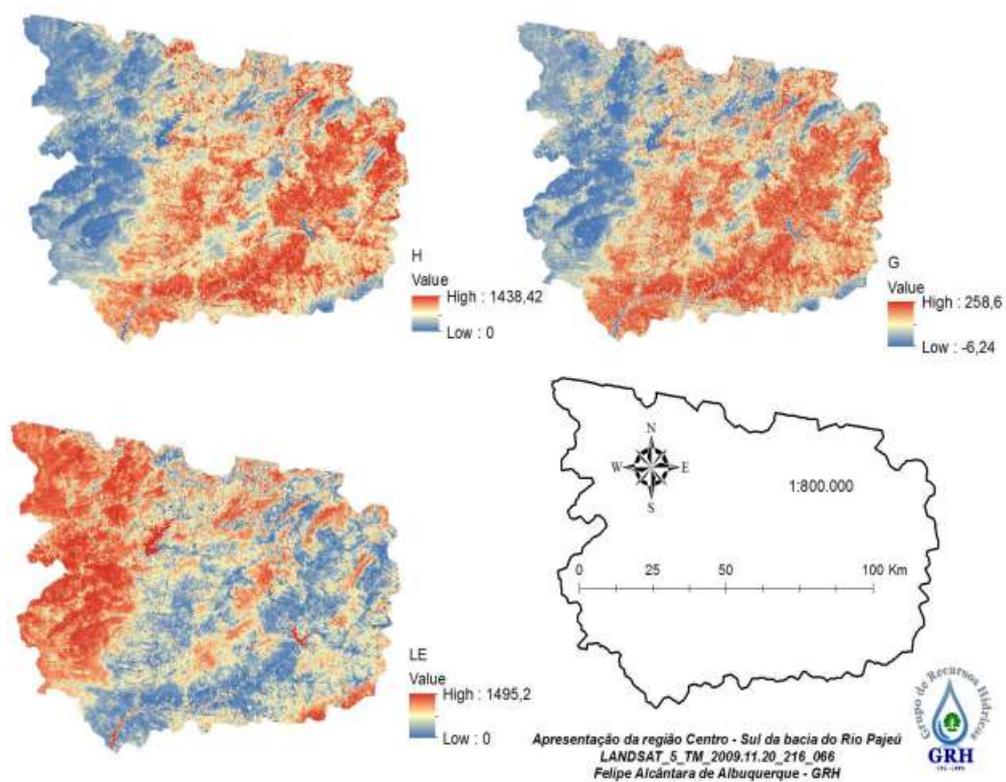


Figura 83 – Cômputo do calor sensível, calor latente e fluxo de calor no solo para o recorte de bacia hidrográfica.

ANEXO K – ANEXO XI

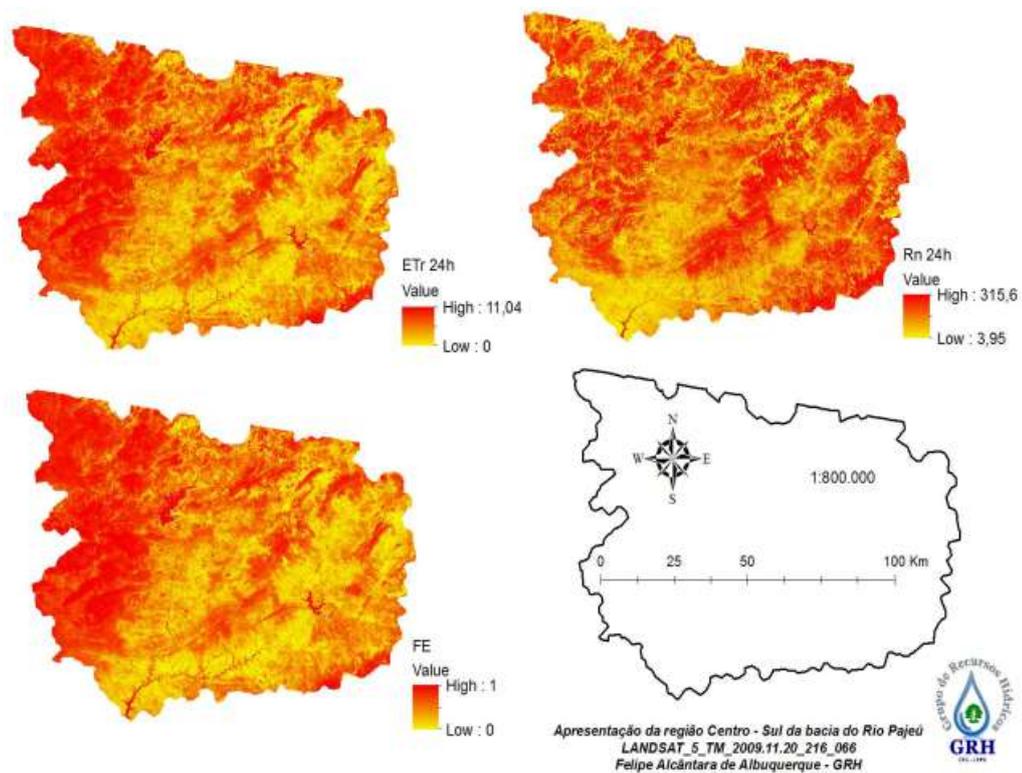


Figura 84 – Cômputo do saldo de radiação, fração evaporativa e evapotranspiração 24h para o recorte de bacia hidrográfica.

ANEXO L – ANEXO XII

ANOVA: duas amostras pareadas

FONTES DE VARIACÃO	GL	SQ	QM
Tratamentos	1	526.99 e+03	526.99 e+03
Individuos	1050	12292.7778	11.7074
Erro	1050	11242.6308	10.7073
F (Tratamentos) =	49218.0675		
(p) =	< 0.0001		
F (Individuos) =	1.0934		
(p) =	0.0740		

Figura 85 – Análise ANOVA para duas amostras pareadas (ETR x TST).

ANEXO M – ANEXO XIII

ANOVA: duas amostras pareadas

FONTES DE VARIAÇÃO	GL	SQ	QM
Tratamentos	1	7339.0092	7339.0092
Indivíduos	1050	1564.7161	1.4902
Erro	1050	1415.0663	1.3477
F (Tratamentos) =	5445.6526		
(p) =	< 0.0001		
F (Indivíduos) =	1.1058		
(p) =	0.0516		

Figura 86 – Análise ANOVA para duas amostras pareadas (ETR x NDVI).

ANEXO N – ANEXO XIV

ANOVA: duas amostras pareadas

FONTES DE VARIACÃO	GL	SQ	QM
Tratamentos	1	658.71 e+03	658.71 e+03
Individuos	1050	10325.0471	9.8334
Erro	1050	10259.2626	9.7707
F (Tratamentos) =	67416.6828		
(p) =	< 0.0001		
F (Individuos) =	1.0064		
(p) =	0.4590		

Figura 87 – Análise ANOVA para duas amostras pareadas (TST x NDVI).

ANEXO O – ANEXO XIV

Teste de Regressão Múltipla

Fontes de variação	GL	SQ	QM
Regressão	2	396.4795	198.2397
Erro	1048	2568.9612	2.4513
Total	1050	2965.4407	---
F Regressão (2, 1048) =	80.8713	---	---
(p) =	< 0.0001	---	---
Coef. de determinação múltipla (R ² _{yy}) =	0.1337	---	---
F R ² _{yy} (2, 1048) =	161.8969	---	---
(p) =	< 0.0001	---	---
R ² _{yy} ajustado =	0.1320	---	---
Coef. de correlação múltipla (R _{yy}) =	0.3657	---	---
Intercepto (a) =	1.5438	t = 3.7173	p = 0.0003
Coef. parcial de regressão (b ₁) =	0.0172	t = 1.5770	p = 0.1173
Coef. parcial de regressão (b ₂) =	5.1777	t = 12.5010	p < 0.0001
Comparação: Coef. (b ₁) e Coef. (b ₂) =	---	t = -12.4352	p < 0.0001
Variável dependente =	Coluna 1	---	---
Y' = a + b ₁ X ₁ + b ₂ X ₂ + ... + b _i X _i			

Figura 88 – Análise de regressão multivariada entre as variáveis ETR, NDVI e TST.