REALIZAÇÃO DE ESTUDOS HIDROGEOLÓGICOS SOBRE AS ÁREAS DE RECARGA NO SISTEMA PERNAMBUCO-PARAÍBA COM A ELABORAÇÃO DO MAPA DE ZONAS DE GERENCIAMENTO E ELABORAÇÃO DE PROPOSTA DE REDE DE MONITORAMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO ESTADO DA PARAÍBA

DELIMITAÇÃO DE ZONAS E SUBZONAS DE GERENCIAMENTO, INCLUINDO ESTIMATIVAS DE POTENCIAL E DISPONIBILIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

PRODUTO 4

Abril de 2024

AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA

Diretor Presidente

Porfírio Catão Cartaxo Loureiro

Diretor Executivo de Acompanhamento e Controle

Beranger Arnaldo de Araújo

Diretor Executivo Administrativo e Financeiro

Joacy Mendes Nóbrega

Diretor Executivo de Gestão e Apoio Estratégico

Waldemir Fernandes Azevedo

Coordenadora PROGESTÃO / Programas e Projetos

Ana Emilia Duarte

Gestor do Contrato

Armando César Rodrigues Braga

CONSÓRCIO IGNEO/NIP/PROFILL

Coordenação

Flávio de Paula e Silva

Equipe Técnica

Antônio Silvio Jornada Krebs

Marcia Regina Stradioto

Ana Luiza Helfer

Sidnei Gusmão Agra

Carla Beatris Gasparini

Isabel Cristiane Rekowsky

Wilma Maria Nunes Memoria

Hygor Garcia

Carlos Ronei Bortoli

Tiago Vier Fischer

Mauro Jungblut

Dora Atman

Anna Luiza Lopes Matos

Marco Antonio Pereira Pessoa

Elisa de Mello Kich

Maurício Dambros Melati

APRESENTAÇÃO

O Consórcio IGNEO-NIP-PROFILL vêm, por meio deste, apresentar o **Produto 4 - Delimitação de zonas e subzonas de gerenciamento, incluindo estimativas de potencial e disponibilidade das águas subterrâneas**, referente ao contrato 1-010/2022.

O presente produto segue os Termos de Referência do Edital SBQC 005/2021 (BR-SIERHMA-220426-CSBQC), realizado no âmbito do Projeto de Segurança Hídrica do Estado da Paraíba - PSH-PB. O PSH-PB é uma iniciativa do Estado da Paraíba, executado pela Secretaria de Estado da Infraestrutura, dos Recursos Hídricos e do Meio Ambiente - SEIRHMA, com apoio técnico da Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA e apoiado pelo Banco Interamericano de Desenvolvimento.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 10

2 RECARGA SUBTERRÂNEA – AQUÍFERO LIVRE 11

2.1 Definição das Metodologias 11

2.2 Método da Variação dos Níveis do Aquífero - VNA 12

2.2.1 Descrição do Método 12

2.2.2 Levantamento dos Dados de Nível 14

2.2.3 Porosidade Efetiva (Sy) 18

2.2.4 Resultados do Método VNA 18

2.3 Método do Balanço Hídrico 26

2.3.1 Precipitação (P) 27

2.3.2 Escoamento Superficial Direto (ES) 31

2.3.3 Evapotranspiração Real (ETR) 41

2.3.4 Resultados do Balanço Hídrico 43

2.4 Método de Avaliação das Variações de Armazenamento nos Aquíferos usando Gravimetria (GRACE) 48

2.5 Comparação entre os resultados dos diferentes métodos de quantificação da recarga subterrânea 51

2.5.1 Comparação dos resultados na bacia hidrográfica do rio Gramame 54

2.6 Comparação dos resultados obtidos com os de outros trabalhos 55

3 RECARGA SUBTERRÂNEA – AQUÍFERO CONFINADO 55

3.1 Método de Recarga – Taxas de Fluxo 61

4 DELIMITAÇÃO DAS ZONAS E SUBZONAS DE GERENCIAMENTO E ESTIMATIVAS DE DISPONIBILIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS 64

4.1 Ponderação de temas para definição das zonas e subzons de gerenciamento 65

4.2 Estimativa de potencial e disponibilidade de águas subterrâneas para as subzonas de gerenciamento 76

4.2.1 Potencialidade nas subzonas de gerenciamento 76

4.2.2 Disponibilidade nas subzonas de gerenciamento 79

4.3 Índices de Sustentabilidade Hídrica 84

4.3.1 Índice de ativação do potencial (IAP) 84

4.3.2 Índice de ativação das disponibilidades (IAD) 84
4.3.3 Índice de utilização das disponibilidades (IUD) 84
4.3.4 Resultados dos índices 85
4.4 Zonas de gerencimento 89
5 CONCLUSÕES 92
6 REFERÊNCIAS 94
7 Anexos 100
7.1 ANEXO I – Anexo digital – Planilhas de cálculo do VNA 101
7.2 ANEXO II – Anexo digital – Planilhas de ponderação de pesos e notas 101
7.3 ANEXO III 101
7.3.1 Vulnerabilidade Aquífera 101

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Exemplo de aplicação da curva de recessão manual. Fonte: Healy (2002) 14

Figura 2.2 – Localização dos poços de monitoramento do aquífero livre encontrados na coleta de dados. 17

Figura 2.3 – Recarga obtida pelo método VNA usando interpolação espacial na Bacia do Gramame. 25

Figura 2.4 – Isoietas de precipitação total média anual entre 1994 e 2022. 29

Figura 2.5 – Sobreposição das isoietas de precipitação ao mapa hipsométrico. 30

Figura 2.6 – Diferentes origens do escoamento em um rio. Fonte: (MELATI, 2018) 31

Figura 2.7 – Curva de permanência de diversas estações fluviométricas na área de estudo. .. 32

Figura 2.8 – Minibacias e sub-bacias do modelo hidrológico 34

Figura 2.9 – Mapa de classes hidrológicas da paisagem (HLC) da BHPS. 35

Figura 2.10 – Modelo Hidrológico MGB e geração de vazões a partir de diferentes compartimentos. Fonte: (MELATI et al., 2023) 38

Figura 2.11 – Minibacias com os totais escoados superficialmente (mm) 39

Figura 2.12 – Precipitação total média anual entre 1994 e 2022 nas minibacias usadas para cálculo do balanço hídrico. 40

Figura 2.13 – Evapotranspiração real anual média da área de estudo na minibacias utilizadas para o balanço hídrico. 42

Figura 2.14 – Relação entre a precipitação total anual média e totais de recarga (mm) em cada minibacia avaliada. 43

Figura 2.15 – Relação entre a precipitação total anual média e totais de recarga (% da chuva) em cada minibacia avaliada. 44

Figura 2.16 – Resultados espaciais na unidade de minibacia para a recarga subterrânea total média anual (mm) 45

Figura 2.17 – Resultados da recarga subterrânea com dados de altimetria, declividades e uso e ocupação do solo 46

Figura 2.18 – Resultados da recarga subterrânea com as variáveis precipitação, evapotranspiração real e escoamento superficial do balanço hídrico. 47

Figura 2.19 – Representação dos satélites da missão GRACE e dados globais. Fonte: Melati et al. (2022). 48

Figura 2.20 - Resultados mensais de TWS para a região da área de estudo. 50

Figura 2.21 – Aumento anual das reservas armazenadas na região usando o TWS do GRACE. 50

Figura 2.22 – Comparação entre os métodos de forma espacial 52

Figura 2.23 – Comparação entre os métodos VNA e BH em poços com ao menos três anos de dados 52

Figura 2.24 – Fluxograma de decisão para escolha do método de cálculo de recarga a ser utilizado 54

Figura 3.1 – Modelo conceitual de fluxo subterrâneo do SAPP em área do Aquitardo Gramame 57

Figura 3.2 – Delimitação da área de ocorrência da unidade Gramame na Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba. 58

Figura 3.3 – Mapa de isópacas da Formação Gramame na Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba. 59

Figura 3.4- Mapa de contorno estrutural do embasamento da Bacia Paraíba. Dados extraídos de Costa et al. (2007) e SIAGAS. 60

Figura 3.5 - Seções verticais usadas no cálculo da recarga do aquífero confinado. 63

Figura 4.1 – Mapa dos temas utilizados para a ponderação e primeira aproximação para a definição das zonas e subzonas de gerenciamento 67

Figura 4.2 – Mapa resultante dos temas ponderados por relevância para outorga: uso do solo, conexão com ecossistemas, densidade de poços, recarga e vulnerabilidade 68

Figura 4.3 – Mapa dos critérios utilizados para a definição final das zonas e subzonas de gerenciamento no SAPP 70

Figura 4.4 – Mapa do resultado das subzonas de gerenciamento para o SAPP 71

Figura 4.5 – Potencialidade no sistema aquífero livre, sistema aquífero confinado..... 77

Figura 4.6 – Resultados da disponibilidade no sistema aquífero livre, sistema aquífero confinado, disponibilidade total e balanço hídrico em cada subzona de gerenciamento..... 82

Figura 4.7 – Índice de comprometimento hídrico da disponibilidade nas zonas de gerenciamento 83

Figura 4.8 – Resultados espacializados dos Índices de Sustentabilidade Hídrica para cada subzona de gerenciamento 88

Figura 4.9 – Zonas de gerenciamento definidas a partir de critérios de criticidade quanto à disponibilidade hídrica 91

Figura 7.1. Esquema de funcionamento do método de GOD. Fonte: (FOSTER et al., 2002). 102

Figura 7.2. Mapas utilizados na metodologia GOD. 106

Figura 7.3. Resultado da vulnerabilidade pelo método GOD. 108

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 – Estudos realizados pelo grupo de recursos hídricos da UFPB sobre águas subterrâneas..... 15

Quadro 2.2 – Poços de monitoramento do aquífero livre levantados na fase de coleta de dados. 16

Quadro 2.3 – Resultado da recarga (mm) em poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba..... 19

Quadro 2.4 – Resultado da recarga (mm) em poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame. 19

Quadro 2.5 – Resultado da precipitação (mm) na proximidade de poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba. 20

Quadro 2.6 - Resultado da precipitação (mm) na proximidade de poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame. 20

Quadro 2.7 – Resultado da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba. 21

Quadro 2.8 - Resultado da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame. 21

Quadro 2.9 – Resultado dos valores médios da recarga (mm), precipitação (mm) e da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba. 22

Quadro 2.10 - Resultado dos valores médios da recarga (mm), precipitação (mm) e da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame. 22

Quadro 2.11 – Resultado da calibração do modelo hidrológico 37

Quadro 2.12 - Resultados dos métodos de recarga subterrânea em áreas coincidentes..... 51

Quadro 2.13 - Resultados dos métodos de recarga subterrânea na bacia hidrográfica do rio Gramame..... 54

Quadro 3.1 - Cálculo da recarga subterrânea do aquífero confinado..... 61

Quadro 4.1 – Resultado médio do preenchimento dos pesos para matemática de *rasters* que subsidiou a definição de zonas de gerenciamento 65

Quadro 4.2 – Resultado médio do preenchimento das notas para matemática de *rasters* que subsidiou a definição de zonas e subzonas de gerenciamento..... 66

Quadro 4.3 – Resumo das principais características das subzonas de gerenciamento na área do SAPP 75

Quadro 4.4 – Potencialidade nas subzonas de gerenciamento do SAPP..... 78

Quadro 4.5 – Escalas do Índice de Comprometimento Hídrico..... 80

Quadro 4.6 – Relação entre disponibilidade e demanda nas subzonas de gerenciamento do SAPP. 81

Quadro 4.7 – Comparação entre os índices de Sustentabilidade hídrica do trabalho de Costa (2009) e o presente trabalho para a bacia hidrográfica do Baixo Paraíba 86

Quadro 4.8 – Comparação entre os índices de Sustentabilidade hídrica do trabalho de Costa (2006) e o presente trabalho para a bacia do rio Mamanguape..... 86

Quadro 4.9 – Resultado dos Índices de Sustentabilidade Hídrica para cada subzona de gerenciamento..... 87

Quadro 4.10 – Classificação das zonas em relação às subzonas e ao índice de criticidade 90

Quadro 4.11 – Parâmetros avaliados para cada zona de gerenciamento 90

Quadro 7.1. Características da geologia aflorante e classificação das litologias da área de estudo pelo método GOD. 103

Quadro 7.2. Vulnerabilidade avaliada por bacia hidrográfica. 107

1 INTRODUÇÃO

O presente relatório resulta das atividades 5.4 e 5.5 estipuladas nos Termos de Referência, que tratam dos "Estudos hidrogeológicos sobre as áreas de recarga no Sistema Pernambuco-Paraíba, com a elaboração do mapa de zonas de gerenciamento e proposta de rede de monitoramento de águas subterrâneas do estado da Paraíba". O escopo dessas atividades abrange a demarcação de zonas e subzonas de gerenciamento, incorporando estimativas de potencial e disponibilidade das águas subterrâneas na região. O objetivo central do presente trabalho é a definição dessas zonas de gerenciamento e a análise dos cálculos de recargas, disponibilidades e balanços hídricos nas áreas correspondentes.

O trabalho foi iniciado com o cálculo da recarga, um passo essencial para embasar a delimitação das zonas de gerenciamento. Três métodos distintos foram aplicados para estimativas de recarga no sistema aquífero livre, enquanto um método específico foi utilizado para o sistema aquífero confinado. Detalhes metodológicos e os resultados desta fase estão minuciosamente apresentados nos Capítulos 2 e 3, respectivamente.

Em seguida no capítulo 4, a definição das zonas de gerenciamento foi realizada em duas etapas. Na primeira, foram atribuídos pesos para ponderar a relevância para outorga em relação a cinco temas essenciais: recarga, vulnerabilidade, conexão com ecossistemas, uso do solo e densidade de poços. A ponderação resultou em um *raster*, indicando zonas com maior ou menor relevância para outorga. Esse material, uma primeira aproximação do zoneamento, foi posteriormente refinado ao considerar critérios adicionais, como estruturas dos aquíferos, fontes potenciais de contaminação, bacias hidrográficas, zonas previamente delimitadas na região e setores censitários.

Por fim, uma vez definidas as zonas de gerenciamento, foram determinados os valores de recarga, disponibilidade e balanço hídrico para cada uma delas. Adicionalmente, apresentou-se o Índice de Comprometimento Hídrico (ICH) em cada zona, visando facilitar a compreensão dos resultados do balanço hídrico.

2 RECARGA SUBTERRÂNEA – AQUÍFERO LIVRE

Conforme definido por (Healy, 2010), a recarga refere-se ao fluxo de água que penetra no solo e atinge o nível estático de água subterrânea, ou seja, a região saturada de água no subsolo. É importante observar que essa definição não abrange o fluxo de água entre diferentes sistemas aquíferos. Geralmente, a recarga é expressa em unidades de volume por tempo (m^3/ano) ou volume por unidade de área durante um período específico (mm/ano). Além disso, é comum avaliar as frações de recarga em relação à precipitação total anual das regiões em estudo. A recarga é um dos mais importantes componentes do balanço de massa em estudos de água subterrânea, e é um dos componentes menos entendidos, especialmente porque varia largamente no espaço e tempo, e as taxas são dificilmente medidas de forma direta.

Tendências sistemáticas na dinâmica da recarga são normalmente associadas a tendências no clima, entretanto, o uso do solo e a geologia também são importantes. A aleatoriedade na variação espacial da recarga é normalmente verificada em escalas pontuais, podendo ser atribuída à heterogeneidade da drenagem de solos, à variação da vegetação, entre outros (Healy, 2010; Lorenz; Delin, 2007).

2.1 DEFINIÇÃO DAS METODOLOGIAS

A obtenção das taxas de recarga subterrânea é notoriamente desafiadora e complexa, justificando, assim, a sempre presente sugestão de empregar uma abordagem que combine diversos métodos, preferencialmente independentes. Contudo, é imperativo destacar que a concordância entre distintas metodologias não pode ser interpretada como uma garantia de precisão nos resultados, pois cada metodologia carrega suas inerentes incertezas (Delin *et al.*, 2007; Healy; Cook, 2002; Mattiuzi *et al.*, 2016; Risser; Gburek; Folmar, 2005).

A seleção de um ou mais método de recarga é influenciada pelos dados disponíveis, pelos objetivos definidos e pela escala do sistema em questão. (DELIN; RISSER, 2007) mostram uma série de trabalhos de recarga realizados nos Estados Unidos da América, os autores mostram que o método do balanço hídrico é normalmente utilizado para representar a recarga em escala local.

O presente estudo definiu as metodologias com base nos dados disponíveis na área de estudo. Dentre os dados disponíveis é importante destacar a rede hidrometeorológica brasileira, unificada e disponibilizada ao público pela plataforma Hidroweb, que subsidia os mais diversos estudos envolvendo os recursos hídricos no país. Na região de estudo, conforme já apresentado no

diagnóstico, foram levantados/consolidados dados de estações fluviométricas e pluviométricas. Esses dados com boa representação espacial pesaram na escolha do uso do método do balanço hídrico na área de estudo, onde permitem que um balanço hídrico espacial possa ser desenvolvido, como será aprofundado no decorrer deste documento.

Ainda, o uso de ferramentas de sensoriamento remoto tem apresentado importantes contribuições para melhorar o entendimento do ciclo hidrológico e preencher lacunas nos estudos de recarga subterrânea. Neste trabalho serão usados dois produtos, o MOD16 (Mu; Zhao; Running, 2011), que foi utilizado para obter a evapotranspiração real na aplicação do método do balanço hídrico, e o GRACE (*Gravity Recovery and Climate Experiment*) (Tapley *et al.*, 2004), que permite avaliar temporalmente o histórico dos últimos 20 anos de variação aquífera na bacia e compreender as magnitudes dos aumentos anuais. Ambos serão aprofundados no decorrer desse documento.

Os dados de variação temporal dos níveis de aquíferos são umas das ferramentas mais confiáveis para quantificar as reservas hídricas subterrâneas e entender seu comportamento. A grande maioria dos aquíferos brasileiros não apresenta monitoramento nos aquíferos com poços de monitoramento de nível, deixando as análises temporais desses mananciais incertas. Contudo, na região de estudo, existem diversas séries de dados, essas séries de nível estático permitem que estudos de recarga subterrânea sejam desenvolvidos de maneira mais precisa na região. Dessa forma, para quantificar a recarga subterrânea por meio dos dados de nível será utilizado o mundialmente conhecido método *Water Table Fluctuation* (WTF) (Healy; Cook, 2002), também conhecido como “Método da Variação dos Níveis Aquíferos (VNA), o método tem sido um dos mais usados e confiáveis para estimativa de recarga subterrânea (Varni *et al.*, 2013; Wendland; Barreto; Gomes, 2007).

Sendo assim, os resultados obtidos pelos métodos apresentados anteriormente serão avaliados de forma crítica para obtenção de valores de recarga representativos para a área de estudo. Cada um dos métodos e ferramentas citadas serão exploradas com maiores detalhes a seguir. E por fim, os métodos serão discutidos de forma integrada.

2.2 MÉTODO DA VARIAÇÃO DOS NÍVEIS DO AQUÍFERO - VNA

2.2.1 *Descrição do Método*

A compreensão do método está baseada na análise do balanço das águas subterrâneas em uma bacia (Healy; Cook, 2002), mudanças no armazenamento

de água no aquífero podem ser atribuídas à entrada de água pela recarga e ao fluxo subterrâneo para a bacia menos o escoamento de base (descarga do aquífero para os rios e mananciais), a evapotranspiração das águas subterrâneas e o fluxo subterrâneo para fora da bacia. Esse balanço é representado pela Equação 1.

$$\Delta S^{gw} = \mathrm{R} - Q^{bf} - ET^{gw} - Q^{gw}{}_{off} + Q^{gw}{}_{on} \qquad \text{Equação 1}$$

onde R: recarga (mm); ΔS^{gw}: mudança no armazenamento de água no aquífero (mm); Q^{bf}: fluxo de base (mm); ET^{gw}: evapotranspiração de água subterrânea (mm); $Q^{gw}{}_{off}$: fluxo subterrâneo para fora (mm); $Q^{gw}{}_{on}$: fluxo subterrâneo para dentro (mm).

O método VNA parte do pressuposto que durante os eventos episódicos de recarga, o fluxo de água do aquífero para os rios, a evapotranspiração da água subterrânea e a retirada de água do aquífero por poços é igual ao comportamento extrapolado da curva de recessão do método, ou seja, durante o aumento dos níveis, as saídas continuariam ocorrendo na forma da recessão dos níveis. A equação para cálculo está apresentada abaixo (Equação 2).

$$R = s_Y . \frac{dh}{dt} = S_y \frac{\Delta h}{\Delta t} \qquad \text{Equação 2}$$

em que R: a recarga (mm); S_y: porosidade efetiva; Δh: acréscimo de altura de água; Δt: tempo.

A aplicação do método requer que uma curva de recessão seja ajustada para compensar todas as saídas citadas anteriormente e que ocorrem no aquífero durante os eventos episódicos de recarga. A escolha do formato da curva de recessão usada em cada poço dependerá do comportamento dos níveis estáticos. Em locais onde a retirada de água dos poços se dá majoritariamente pela explotação por poços, o comportamento será próximo ao linear, em locais onde predomina a descarga dos aquíferos para os rios, o comportamento esperado é o logarítmico decrescente. A Figura 2.1 apresenta um exemplo da aplicação do método para uma série de dados de nível estático.

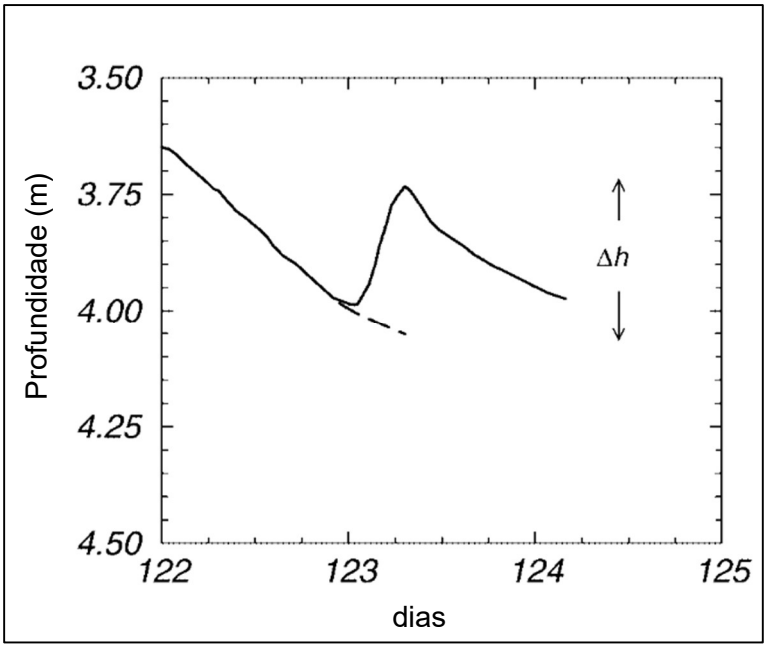

Figura 2.1 - Exemplo de aplicação da curva de recessão manual. Fonte: Healy (2002)

Assim, conhecendo a variação temporal dos níveis estáticos e seu comportamento na recessão juntamente com a porosidade específica aproximada do aquífero, é possível quantificar os volumes de recarga que chegam no aquífero. A estimativa da porosidade efetiva (S_y) do aquífero é normalmente a variável com maior dificuldade de obtenção. A aplicação do método gera resultados que representam o entorno do poço de monitoramento apenas ou áreas onde ocorre a recarga.

2.2.2 *Levantamento dos Dados de Nível*

Conforme já apresentado no relatório de Diagnóstico, a coleta de dados foi realizada com base em dissertações, teses e artigos publicados por professores e pesquisadores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba (PPGEUA/UFPB), atual Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM). Na etapa de coleta de dados foram considerados ainda dois grandes projetos de pesquisa e cooperação internacional: i) O projeto BRAMAR (vigente de 2014 a 2018), fruto de uma cooperação entre Brasil e Alemanha, e que tinha dois subprojetos relacionados às águas subterrâneas, e que para desenvolvimento desses subprojetos foi instalada uma rede de monitoramento quantitativa de águas subterrâneas; ii) O SMART-Control, vigente do final de 2019 a março de 2022, fruto de uma cooperação entre Brasil, Alemanha, Chipre e França, que tratou da Recarga Gerenciada de Aquífero e criou, juntamente com recursos financeiros do projeto BRAMAR, o Laboratório de Estudos Avançados sobre

Recarga Gerenciada de Aquíferos e Hidrogeologia (LEMARH). Nesse laboratório há um piezômetro com 130 metros instalado no aquífero confinado Beberibe, para monitoramento de seu nível de água. Dessa coleta foi possível identificar os documentos listados na tabela seguinte com informações sobre o monitoramento quantitativo de águas subterrâneas na região litorânea sul do Estado da Paraíba.

Quadro 2.1 – Estudos realizados pelo grupo de recursos hídricos da UFPB sobre águas subterrâneas.

Índ.	Documento	Ano de publicação	Observações
1	Dissertação de mestrado de Victor H. R. Coelho defendida no PPGEUA/UFPB	2011	Cadastrou 27 poços para criação de uma rede monitoramento do nível da água subterrânea na bacia hidrográfica do Rio Gramame (Período de monitoramento: Nov/2009 a Out/2010).
2	Dissertação de mestrado de Diego F. Targino defendida no PPGEUA/UFPB	2012	Deu continuidade ao monitoramento quantitativo realizado por Victor Coelho e realizou o monitoramento quantitativo dos 27 poços, sendo este possivelmente o único trabalho com dados de qualidade das águas subterrâneas no litoral da Paraíba (Período de monitoramento: Out/2010 a Jul/2011).
3	Relatório interno sobre a instalação da rede de monitoramento do projeto BRAMAR	2016	Cadastrou 42 poços para criação de uma rede de monitoramento nível da água subterrânea nas bacias hidrográficas do Rio Gramame e parte do baixo Paraíba. Uma parte dos poços utilizados nesse projeto foi tomada do mestrado de Victor Coelho.
4	Dissertação de mestrado de Lucila A. Fernandes defendida no PPGECAM/UFPB	2017	Operou a rede de monitoramento quantitativo no âmbito do projeto BRAMAR (Período de monitoramento: Out/2015 ou Fev/2016 a Abr/2019).
5	Dissertação de mestrado de Victor S. G. Baptista defendida no PPGECAM/UFPB	2020	Deu suporte ao desenvolvimento do projeto SMART-Control e iniciou o monitoramento do aquífero confinado.

Por meio da coleta de dados inicial foram identificados 42 poços de monitoramento do aquífero livre, porém parte dos poços dessa rede de monitoramento foi excluída pelos seguintes motivos: i) período curto de monitoramento; ii) ausência de informações suficientes para inclusão neste estudo. Assim, foram selecionados dados de 32 poços de monitoramento do aquífero livre (Quadro 2.2 e Figura 2.2), os quais estão distribuídos na área de estudo. Esses poços têm profundidade média de 15,60 m, variando de 4,00 a 39,00 metros, e foram perfurados no aquífero livre. A maioria desses poços são utilizados para o abastecimento de moradores da zona rural e são do tipo amazonas, com diâmetro variando em 1 e 2 metros. As informações destes poços também constam no BD Poços entregue no Anexo I do diagnóstico do presente estudo.

Quadro 2.2 – Poços de monitoramento do aquífero livre levantados na fase de coleta de dados.

Código	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Referência	Obs.
P01	271.868	9.200.823	57,21	5,65	P01 de Victor (Cleide)	
P02	268.670	9.198.581	68,54	9,20	P02 de Victor	
P03	267.056	9.200.729	67,47	6,20	das bananeiras	
P04	266.336	9.196.776	133,82	19,80	de Campo Verde	
P05	264.560	9.186.535	175,52	11,10	do balneário	
P06	264.458	9.184.209	137,84	10,90	do lajedo	
P08	268.467	9.182.638	113,48	8,05	Bar de Carlinhos	
P09	269.231	9.187.134	121,52	11,70	da mulher "braba"	
P10	269.233	9.188.520	111,78	12,95	de seu Zé Novo	
P11	265.010	9.205.480	89,06	18,00	do pastor	
P12	264.904	9.203.561	81,11	6,74	do sogro de Geraldo	
P14	277.764	9.200.633	25,51	7,00	da porteira	
P15	278.777	9.201.104	42,00	12,10	Poço da escola	
P16	280.884	9.198.748	75,14	10,37	de Jiraia	
P17	266.506	9.203.393	92,33	26,00	da vaquejada	
P18a	283.894	9.197.739	34,00	12,00	Águas Turvas	Alt. estimada a partir do Google Earth
P18b	264.650	9.181.968	155,79	19,65	da escola de Pedras de Fogo	
P20	274.261	9.194.613	46,95	7,30	Poço do riacho do Salto	
P21	283.879	9.188.960	34,00	4,00	da tampa que caiu	
P22	283.802	9.189.991	51,89	16,00	Poço de Rosa	
P23	292.357	9.202.840	49,00	39,00	de Valentina	Alt. estimada a partir do Google Earth
P24	297.590	9.199.182	5,00	28,00	de seu Manoel Suica	Alt. estimada a partir do Google Earth
P25	288.390	9.193.703	42,00	9,70	de Utinga	
P27	296.066	9.218.927	1,85	13,00	de Dra. Nanci	
P29	289.557	9.208.029	32,00		Ary Guinchos	Alt. estimada a partir do Google Earth
P31	296.202	9.218.758	1,66	8,89	Igreja do Bessa (GW1)	
P32	295.840	9.215.550	1,21	12,59	Interpa (GW2)	
P33	295.003	9.218.883	-0,55	14,66	ICMBio (GW3)	
P36	294.911	9.210.745	9,00	22,94	SUDEMA (GW6)	Alt. estimada a partir do Google Earth
P37	300.771	9.205.328	23,00	32,00	Centro de Convenções (GW7)	Alt. estimada a partir do Google Earth
P38	299.203	9.205.453	40,00	33,22	R32 - CAGEPA (GW8)	Alt. estimada a partir do Google Earth
P39	297.159	9.204.966	38,00	35,17	ETE Mangabeira (GW9)	Alt. estimada a partir do Google Earth

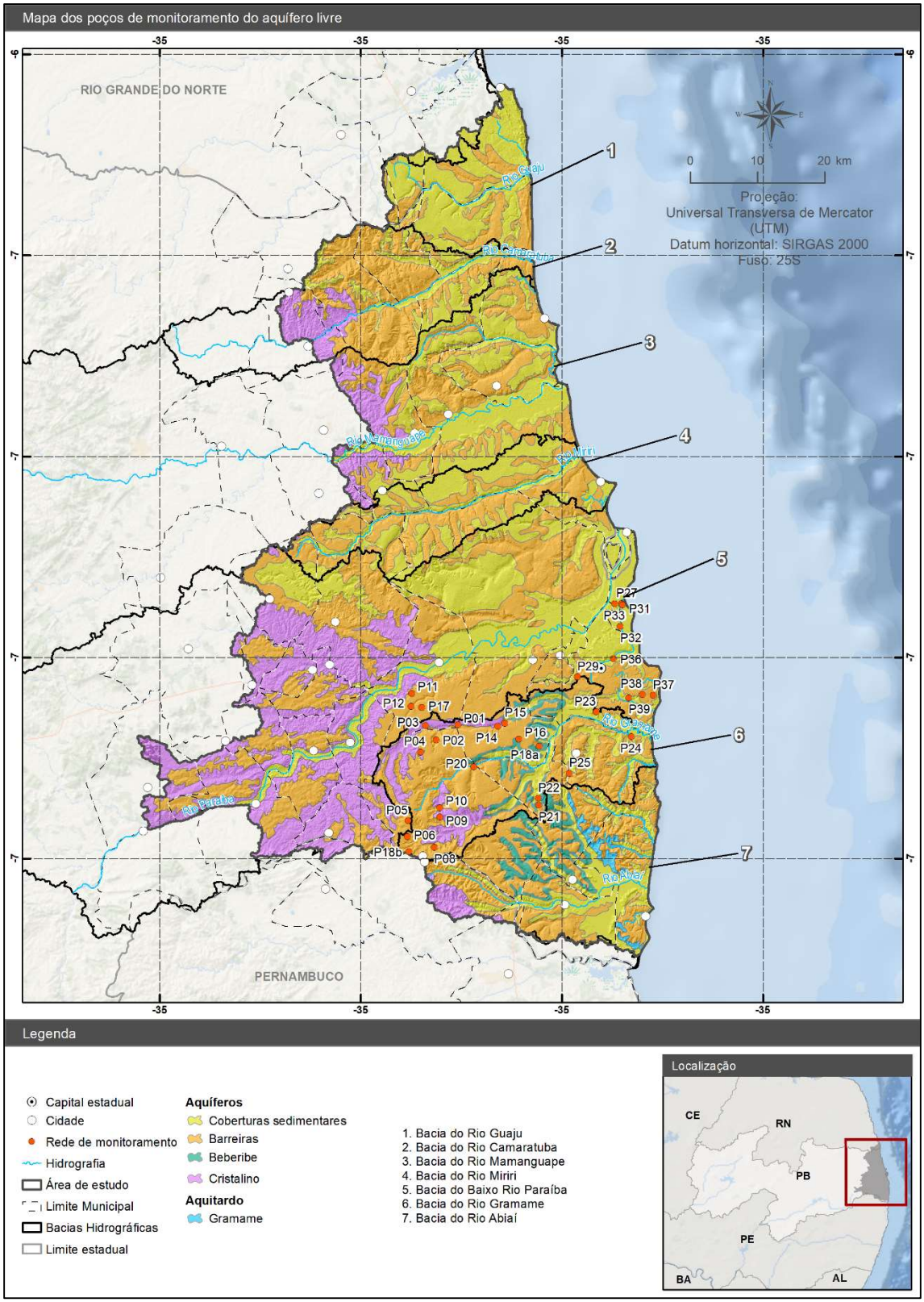

Figura 2.2 – Localização dos poços de monitoramento do aquífero livre encontrados na coleta de dados.

Os dados coletados foram então organizados e deram origem ao banco de dados apresentado no diagnóstico desse trabalho. Maiores detalhes e séries de cada um dos 32 poços da rede pré-selecionados podem ser observados no diagnóstico. Neste documento, as séries históricas foram avaliadas para obtenção da recarga subterrânea com o método VNA e os dados foram pré-selecionados com base em alguns critérios:

- Dados contínuos e completos abrangendo o ano hidrológico completo na época de recarga subterrânea;
- Resposta do nível à ocorrência de recarga subterrânea;
- Sazonalidade marcada da variação dos níveis à eventos de chuva.

Os dados de níveis foram então utilizados para cálculo da recarga subterrânea usando o Método VNA apresentado anteriormente.

2.2.3 *Porosidade Efetiva (Sy)*

Os valores de coeficiente de armazenamento para os poços P01 ao P39 foram obtidos por meio do trabalho de (FERNANDES, 2017), que utilizou estimativas obtidas por meio de ensaios de bombeamento em poços tubulares e do tipo cacimba nos poços usados neste estudo. Os autores optaram por utilizar um valor médio de 10% para obtenção das estimativas de recarga, o mesmo foi feito neste trabalho para os poços citados.

2.2.4 *Resultados do Método VNA*

O trabalho desenvolvido a partir da extrapolação da curva de recessão e os resultados parciais obtidos para cada poço analisado estão apresentados no Anexo I digital. A partir do delta H obtido para cada poço, este foi multiplicado pelas respectivas porosidades, conferido os valores de recarga. As avaliações foram realizadas para cada poço em cada ano e do Quadro 2.3 ao Quadro 2.9, são apresentados os resultados obtidos para recarga, precipitação, relação entre recarga e precipitação e média destas três estimativas em cada poço separadamente para as bacias hidrográficas dos rios Gramame e Baixo Paraíba. Foram removidos os poços P03, P15 e P18a pois os níveis desses poços acusavam interferência por bombeamento.

Quadro 2.3 – Resultado da recarga (mm) em poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Recarga (mm)												
							2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
P05	Aquífero Livre	Cacimbão	264.560	9.186.535	175,52	11,1	68	-	-	-	-	-	254	380	230	366	-	-	-
P11	Aquífero Livre	Cacimbão	265.010	9.205.480	89,06	18	-	-	-	-	-	-	185	224	-	-	-	-	-
P12	Aquífero Livre	Cacimbão	264.904	9.203.561	81,11	6,74	-	-	-	-	-	-	-	94	-	-	-	-	-
P17	Aquífero Livre	Cacimbão	266.506	9.203.393	92,33	26	-	-	-	-	-	-	343	198	-	-	-	-	-
P27	Aquífero Livre	Tubular	296.066	9.218.927	1,85	13	-	-	-	-	-	-	-	182	-	-	-	-	-
P31	Aquífero Livre	Tubular	296.202	9.218.758	1,66	8,89	-	-	-	-	-	-	-	166	95	-	-	-	-
P32	Aquífero Livre	Tubular	295.840	9.215.550	1,21	12,59	-	-	-	-	-	-	-	235	158	-	-	-	-
P33	Aquífero Livre	Tubular	295.003	9.218.883	-0,55	14,66	-	-	-	-	-	-	-	87	45	-	-	-	-
P36	Aquífero Livre	Tubular	294.911	9.210.745	9	22,94	-	-	-	-	-	-	-	213	116	-	-	-	-
P37	Aquífero Livre	Tubular	300.771	9.205.328	23	32	-	-	-	-	-	-	-	414	150	-	-	-	-
P38	Aquífero Livre	Tubular	299.203	9.205.453	40	33,22	-	-	-	-	-	-	-	601	241	-	-	-	-
P39	Aquífero Livre	Tubular	297.159	9.204.966	38	35,17	-	-	-	-	-	-	-	320	170	-	-	-	-

Quadro 2.4 – Resultado da recarga (mm) em poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Recarga (mm)												
							2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
P01	Aquífero Livre	Cacimbão	271.868	9.200.823	57,21	5,65	17	-	-	-	-	-	40	99	-	-	-	-	-
P02	Aquífero Livre	Cacimbão	268.670	9.198.581	68,54	9,2	-	-	-	-	-	-	180	265	282	-	-	-	-
P04	Aquífero Livre	Cacimbão	266.336	9.196.776	133,82	19,8	39	-	-	-	-	-	264	234	102	264	-	-	-
P06	Aquífero Livre	Cacimbão	264.458	9.184.209	137,84	10,9	-	-	-	-	-	-	-	117	-	-	-	-	-
P08	Aquífero Livre	Cacimbão	268.467	9.182.638	113,48	8,05	162	-	-	-	-	-	303	556	107	-	-	-	-
P09	Aquífero Livre	Cacimbão	269.231	9.187.134	121,52	11,7	46	-	-	-	-	-	214	245	159	249	-	-	-
P10	Aquífero Livre	Tubular	269.233	9.188.520	111,78	12,95	148	-	-	-	-	-	505	507	421	600	-	-	-
P14	Aquífero Livre	Cacimbão	277.764	9.200.633	25,51	7	80	-	-	-	-	-	145	-	-	-	-	-	-
P16	Aquífero Livre	Cacimbão	280.884	9.198.748	75,14	10,37	152	-	-	-	-	-	414	532	253	-	-	-	-
P18b	Aquífero Livre	Tubular	264.650	9.181.968	155,79	19,65	-	-	192	357	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P20	Aquífero Livre	Cacimbão	274.261	9.194.613	46,95	7,3	-	-	-	-	-	-	276	365	246	-	-	-	-
P21	Aquífero Livre	Cacimbão	283.879	9.188.960	34	4	-	-	-	-	-	-	46	123	-	-	-	-	-
P22	Aquífero Livre	Cacimbão	283.802	9.189.991	51,89	16	121	-	-	-	-	-	241	380	-	-	-	-	-
P23	Aquífero Livre	Tubular	292.357	9.202.840	49	39	-	-	-	-	-	-	142	279	155	-	-	-	-
P24	Aquífero Livre	Tubular	297.590	9.199.182	5	28	-	-	-	-	-	-	-	701	416	-	-	-	-
P25	Aquífero Livre	Cacimbão	288.390	9.193.703	42	9,7	-	-	-	-	-	-	75	172	106	-	-	-	-
P29	Aquífero Livre	Tubular	289.557	9.208.029	32		-	-	-	-	-	-	-	-	317	-	-	-	-

Quadro 2.5 – Resultado da precipitação (mm) na proximidade de poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Precipitação (mm)												
							2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
P05	Aquífero Livre	Cacimbão	264.560	9.186.535	175,52	11,1	922	2248	1248	1539	1223	1101	1186	1300	1147	1504	1230	969	1453
P11	Aquífero Livre	Cacimbão	265.010	9.205.480	89,06	18	686	1672	1047	1289	1049	1108	1177	1315	947	1347	1504	961	1621
P12	Aquífero Livre	Cacimbão	264.904	9.203.561	81,11	6,74	686	1672	1047	1289	1049	1108	1177	1315	947	1347	1504	961	1621
P17	Aquífero Livre	Cacimbão	266.506	9.203.393	92,33	26	686	1672	1047	1289	1049	1108	1177	1315	947	1347	1504	961	1621
P27	Aquífero Livre	Tubular	296.066	9.218.927	1,85	13	1333	2355	1651	2155	1489	1618	1569	2079	1525	2135	2113	1840	2643
P31	Aquífero Livre	Tubular	296.202	9.218.758	1,66	8,89	1333	2355	1651	2155	1489	1618	1569	2079	1525	2135	2113	1840	2643
P32	Aquífero Livre	Tubular	295.840	9.215.550	1,21	12,59	1321	2414	1669	1832	1474	1488	1569	2052	1554	2134	1967	1756	2555
P33	Aquífero Livre	Tubular	295.003	9.218.883	-0,55	14,66	1333	2355	1651	2155	1489	1618	1569	2079	1525	2135	2113	1840	2643
P36	Aquífero Livre	Tubular	294.911	9.210.745	9	22,94	1321	2414	1669	1832	1474	1488	1569	2052	1554	2134	1967	1756	2555
P37	Aquífero Livre	Tubular	300.771	9.205.328	23	32	962	2111	1523	1613	1343	1322	1395	2035	1651	1995	1803	1678	2186
P38	Aquífero Livre	Tubular	299.203	9.205.453	40	33,22	962	2111	1523	1613	1343	1322	1395	2035	1651	1995	1803	1678	2186
P39	Aquífero Livre	Tubular	297.159	9.204.966	38	35,17	962	2111	1523	1613	1343	1322	1395	2035	1651	1995	1803	1678	2186

Quadro 2.6 - Resultado da precipitação (mm) na proximidade de poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Precipitação (mm)												
							2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
P01	Aquífero Livre	Cacimbão	271.868	9.200.823	57,21	5,65	836	1915	1246	1392	1127	1175	1303	1571	1271	1667	1711	1067	1885
P02	Aquífero Livre	Cacimbão	268.670	9.198.581	68,54	9,2	686	1672	1047	1289	1049	1108	1177	1315	947	1347	1504	961	1621
P04	Aquífero Livre	Cacimbão	266.336	9.196.776	133,82	19,8	686	1672	1047	1289	1049	1108	1177	1315	947	1347	1504	961	1621
P06	Aquífero Livre	Cacimbão	264.458	9.184.209	137,84	10,9	922	2248	1248	1539	1223	1101	1186	1300	1147	1504	1230	969	1453
P08	Aquífero Livre	Cacimbão	268.467	9.182.638	113,48	8,05	922	2248	1248	1539	1223	1101	1186	1300	1147	1504	1230	969	1453
P09	Aquífero Livre	Cacimbão	269.231	9.187.134	121,52	11,7	922	2248	1248	1539	1223	1101	1186	1300	1147	1504	1230	969	1453
P10	Aquífero Livre	Tubular	269.233	9.188.520	111,78	12,95	922	2248	1248	1539	1223	1101	1186	1300	1147	1504	1230	969	1453
P14	Aquífero Livre	Cacimbão	277.764	9.200.633	25,51	7	923	1901	1232	1556	1248	1188	1334	1505	1035	1461	1455	1221	2019
P16	Aquífero Livre	Cacimbão	280.884	9.198.748	75,14	10,37	923	1901	1232	1556	1248	1188	1334	1505	1035	1461	1455	1221	2019
P18b	Aquífero Livre	Tubular	264.650	9.181.968	155,79	19,65	922	2248	1248	1539	1223	1101	1186	1300	1147	1504	1230	969	1453
P20	Aquífero Livre	Cacimbão	274.261	9.194.613	46,95	7,3	836	1915	1246	1392	1127	1175	1303	1571	1271	1667	1711	1067	1885
P21	Aquífero Livre	Cacimbão	283.879	9.188.960	34	4	1090	2169	1333	1709	1333	1246	1408	1889	1322	1717	1775	1142	2114
P22	Aquífero Livre	Cacimbão	283.802	9.189.991	51,89	16	1090	2169	1333	1709	1333	1246	1408	1889	1322	1717	1775	1142	2114
P23	Aquífero Livre	Tubular	292.357	9.202.840	49	39	1090	2169	1333	1709	1333	1246	1408	1889	1322	1717	1775	1142	2114
P24	Aquífero Livre	Tubular	297.590	9.199.182	5	28	962	2111	1523	1613	1343	1322	1395	2035	1651	1995	1803	1678	2186
P25	Aquífero Livre	Cacimbão	288.390	9.193.703	42	9,7	1090	2169	1333	1709	1333	1246	1408	1889	1322	1717	1775	1142	2114
P29	Aquífero Livre	Tubular	289.557	9.208.029	32		1257	2276	1440	1781	1466	1357	1374	1860	1434	2029	1633	1591	2303

Quadro 2.7 – Resultado da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Relação entre Recarga (mm) e Precipitação (mm)												
							2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
P05	Aquífero Livre	Cacimbão	264.560	9.186.535	175,52	11,1	7%	-	-	-	-	-	21%	29%	20%	24%	-	-	-
P11	Aquífero Livre	Cacimbão	265.010	9.205.480	89,06	18	-	-	-	-	-	-	16%	17%	-	-	-	-	-
P12	Aquífero Livre	Cacimbão	264.904	9.203.561	81,11	6,74	-	-	-	-	-	-	-	7%	-	-	-	-	-
P17	Aquífero Livre	Cacimbão	266.506	9.203.393	92,33	26	-	-	-	-	-	-	29%	15%	-	-	-	-	-
P27	Aquífero Livre	Tubular	296.066	9.218.927	1,85	13	-	-	-	-	-	-	-	9%	-	-	-	-	-
P31	Aquífero Livre	Tubular	296.202	9.218.758	1,66	8,89	-	-	-	-	-	-	-	8%	6%	-	-	-	-
P32	Aquífero Livre	Tubular	295.840	9.215.550	1,21	12,59	-	-	-	-	-	-	-	11%	10%	-	-	-	-
P33	Aquífero Livre	Tubular	295.003	9.218.883	-0,55	14,66	-	-	-	-	-	-	-	4%	3%	-	-	-	-
P36	Aquífero Livre	Tubular	294.911	9.210.745	9	22,94	-	-	-	-	-	-	-	10%	7%	-	-	-	-
P37	Aquífero Livre	Tubular	300.771	9.205.328	23	32	-	-	-	-	-	-	-	20%	9%	-	-	-	-
P38	Aquífero Livre	Tubular	299.203	9.205.453	40	33,22	-	-	-	-	-	-	-	30%	15%	-	-	-	-
P39	Aquífero Livre	Tubular	297.159	9.204.966	38	35,17	-	-	-	-	-	-	-	16%	10%	-	-	-	-

Quadro 2.8 - Resultado da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Relação entre Recarga (mm) e Precipitação (mm)												
							2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
P01	Aquífero Livre	Cacimbão	271.868	9.200.823	57,21	5,65	2%	-	-	-	-	-	3%	6%	-	-	-	-	-
P02	Aquífero Livre	Cacimbão	268.670	9.198.581	68,54	9,2	-	-	-	-	-	-	15%	20%	30%	-	-	-	-
P04	Aquífero Livre	Cacimbão	266.336	9.196.776	133,82	19,8	6%	-	-	-	-	-	22%	18%	11%	20%	-	-	-
P06	Aquífero Livre	Cacimbão	264.458	9.184.209	137,84	10,9	-	-	-	-	-	-	-	9%	-	-	-	-	-
P08	Aquífero Livre	Cacimbão	268.467	9.182.638	113,48	8,05	18%	-	-	-	-	-	26%	43%	9%	-	-	-	-
P09	Aquífero Livre	Cacimbão	269.231	9.187.134	121,52	11,7	5%	-	-	-	-	-	18%	19%	14%	17%	-	-	-
P10	Aquífero Livre	Tubular	269.233	9.188.520	111,78	12,95	16%	-	-	-	-	-	43%	39%	37%	40%	-	-	-
P14	Aquífero Livre	Cacimbão	277.764	9.200.633	25,51	7	9%	-	-	-	-	-	11%	-	-	-	-	-	-
P16	Aquífero Livre	Cacimbão	280.884	9.198.748	75,14	10,37	16%	-	-	-	-	-	31%	35%	24%	-	-	-	-
P18b	Aquífero Livre	Tubular	264.650	9.181.968	155,79	19,65	-	-	15%	23%	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P20	Aquífero Livre	Cacimbão	274.261	9.194.613	46,95	7,3	-	-	-	-	-	-	21%	23%	19%	-	-	-	-
P21	Aquífero Livre	Cacimbão	283.879	9.188.960	34	4	-	-	-	-	-	-	3%	7%	-	-	-	-	-
P22	Aquífero Livre	Cacimbão	283.802	9.189.991	51,89	16	11%	-	-	-	-	-	17%	20%	-	-	-	-	-
P23	Aquífero Livre	Tubular	292.357	9.202.840	49	39	-	-	-	-	-	-	10%	15%	12%	-	-	-	-
P24	Aquífero Livre	Tubular	297.590	9.199.182	5	28	-	-	-	-	-	-	-	34%	25%	-	-	-	-
P25	Aquífero Livre	Cacimbão	288.390	9.193.703	42	9,7	-	-	-	-	-	-	5%	9%	8%	-	-	-	-
P29	Aquífero Livre	Tubular	289.557	9.208.029	32		-	-	-	-	-	-	-	-	22%	-	-	-	-

Quadro 2.9 – Resultado dos valores médios da recarga (mm), precipitação (mm) e da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Baixo Rio Paraíba.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Recarga média (mm)	Precipitação média (mm)	Relação média RxP (%)
P05	Aquífero Livre	Cacimbão	264.560	9.186.535	175,52	11,1	260	1313	20%
P11	Aquífero Livre	Cacimbão	265.010	9.205.480	89,06	18	205	1209	17%
P12	Aquífero Livre	Cacimbão	264.904	9.203.561	81,11	6,74	94	1209	8%
P17	Aquífero Livre	Cacimbão	266.506	9.203.393	92,33	26	271	1209	22%
P27	Aquífero Livre	Tubular	296.066	9.218.927	1,85	13	182	1885	10%
P31	Aquífero Livre	Tubular	296.202	9.218.758	1,66	8,89	131	1885	7%
P32	Aquífero Livre	Tubular	295.840	9.215.550	1,21	12,59	197	1830	11%
P33	Aquífero Livre	Tubular	295.003	9.218.883	-0,55	14,66	66	1885	4%
P36	Aquífero Livre	Tubular	294.911	9.210.745	9	22,94	165	1830	9%
P37	Aquífero Livre	Tubular	300.771	9.205.328	23	32	282	1663	17%
P38	Aquífero Livre	Tubular	299.203	9.205.453	40	33,22	421	1663	25%
P39	Aquífero Livre	Tubular	297.159	9.204.966	38	35,17	245	1663	15%
Valores médios para a bacia do Baixo Rio Paraíba							**210**	**1604**	**14%**
Valores médios com intervalor de confiança de 95% para a bacia do Baixo Rio Paraíba							**210±61**		

Quadro 2.10 - Resultado dos valores médios da recarga (mm), precipitação (mm) e da relação (%) entre recarga (mm) e precipitação (mm) para os poços de captação do sistema aquífero livre entre os anos de 2010 e 2022 para a Bacia Hidrográfica do Rio Gramame.

Código	Tipo	Poço	UTM L (m)	UTM S (m)	Altitude (m)	Profundidade (m)	Recarga média (mm)	Precipitação média (mm)	Relação média RxP (%)
P01	Aquífero Livre	Cacimbão	271.868	9.200.823	57,21	5,65	52	1397	4%
P02	Aquífero Livre	Cacimbão	268.670	9.198.581	68,54	9,2	242	1209	20%
P04	Aquífero Livre	Cacimbão	266.336	9.196.776	133,82	19,8	181	1209	15%
P06	Aquífero Livre	Cacimbão	264.458	9.184.209	137,84	10,9	117	1313	9%
P08	Aquífero Livre	Cacimbão	268.467	9.182.638	113,48	8,05	282	1313	21%
P09	Aquífero Livre	Cacimbão	269.231	9.187.134	121,52	11,7	183	1313	14%
P10	Aquífero Livre	Tubular	269.233	9.188.520	111,78	12,95	436	1313	33%
P14	Aquífero Livre	Cacimbão	277.764	9.200.633	25,51	7	113	1391	8%
P16	Aquífero Livre	Cacimbão	280.884	9.198.748	75,14	10,37	338	1391	24%
P18b	Aquífero Livre	Tubular	264.650	9.181.968	155,79	19,65	275	1313	21%
P20	Aquífero Livre	Cacimbão	274.261	9.194.613	46,95	7,3	296	1397	21%
P21	Aquífero Livre	Cacimbão	283.879	9.188.960	34	4	85	1557	5%
P22	Aquífero Livre	Cacimbão	283.802	9.189.991	51,89	16	247	1557	16%
P23	Aquífero Livre	Tubular	292.357	9.202.840	49	39	192	1557	12%
P24	Aquífero Livre	Tubular	297.590	9.199.182	5	28	559	1663	34%
P25	Aquífero Livre	Cacimbão	288.390	9.193.703	42	9,7	118	1557	8%
P29	Aquífero Livre	Tubular	289.557	9.208.029	32		317	1677	19%
Valores médios para a bacia do Rio Gramame							**237**	**1419**	**17%**
Valores médios com intervalor de confiança de 95% para a bacia do Rio Gramame							**237±68**		

Analisando os resultados dos quadros apresentados acima, é possível concluir que a estimativa média de recarga para o aquífero livre na bacia hidrográfica do rio Baixo Paraíba (Quadro 2.9) foi de 14% em relação à precipitação para a região em que existem poços com medição de níveis estáticos, com valor médio de 210±61mm (intervalo de confiança de 95%). Esta porcentagem para a bacia do rio Gramame (Quadro 2.10) foi de 17%, com valor médio de 237±68 (intervalo de confiança de 95%).

Quando considerada a área de forma conjunta, a estimativa média de recarga para o aquífero livre pelo método do VNA foi de 15% em relação à precipitação para a região em que estão contemplados os poços que tem medição de níveis estáticos. Em valores absolutos, a média foi de 226±44 (intervalo de confiança de 95%). Ou seja, em média, esse é o valor da recarga anual que ocorre no sistema aquífero livre do SAPP de acordo com o método VNA no local onde os dados foram levantados.

Ao observar o Quadro 2.3 e o Quadro 2.4, nota-se que o ano de 2017 foi o que apresentou os maiores valores de recarga, isso pode ser atribuído aos maiores valores de pluviosidade que podem ser conferidos no Quadro 2.5 e no Quadro 2.6. O Quadro 2.7 e o Quadro 2.8 apresentam então, para cada poço, a relação entre a recarga e a pluviosidade para cada poço e para cada ano.

Os resultados apresentados até o momento consideraram informações pontuais para cada poço. Com o intuito de extrapolar esses resultados para locais sem poços, buscou-se estabelecer uma relação estatística entre os dados. A abordagem usada para interpolar as informações foi o método de Kriging. O método não utilizou poços localizados sobre o embasamento cristalino. Ainda, devido à disponibilidade temporal não coincidente e com tamanhos diferentes nos poços, foi adotado um critério de uso de poço com ao menos três anos de dados para garantir a consistência dos resultados. A condição usada permitiu que a interpolação fosse feita para a bacia do Gramame.

Assim, a partir da interpolação feita para a bacia do Rio Gramame. Os resultados derivados da aplicação dessa interpolação culminam em um *raster* de recarga espacializado, conforme ilustrado na Figura 2.3. Sendo assim, a partir dessa análise, foram encontrados os valores máximos, mínimos e médios como 307mm, 221mm e 262mm, respectivamente na bacia do Rio Gramame.

Ao serem observados esses resultados, é interessante ressaltar as incertezas que estão envolvidas no processo de cálculo e o tipo de ação que pode ser tomada para reduzi-las em estimativas futuras. A primeira delas está relacionada à porosidade efetiva. O valor utilizado foi extraído de apenas alguns poços e foram adotados para o restante. Idealmente, todos os poços da rede de monitoramento deveriam passar por testes para que tivessem suas porosidades efetivas medidas de forma individual.

Além disso, é importante que o método seja aplicado para uma série histórica mais longa. Além disso, o ano de 2010, foi um ano com baixíssima pluviosidade, o que pode reduzir significativamente as estimativas médias em poços que contemplam o ano em questão.

De qualquer forma, o método VNA foi aplicado para a rede de monitoramento existente e recomenda-se que este siga sendo aplicado para anos futuros com novos dados obtidos de níveis estáticos e, quando possível, de porosidade efetiva. O próximo produto desta consultoria, deverá discorrer sobre a instalação de uma rede de monitoramento para o SAPP e esta levará em consideração todas as incertezas identificadas aqui procurando reduzi-las para que futuros cálculos de recarga do SAPP possam ser mais precisos em função da existência de uma série mais longa de dados e de informações de porosidade específica para cada poço da rede.

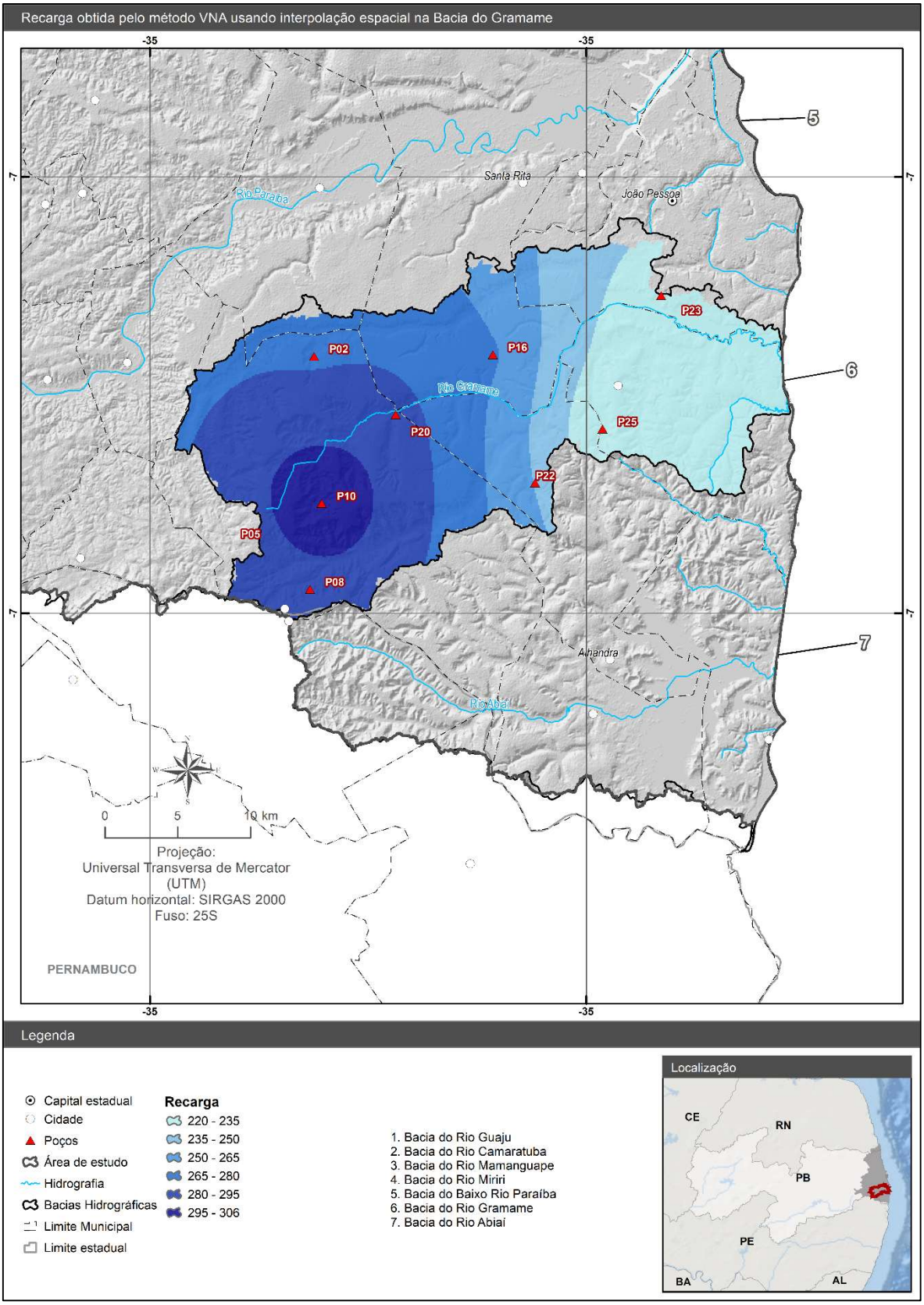

Figura 2.3 – Recarga obtida pelo método VNA usando interpolação espacial na Bacia do Gramame.

2.3 MÉTODO DO BALANÇO HÍDRICO

O método de balanço hídrico é amplamente empregado na literatura para estimativas de recarga subterrânea, comumente derivando-se de um volume de controle, como um exutório ou uma área pré-determinada. Nesse contexto, todos os componentes, com exceção da recarga, são mensurados ou estimados, permitindo obter a recarga como o residual desse balanço (Healy, 2010).

A equação do balanço hídrico segue o princípio da conservação da massa, também conhecido como princípio da continuidade. De acordo com esse princípio, a discrepância entre as entradas e saídas é equivalente à alteração no armazenamento do sistema (Feitosa *et al.*, 2008). Ao considerarmos como área de controle o solo de uma determinada região, temos um balanço hídrico simplificado que pode ser representado pela Equação 2.3.

$$P - ETR - ES - R = \Delta S$$ Equação 2.3

em que P representa a precipitação (mm), ETR representa a evapotranspiração real (mm), ES representa o escoamento superficial (mm), R representa a recarga (mm), e ΔS representa a variação no armazenamento de água no solo (mm).

A equação proposta por (FEITOSA et al., 2008) considera os principais componentes do balanço hídrico, entretanto, apesar da sua simplicidade, nem sempre os termos são facilmente quantificados. As incertezas na estimativa pelo balanço hídrico do solo apresentado são pequenas em relação ao total da recarga, sendo adequado para escalas de tempo de um ano ou mais, principalmente por causa do balanço de umidade do solo (de Vries; Simmers, 2002; Wahnfried; Hirata, 2005). Ou seja, se analisarmos os fluxos totais da componente em algumas décadas, a mudança do ΔS pode ser considerada desprezível em termo de volume, permitindo que a recarga subterrânea seja obtida pela Equação 2.4.

$$R = P - ETR - ES$$ Equação 2.4

Os componentes de precipitação, evapotranspiração real e escoamento superficial direto serão obtidos de maneira independente para estimativa da recarga subterrânea. Na bibliografia existem inúmeros métodos que descrevem formas de calcular cada uma dessas variáveis. A seguir estão apresentadas informações dos métodos escolhidos, dados levantados e suas características.

2.3.1 *Precipitação (P)*

No diagnóstico do presente estudo, as séries mensais de precipitação foram avaliadas, onde identificou-se que o período chuvoso ocorre entre os meses de março e agosto e o período seco entre os meses de setembro e fevereiro. Durante os meses de março a agosto, as precipitações são mais frequentes e intensas, sendo junho o mês em que ocorrem os maiores índices pluviométricos.

Para visualizar a distribuição espacial das precipitações na área do SAPP, no diagnóstico foram elaborados mapas de isoietas a partir dos dados de precipitação de 34 estações pluviométricas levantadas e consistidas. Conforme exposto anteriormente, com base na disponibilidade de dados de precipitação, definiu-se um intervalo de tempo como referência entre 1994 e 2022 para a área de interesse, totalizando 29 anos de observação em cada estação pluviométrica.

Os mapas de isoietas da precipitação total anual média, obtidos no relatório de diagnóstico (Figura 2.4), foram gerados a partir de interpolação matemática pelo método de Kriging, na qual os valores medidos circundantes são ponderados para derivar um valor previsto para um local não medido e criar um modelo raster contínuo a partir de dados pontuais de precipitação.

De acordo com a Figura 2.4 que ilustra a espacialização das precipitações totais anuais ao longo do SAPP, as maiores precipitação ocorrem nas porções sul e sudeste da área, na foz das bacias dos rios Abiaí, Gramame e Paraíba, enquanto as menores precipitações anuais são registradas nas porções oeste e sudoeste, que abarca a mesorregião do agreste paraibano, inserida na bacia do rio.

A Figura 2.5 apresenta uma análise conjugada da hipsometria da região e das isoietas de precipitações médias anuais, demonstrando o efeito orográfico do planalto da Borborema na formação das precipitações na zona da Mata Paraibana, decorrentes da obstaculização da livre circulação das massas de ar carregadas de umidade trazida do oceano para o interior, provocada pela retenção orográfica da nebulosidade, seguida de ascensão, resfriamento, saturação e precipitação.

É possível observar que nas áreas costeiras, onde o relevo é predominantemente plano, a influência da orografia na precipitação tende a ser menos significativa. Nessas regiões, a brisa marítima é um fator importante na formação de nuvens, pois o ar quente e úmido do oceano encontra a massa de ar mais fria sobre a terra, o que pode levar à formação de nuvens e precipitação.

A distribuição das curvas de precipitação traçadas pelas isoietas sobre o mapa hipsométrico do relevo desde a escarpa oriental do planalto da Borborema até o litoral demonstram a elevação das alturas médias de precipitação de oeste para leste em

gradientes pluviométricos ascendentes para o litoral, em sentido inverso à ascensão altimétrica das cotas topográficas do relevo, sobretudo quando alcança as elevações abruptas do maciço da Borborema.

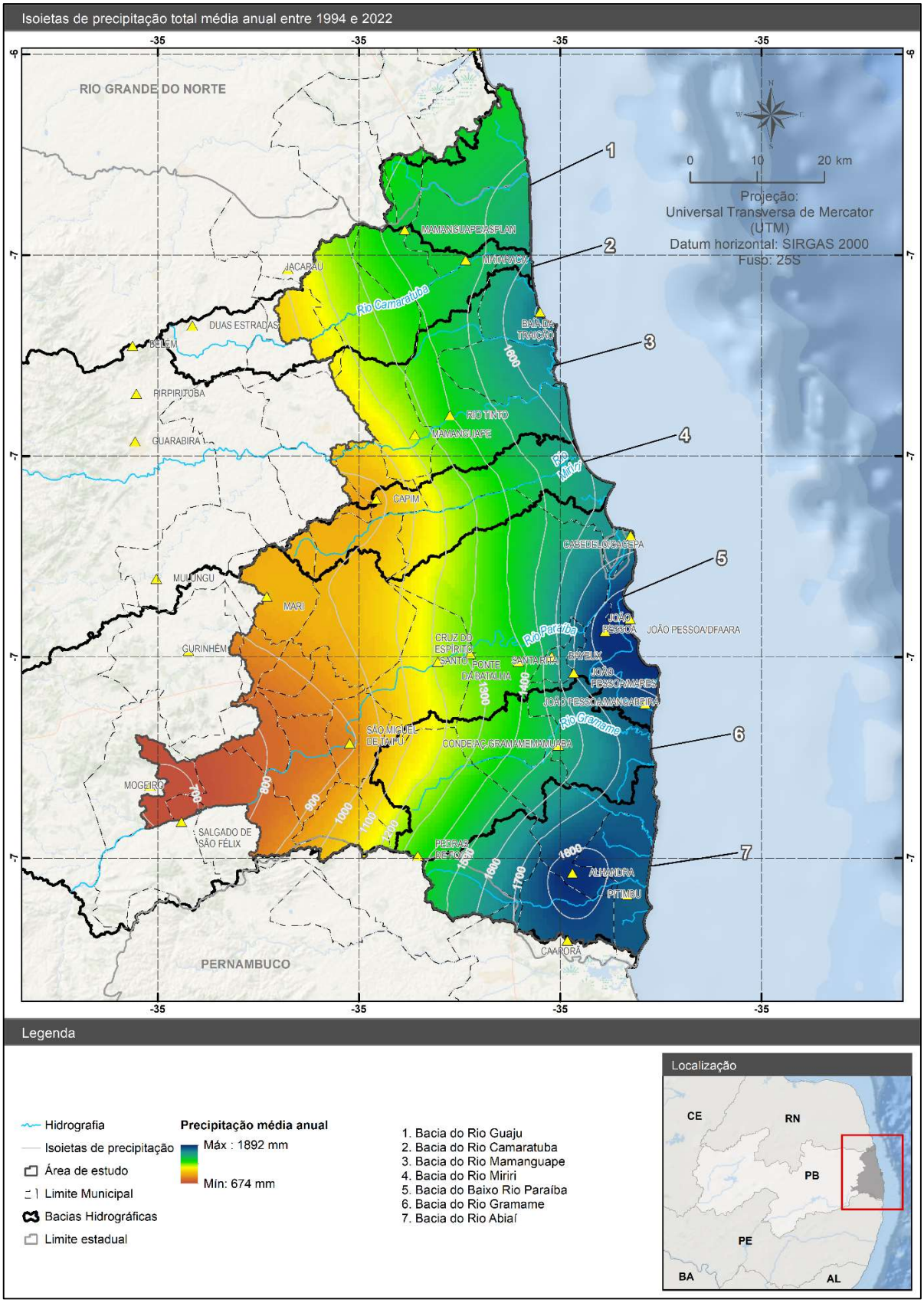

Figura 2.4 – Isoietas de precipitação total média anual entre 1994 e 2022.

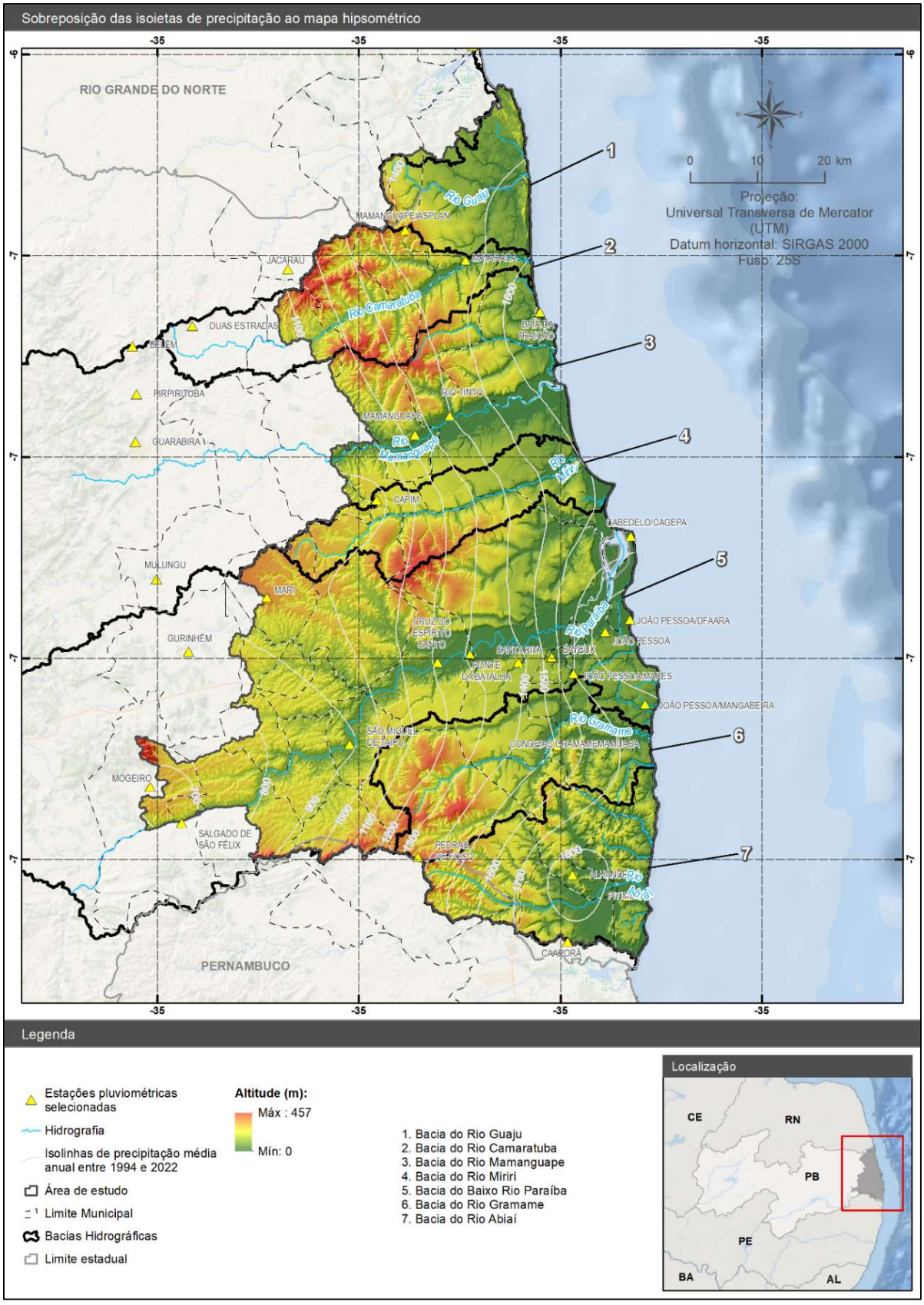

Figura 2.5 – Sobreposição das isoietas de precipitação ao mapa hipsométrico.

2.3.2 *Escoamento Superficial Direto (ES)*

Dentro de uma bacia hidrográfica, a água que escoa nas drenagens é gerada por meio de processos de transformação da chuva em escoamento. A vazão de um rio é gerada pela combinação da água que retorna do compartimento subterrâneo *(baseflow*), subsuperficial (*interflow*), que é a água oriunda do subsolo com rápido escoamento e que não atinge o aquífero, e da água oriunda do escoamento superficial direto (*saturated overland flow*). A Figura 2.6 apresenta de maneira simplificada as três diferentes fontes de escoamento dos rios em um hidrograma (Freeze; Cherry, 1979; Maidment, 1992).

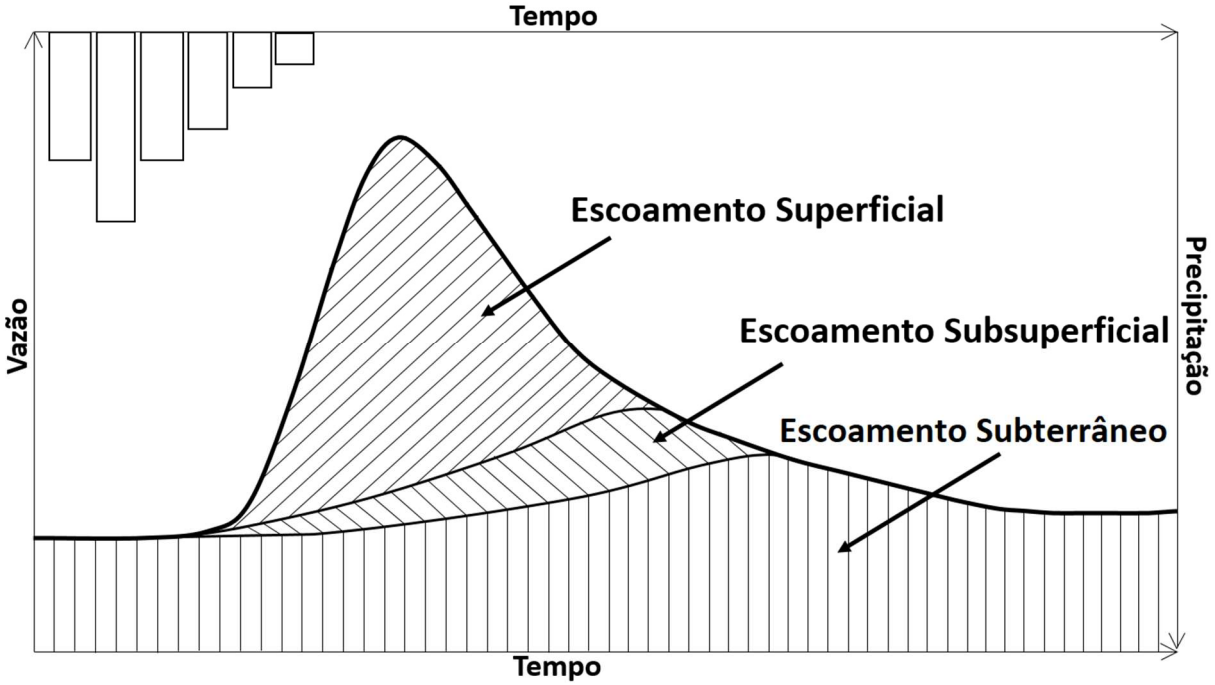

Figura 2.6 – Diferentes origens do escoamento em um rio. Fonte: (MELATI, 2018)

Em regiões de clima mais seco, onde é frequente a ocorrência de rios intermitentes, ou seja, quando o nível do aquífero está abaixo do leito do rio, implicando na condição de rio afluente. As frações associadas ao compartimento subterrâneo acabam sendo nulas, e o rio acaba não tendo contribuições subterrânea que garantem escoamento no rio durante todo o ano. Essa condição é observada na área de estudo, conforme pode ser observado na Figura 2.7, que mostra quase todas as curvas de permanência com períodos do ano sem vazão nos rios, com exceção de uma estação localizada no Rio Guaju (38690000).

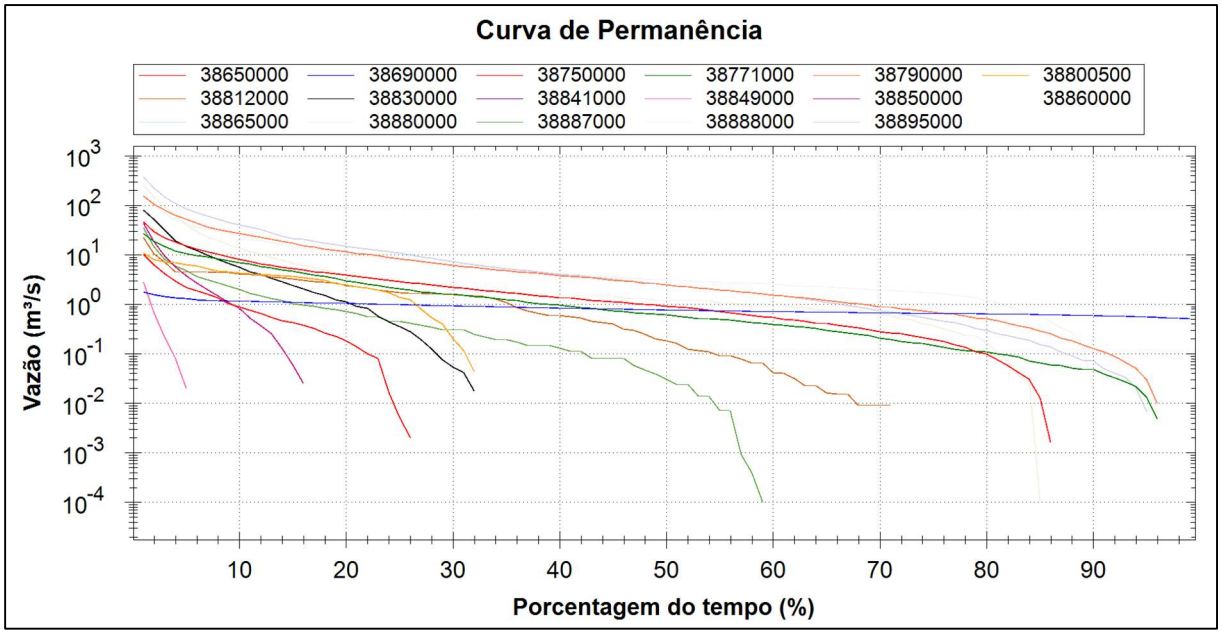

Figura 2.7 – Curva de permanência de diversas estações fluviométricas na área de estudo.

Para representar a componente do balanço hídrico escoamento superficial, ou seja, a água que escoa para o rio e não chega no aquífero, pode-se utilizar diferentes metodologias. Como a geração do escoamento superficial é dependente das condições de umidade do solo anteriores ao evento de chuva, modelos contínuos acabam sendo mais adequados para representar essa variável, para isso, os modelos chuva-vazão acabam sendo uma boa forma de obtenção do escoamento superficial direto.

Para obter a fração de escoamento superficial direto no presente trabalho, será usado o modelo hidrológico chuva-vazão MGB (Collischonn *et al.*, 2007; Fan; Collischonn, 2014). Dentro do modelo, a geração do escoamento superficial é feita usando o modelo ARNO (Todini, 1996), na qual toda a chuva que cai sobre um solo já saturado gera escoamento superficial, essa área de contribuição para a geração do escoamento superficial é variável, o modelo é baseado no processo dunneano de geração de escoamento superficial (Dunne; Black, 1970). Para determinar os totais escoados superficialmente na bacia, será utilizado os volumes associados ao escoamento direto e ao interflow gerados no modelo hidrológico. Mais detalhes da construção do modelo estão apresentados a seguir.

Algumas áreas não puderam ser simuladas no modelo hidrológico, esse locais tiveram o escoamento superficial direto gerado por meio de produção específica da área vizinha, permitindo que o resultado de disponibilidade considerasse tais áreas.

2.3.2.1 Modelo Hidrológico MGB

No modelo hidrológico utilizado, a menor unidade de discretização da bacia é no formato de minibacias, cada uma destas possui um trecho de rio correspondente onde os resultados hidrológicos são processados, gerando como produto as séries de vazão. Para fins didáticos, a Figura 2.8 apresenta as minibacias dentro de sub-bacias definidas para o modelo MGB no presente estudo. Foram extraídas características físicas de cada minibacia tais como topologia hídrica, áreas, áreas acumuladas de drenagem, centroides, comprimentos, declividades de trechos de rios e distribuição das URHs.

O processamento que deu origem às bacias e minibacias foi feito por meio do pré-processamento do modelo no plugin BHO2MGB, que é uma versão de pré-processamento do Modelo de Grandes Bacias (MGB). O BHO2MGB utiliza as informações previamente existentes na Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO 2017) disponibilizada pela Agência Nacional de Águas (ANA). No plugin o modelo MGB é discretizado com base nos trechos e polígonos da BHO. Assim, não é necessário o pré-processamento do Modelo Digital de Elevação (MDE). Isto ocorre porque a BHO já tem nos seus atributos quase todas as informações necessárias para compor o arquivo de entrada principal do modelo MGB.

O MGB é um modelo de base física que simula processos hidrológicos usando unidades de resposta hidrológica (URH) (Collischonn *et al.*, 2007), que historicamente eram definidas pela combinação de tipos de solo, uso de solo e cobertura vegetal. Os processos hidrológicos verticais, incluindo interceptação, evapotranspiração, balanço de água no solo, geração de escoamentos superficial e subsuperficial e percolação ao aquífero, são simulados em nível de cada uma dessas URHs. Porém, estudos recentes sobre o comportamento hidrológico da paisagem (Gao; Fenicia; Savenije, 2023), e por avanços tecnológicos nos mapas de cobertura da vegetação, como o projeto Mapbiomas (Souza *et al.*, 2020), essa abordagem vem sendo substituída pela utilização de mapas de classes hidrológicas da paisagem (HLC, na sigla em inglês), as HLCs da área de estudo estão apresentadas na Figura 2.9. Maiores detalhes sobre a obtenção do mapa de HLC podem ser encontradas em (BARBEDO et al., 2022).

Para calibrar o modelo, foram utilizadas as estações Ponte da Batalha (38895000) e Engenho Santana (38888000) localizadas na sub-bacia do Baixo Paraíba, juntamente com a estação Ponte do Leitão (38790000) na sub-bacia do Rio Mamanguape. As estações em questão estão localizadas dentro da área de estudo do presente projeto.

Figura 2.8 – Minibacias e sub-bacias do modelo hidrológico

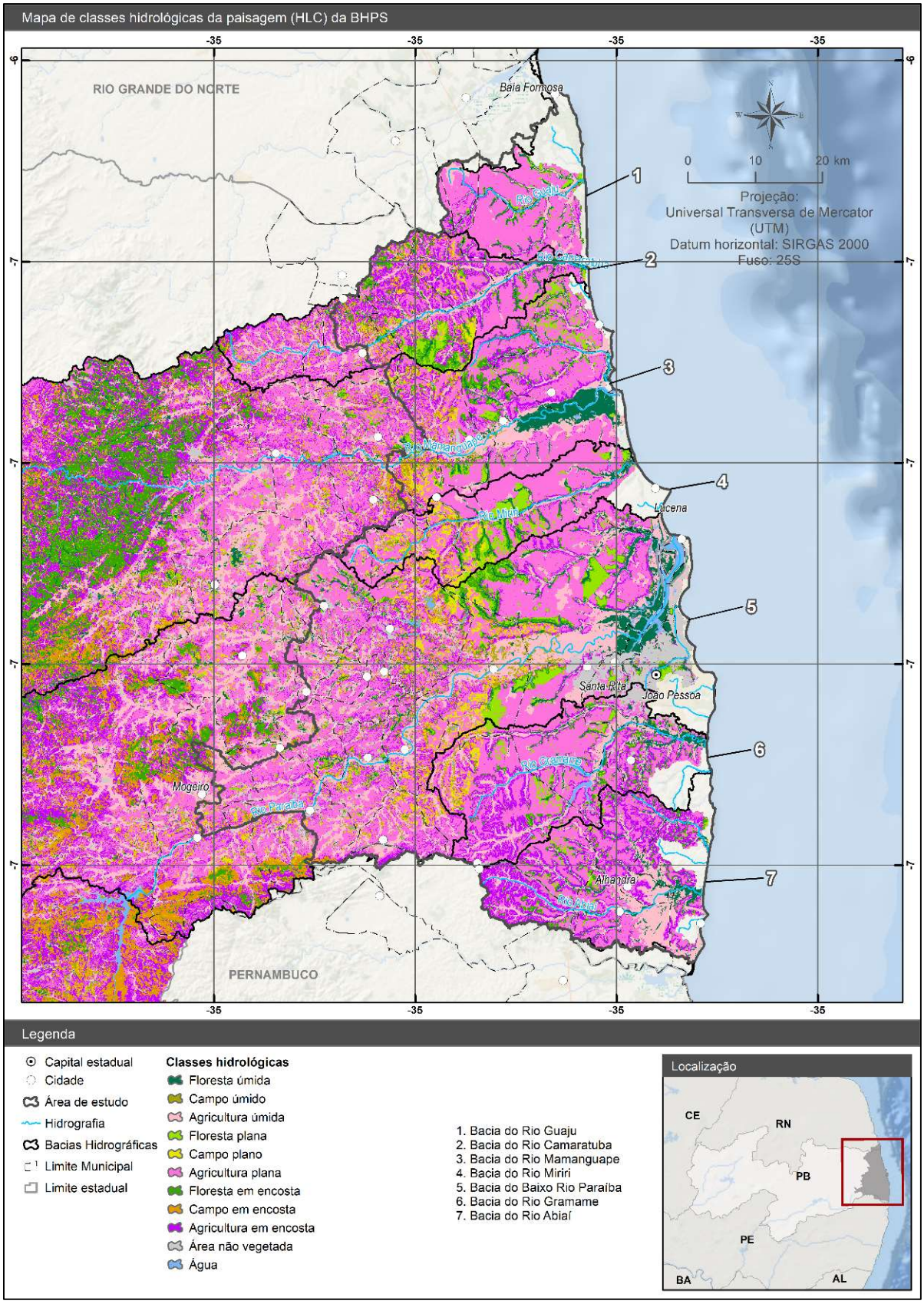

Figura 2.9 – Mapa de classes hidrológicas da paisagem (HLC) da BHPS.

Em relação aos dados de precipitação de entrada, foram utilizadas 121 estações com dados diários disponíveis na região. O processamento no modelo constrói uma série diária de vazões para cada minibacia com base nos dados disponíveis em determinado dia usando métodos de interpolação. A abordagem tira proveito, da melhor forma possível, do dado existente na região, mesmo que algumas séries de dados de estações sejam curtas. Maiores detalhes sobre todas as estações fluviométricas levantadas estão detalhadas no diagnóstico do presente estudo.

Para calcular a evapotranspiração dentro do modelo MGB são utilizados dados de temperatura, umidade relativa do ar, velocidade do vento, pressão atmosférica e insolação (horas de sol por dia). Esses dados foram obtidos por meio de estações climatológicas do INMET no site do Instituto Nacional de Meteorologia (https://portal.inmet.gov.br/normais).

Uma vez construído, o modelo foi simulado entre o período de 01/01/1994 e 31/12/2022 para manter a compatibilidade de análise com os dados de precipitação total anual levantados. A calibração de um modelo é um processo em que os valores dos parâmetros das bacias que não variam no tempo são modificados e seu efeito nos resultados é avaliado repetidamente, até que o hidrograma de vazões calculado reproduza o hidrograma observado com resultado adequado avaliado por meio de estimadores estatísticos. A seguir, será apresentada a proposta de abordagem de calibração do modelo usando estimadores estatísticos e resultados obtidos.

O coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) representa o quanto os resultados obtidos com o modelo são melhores que um modelo alternativo representado pelas vazões médias de longo período observadas. Os valores do coeficiente variam entre menos infinito e 1, valores próximos a 1 indicam que os resultados do modelo são superiores à média de longo período, valores próximos a zero indicam que os resultados são parecidos com a média, enquanto valores negativos indicam que o modelo é pior do que a média. A equação a seguir apresenta o coeficiente.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{N}(QC_i - QO_i)^2}{\sum_{i=1}^{N}(QO_i - QO_m)^2} \qquad \text{Equação 2.5}$$

em que QC_i é a vazão calculada em um intervalo de tempo i; QO_i é a vazão observada em um intervalo de tempo i; QO_m é a vazão média de longo período no intervalo de tempo N.

O erro relativo de volume (EV) permite avaliar se existe uma superestimativa ou uma subestimativa das vazões, o erro é relativo e apresentado em percentuais. De uma maneira ideal, os dados de erro de volume deveriam se manter dentro da faixa de -

10% e 10%, que é a incerteza associada às medições de vazão. A equação a seguir apresenta o cálculo do erro.

$$EV = \frac{\sum_{i=1}^{N} QC_i - \sum_{i=1}^{N} QO_i}{\sum_{i=1}^{N} QO_i}$$ Equação 2.6

em que QC_i é a vazão calculada em um intervalo de tempo i e QO_i é a vazão observada em um intervalo de tempo *i*.

Dessa forma, o modelo foi calibrado para representar de forma aproximada os processos de escoamento superficial das bacias hidrográficas. Os resultados obtidos com o modelo estão apresentados no Quadro 2.11.

Quadro 2.11 – Resultado da calibração do modelo hidrológico

Estação	Nash-Sutcliffe (NS)	Erro de Volume (EV)
38895000	0,44	-8%
38888000	0,51	10%
38790000	0,61	-1%

Fonte: Elaboração própria

2.3.2.2 Resultados do Modelo Hidrológico

No modelo hidrológico, foram extraídas as vazões geradas pelo escoamento superficial e subsuperficial da região não saturada do solo, esses valores juntos representam a vazão gerada nas drenagens que não chega nos aquíferos. Os valores foram obtidos para cada minibacia estudada, ou seja, cada minibacia apresentou os valores incrementais gerados no local. Os totais produzidos nas minibacias já convertidos para a unidade de “mm” estão apresentados na Figura 2.11. A Figura 2.10 apresenta um esquema representando o modelo hidrológico, onde em vermelho está indicada a origem das vazões usadas neste trabalho.

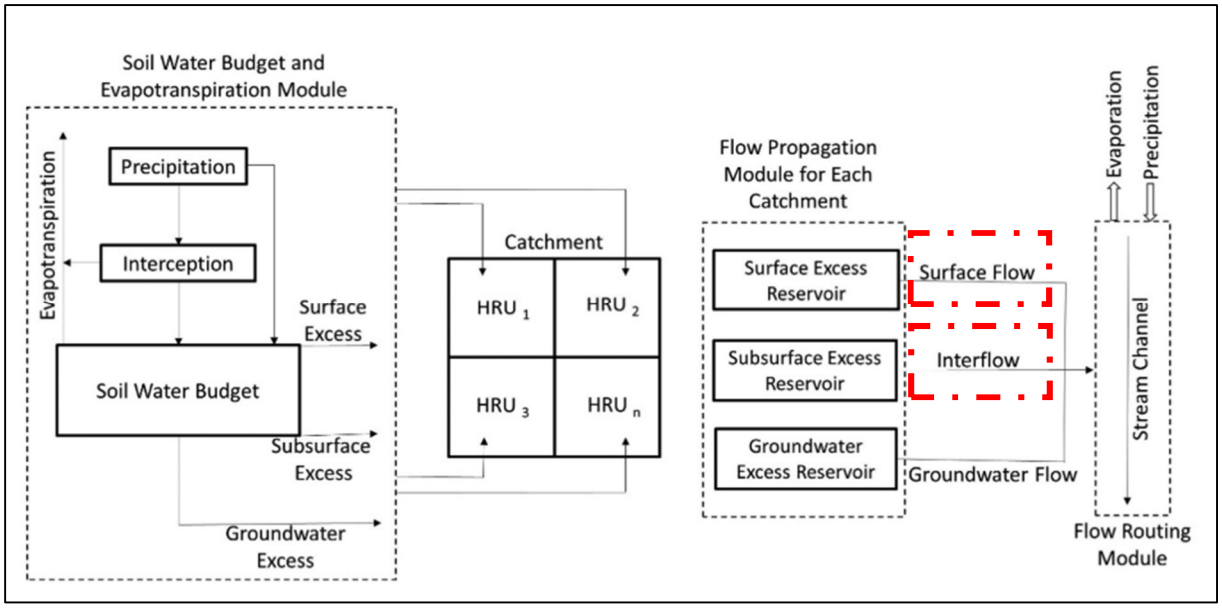

Figura 2.10 – Modelo Hidrológico MGB e geração de vazões a partir de diferentes compartimentos. Fonte: (MELATI et al., 2023)

Os resultados (Figura 2.11) mostram claramente a geração de escoamento em termos de volume acompanhando o regime de totais pluviométricos na região. Onde as áreas localizadas a oeste e próximas ao oceano atingem os maiores valores, com destaque para as elevadas taxas de geração de escoamento superficial geradas na região urbanizada de João Pessoa, que ocorrem devido a elevada impermeabilização do solo na região. Já na região oeste da área de estudo, na bacia hidrográfica do rio Paraíba, ocorrem os menores valores de geração de escoamento superficial.

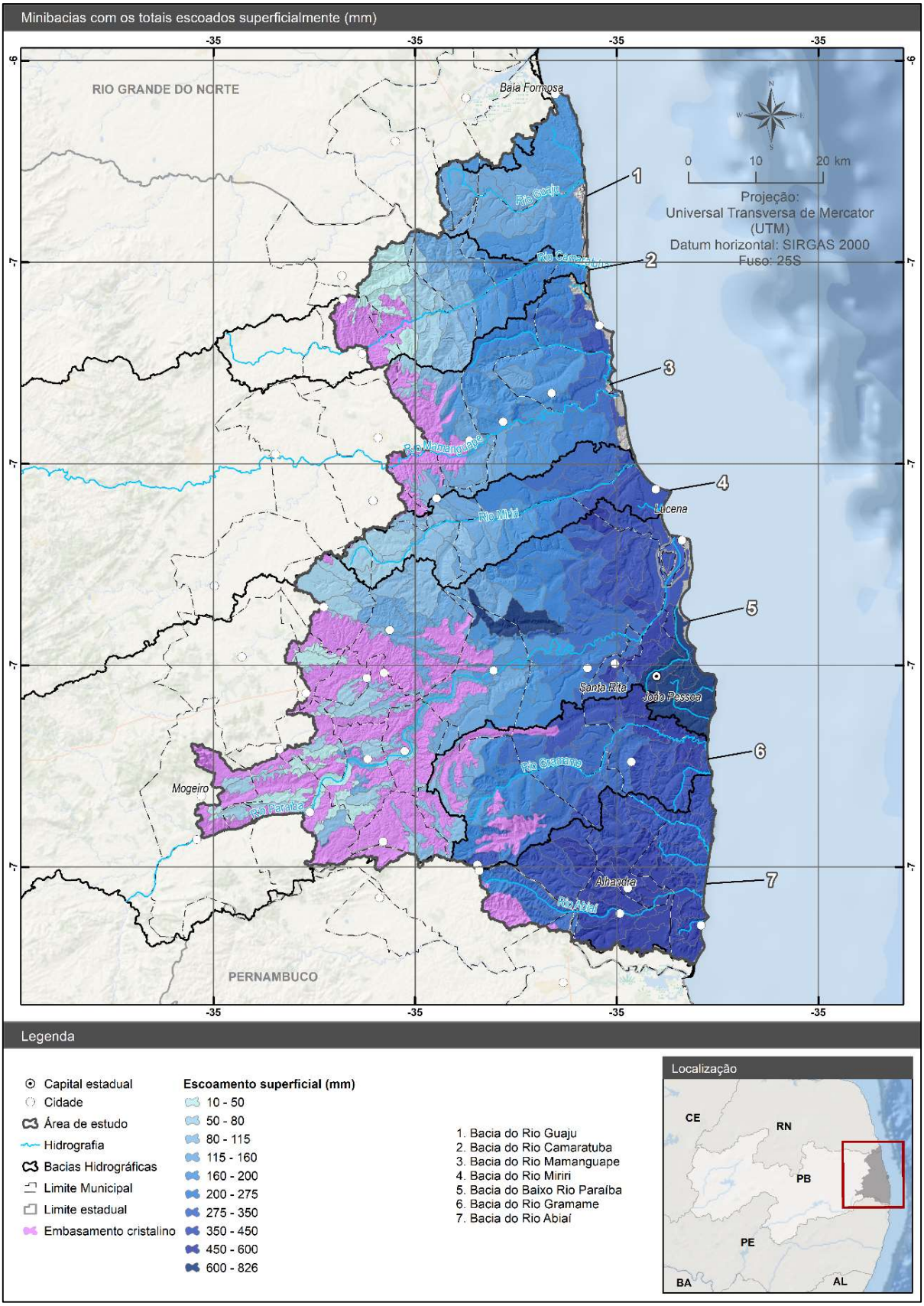

Figura 2.11 – Minibacias com os totais escoados superficialmente (mm)

2.3.2.3 Resultados da precipitação nas minibacias

Uma vez obtidas as minibacias, é possível apresentar os totais médios anuais de precipitação calculados a partir de ferramenta de geoprocessamento e dos dados apresentados no item 2.3.1, conforme pode ser observado na Figura 2.12. Essa informação será utilizada para a aplicação do cálculo da recarga subterrânea por balanço hídrico, as minibacias da análise do balanço tiveram.

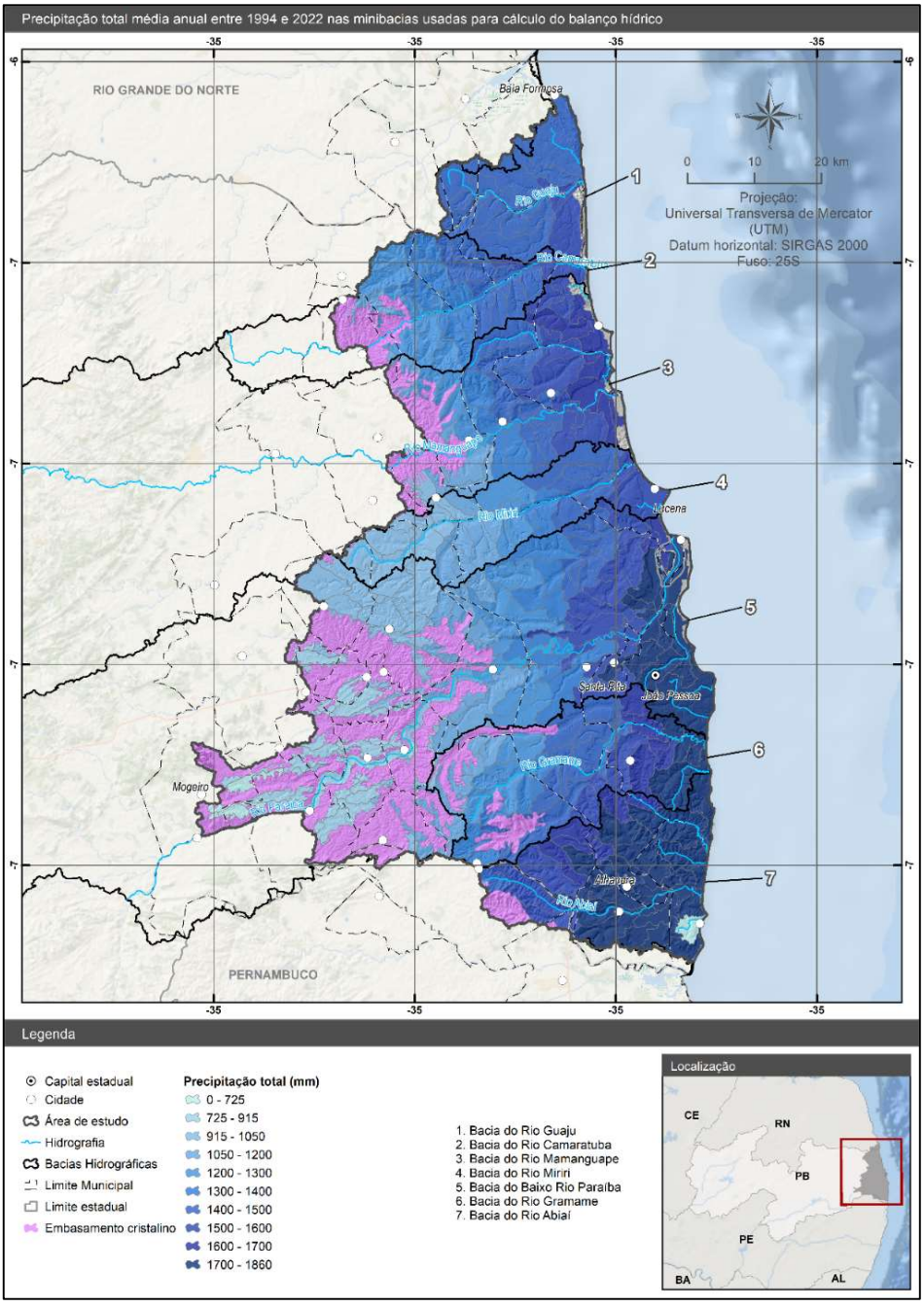

Figura 2.12 – Precipitação total média anual entre 1994 e 2022 nas minibacias usadas para cálculo do balanço hídrico.

2.3.3 *Evapotranspiração Real (ETR)*

O algoritmo MOD16 (Mu; Zhao; Running, 2011) foi concebido para estimar a evapotranspiração global da superfície a partir de imagens do sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) (Terra e Aqua) e dados meteorológicos provenientes do Global Modeling and Assimilation Office (GMAO). O algoritmo adapta a equação de Penman-Monteith para uso com dados de sensoriamento remoto.

A equação representa dois processos relacionados a condições da atmosfera, tem peso forte para dados climáticos e meteorológicos, e para a radiação (do balanço de energia), combinando as condições atmosféricas e radioativas. A equação tem a vantagem que nenhuma variável tem um peso muito grande, se uma variável estiver errada, não representa um erro final grande, pois o erro acaba sendo distribuído.

Os dados de entrada MODIS requeridos para o algoritmo MOD16 possuem resolução espacial entre 500 m e 1 km e incluem os produtos globais de uso e cobertura da terra, índice de área foliar, radiação fotossinteticamente ativa e albedo, o produto foi disponibilizado ao público no ano de 2013. Com relação aos parâmetros meteorológicos necessários para o algoritmo, são utilizados dados de reanálise diários do GMAO referentes à radiação solar incidente, temperatura do ar e pressão de vapor da água, com resolução espacial de 1,00º x 1,25º (Zhao *et al.*, 2005).

Diversos trabalhos já usaram MOD16 para obter estimativas de recarga de águas subterrâneas por balanço hídrico com resultados satisfatórios (Jovanovic *et al.*, 2015; Lucas *et al.*, 2015; Melati *et al.*, 2019; Rawat *et al.*, 2012).

Os totais anuais médios para as unidades de análise de balanço hídrico (minibacias) estão apresentados na Figura 2.13, onde é possível observar a variação da evapotranspiração real anual acompanhando a disponibilidade hídrica das chuvas da região e o uso e ocupação do solo da bacia. É possível destacar os menores valores verificados na região de João Pessoa devido a urbanização da região e os elevados valores em áreas de floresta existentes na região central da bacia. Os menores valores são observados na região sul e sudoeste da área de estudo.

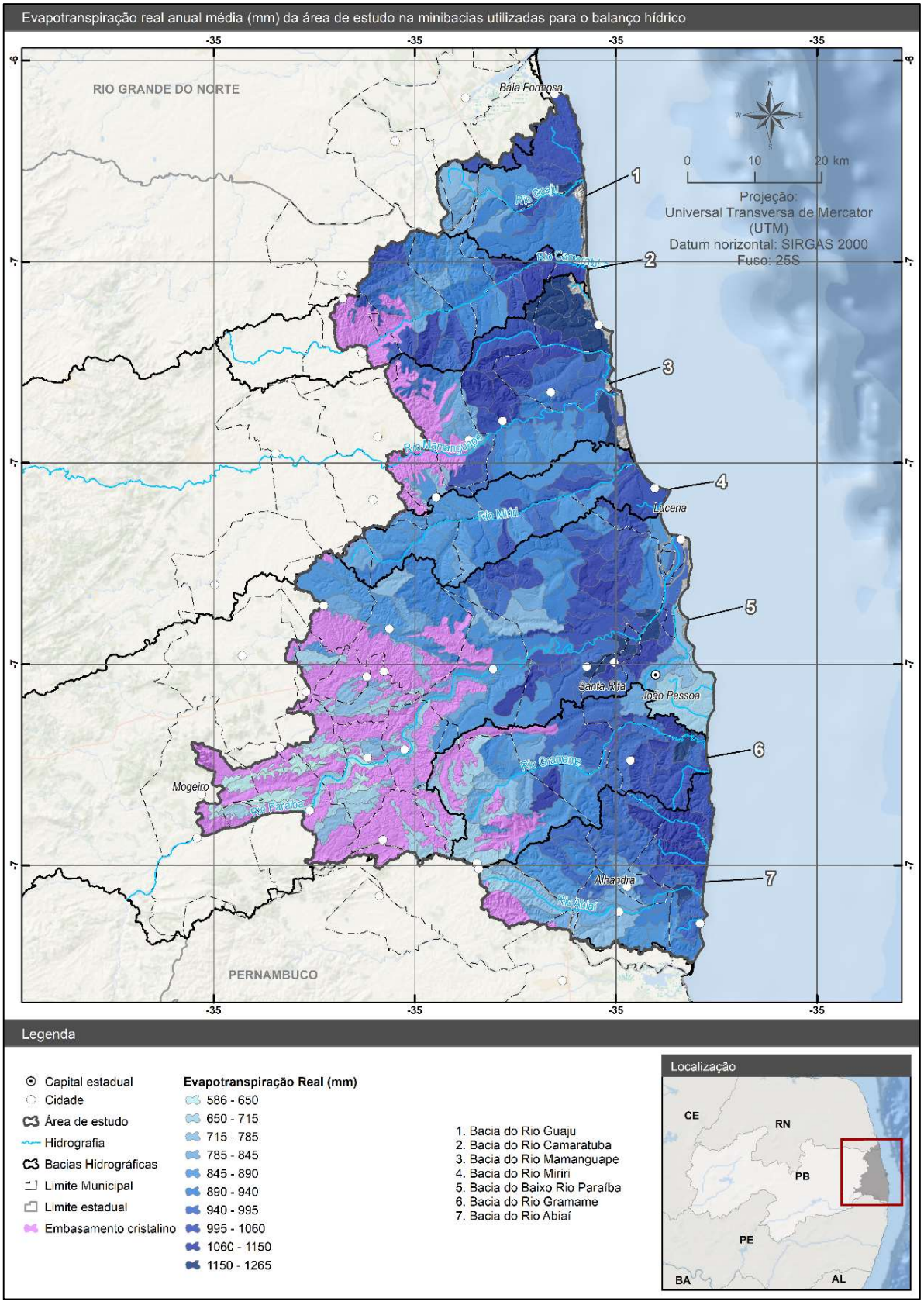

Figura 2.13 – Evapotranspiração real anual média da área de estudo na minibacias utilizadas para o balanço hídrico.

2.3.4 *Resultados do Balanço Hídrico*

O balanço hídrico para obtenção da recarga subterrânea foi feito para cada minibacia da área de estudo usando a equação apresentada no item 2.2.1. Os resultados para toda a área de estudo estão apresentados na Figura 2.16. Já na Figura 2.17, para auxiliar na interpretação dos resultados, é possível comparar os resultados de recarga total anual média com informações como a altimetria, o uso e ocupação do solo e às declividades da área de estudo. Por fim, A Figura 2.18 apresenta de forma integrada todas as variáveis utilizadas no balanço hídrico.

Os resultados para toda a área aflorante do aquífero sedimentar estudado totalizou um valor médio de recarga de 224mm (956.497.033m³ / 0,96km³), o resultado foi obtido pela ponderação das minibacias de acordo com as suas áreas associadas. O valor representa um total de 16% de recarga em relação ao total precipitado na bacia inteira.

Ainda, nas Figura 2.14 e Figura 2.15 é possível observar a relação da recarga subterrânea em milímetros e porcentagem da chuva anual em relação a precipitação total anual. Os resultados mostram boa correlação entre recarga total e precipitação total anual (R^2 = 0,36), a nuvem de pontos não é linear uma vez que outros fatores também atuam nessa distribuição, como por exemplo, o uso e ocupação do solo e a dinâmica de evapotranspiração, onde áreas urbanizadas não permitem a água infiltrar e áreas de floresta atuam aumentando as taxas de evapotranspiração para a atmosfera. Já a relação entre a chuva total anual e a porcentagem de recarga pela chuva, é possível observar também boa relação entre os dados (R^2 = 0,14).

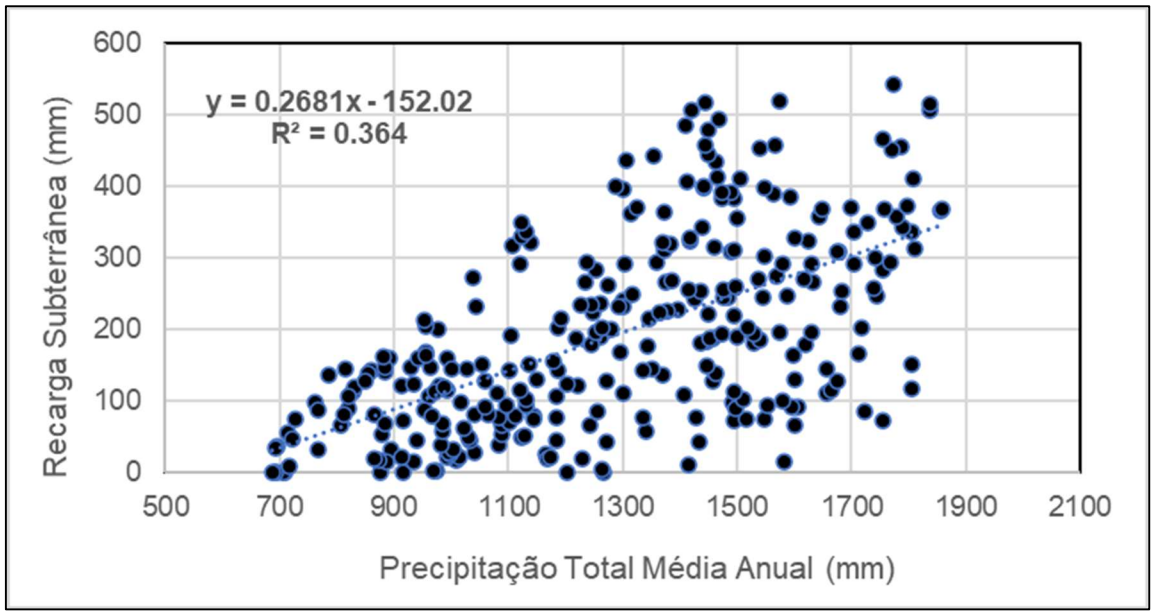

Figura 2.14 – Relação entre a precipitação total anual média e totais de recarga (mm) em cada minibacia avaliada.

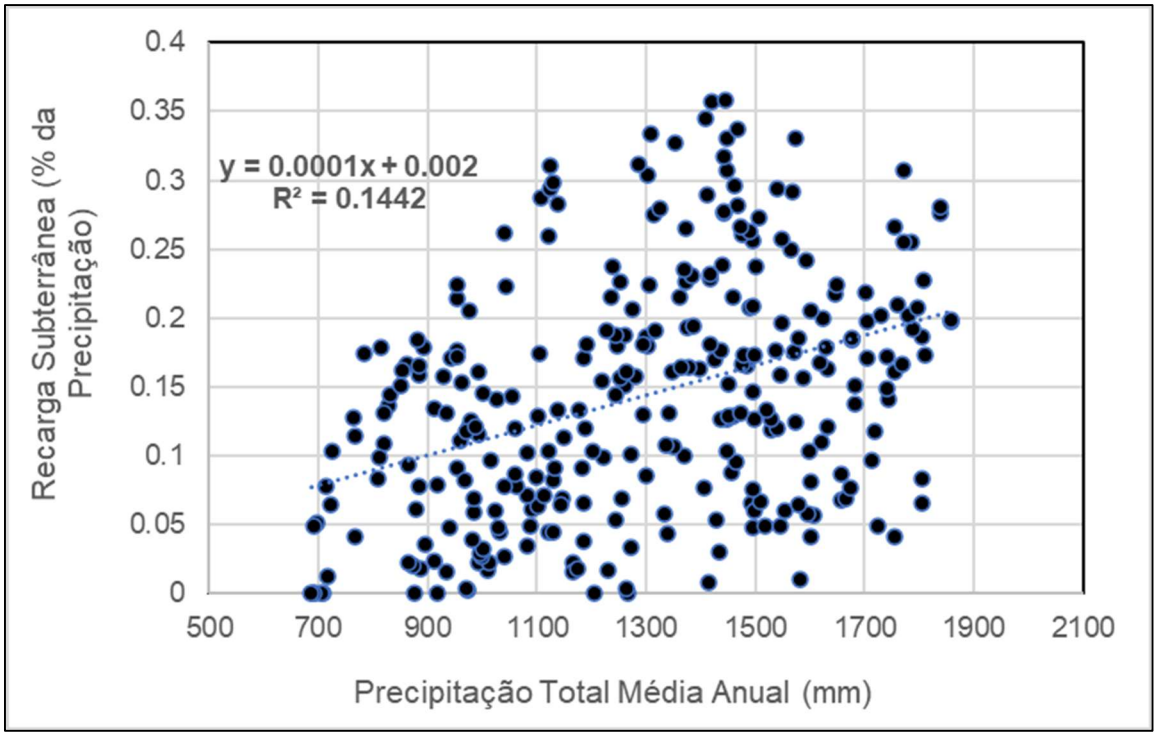

Figura 2.15 – Relação entre a precipitação total anual média e totais de recarga (% da chuva) em cada minibacia avaliada.

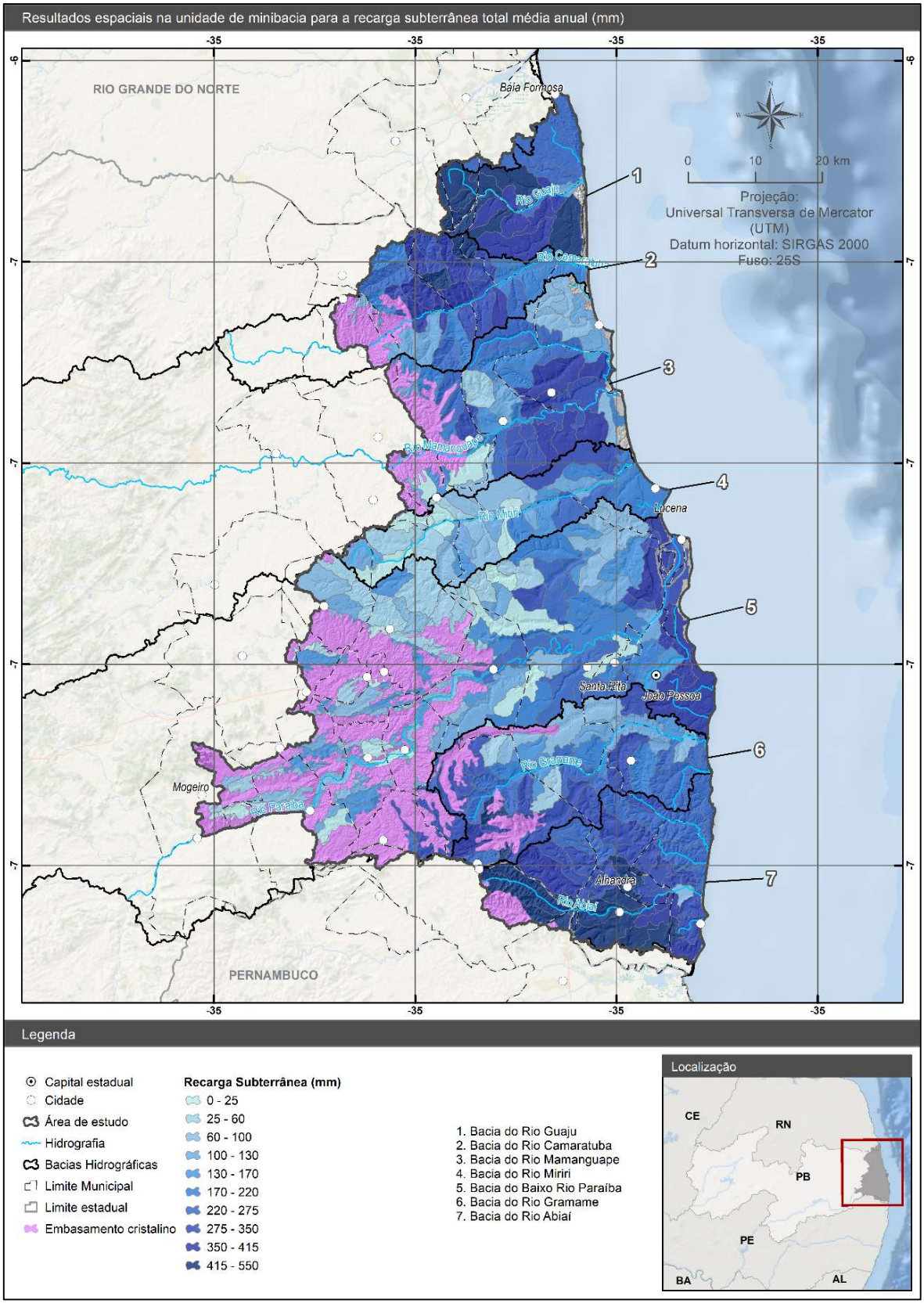

Figura 2.16 – Resultados espaciais na unidade de minibacia para a recarga subterrânea total média anual (mm)

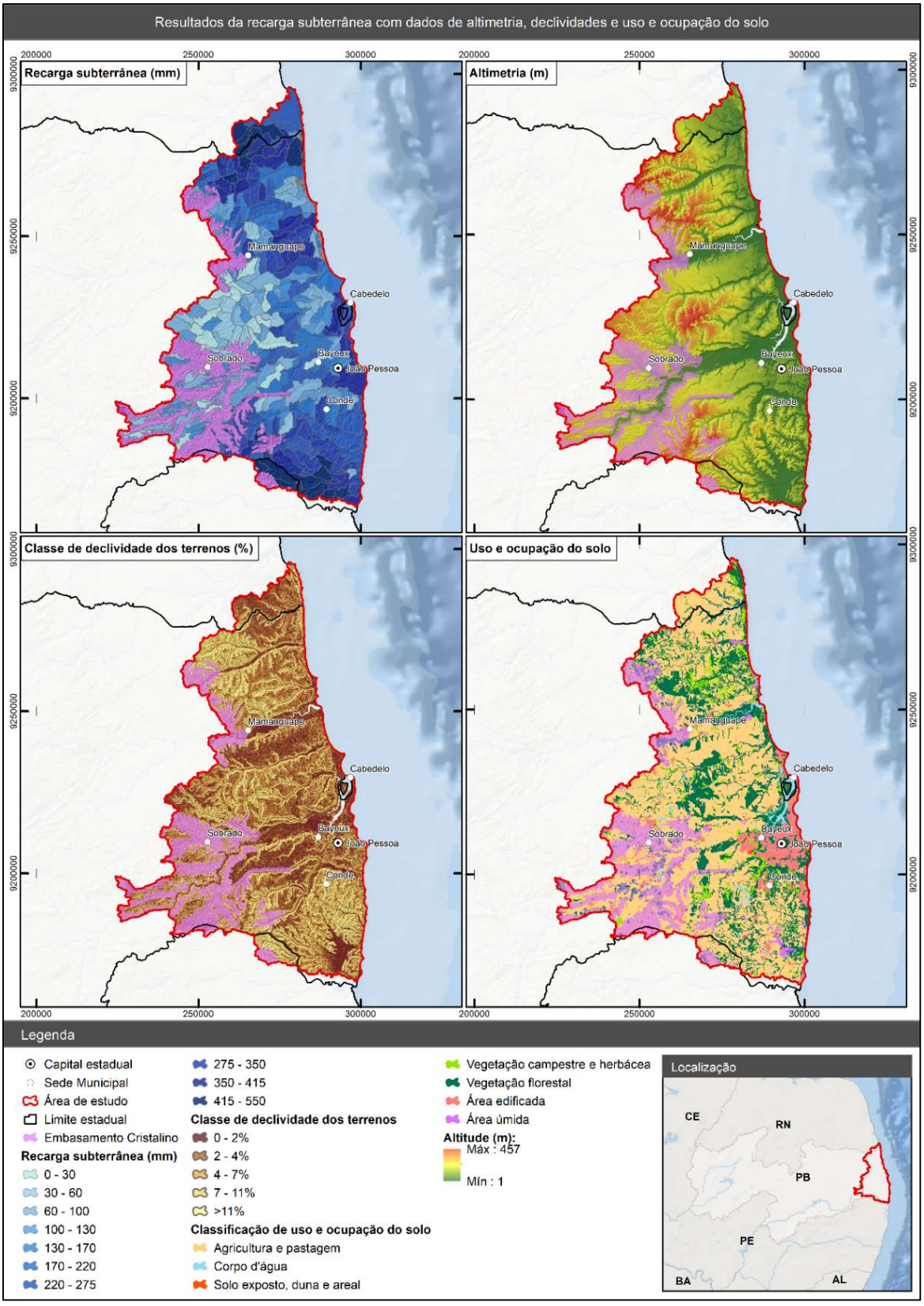

Figura 2.17 – Resultados da recarga subterrânea com dados de altimetria, declividades e uso e ocupação do solo

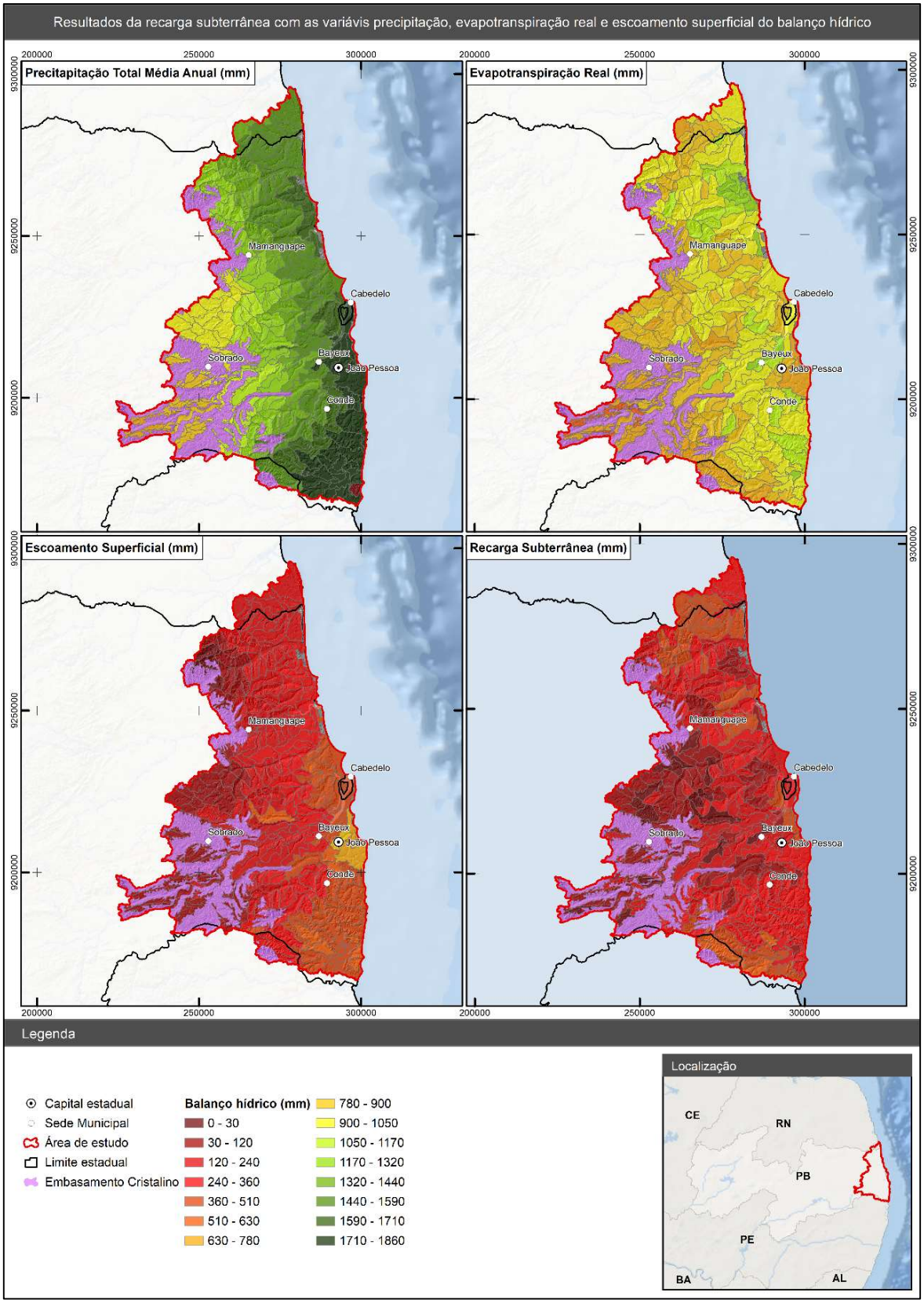

Figura 2.18 – Resultados da recarga subterrânea com as variáveis precipitação, evapotranspiração real e escoamento superficial do balanço hídrico.

2.4 MÉTODO DE AVALIAÇÃO DAS VARIAÇÕES DE ARMAZENAMENTO NOS AQUÍFEROS USANDO GRAVIMETRIA (GRACE).

Com início no ano de 2002 e atualmente em operação, as missões representadas pelos satélites GRACE (Gravity Recovery and Climate Experiment) (Tapley *et al.*, 2004) e GRACE FollowOn (Frappart; Ramillien, 2018) monitoram as variações do armazenamento terrestre de água, fornecendo estimativas verticalmente integradas de mudanças no armazenamento de água terrestre (TWS) em todo o mundo, que inclui mudanças de armazenamento da neve, da água da superfície, da umidade do solo e do armazenamento das águas subterrâneas (Figura 2.19). Os dados do GRACE são fornecidos na forma de variação temporal mensal do volume de água armazenada. Neste trabalho, para facilitar a aplicação dos métodos, os dados estão apresentados como anomalia (valor mensal subtraído da média da série temporal).

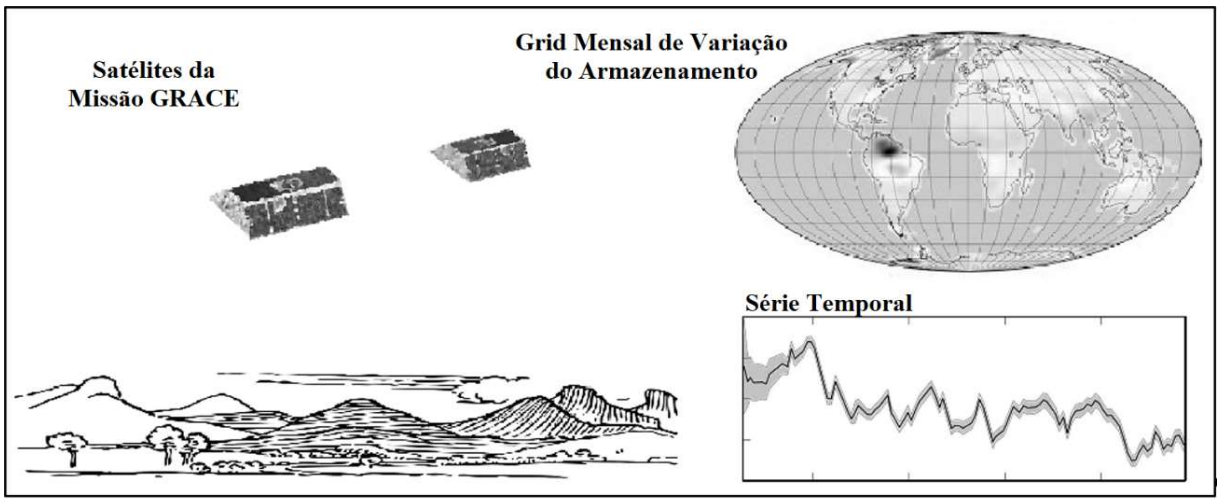

Figura 2.19 – Representação dos satélites da missão GRACE e dados globais. Fonte: Melati et al. (2022).

Geralmente, a principal limitação do GRACE é a sua resolução espacial, inicialmente disponível com pixel de 300 km (Tapley *et al.*, 2004) e atualmente disponível com resolução de 1° (Landerer; Swenson, 2012; Save; Bettadpur; Tapley, 2016; Wiese; Landerer; Watkins, 2016), tornando desafiador associar as estimativas do GRACE a observações pontuais in-situ (Huang *et al.*, 2016) ou para estudar áreas menores que a sua resolução (Scanlon; Longuevergne; Long, 2012). Dessa forma, os resultados obtidos aqui serão apresentados somente em relação à totalidade da área de estudo. Aplicações do GRACE para áreas menores necessitam análises mais aprofundadas com apoio de dados de campo para validação, não inteiramente disponíveis neste estudo.

No presente trabalho foi usado o produto global Mascons RL06 (0.5°) versão 2 (Watkins *et al.*, 2015) que é a versão mais atual do GRACE e já incorpora e unifica os

dados das duas missões dos satélites. Os dados obtidos foram multiplicados pelo fator de escala baseado no modelo NCAR's CLM4, isso permitiu reduzir a escala do produto. A extração das séries históricas de TWS do GRACE são feitas a partir dos dados disponibilizados pela NASA/JPL (site:https://grace.jpl.nasa.gov/data/get-data).

O modelo redistribui as variações de massa dentro do pixel de acordo com os resultados do modelo hidrológico. Os dados foram obtidos na escala mensal compreendendo o período entre 2002 e 2022. As séries foram fornecidas como uma única série temporal em arquivo NetCDF. Embora o GRACE tenha baixa resolução quando comparado a outros modelos distribuídos mais detalhados, ele tem a vantagem de ter uma medição direta do aquífero, algo muito difícil de conseguir com dados de poços devido à heterogeneidade dos aquíferos e escassez de dados hidrogeológicos. Sendo assim, é uma poderosa ferramenta de validação de resultados de volumes hídricos subterrâneos.

2.4.1.1 Resultados do TWS GRACE

A série histórica de anomalia obtida para o GRACE está apresentada na Figura 2.20. Os resultados mostram períodos distintos na região com maior e menor armazenamento total de água, que é majoritariamente controlado pelas reservas subterrâneas. Entre os anos de 2003 e 2011 foi verificada grande disponibilidade hídrica na bacia, posteriormente, uma estiagem que se estendeu de 2012 até 2019 implicou em períodos críticos de disponibilidade armazenada. O total armazenado na região apresenta uma amplitude de variação de 367mm de coluna d'água. Para melhor compreender a disponibilidade hídrica da região, foi feito o cálculo de aumento anual médio de reservas, na avaliação foi considerado como aumento o prolongamento da recessão no período seco até o pico atingido no período de recarga seguinte, a abordagem é similar ao método VNA apresentado no item 2.2. O valor médio anual de aumentos usando os anos com dados disponíveis completos foi de 244mm.

Ao usarmos o valor médio do GRACE para cálculo da recarga subterrânea na área do aquífero sedimentar estudado, temos um total de 1.042.856.000m³ ou 1,04km³. Ao avaliar esse valor em relação ao total precipitado na área de estudo, o valor em porcentagem fica de 17,4%.

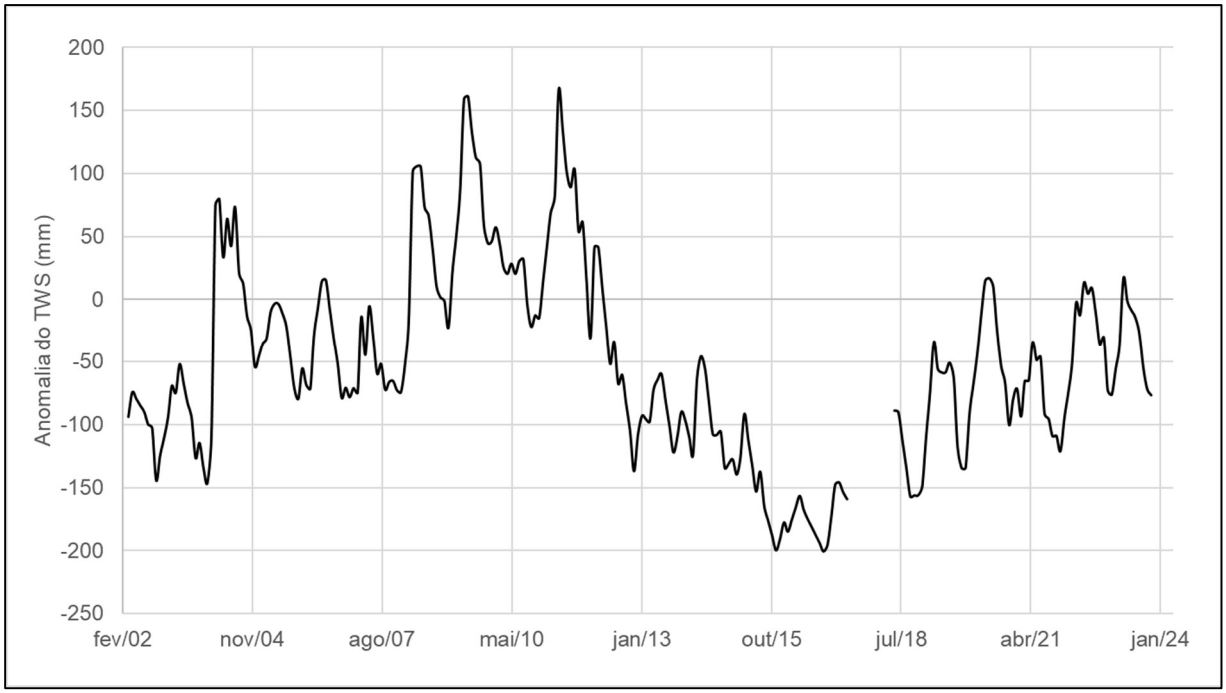

Figura 2.20 - Resultados mensais de TWS para a região da área de estudo.

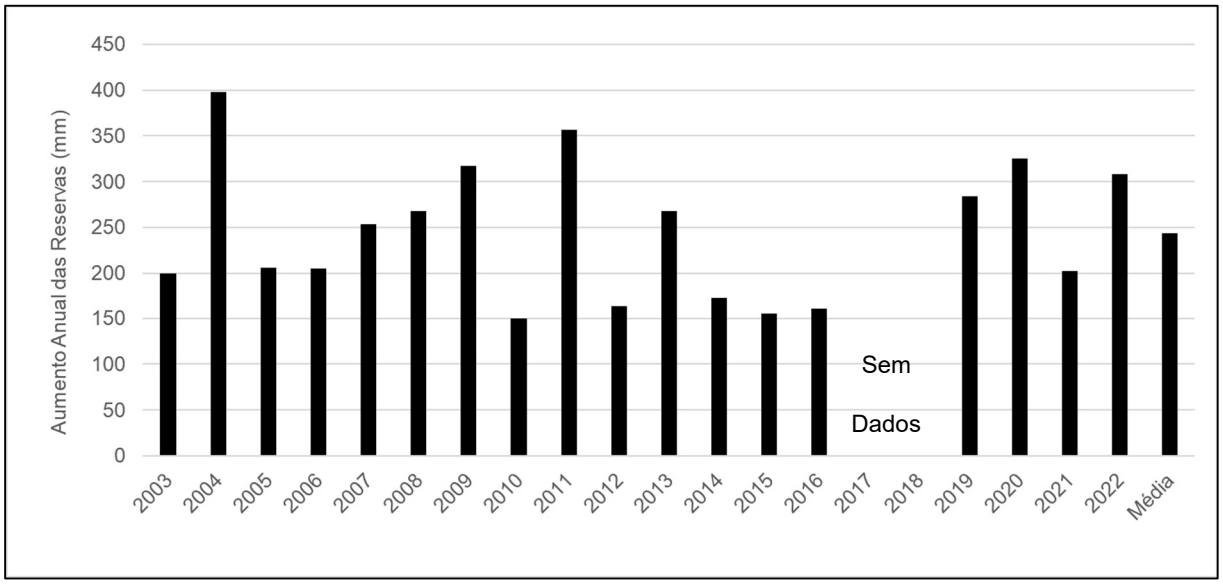

Figura 2.21 – Aumento anual das reservas armazenadas na região usando o TWS do GRACE.

2.5 COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS DOS DIFERENTES MÉTODOS DE QUANTIFICAÇÃO DA RECARGA SUBTERRÂNEA

Conforme sugerido na literatura, a aplicação de diferentes métodos precisa ser comparada e discutida para que valores representativos possam ser adotados na gestão das águas subterrâneas.

Sendo assim, o presente capítulo irá comparar os três métodos para verificação final dos resultados. A comparação será feita somente para a área onde está localizada a rede de poços de monitoramento que teve a recarga calculada pelo método VNA usando valores médios. Sendo os resultados mostrados aqui diferentes dos obtidos para a área de estudo como um todo e apresentado anteriormente. Algumas questões precisam ser levadas em consideração quando os métodos são comparados:

- Temporalmente os métodos não são equivalentes. O GRACE usa dados entre 2002 e 2023 (sem considerar 2017 e 2018), o VNA usa dados de poucos anos monitorados pela rede, e o Balanço Hídrico usa dados entre 1994 e 2022;
- Espacialmente o GRACE tem resolução grosseira, então não foi possível comparar somente a sua fração associada à localização dos poços;
- Os resultados do BH são valores médios de cada minibacia, e os resultados do VNA nos poços são pontuais e tiveram valores médios utilizados.
- A não existência de correlação entre os resultados não é garantia de resultados inconsistentes, assim como a existência de correlação boa também não pode ser considerado uma garantia de consistência dos resultados (Healy, 2010).

Os resultados médios para os três métodos para as áreas coincidentes estão apresentados no Quadro 2.12 as áreas coincidentes estão apresentadas na Figura 2.22. A figura não apresenta a comparação dos resultados do GRACE pois em função da baixa resolução espacial, este usou apenas um valor médio para toda área do SAPP, conforme explicado anteriormente.

Foi possível observar que os resultados convergem em grandeza respeitando as inerentes incertezas associadas, a estimativa do satélite GRACE ficou acima das outras avaliadas, contudo, os métodos VNA e BH variaram somente 11mm entre eles.

Quadro 2.12 - Resultados dos métodos de recarga subterrânea em áreas coincidentes

Método	Recarga (mm)	Recarga (%)	Período Utilizado
VNA	226	15%	2010, 2012, 2013, 2016, 2017, 2018, 2019
Balanço Hídrico	237	15,70%	1994 - 2022
GRACE	244	16,20%	2002 - 2023

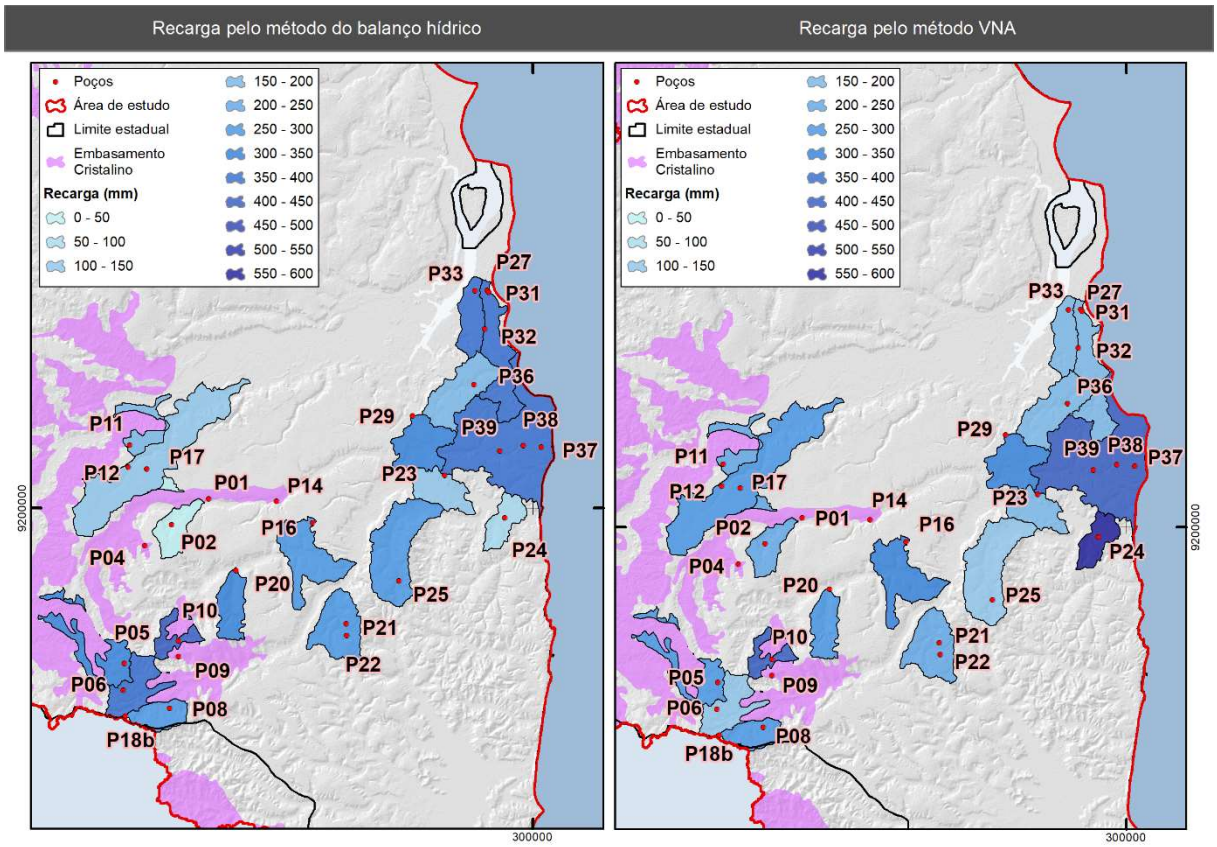

Figura 2.22 – Comparação entre os métodos de forma espacial

Ainda, para observar com maiores detalhes os resultados entre os dois métodos, foram separados poços com recarga obtida pelo VNA calculada com ao menos três anos de dados para comparação os resultados nas minibacias coincidente no espaço. O gráfico de dispersão está apresentado na Figura 2.22.

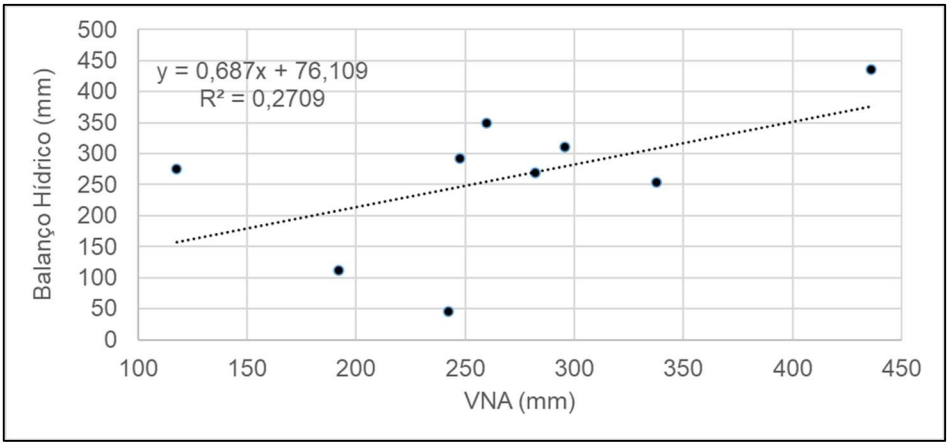

Figura 2.23 – Comparação entre os métodos VNA e BH em poços com ao menos três anos de dados

Com base nos resultados obtidos, sugere-se que os resultados do Balanço Hídrico sejam utilizados na gestão das águas subterrâneas das bacias pelos seguintes motivos:

- Representatividade espacial de toda a área de estudo respeitando as variações espaciais dos parâmetros hidroclimáticos;
- Representação temporal da variação das disponibilidades, incorporando períodos secos e períodos úmidos;
- Resolução espacial precisa para melhor estimar a recarga nas zonas de gerenciamento.

Sendo assim, de acordo com o exposto acima, sugere-se que para contabilizações futuras da recarga sejam utilizados os métodos de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 2.24. Ou seja, é preciso avaliar se existem dados de níveis estáticos na área que se quer estudar com distribuição espacial adequada dos poços. Caso ocorra essa situação, o método do VNA pode ser utilizado e é o mais indicado. Caso não exista, o método do balanço hídrico deve ser a escolhido pois apresentou resultados satisfatórios nas regiões em que foi comparado com o método VNA.

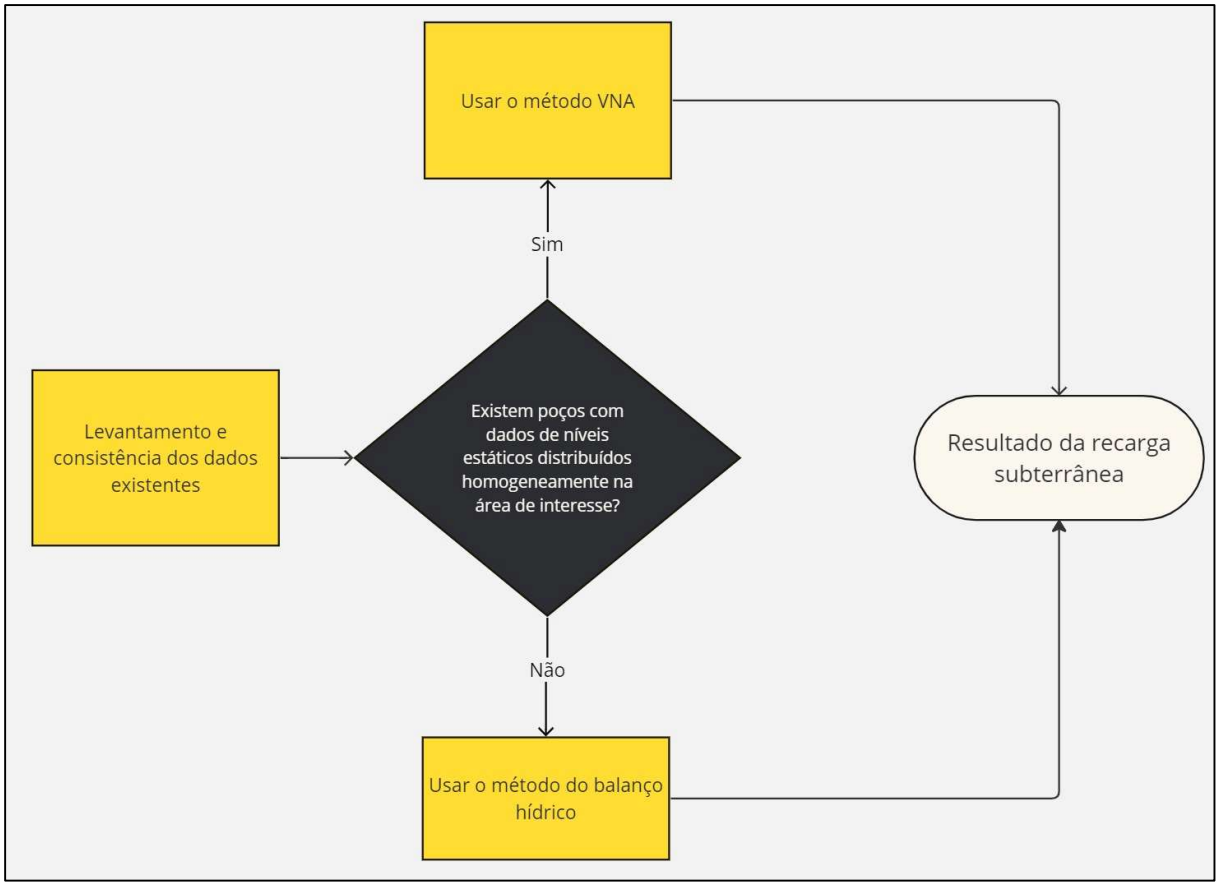

Figura 2.24 – Fluxograma de decisão para escolha do método de cálculo de recarga a ser utilizado

2.5.1 *Comparação dos resultados na bacia hidrográfica do rio Gramame*

A bacia hidrográfica do rio Gramame é a única da área do SAPP que possui uma distribuição homogênea espacial de poços com dados históricos de níveis estáticos, sendo assim, foi realizada uma comparação entre os resultados obtidos pelo método do VNA e do balanço hídrico apenas para esta bacia (Quadro 2.13). Os resultados do método do GRACE não foram usados em função da escala, conforme discutido anteriormente.

Quadro 2.13 - Resultados dos métodos de recarga subterrânea na bacia hidrográfica do rio Gramame

Método	Recarga (mm)	Recarga (%)	Período Utilizado
VNA	237	17	2010, 2012, 2013, 2016, 2017, 2018, 2019
Balanço Hídrico	242	17	1994 - 2022

Observando os resultados apresentados no Quadro 2.13, é possível notar que houve excelente convergência para essa bacia hidrográfica em termos de volumes totais. Isso reforça o fato de que ambos os métodos são aplicáveis para a área de estudo e, embora o VNA seja um método de medição direta dos aquíferos, o método do balanço hídrico pode ser usado para locais em que medições são mais escassas pois reflete

resultados similares ao de medição direta por representar de forma adequada os diversos elementos físicos e climatológicos que regem o processo de recarga dos aquíferos.

2.6 Comparação dos resultados obtidos com os de outros trabalhos

Dados de precipitação atmosférica têm sido utilizados com frequência para a estimativa da recarga dos aquíferos do Sistema Paraíba (p. ex. PERH-PB, 2006; SUDENE/CONESP-OESA, 1975; Costa et al., 2007). Esses autores estimaram uma recarga variando de 11% a 15% para o SAPP. Os valores estão ligeiramente abaixo do valor médio calculado para toda a área de estudo usando o método do balanço hídrico (16%), VNA (17%) e GRACE (17,4%).

Outro trabalho (Fernandes, 2017) utilizou o método VNA (WTF) para cálculo da recarga no ano de 2016, que teve chuvas abaixo da média histórica. Os valores obtidos no aquífero livre na Bacia Gramame ficaram em 185mm (11,7% da precipitação total do local). O trabalho de (VICTOR HUGO RABELO COELHO, 2011) calculou a recarga do aquífero livre na Bacia Gramame com valores entre 53 e 105mm (10,3% da precipitação atmosférica), foram usados dados dos anos de 2009 e 2010, que tiveram precipitação abaixo da média, o que justifica os baixos valores obtidos. O presente estudo, no mesmo local, obteve o valor de 240mm usando dados de diversos anos, o valor acima obtido está associado com o uso de muitos dados do ano de 2017, que teve chuvas acima de média e aumentaram o valor médio estimado.

3 RECARGA SUBTERRÂNEA – AQUÍFERO CONFINADO

Na região sudeste da área de estudo, conforme apresentado no Produto 3, abaixo da formação Barreiras aflorante ocorre o Aquitardo Gramame. Essa formação aflora em extensão reduzida de apenas 23 km², numa faixa descontínua orientada NW-SE, no extremo sul da área de estudo, onde encontra-se sobreposto ao Aquífero Beberibe. É composto de sucessão de calcários e margas depositados em uma plataforma carbonática. Sondagens elétricas indicaram que essa unidade hidroestratigráfica ocorre descontinuamente no sistema e de modo restrito no norte da área de estudo (COSTA *et al.*, 2007). Segundo (FURRIER; ARAÚJO; MENESES, 2006), essa unidade é encontrada somente até 20 quilômetros continente adentro. Sua espessura pode atingir até mais de 100 m e a média é de 50 m (COSTA *et al.*, 2007). É caracterizado como de extensão local, heterogêneo, descontínuo e de porosidade granular. Abaixo deste aquitardo ocorre parte do aquífero Beberibe, que está assentado sobre as rochas pré-cambrianas do embasamento.

Considerando a importância da delimitação do Aquitardo Gramame para a gestão dos recursos hídricos do SAPP, no Produto 3 foi definido um perímetro preliminar para

esse aquitardo (Figura 3.2), a partir da integração das diversas informações apresentadas neste capítulo. Ainda, foram definidas as espessuras do aquitardo para a área de ocorrência dele (Figura 3.3), conforme discussões apresentadas no relatório de diagnóstico.

Esse item buscará quantificar de forma aproximada e respeitando as limitações da abordagem a recarga subterrânea do aquífero Beberibe sob confinamento pelo aquitardo Gramame. Além da geometria do aquitardo, é necessário saber as dimensões do aquífero confinado, para isso também é necessário conhecer a base do embasamento, levantado no Produto 2 deste estudo e apresentado na Figura 3.4. A região entre o aquitardo e o embasamento representa o volume total do aquífero confinado. Por fim, para auxiliar na compreensão do método a ser empregado na avaliação da recarga, o modelo conceitual de fluxo subterrâneo da região com ocorrência do aquitardo Gramame está apresentado na Figura 3.1.

O Aquitardo Gramame, conforme descrito no modelo conceitual, forma uma barreira hidráulica que impede ou dificulta a percolação de água da chuva para o aquífero confinado. Na região costeira, onde o Aquitardo Gramame está presente, ocorre uma situação peculiar, na qual observa-se o fenômeno de compressão do fluxo subterrâneo regional abaixo dessa unidade carbonática, resultando na formação do subsistema confinado do Aquífero Beberibe.

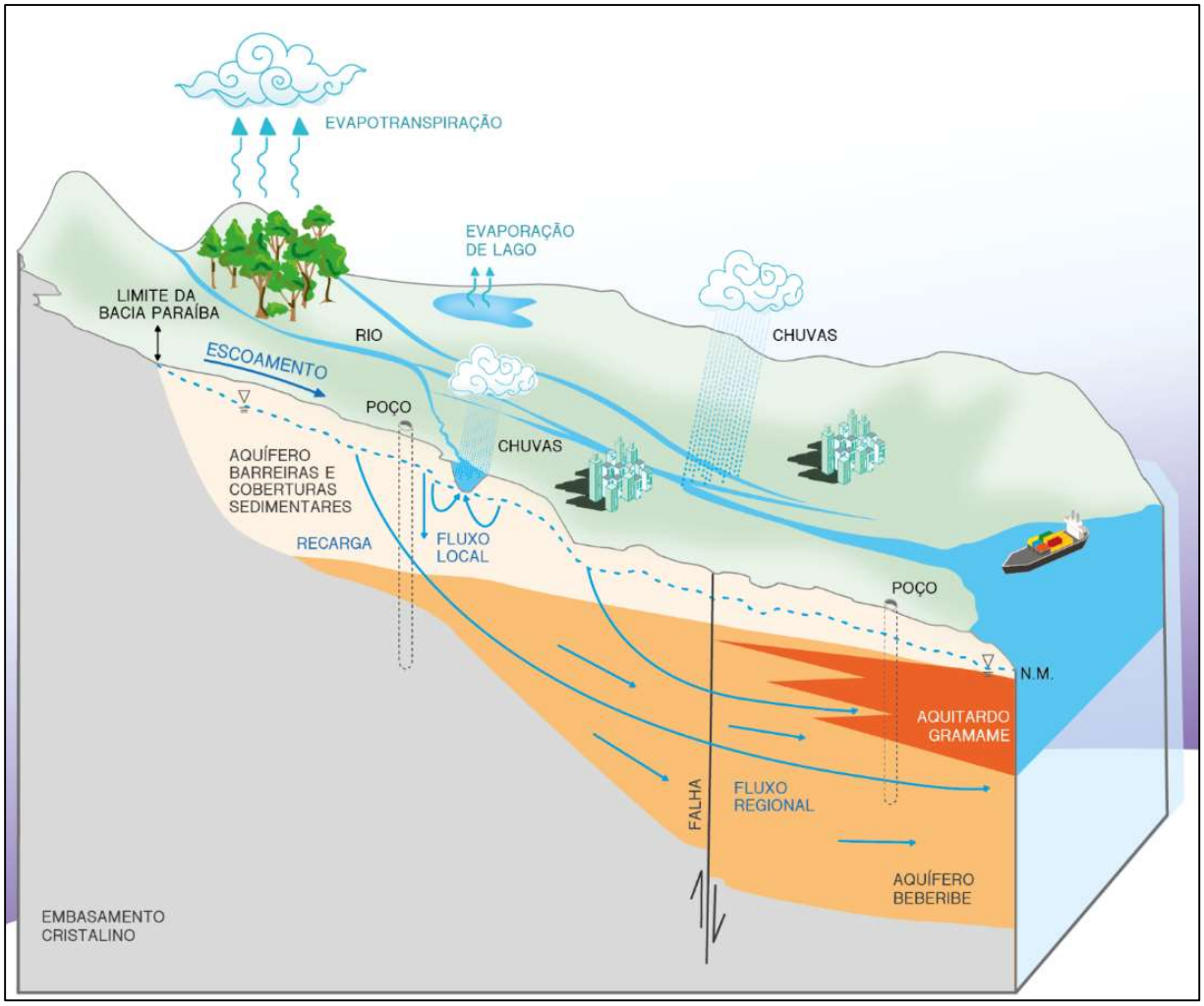

Figura 3.1 – Modelo conceitual de fluxo subterrâneo do SAPP em área do Aquitardo Gramame

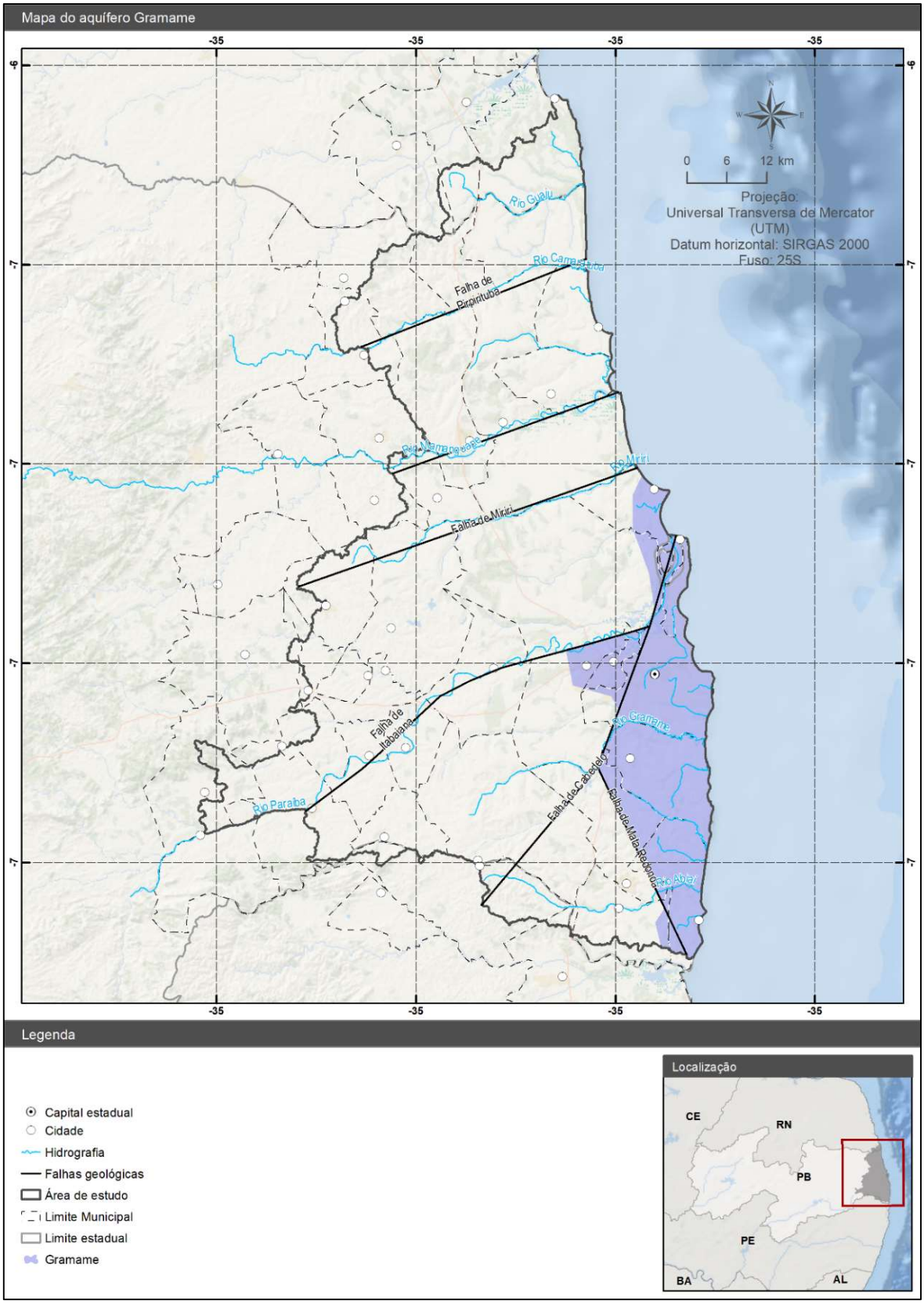

Figura 3.2 – Delimitação da área de ocorrência da unidade Gramame na Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba.

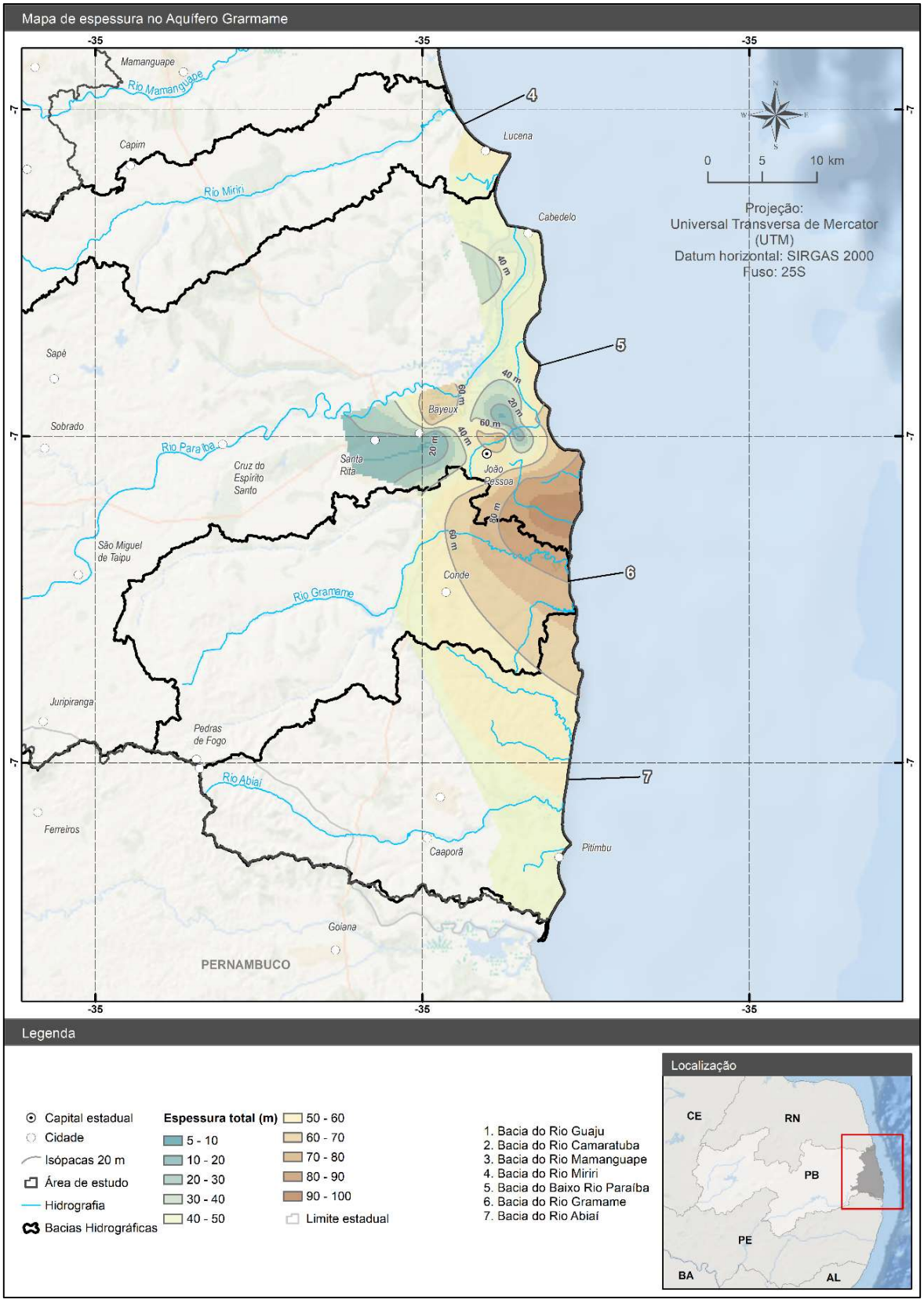

Figura 3.3 – Mapa de isópacas da Formação Gramame na Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba.

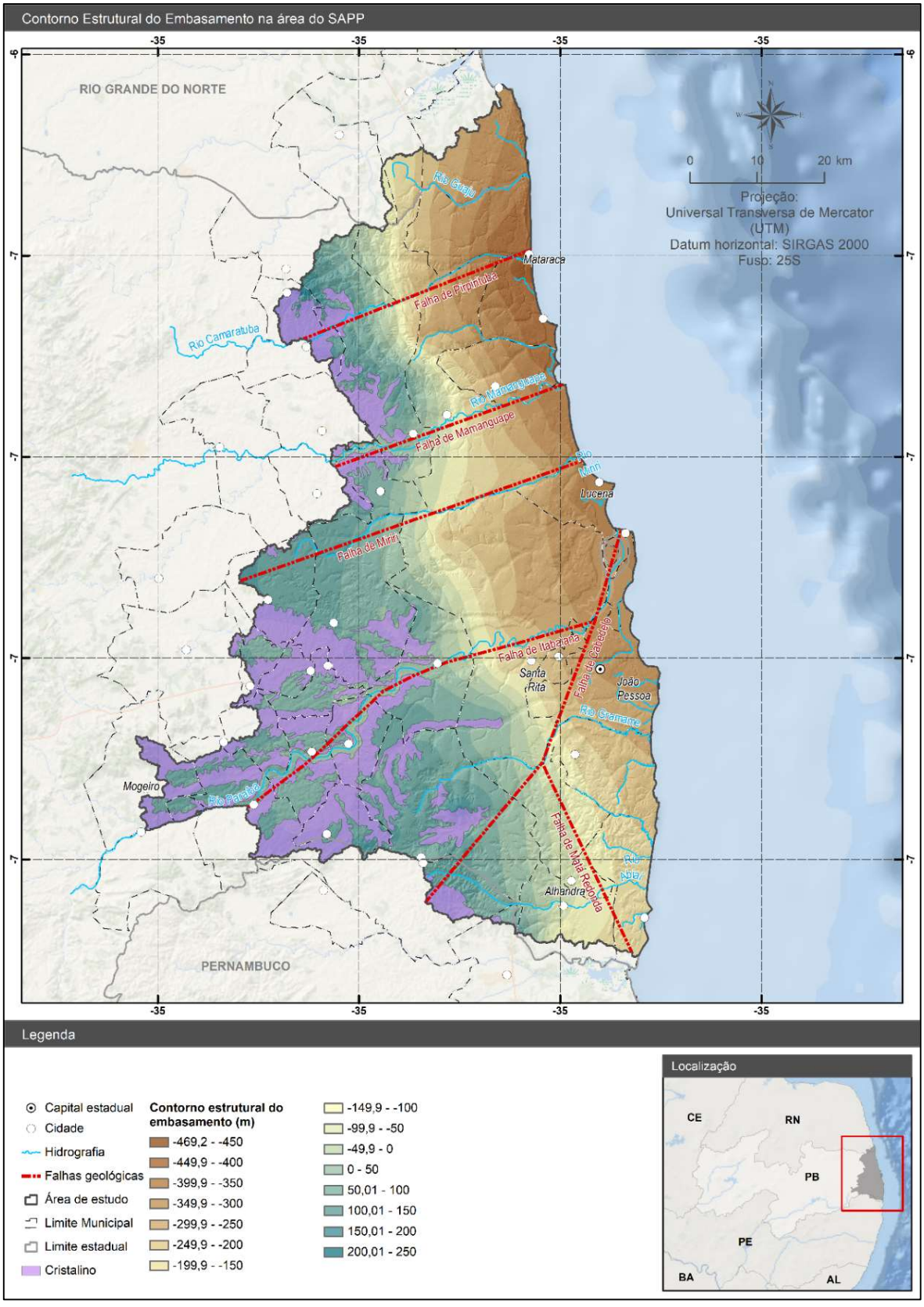

Figura 3.4- Mapa de contorno estrutural do embasamento da Bacia Paraíba. Dados extraídos de Costa et al. (2007) e SIAGAS.

3.1 MÉTODO DE RECARGA – TAXAS DE FLUXO

Uma forma de obter a recarga subterrânea de aquíferos confinados é baseada na análise gráfica de fluxos subterrâneos usando linhas potenciométricas, o método é largamente utilizado na literatura para cálculo de recarga subterrânea e foi inicialmente proposto por (FORCHHEIMER, 1930), maiores detalhes sobre o método podem ser encontrados em (Healy, 2010). O método também é conhecido como "vazão de escoamento natural" (VEN) e é muito usado para estimativas de reservas reguladoras de aquíferos. No método assume-se um fluxo contínuo em um plano de duas dimensões e é representado pela equação de Darcy, que está apresentada a seguir.

$$Q = A.Ks.\frac{\Delta H}{\Delta l} \qquad \text{Equação 3.1}$$

Onde A é a seção transversal; Ks é a condutividade hidráulica; $\frac{\Delta H}{\Delta l}$ é o gradiente hidráulico no local da seção obtido pelas linhas potenciométricas; e Q é o fluxo de água para dentro da região estudada considerada como a recarga subterrânea do aquífero confinado.

Para a aplicação da equação, foram definidas seções verticais (Figura 3.5) respeitando as linhas de fluxo e zonas de gestão das águas subterrâneas definidas neste estudo. Em cada uma dessas seções verticais foram obtidos os parâmetros da equação (Quadro 3.1). Os dados de gradiente hidráulico foram obtidos por meio da espacialização e interpolação de poços no local. A condutividade hidráulica foi obtida por meio dos parâmetros apresentado no Produto 3 deste estudo. Já a altura média da seção foi obtida a partir dos valores médios de altitude do terreno, espessura média da formação barreiras, cota média do topo do embasamento cristalino e espessura média da formação gramame no local da seção. Por fim, a recarga subterrânea foi calculada para cada seção nas unidades utilizadas no presente estudo (m³ e mm).

Quadro 3.1 - Cálculo da recarga subterrânea do aquífero confinado.

Seção Horizontal	B	A	C	D	G	F	H
Comprimento (m)	20035	5123	2971	11019	2624	18441	4537
I (m/m)	0,003			0,006		0,004	
Condutividade Hidráulica (m/ano)	851,5	851,5	851,5	851,5	851,5	851,5	851,5
Altura Média da Seção (m)	55,2	73,0	63,4	92,1	221,1	262,6	241,7
Altitude SRTM (m)	33	4	69	18	38	5	24
Espessura GRAMAME (m)	49	46	46	49	39	44	34
Cota Embasamento (m)	-101	-145	-71	-154	-252	-331	-282
Espessura Média Barreiras (m)	30	30	30	30	30	30	30
Recarga (m³)	2.664.382	900.199	453.697	4.845.630	2.769.392	17.289.832	3.914.536
Zona de Gerenciamento	Zona 13		Zona 12			Zona 10	
Área (km²)	243,2		183,1			197,8	
Recarga (mm)	14,7		44,1			107,2	

Os resultados obtidos para todo o sistema aquífero confinado foram de 32.837.669m³ e 50,4mm, o valor é o total que se desloca anualmente para a área confinada e foi considerada a recarga desse sistema.

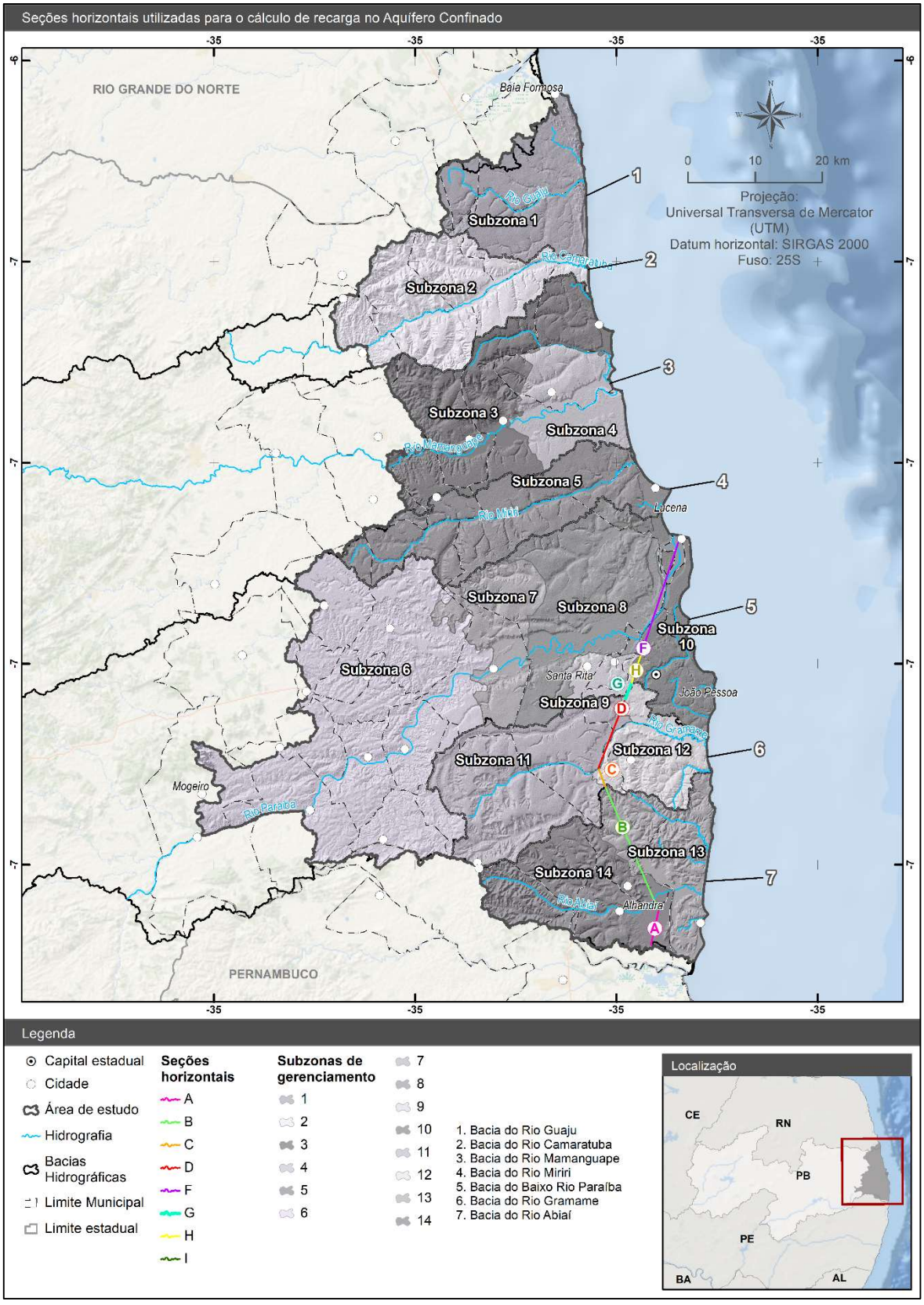

Figura 3.5 - Seções verticais usadas no cálculo da recarga do aquífero confinado.

4 DELIMITAÇÃO DAS ZONAS E SUBZONAS DE GERENCIAMENTO E ESTIMATIVAS DE DISPONIBILIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Com base em informações coletadas e geradas nas fases anteriores (diagnóstico e modelo conceitual) e as informações de recarga obtidas no capítulo 2 deste documento, as zonas e subzonas de gerenciamento foram estabelecidas e delimitadas. Esse processo considerou as características do fluxo do aquífero e sua interação com as águas superficiais por meio das bacias hidrográficas. Além disso, foram ponderados critérios relacionados à escala da bacia hidrográfica, à escala regional do comportamento do fluxo subterrâneo (como áreas de recarga e descarga) e, por fim, à escala local dos poços.

A divisão da área de estudo levou em consideração os seguintes aspectos:

a. Os itens abaixo (i a iii) estão considerados nos estudos do capítulo 2)

    i) Hidrografia

    ii) Climatologia

    iii) Geomorfologia

b. Os itens abaixo foram considerados para o refinamento da definição das subzonas:

    i) Recarga e descarga do aquífero;

    ii) Características hidrogeológicas das formações que compõe a porção do sistema aquífero;

    iii) Conexões com os ecossistemas;

    iv) Condições de uso e cobertura do solo;

    v) Vulnerabilidades do aquífero;

    vi) Densidade de poços;

    vii) Fontes de poluição;

    viii) Qualidade das águas subterrâneas.

4.1 PONDERAÇÃO DE TEMAS PARA DEFINIÇÃO DAS ZONAS E SUBZONS DE GERENCIAMENTO

Dos temas acima listados no item “b”, cinco deles foram escolhidos para realizar uma análise prévia na área de estudo, sendo eles: uso do solo, conexão com ecossistemas, densidade de poços, recarga e descarga de aquíferos e vulnerabilidade. Eles foram analisados de maneira abrangente através de uma matemática de *rastes* atribuindo, para cada um, diferentes pesos de acordo com a relevância para outorga. Dentro de cada tema, foram também atribuídas notas pra as diferentes classes existentes. Os demais temas, que não foram utilizados nessa análise prévia, serviram como dados de entrada para uma análise posterior, que será apresentada ao longo desse capítulo.

Como esses critérios são subjetivos e dependem da percepção técnica dos envolvidos, optou-se por fazer o preenchimento dos pesos e das notas individualmente por cada membro da equipe técnica da empresa consultora e também pelos técnicos da AESA. O resultado do preenchimento da planilha de notas e pesos por cada um está apresentada no Anexo II. O resultado do valor médio obtido está apresentado no Quadro 4.1 para os pesos e no Quadro 4.2 para as notas de cada tema. A fórmula de cálculo utilizada está apresentada na Equação 2. E os mapas dos temas utilizados estão apresentados de forma resumida na Figura 4.1.

$$R = (\mathrm{P1} * \mathrm{N1}) + (\mathrm{Pn} * \mathrm{Nn}) \ldots \qquad \text{Equação 2}$$

Em que R é o resultado, Pn são os pesos e Nn são as notas utilizadas conforme os quadros abaixo.

O processamento foi realizado para cada pixel do *raster* e o resultado pode ser visto na Figura 4.2.

Quadro 4.1 – Resultado médio do preenchimento dos pesos para matemática de *rasters* que subsidiou a definição das subzonas de gerenciamento

Descrição	Pesos
Uso do solo (P1)	0,13
Conexão com ecossistemas (P2)	0,11
Densidade de poços (P3)	0,25
Recarga e descarga de aquíferos (P4)	0,36
Vulnerabilidade (P5)*	0,16

*a obtenção da vulnerabilidade está apresentada no Anexo III

Quadro 4.2 – Resultado médio do preenchimento das notas para matemática de *rasters* que subsidiou a definição de zonas e subzonas de gerenciamento

Uso do Solo (N1)		**Conexão com Ecoss. (N2) Ambientes de Ucs e APPs**		**Densidade de poços (N3) Intensidade de explotação, Kernel Density**		**Recarga (N4)**		**Vulnerabilidade (N5)**	
Classe	**Nota**	**Classe**	**Nota**	**Faixa de valor (m³/ano)**	**Nota**	**Faixa de valor (mm)**	**Nota**	**Classe**	**Nota**
Agricultura e pastagem	3,1	UC de PI	4	Insignificante	0	Insignificante	4	Insignificante	0,45
Área úmida	2	UC de US	3,25	Baixa	1	Baixa	3	Baixa	1,5
Área edificada	3,55	APPs de curso d'água	4	Média	2	Média	2	Média	2,45
Corpo d'água	3,85	APPs de manguezal	3,1	Alta	3	Alta	1	Alta	3,35
Solo exposto, duna e areal	1,85	APPs de declive	2,95	Extrema	4	Extrema	0	Extrema	4
Vegetação campestre	2,2	APPs de restinga	2,8						
Vegetação florestal	3,05	APPs de nascente	4						

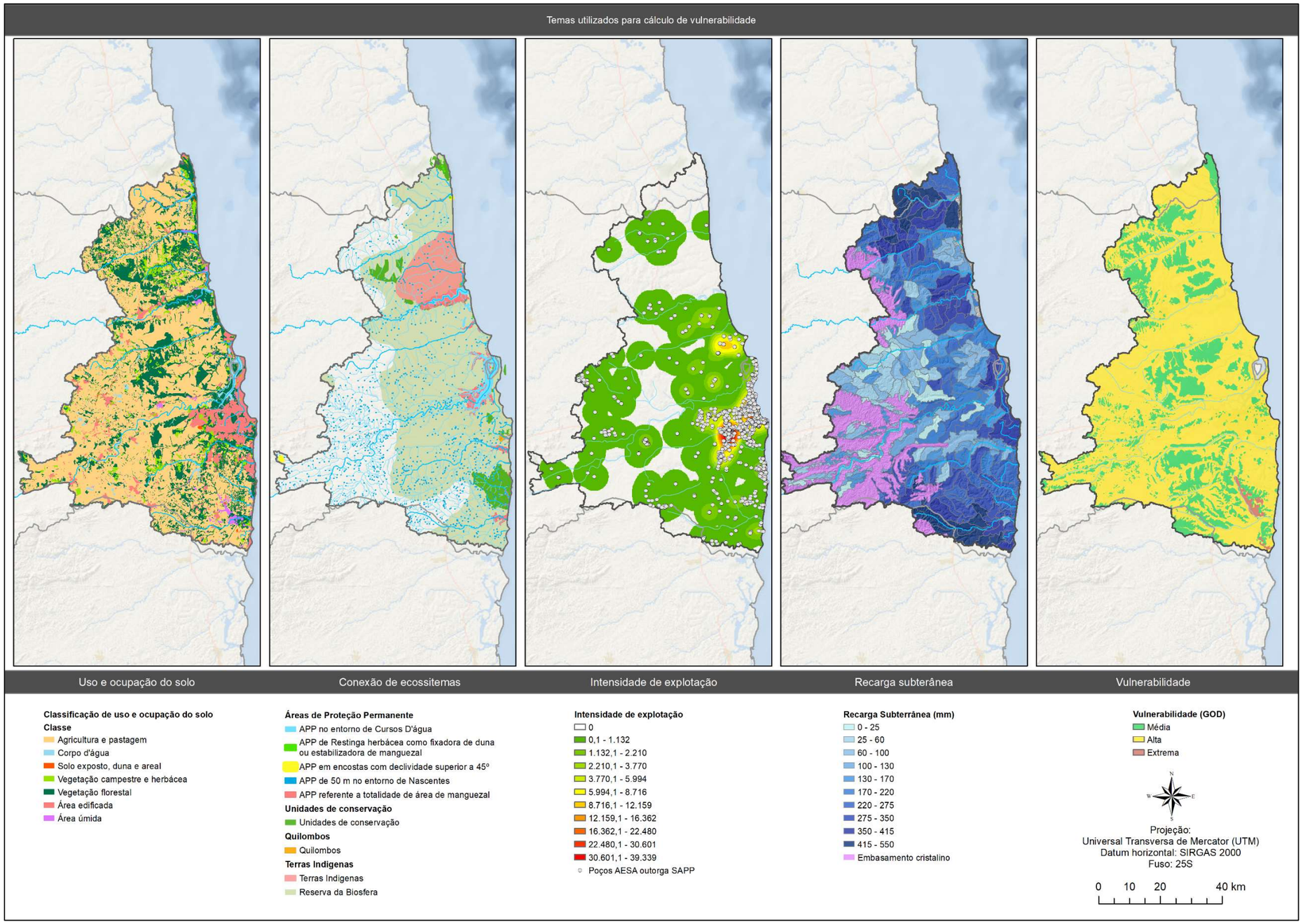

Figura 4.1 – Mapa dos temas utilizados para a ponderação e primeira aproximação para a definição das zonas e subzonas de gerenciamento

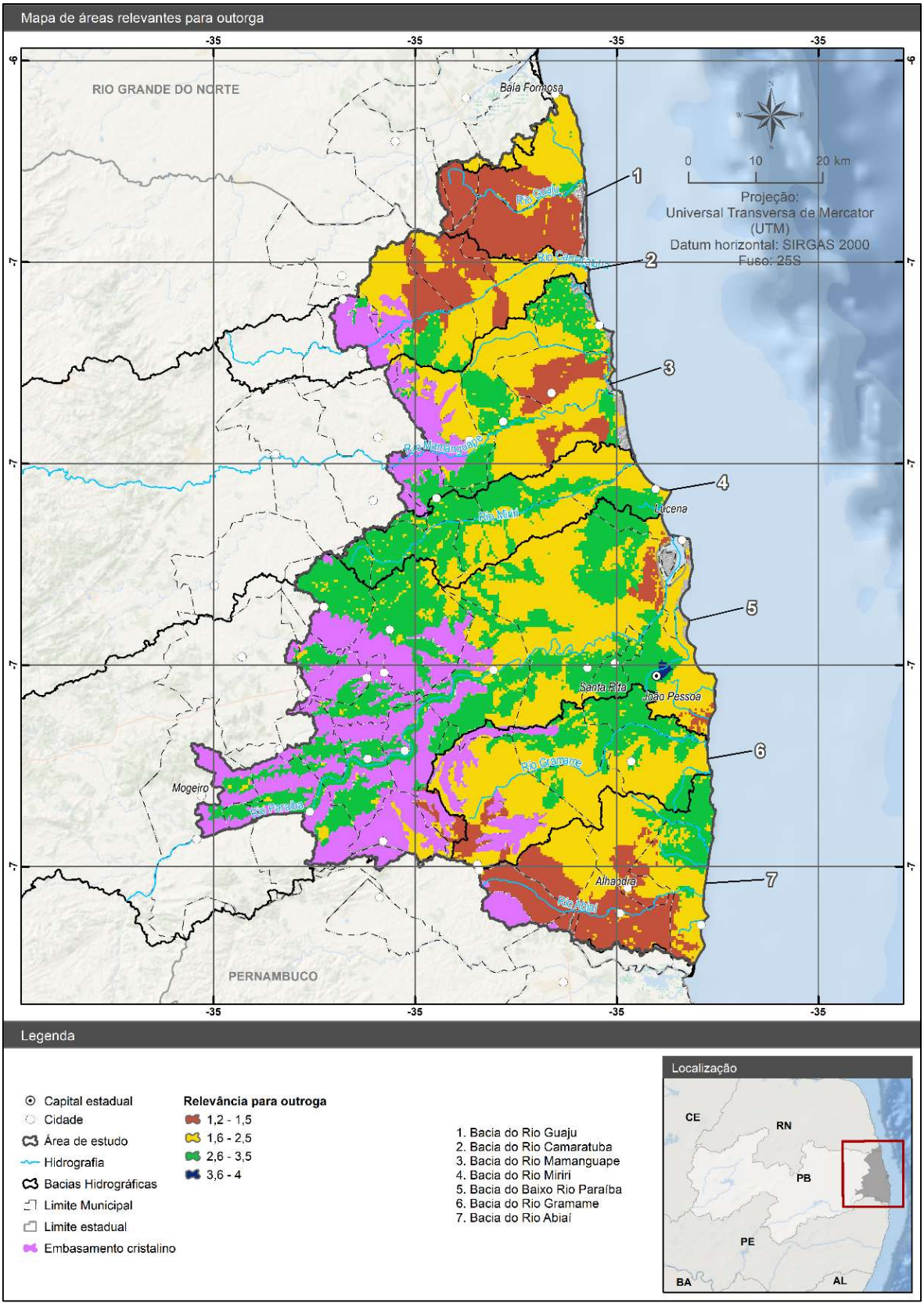

Figura 4.2 – Mapa resultante dos temas ponderados por relevância para outorga: uso do solo, conexão com ecossistemas, densidade de poços, recarga e vulnerabilidade

Ao analisar o resultado do processamento apresentado na Figura 4.2, observa-se que para uma primeira aproximação, o resultado apresentado ficou interessante, podendo iluminar um primeiro entendimento de uma possível subdivisão da área de estudo. Conforme comentado anteriormente, esse é apenas um resultado para uma primeira aproximação e foi usado como subsídio para a definição das áreas junto com os demais critérios mencionados, ou seja: i) Características hidrogeológicas das formações que compõe a porção do sistema aquífero; ii) Fontes de poluição; iii) Qualidade das águas subterrâneas; além, destes, ainda foram analisadas as áreas anteriormente definidas no projeto ASUB e os limites das bacias hidrográficas. Na Figura 4.3 estão apresentados os mapas dos critérios não “rasterizaveis” utilizados para a análise final e definição das zonas e subzonas de gerenciamento.

Sobre a qualidade das águas, de acordo com (CAMILA MACEDO MEDEIROS, 2012), o enquadramento é o mesmo para toda a área do aquífero livre e do confinado, tanto para a classe atual, quanto a classe de enquadramento em si, sendo assim, a qualidade da água foi tratada de forma homogênea. O mapa da Figura 4.4 apresenta o resultado de uma primeira subdivisão da área de estudo que passa a ser as subzonas de gerenciamento, as quais serão posteriormente condensadas em termos de zonas de gerenciamento.

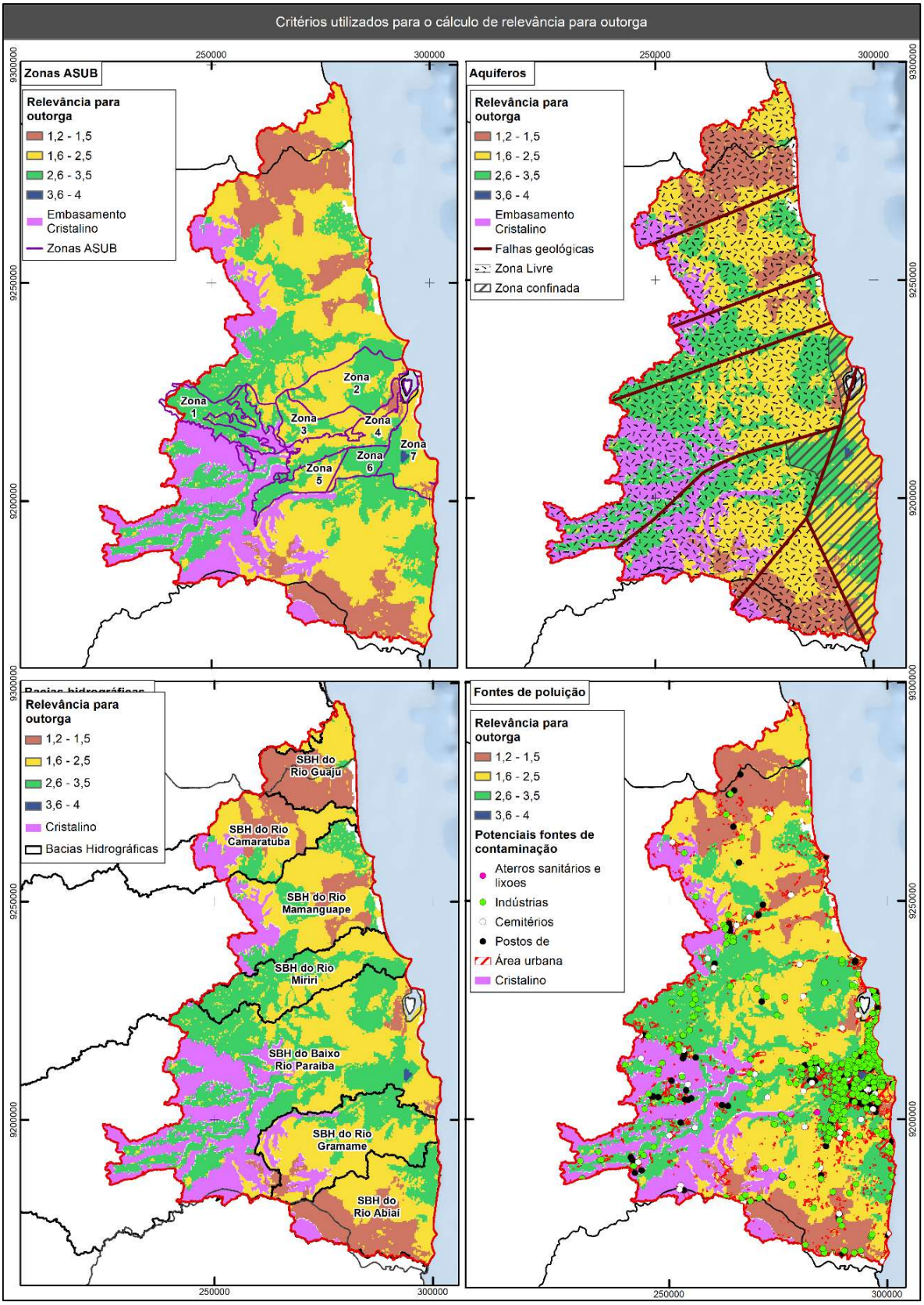

Figura 4.3 – Mapa dos critérios utilizados para a definição final das zonas e subzonas de gerenciamento no SAPP

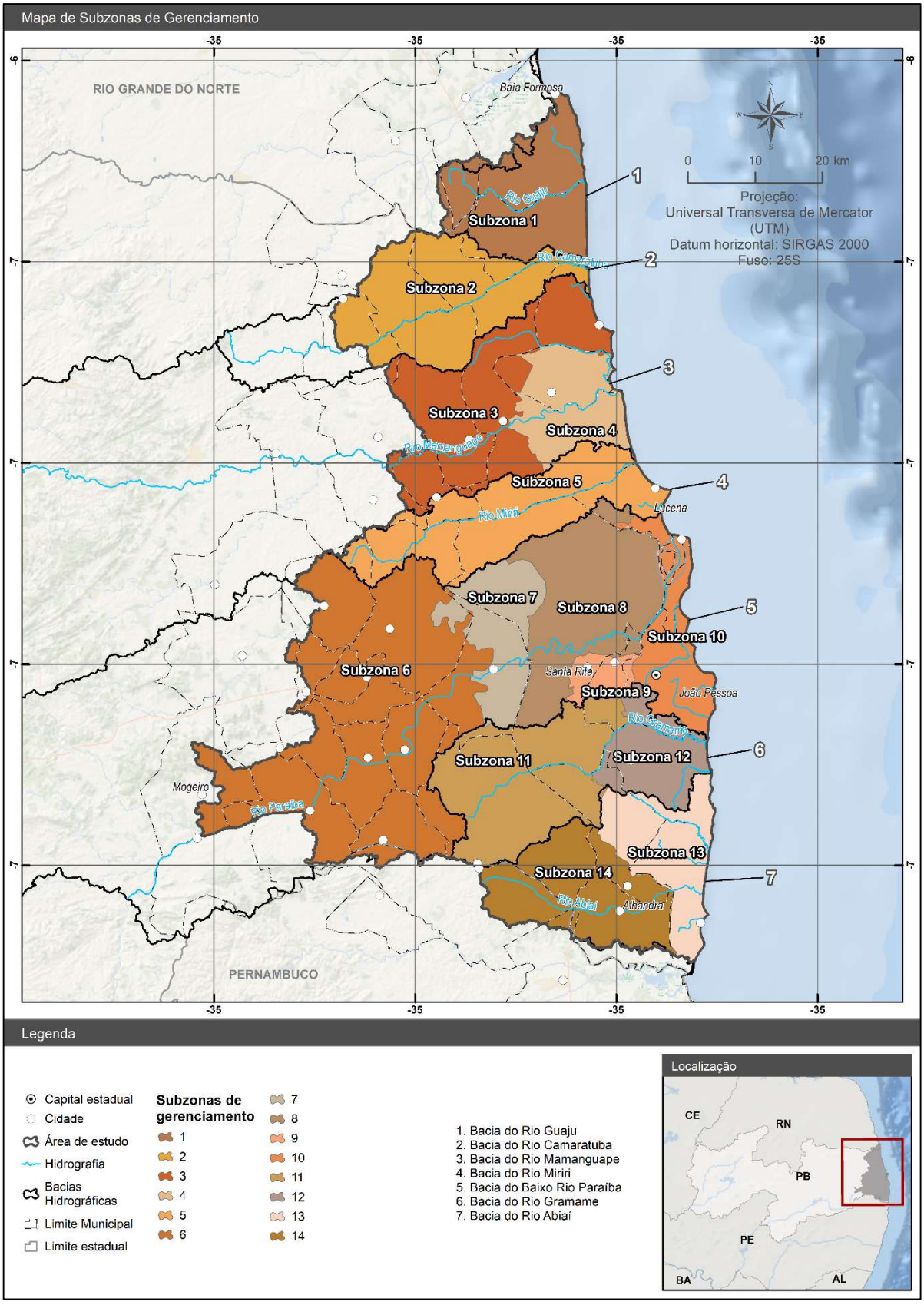

Figura 4.4 – Mapa do resultado das subzonas de gerenciamento para o SAPP

A seguir, é feita uma descrição a respeito de cada subzona e os critérios utilizados para definição de cada uma. Afim de que os limites das subzonas tivessem maior adesão com a gestão estadual, o refinamento dos limites foi realizado de forma que os traçados no sentido norte-sul tivessem coincidência com os limites das zonas censitárias e os limites no sentido leste-oeste seguiram os contornos das bacias hidrográficas. O detalhamento dos limites de cada subzona está descrito a seguir e resumido no Quadro 4.3.

Subzona 1 – Região coincidente com os limites da BH do rio Guaju. Está subzona, por apresentar grande parte de sua área contemplada pelas regiões de até 1,5 de relevância para outorga, foi estabelecida como uma única subzona de gerenciamento, aproveitando a divisão hidrográfica natural que a condiciona. Esta região não contempla áreas urbanizadas de grande extensão e também não possui um número significativo de potenciais fontes de poluição. Está inteiramente inserida no subsistema livre e não é cortada por nenhuma falha geológica. Sugestão de nomenclatura: Subzona Guaju.

Subzona 2 – Esta região coincide com os limites da Bacia Hidrográfica do rio Camaratuba e é caracterizada por uma baixa densidade de urbanização, sendo homogênea em termos de distribuição urbana e potenciais fontes pontuais de contaminação. Quanto à relevância para outorga, os valores predominantes variam de até 1,2 a 2,5. Localiza-se dentro do aquífero livre e é cortada pela Falha de Pirpirituba. Apesar da presença da falha, não se considera que esta represente uma divisão significativa da área a ponto de requerer uma subdivisão adicional. Subzona Camaratuba.

Subzona 3 – Delimitada ao norte pela BH do rio Camaratuba, a oeste pelo limite da área do SAPP, ao sul pela BH do rio Miriri e a leste, em parte por uma região diferenciada de relevância para outorga e a nordeste pelo mar. Essa subzona tem predominância de regiões que variam de 1,6 a 3,5 de relevância para outorga e possui manchas urbanas expressivas, além disso, possui uma grande concentração de indústrias, postos de gasolina e cemitérios, que são potenciais fontes de contaminação para os aquíferos. Embora seja cortada por uma falha, entende-se que esta não representa uma divisão significativa da área a ponto de necessitar mais uma subdivisão. Subzona Mamanguape Oeste.

Subzona 4 – Esta subzona é delimitada ao norte pela subzona 3 e ao sul pela Bacia Hidrográfica do rio Miriri. Aqui, a ocorrência dos valores de relevância para outorga é de 1,2 até 3,5. Está situada no sistema aquífero livre. Apresenta zonas urbanas espaçadas e poucos pontos com potenciais fontes de contaminação. Apesar de ser cortada por uma falha geológica, não se considera que esta represente uma divisão

significativa da área a ponto de necessitar de uma subdivisão adicional. Subzona Mamanguape leste.

Subzona 5 – Esta subzona possui limites coincidentes com os da Bacia Hidrográfica do rio Miriri. Aqui, ocorre dispersão homogênea entre regiões com uma relevância para outorga variando de 1,6 a 3,5. A área é caracterizada por zonas urbanas esparsas e uma distribuição uniforme de indústrias ao longo do território. Além disso, faz divisa com as zonas delimitadas no projeto ASUB, ao sul, e está localizada dentro do aquífero livre. Subzona Miriri.

Subzona 6 – Esta subzona abrange a área correspondente, em parte, à zona 1 estabelecida por ASUB. O restante da área de estudo está localizado dentro da bacia hidrográfica do rio Paraíba, na direção oeste. Essas regiões têm uma relevância para outorga variando de 1,2 a 3,5, além de apresentar uma distribuição semelhante de zonas urbanas e potenciais fontes pontuais de contaminação, e incluem uma extensa área do cristalino e do sistema aquífero livre. Subzona Baixo Paraíba Leste.

Subzona 7 – Engloba a região oeste dos limites anteriormente definidos na ASUB, que compreendem as zonas 2, 3, 4 e 5, porém com uma divisão respeitando os resultados de relevância para outorga e uma concentração diferenciada em termos de fontes potenciais de contaminação. Essa divisão é justificada pela maior presença de potenciais fontes de contaminação na zona oeste. Nessa subzona, as áreas com relevância para outorgavariam de 1,6 a 3,5, com predomínio de regiões entre 1,6 e 2,5 e está localizada dentro do aquífero livre. Subzona Baixo Paraíba Centro-Leste.

Subzona 8 – Compreende a região leste dos limites previamente definidos na ASUB, abrangendo as zonas 2, 3, 4 e 5, porém com uma divisão respeitando os resultados de relevância para outorga. Esta subzona apresenta uma mescla de áreas com relevância para outorga variando de 1,2 a 3,5. Está situada dentro do aquífero livre e caracteriza-se por uma urbanização pouco intensa. No entanto, diversos pontos potenciais de contaminação estão dispersos por toda a área. Subzona Baixo Paraíba Oeste.

Subzona 9 - Representa uma área significativa dentro da ASUB, englobando os limites anteriormente definidos como subzona 6. Esta subzona representa uma região de transição entre o sistema aquífero livre e confinado, mas ainda é tratada como livre. É caracterizada por densa urbanização, com uma grande concentração de atividades residenciais, comerciais e industriais. Os índices de relevância para outorga, variam de 1,6 a 3,5, com predomínio da classe que varia de 2,6 a 3,5. Subzona Baixo Paraíba Transição.

Subzona 10 – É uma área abrangida pelo confinamento do Beberibe e caracteriza-se por uma densa urbanização. Esta região coincide com os limites da região 7 de ASUB

e aqui, os índices de relevância para outorga variam de 1,2 a 4. Devido à sua alta densidade populacional e atividades industriais, comerciais e residenciais, a Subzona 10 apresenta numerosas fontes potenciais de contaminação para os recursos hídricos subterrâneos. Essas fontes incluem descargas industriais, esgotos domésticos, vazamentos de produtos químicos de estabelecimentos comerciais como postos de gasolina, além de cemitérios. Além disso, a subzona 10 está dentro dos limites estabelecidos para o sistema aquífero confinado. Subzona Baixo Paraíba Litorânea.

Subzona 11 – Está localizada a oeste da bacia hidrográfica do rio Gramame, partindo da falha de Cabedelo. Nesta região, os índices de relevância para outorga variam de 1,2 a 3,5, com predomínio de 1,2 a 3,5. As áreas urbanizadas e as fontes potenciais de contaminação têm menos relevância do que na parte leste da falha. Além disso, esta subzona representa a região do sistema livre. Subzona Gramame oeste.

Subzona 12 – Está situada na bacia hidrográfica do rio Gramame, no lado leste, caracterizando-se por um maior adensamento urbano. Apresenta grandes áreas variando de 1,6 a 3,5 em termos de relevância para outorga, e está inserida na área do sistema aquífero confinado. É uma área mais densamente ocupada em termos de indústrias e postos de gasolina. Subzona Gramame leste.

Subzona 13 – Abrange a região ao norte da falha de Mata Redonda, fazendo fronteira com o mar a leste e com a Subzona 12 ao norte, e engloba a área do subsistema confinado. Esta subzona é caracterizada principalmente por áreas com índices de relevância para outorga que variam de 1,2 a 3,5, com uma presença reduzida de áreas urbanizadas, indústrias, cemitérios e postos de combustíveis. Subzona Abiaí leste.

Subzona 14 – Compreende a região a oeste da falha de Mata Redonda, com seus limites definidos a oeste e sul pela bacia hidrográfica do rio Abiaí. Apresenta áreas de relevância para outorga, com um máximo de 2,5, e conta com algumas áreas urbanas dispersas. Além disso, possui poucos pontos de interesse industrial, postos de gasolina e cemitérios, que podem representar potenciais fontes de contaminação para os aquíferos locais. Esta subzona está totalmente dentro do subsistema livre. Subzona Abiaí oeste.

Quadro 4.3 – Resumo das principais características das subzonas de gerenciamento na área do SAPP

Zonas	Área	Sistema Aquífero	Potenciais fontes pontuais de contaminação	Uso do Solo (N1)	Conexão com Ecoss. (N2) Ambientes de Ucs e APPs	Densidade de poços (N3) Intensidade de explotação, Kernel Density	Recarga (N4)	Vulnerabilidade (N5)
Subzona 1	350,4	Livre	Poucas	Predomínio de agricultura e pastagem	APP de manguezal, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Baixa < 5.000 m³/ano	Baixa (<70.900 mm) a Muito Alta (>187.000 mm)	Média e Alta
Subzona 2	455,4	Livre	Poucas	Predomínio de agricultura e pastagem	Área de Proteção Ambiental, APP de manguezal, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Baixa < 5.000 m³/ano	Muito Baixa (<27.900 mm) a Muito Alta (>187.000 mm)	Média, Alta e Extrema
Subzona 3	498,3	Livre	Muitas	Predomínio de vegetação florestas e área urbana	Área de Proteção Ambiental, APP de manguezal, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Muito alta (> 23.500 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Intermediária (<117.000 mm)	Média e Alta
Subzona 4	220,4	Livre	Poucas	Predomínio de agricultura e pastagem	APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Muito alta (> 23.500 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Muito Alta (>187.000 mm)	Média e Alta
Subzona 5	439,8	Livre	Poucas	Predomínio de agricultura e pastagem	APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Baixa < 5.000 m³/ano	Muito Baixa (<27.900 mm) a Baixa (<70.900 mm)	Média e Alta
Subzona 6	1118,0	Livre	Poucas	Predomínio de área urbana	Floresta Nacional, Parque Estadual, Parque Natural Municipal, Refúgio de Vida Silvestre, APP de manguezal, APP restinga herbácea, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Alta (> 11.900 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Alta (>117.000 mm)	Média e Alta
Subzona 7	220,7	Livre	Muitas	Predomínio de área urbana	APP de manguezal, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Muito alta (> 23.500 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Baixa (<70.900 mm)	Média e Alta
Subzona 8	427,1	Livre	Poucas	Predomínio de agricultura e pastagem	APP de manguezal, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Intermediária (< 11.900 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Alta (>117.000 mm)	Média e Alta
Subzona 9	60,2	Livre/ transição para o confinado	Muitas	Predomínio de vegetação florestas e agricultura e pastagem	APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) e Baixa (< 5.000 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Intermediária (<117.000 mm)	Média e Alta
Subzona 10	197,8	Confinado	Poucas	Predomínio de agricultura e pastagem	Área de Proteção Ambiental, APP de manguezal, APP restinga herbácea, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) a Intermediária (< 11.900 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Intermediária (<117.000 mm)	Média e Alta
Subzona 11	445,5	Livre	Poucas	Predomínio de vegetação florestas e agricultura e pastagem	Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, APP de manguezal, APP restinga herbácea, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) e Baixa (< 5.000 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Alta (>117.000 mm)	Média e Alta
Subzona 12	183,1	Confinado	Poucas	Predomínio de vegetação florestas e agricultura e pastagem	Área de Proteção Ambiental, Reserva Biológica, APP de manguezal, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano) e Baixa (< 5.000 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Intermediária (<117.000 mm)	Média e Alta
Subzona 13	243,2	Confinado	Poucas	Predomínio de vegetação florestas e agricultura e pastagem	Reserva Biológica, Área de Relevante Interesse Ecológico, Estação Ecológica, APP de manguezal, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Muito Alta (>187.000 mm)	Média e Alta
Subzona 14	348,6	Livre	Poucas	Predomínio de agricultura e pastagem	RPPN, Área de Relevante Interesse Ecológico, APP de manguezal, AAP de declividade, APP restinga herbácea, APP nascente e APP curso d'água	Muito Baixa (< 1.200 m³/ano)	Muito Baixa (<27.900 mm) a Muito Alta (>187.000 mm)	Média e Alta

4.2 Estimativa de potencial e disponibilidade de águas subterrâneas para as subzonas de gerenciamento

Com o propósito de fornecer subsídios para a gestão quantitativa dos recursos hídricos subterrâneos, esta seção apresenta a potencialidade e disponibilidade hídrica do Sistema Aquífero Paraíba-Pernambuco.

A potencialidade trata-se do volume de água subterrânea armazenada no aquífero e suscetível a ser utilizada. Conforme conceituado por (COSTA, 2009) a potencialidade também denominada de reserva reguladora, também pode ser estimado pela entrada natural do sistema (recarga), ou seja, os mesmos valores obtidos no capítulo 2 deste estudo. Uma vez que esta foi estimada já descontando o fluxo de base dos rios e a vazão ecológica, pois os métodos de estimativa foram o do balanço hídrico e do VNA, estas questões já estão contempladas.

A disponibilidade, por sua vez, representa uma parcela das reservas hídricas subterrâneas totais que pode ser extraída anualmente do armazenamento dos aquíferos durante um determinado período planejado, de modo a não causar interferências ambientais, econômicas e sociais graves.

Essa definição está atrelada ao conceito de sustentabilidade, cujo objetivo é realizar o aproveitamento racional e conservação dos recursos hídricos. A definição da parcela das reservas hídricas dos aquíferos que poderá ser utilizada anualmente deve ser fundamentada em diretrizes técnicas e políticas que, por hora, não estão definidas para as bacias hidrográficas da Paraíba. Sendo assim, no item específico, discute-se algumas abordagens comumente utilizadas e uma sugestão para ser aplicada no presente estudo e deverá ser validada pela AESA.

4.2.1 *Potencialidade nas subzonas de gerenciamento*

As subzonas de gerenciamento receberam o valor da soma ponderada pelas áreas das minibacias que contemplavam parcial ou inteiramente cada subzona. Para o sistema confinado, foi realizada a soma dos valores correspondentes a cada uma das subzonas sob influência do fluxo subterrâneo. Ainda, os fluxos de recarga das subzonas 10, 12 e 13 são fluxos laterais oriundos de uma recarga direta no subsistema livre, esse valor de potencialidade para as subzonas com presença do confinado foi subtraído das subzonas vizinhas de onde se origina o fluxo. O Quadro 4.4 apresenta os resultados da potencialidade, tanto para o sistema livre quanto para o confinado. A Figura 4.5 espacializa as informações apresentadas no Quadro 4.4.

Observa-se, portanto, que as áreas abrangidas pelas subzonas 10 e 12, as quais incorporam parcialmente o sistema confinado e parcialmente o sistema livre, apresentam um valor de potencialidade total relativamente elevado. Adicionalmente, a subzona 9, localizada em uma região ainda pertencente ao sistema aquífero livre, mas em transição para o confinado, apresenta valores de recarga pouco expressivos. Esse cenário é em grande parte atribuído à impermeabilização do solo, uma vez que a subzona está inserida em uma área urbanizada.

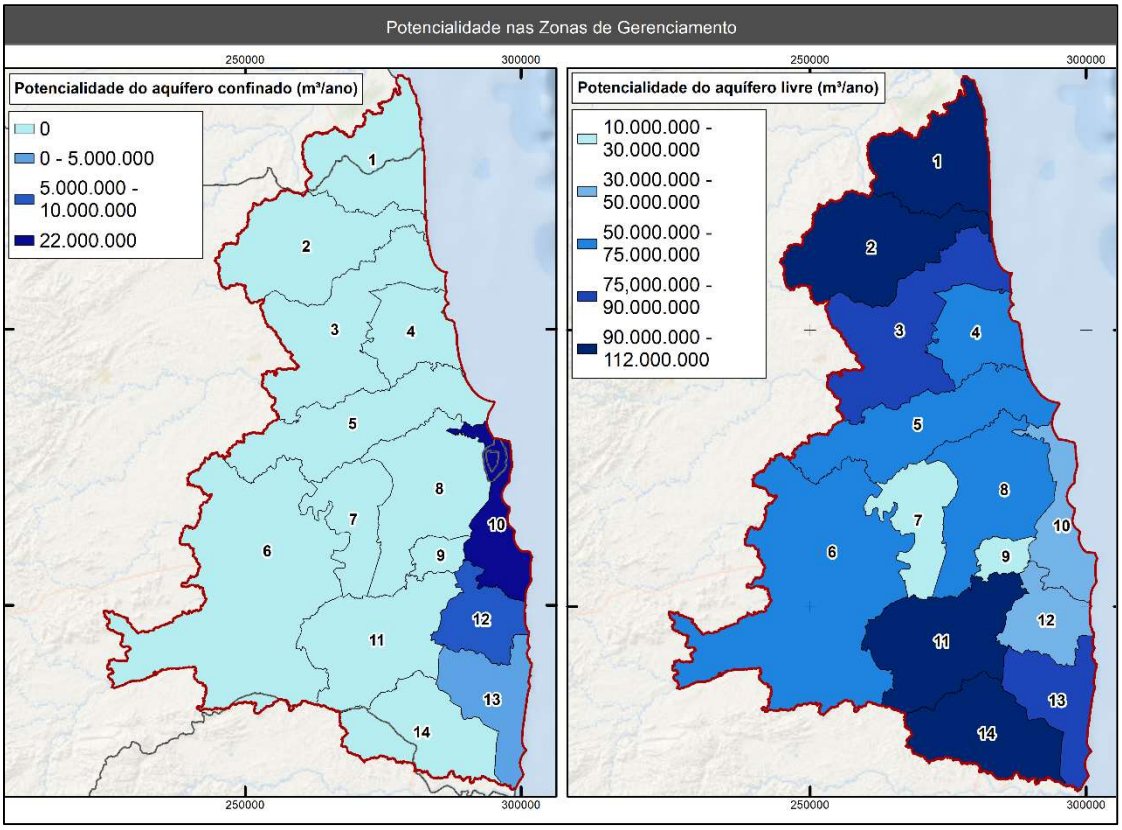

Figura 4.5 – Potencialidade no sistema aquífero livre, sistema aquífero confinado

Quadro 4.4 – Potencialidade nas subzonas de gerenciamento do SAPP

Subzona	Potencialidade no sistema confinado (m³/ano)	Potencialidade no sistema livre (m³/ano)	Recarga total (m³/ano)
1	-	110.452.317	110.452.317
2	-	111.614.077	111.614.077
3	-	75.728.007	75.728.007
4	-	61.793.426	61.793.426
5	-	51.707.785	51.707.785
6	-	52.860.360	52.860.360
7	-	28.062.284	28.062.284
8	-	53.808.522	53.808.522
9	-	3.534.056	3.534.056
10	21.204.368	49.671.935	70.876.303
11	-	86.527.103	86.527.103
12	8.068.719	49.234.546	57.303.265
13	3.564.581	81.916.775	85.481.356
14	-	106.748.117	106.748.117

4.2.2 *Disponibilidade nas subzonas de gerenciamento*

Existem vários termos e conceitos associados à quantidade de água subterrânea disponível (DWR, 2003). Algumas dessas incluem a capacidade de armazenamento subterrâneo, a capacidade de armazenamento utilizável, o balanço hídrico, variações de armazenamento, superexplotação e vazão segura (DWR, 2003). A disponibilidade contempla várias alternativas em função dos distintos níveis de segurança do aquífero e do sistema hídrico superficial (Feitosa *et al.*, 2008).

Estudos hidrogeológicos realizados no Brasil pela (ANA, 2004, 2005) consideraram a disponibilidade hídrica subterrânea como correspondente a 20% das reservas renováveis, ou seja, da recarga anual. Estudos realizados na década 90 na região metropolitana de São Paulo (SABESP-CEPAS, 1994) adotaram, em nível de planejamento, um percentual variando entre 25% e 50% das reservas renováveis. Na Bahia, o Plano de Bacias Hidrográficas do Recôncavo Norte, região que guarda similaridades climáticas e geomorfológicas com a área do SAPP, considera que a disponibilidade é 70% da potencialidade.

No trabalho de (COSTA *et al.*, 2007) e no de Costa (2009), a potencialidade é estimada através da descarga natural do sistema aquífero (vazão de base) do escoamento fluvial e a disponibilidade como 60% da potencialidade. Por serem ambos trabalhos realizados na área de estudo e por terem fundamentado a escolha em relação a questões locais e por o valor refletir um valor intermediário em relação a outras diretrizes no país, optou-se por utilizar essa fração da potencialidade para definição da disponibilidade.

Para estimativa das disponibilidades nas subzonas de gerenciamento, cada uma recebeu o valor da soma ponderada pelas áreas das minibacias que contemplavam parcial ou inteiramente cada subzona. Para o sistema confinado, foi realizada a soma dos valores correspondentes a cada uma das subzonas sob influência do fluxo subterrâneo. O balanço hídrico foi realizado a partir da diferença entre as informações de disponibilidade em relação às vazões de captação calculadas a partir de dados de outorga e espacializadas para toda a área de estudo pelo método Kernel Density conforme apresentado no Produto 3.

A fim de fornecer uma visão relativa do balanço hídrico nas subzonas de gerenciamento, com vistas estabelecer os locais em que há prioridade de gestão, foi determinado o Índice de Comprometimento Hídrico para cada uma delas. Essa é uma variável de fácil interpretação que é largamente utilizada em planos diretores de recursos hídricos (PERH-ES, 2017; PRH-BIG, 2020; PRH-RNI, 2018). Sua determinação é feita a partir da relação entre a soma das demandas de cada subzona de gerenciamento (consumo) e a sua disponibilidade hídrica. O Quadro 4.5 apresenta

a classificação do Índice de Comprometimento Hídrico utilizado para determinar as classes de criticidade em cada uma das subzonas. E a Equação 3 apresenta formulação utilizada para a obtenção do incide.

$$ICH = \frac{Demanda}{Disponibilidade}$$ Equação 3

Em que, Demanda é a demanda calculada no produto de diagnóstico (Produto 2), ou seja a demanda de águas subterrâneas na área de estudo; e a Disponibilidade é o valor calculado como 60% da Potencialidade, conforme descrito acima.

Quadro 4.5 – Escalas do Índice de Comprometimento Hídrico

Classe	Índice de comprometimento
	< 20% - Muito baixo
	20% a 50% - Baixo
	50% a 70% - Médio
	70% a 90% - Alto
	> 90% - Muito Alto

Analisando os resultados apresentados no Quadro 4.6, na Figura 4.6 e na Figura 4.7, observa-se que a condição mais preocupante ocorre na subzona 9, onde o Índice de Comprometimento Hídrico (ICH) ultrapassa os 400%, sendo, portanto, classificado como Muito Alto, também deve receber atenção as subzonas 12 e 10 classificadas em ICH Alto. As subzonas 5, 8 e 11 encontram-se no patamar Baixo, demandando, assim, certa atenção. As demais subzonas, situadas em regiões com maior disponibilidade e, consequentemente, menor demanda, mantêm-se em uma situação confortável no patamar Muito Baixo.

Quadro 4.6 – Relação entre disponibilidade e demanda nas subzonas de gerenciamento do SAPP.

Subzona	Disponibilidade no sistema livre (m³/ano)	Disponibilidade no sistema confinado (m³/ano)	Demanda (m³/ano)	Disponibilidade total (m³/ano)	Balanço Hídrico (m³/ano)	Índice de Comprometimento Hídrico
1	66.271.390	0	89.768,00	66.271.390	66.181.622	0%
2	66.968.446	0	405.013,00	66.968.446	66.563.433	1%
3	45.436.804	0	653.190,00	45.436.804	44.783.614	1%
4	37.076.055	0	1.830.020,00	37.076.055	35.246.035	5%
5	31.024.671	0	8.190.140,00	31.024.671	22.834.531	26%
6	31.716.216	0	1.927.430,00	31.716.216	29.788.786	6%
7	16.837.370	0	720.013,00	16.837.370	16.117.357	4%
8	32.285.113	0	11.952.800,00	32.285.113	20.332.313	37%
9	2.120.433	0	8.585.970,00	2.120.433	-6.465.537	405%
10	29.803.161	12.722.621	30.095.300,00	42.525.782	12.430.482	71%
11	51.916.262	0	10.945.000,00	51.916.262	40.971.262	21%
12	29.540.728	4.841.232	23.970.900,00	34.381.959	10.411.059	70%
13	49.150.065	2.138.749	4.242.340,00	51.288.814	47.046.474	8%
14	64.048.870	0	2.811.150,00	64.048.870	61.237.720	4%

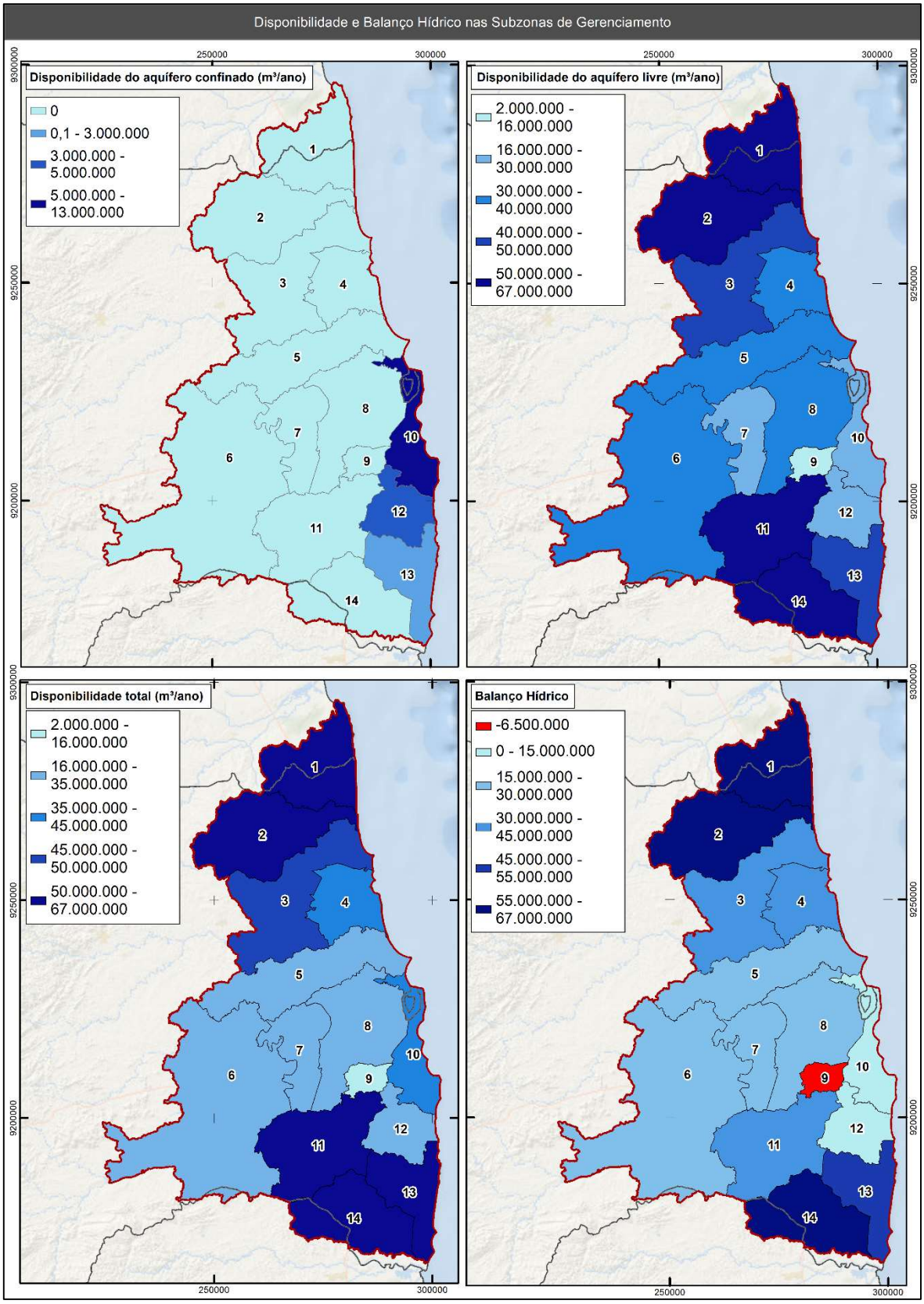

Figura 4.6 – Resultados da disponibilidade no sistema aquífero livre, sistema aquífero confinado, disponibilidade total e balanço hídrico em cada subzona de gerenciamento

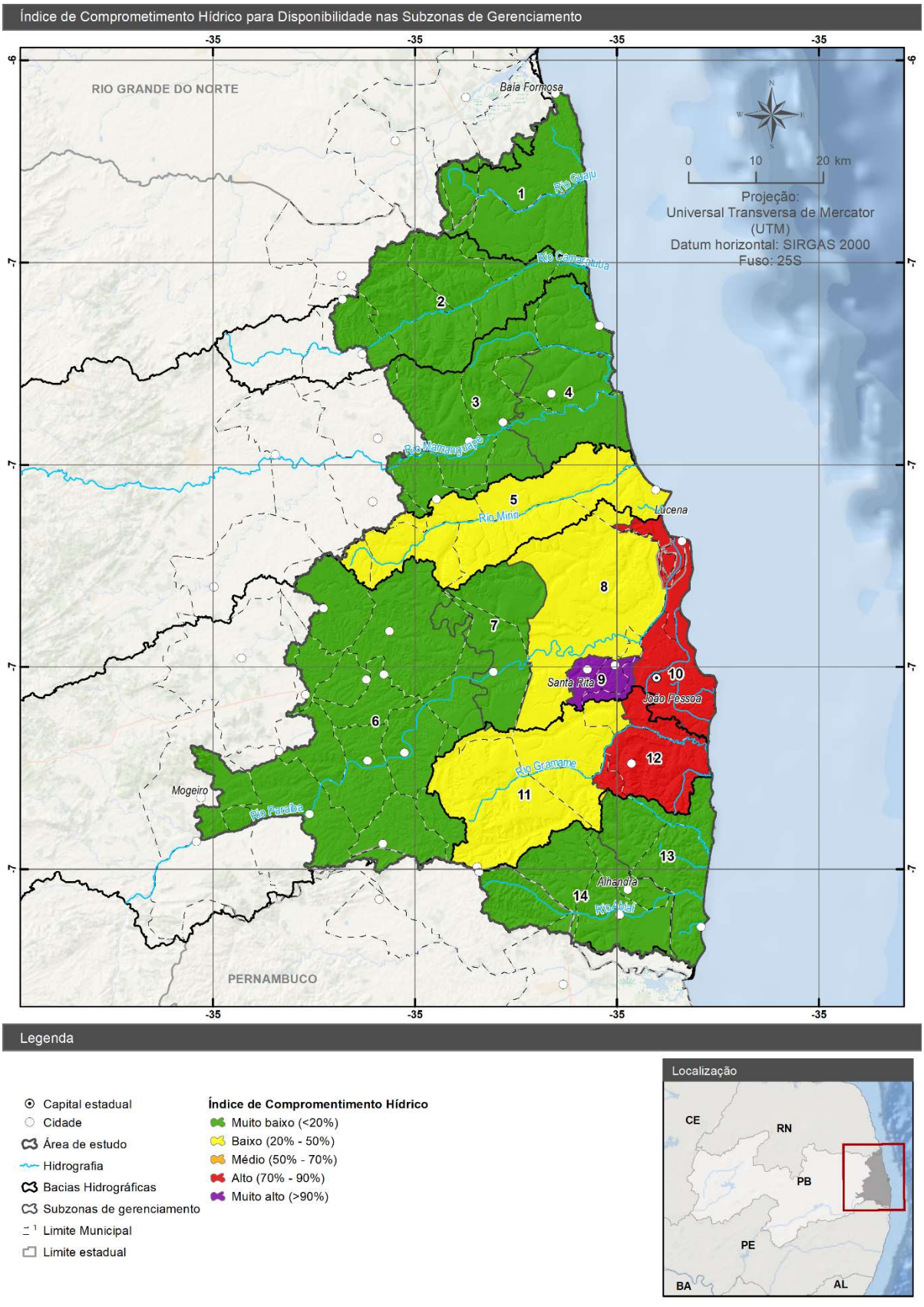

Figura 4.7 – Índice de comprometimento hídrico da disponibilidade nas zonas de gerenciamento

4.3 ÍNDICES DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA

Os indicadores de sustentabilidade hídrica buscam refletir a condição da utilização e gestão da água em uma determinada bacia hidrográfica ou sub-bacia. As descrições abaixo foram propostas por Albuquerque & Rêgo (1999).

4.3.1 *Índice de ativação do potencial (IAP)*

O Índice de Ativação Potencial (IAP) representa a relação entre o potencial de água que foi utilizado e o potencial total (Equação 4.4), variando de 0 a 1. Um índice de 0 indica que o curso d'água ou aquífero não foi tocado e permanece em seu estado natural, enquanto um índice de 1 indica que o potencial está completamente explorado, não permitindo mais construções de barragens ou poços, exceto em casos específicos, como os aquíferos aluviais.

$$IAP = \frac{Potencialidade\ ativada\ ou\ atual}{Potencialidade\ máxima} \qquad \text{Equação 4.4}$$

Em que, Potencialidade ativa ou anual é a soma dos volumes de captação referentes a uma utilização de 24h por dia e 365 dias por ano e Potencialidade máxima refere-se a recarga anual, ou simplesmente à potencialidade conforme definito nos subcapítulos anteriores.

4.3.2 *Índice de ativação das disponibilidades (IAD)*

Trata-se da comparação entre as disponibilidades de água presentes e as disponibilidades máximas possíveis (Equação 4.5). Esse índice varia de 0 a 1. No contexto dos recursos hídricos subterrâneos, é possível que ultrapasse o valor de 1, indicando uma exploração das reservas além dos limites estabelecidos.

$$IAD = \frac{Disponibilidade\ ativada\ ou\ atual}{Disponibilidade\ máxima} \qquad \text{Equação 4.5}$$

Em que Disponibilidade ativada ou atual é a soma dos volumes de captação referentes a uma utilização de 24h por dia e 365 dias por ano para a indústria e 8h por dia e 365 dias por ano para outras finalidades. A disponibilidade máxima trata-se da disponibilidade apresentada e estimada nos subcapítulos anteriores.

4.3.3 *Índice de utilização das disponibilidades (IUD)*

Corresponde à relação entre a demanda total e as disponibilidades disponíveis. Índices inferiores a 1 indicam que as demandas estão sendo atendidas, enquanto índices acima de 1 sugerem demandas não satisfeitas. A viabilidade de atender às

demandas reprimidas surge da identificação de potenciais não explorados ou de disponibilidades ainda disponíveis.

Quando as demandas são comparadas com as disponibilidades máximas, é denominado Índice de Utilização das Disponibilidades Máximas (IUD_M) (Equação 4.6), enquanto, quando confrontadas com as disponibilidades atuais, é referido como Índice de Utilização das Disponibilidades Atuais (IUD_A) (Equação 4.7).

$$IUD_M = \frac{Demandas\ agregadas\ totais\ anuais}{Disponibilidade\ máxima} \qquad \text{Equação 4.6}$$

Em que Demandas agregadas totais trata-se das demandas estimadas no produto 2 porém resumidas nas subzonas de gerenciamento e não nos municípios.

$$IUD_A = \frac{Demandas\ agregadas\ totais\ anuais}{Disponibilidade\ ativada\ ou\ atual} \qquad \text{Equação 4.7}$$

4.3.4 *Resultados dos índices*

O Quadro 4.9 apresenta os resultados encontrados para os índices para cada uma das subzonas de gerenciamento e os mapas da Figura 4.8 apresentam a distribuição dos respectivos índices.

Embora esses índices tenham sido aplicados aqui por serem usados em outros trabalhos tais como Costa (2007) e Costa (2009), uma comparação direta entre os valores encontrados fica dificultada, uma vez que os trabalhos citados trabalharam em áreas distintas das apresentadas aqui e também utilizaram tanto demandas quanto disponibilidades superficiais e subterrâneas para o cálculo dos índices, além disso, a metodologia de obtenção das recargas foi diferente. Mesmo assim, buscou-se alguma comparação com as principais conclusões dos trabalhos conforme descrito a seguir.

No Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH, 2006), com relação às disponibilidades de água subterrânea, os índices de ativação encontrados eram muito baixos, havendo espaço para perfuração de novos poços ou outras captações nos sistemas aquíferos sedimentares, esse resultado foi encontrado em quase todas as bacias hidrográficas. A única exceção foi a bacia do rio Gramame, na qual as disponibilidades máximas já estavam totalmente ativadas (IAD = 1,06), mostrando que o limite do potencial de água subterrânea que pode ser explorado estava sendo ultrapassado.

Em comparação aos resultados de IAD encontrados no presente trabalho, a subzona 9, que ocupa uma pequena região da bacia hidrográfica do rio Baixo Paraíba (IAD

=4,263 e IAP = 6,864) está em situação mais preocupante do que a do rio Gramame, que na subzona 12, ou seja, na região leste desta bacia está com IAD=0,510.

Já o trabalho de Costa (2009), que trabalhou na bacia hidrográfica do Baixo Paraíba, encontrou um IAD=0,723 para as águas subterrâneas. Quando estimadas as médias das subzonas de gerenciamento que estão nesta bacia, o valor do IAD encontrado neste trabalho é de 1,119, ou seja, maior do que o valor encontrado por Costa (2009). Os demais índices encontrados por Costa (2009) estão apresentados no Quadro 4.7 abaixo, em comparação com os valores médios encontrados no presente trabalho para as subzonas que compõe a bacia hidrográfica do rio Baixo Paraíba.

Quadro 4.7 – Comparação entre os índices de Sustentabilidade hídrica do trabalho de Costa (2009) e o presente trabalho para a bacia hidrográfica do Baixo Paraíba

Índice	IAP	IAD	IUDm	IUDa
Presente trabalho	1,812	1,119	2,864	13,513
Costa (2009)	0,827	0,723	0,434	2,346
Costa (2006)	0,397	0,329	-	-

O trabalho de Costa (2006) obteve os índices de sustentabilidade IAP e IAD para as bacias hidrográficas do Baixo Paraíba e para o rio Mamamanguape as comparações com o presente estudo estão no Quadro 4.7 e o Quadro 4.8, respectivamente.

Quadro 4.8 – Comparação entre os índices de Sustentabilidade hídrica do trabalho de Costa (2006) e o presente trabalho para a bacia do rio Mamanguape

Índice	IAP	IAD
Presente trabalho	0,078	0,044
Costa (2006)	0,101	0,100

Quadro 4.9 – Resultado dos Índices de Sustentabilidade Hídrica para cada subzona de gerenciamento

Subzona	Potencialidade ativada	Disponibilidade ativada	Potencialidade máxima	Disponibilidade máxima	Demanda agregada	IAP	IAD	IUDm	IUDa
1	465.156,00	155.052,00	110.452.317	66.271.390	5.717.471,04	0,004	0,002	0,086	36,875
2	2.964.033,60	1.002.611,20	111.614.077	66.968.446	20.992.336,77	0,027	0,015	0,313	20,938
3	5.706.789,60	1.925.623,20	75.728.007	45.436.804	36.341.295,77	0,075	0,042	0,800	18,872
4	5.039.102,40	1.679.700,80	61.793.426	37.076.055	3.102.445,42	0,082	0,045	0,084	1,847
5	19.040.560,80	6.381.893,60	51.707.785	31.024.671	51.477.825,81	0,368	0,206	1,659	8,066
6	42.285.746,40	14.543.468,80	52.860.360	31.716.216	48.345.169,31	0,800	0,459	1,524	3,324
7	1.075.114,80	358.371,60	28.062.284	16.837.370	17.101.988,36	0,038	0,021	1,016	47,721
8	8.992.052,40	3.336.187,60	53.808.522	32.285.113	45.408.369,82	0,167	0,103	1,406	13,611
9	24.256.002,00	9.040.232,40	3.534.056	2.120.433	21.086.921,34	6,864	4,263	9,945	2,333
10	84.365.808,00	31.742.444,00	70.876.303	42.525.782	18.296.455,41	1,190	0,746	0,430	0,576
11	7.811.292,00	3.699.172,80	86.527.103	51.916.262	121.436.103,88	0,090	0,071	2,339	32,828
12	30.201.501,60	17.544.878,40	57.303.265	34.381.959	15.460.843,21	0,527	0,510	0,450	0,881
13	10.483.968,00	4.452.124,00	85.481.356	51.288.814	8.721.698,92	0,123	0,087	0,170	1,959
14	3.242.864,40	1.698.826,80	106.748.117	64.048.870	65.130.317,70	0,030	0,027	1,017	38,338

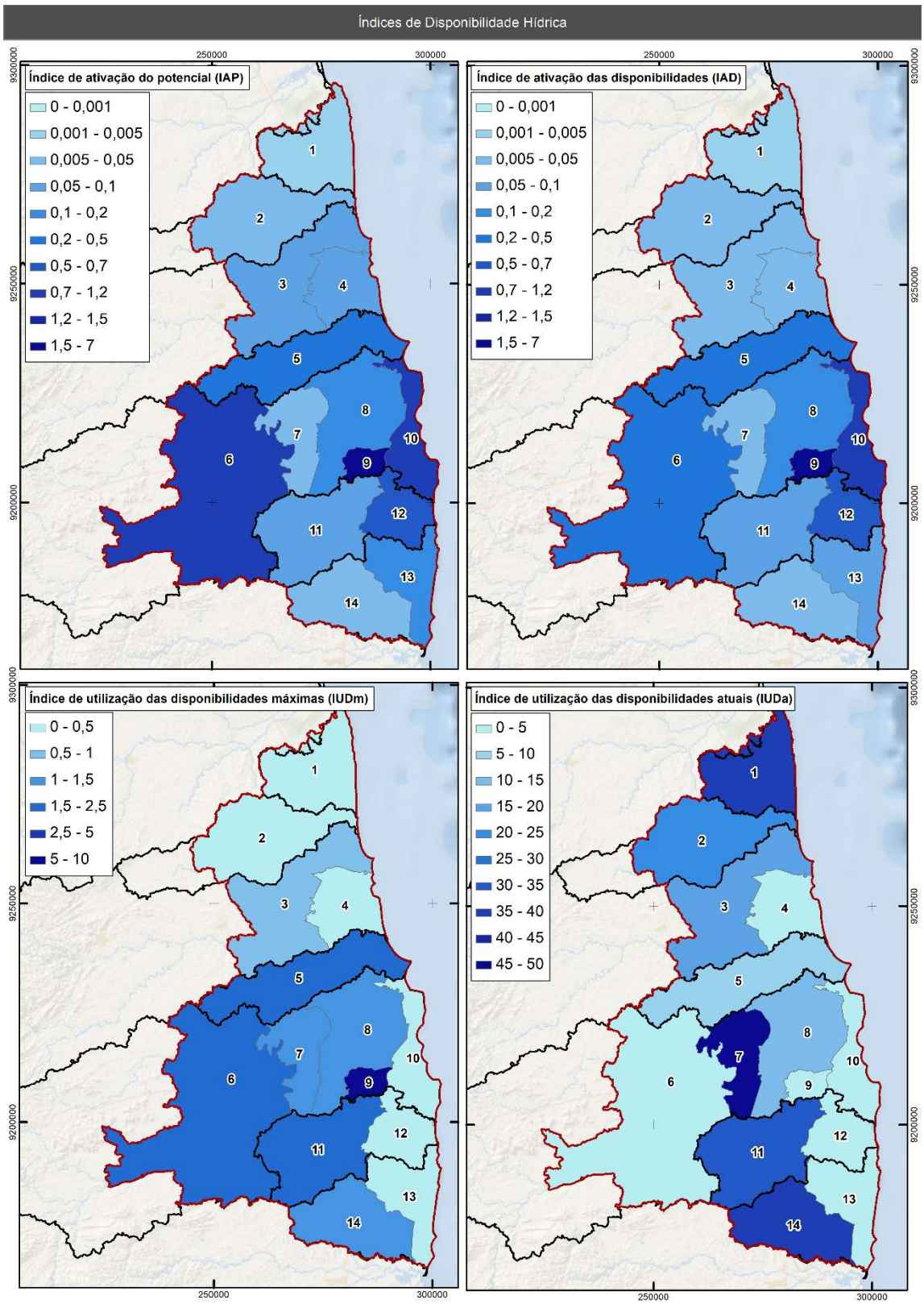

Figura 4.8 – Resultados espacializados dos Índices de Sustentabilidade Hídrica para cada subzona de gerenciamento

4.4 ZONAS DE GERENCIMENTO

Uma vez calculadas as potencialidades, disponibilidades e índices de comprometimento hídrico nas subzonas de gerenciamento, tornou-se evidente, a partir da observação da criticidade quanto à disponibilidade de água (Figura 4.7), a identificação de novos agrupamentos de áreas, os quais foram então designados como zonas de gerenciamento, conforme ilustrado na Figura 4.9.

Na análise do índice de comprometimento hídrico observou-se que a maior parte das subzonas apresentaram classificação como muito baixo ou baixo. A partir desses resultados para as subzonas de gerenciamento, junto com a coordenação da Aesa, estipulou-se a criação de zonas a partir das semelhanças entre as características da relação entre demandas e disponibilidade das subzonas (ICH). Desa forma, foram criadas três zonas de gerenciamento que aglutinaram as subzonas mais ou menos críticas em função do índice de comprometimento hídrico. Foram, portanto, definidas as zonas estáveis, de atenção e críticas.

Assim, foram determinadas como zonas estáveis as regiões compreendidas pelas subzonas de comprometimento hídrico baixo ou muito baixo. Com a mesma lógica foi definida a zona de atenção, representadas pelas subzonas que apresentaram índice de comprometimento hídrico variando entre médio e alto. A zona de atenção recebeu esse nome em função da relação entre demandas e disponibilidade hídrica não estar confortável, sendo necessário um maior rigor quanto ao aumento da explotação de água subterrânea.

Por fim, foi definida a zona crítica como sendo a região com índice de comprometimento hídrico classificado como muito alto, que atualmente compreende apenas a subzona 9. Pelo seu ICH muito alto, a zona crítica deverá receber monitoramento das vazões atuais de explotação de água subterrânea, além de evitar novas retiradas de água. A partir da análise conjunta das subzonas será possível realizar a gestão dos recursos hídricos de maneira regional, para além dos limites das subzonas, agrupando as suas características de balanço hídrico.

A metodologia de definição das zonas de gerenciamento apresentada acima foi discutida e aprovada com os integrantes da Aesa na reunião realizada dia 11/03/2024. A discussão possibilitou que a definição das zonas fosse realizada de maneira integrada e agregando a visão do órgão gestor a respeito da gestão dos mananciais subterrâneos. O Quadro 4.10 apresenta uma discretização de como as subzonas foram agrupadas para formar as zonas de gerenciamento em relação ao Índice de Comprometimento Hídrico.

Quadro 4.10 – Classificação das zonas em relação às subzonas e ao índice de criticidade

ICH	Subzonas	Zonas
Muito Baixo	1, 2, 3, 4, 6, 7, 13 e 14	Zona estável
Baixo	5, 8 e 11	
Médio		Zona de atenção
Alto	10 e 12	
Muito Alto	9	Zona crítica

Quadro 4.11 – Parâmetros avaliados para cada zona de gerenciamento

	Zona		
Parâmetro	**Estável**	**Atenção**	**Crítica**
Area (km²)	4.767444	381	60
Demanda (m³/ano)	43.766.864	54.066.200	8.585.970
Potencialidade (m³/ano)	824.783.355	128.179.568	3.534.056
Disponibilidade (m³/ano)	494.870.013	76.907.741	2.120.433
Balanço Hídrico relativo	8,8%	70,3%	404,9%3
Balanço hídrico	451.103.149	22.841.541	-6.465.537
ICH	0,10	0,70	4,05
IAP	0,16	0,86	6,86
IAD	0,10	0,63	4,26
IUDm	0,95	0,44	9,94
IUDa	20,40	0,73	2,33

As classificações do índice de comprometimento hídrico das subzonas tendem a mudar ao longo dos anos, especialmente devido ao aumento das demandas impulsionado pela expansão urbana. Nesse sentido, destaca-se que as zonas de gerenciamento podem também ser redefinidas buscando apresentar a situação vigente de disponibilidade hídrica nas subzonas. Assim, recomenda-se que o índice de comprometimento hídrico seja avaliado e recalculado a cada década, com o objetivo de realizar uma gestão dos recursos hídricos indo de encontro com a proteção dos mananciais subterrâneos.

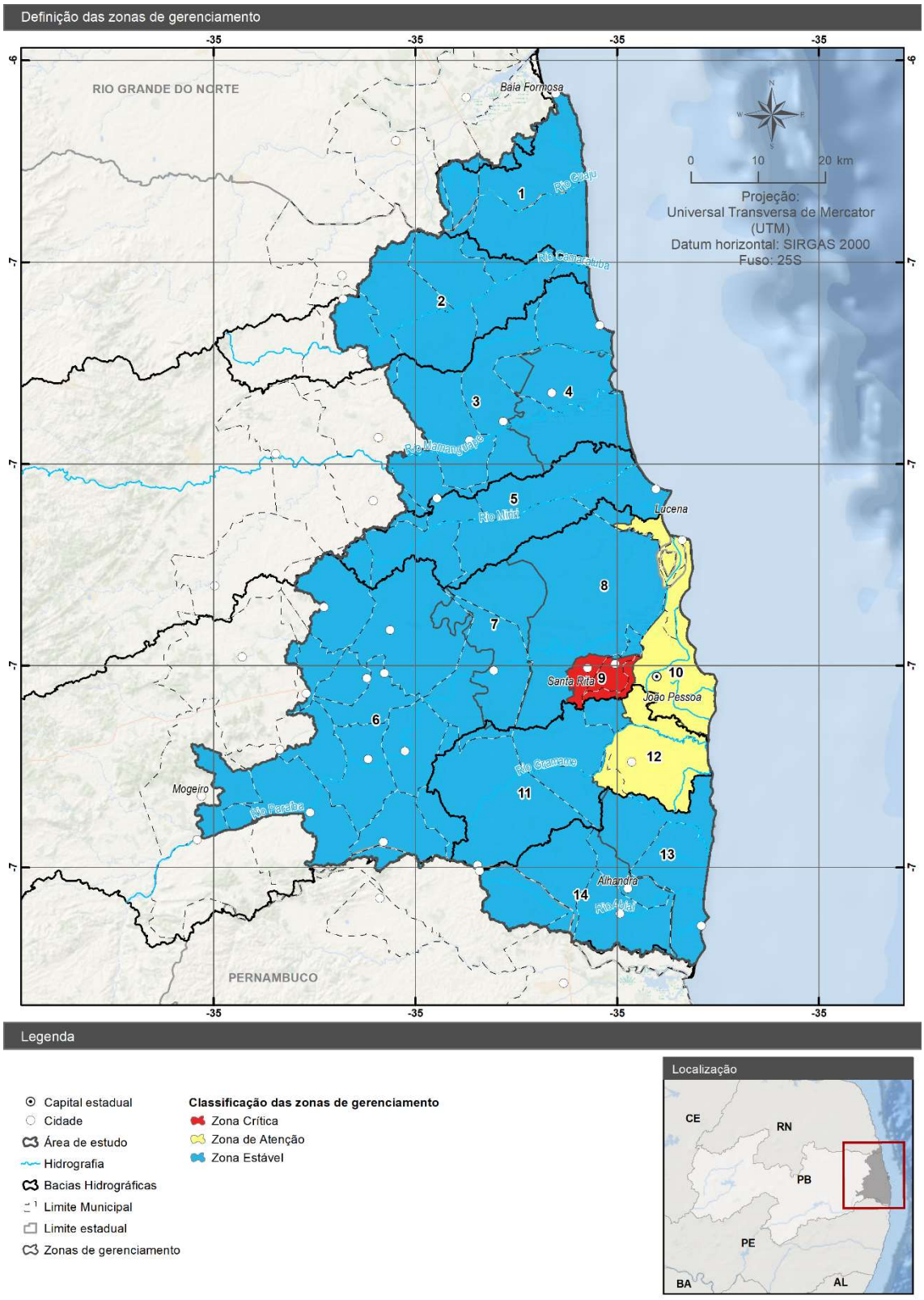

Figura 4.9 – Zonas de gerenciamento definidas a partir de critérios de criticidade quanto à disponibilidade hídrica

5 CONCLUSÕES

O presente relatório teve como objetivo a definição de zonas e subzonas de gerenciamento e o cálculo das recargas, disponibilidades e balanços hídricos em tais áreas. Inicialmente, procedeu-se ao cálculo das recargas na região do Sistema Aquífero Paraíba-Pernambuco (SAPP), empregando métodos distintos para os sistemas aquíferos livre e confinado. Foram utilizados, para o sistema aquífero livre, os métodos da Variação dos Níveis do Aquífero (VNA), Balanço Hídrico do Solo com apoio de modelagem hidrológica, recursos satelitais (GRACE) e, para o sistema aquífero confinado, o método das Taxas de Fluxo.

Para o sistema aquífero livre, os resultados encontrados pelos três métodos tiveram forte convergência, apresentando valores em grandezas similares. Avaliando a porcentagem em relação à precipitação na região onde os métodos foram comparados, foi obtido 15% para o VNA, 15,7% para o Balanço Hídrico e 16,2% para o GRACE. Já para toda a área de estudo, a recarga calculada pelo método do Balanço Hídrico teve um valor médio de recarga de 224mm, representando uma média de 16% da precipitação anual.

Essa convergência indica que os valores calculados para a recarga devam estar próximos à realidade local. Mesmo assim, recomenda-se a continuidade no monitoramento dos níveis e melhoria nos dados que são utilizados para a aplicação desses métodos, tais como detalhamento da porosidade específica, níveis estáticos sem interferência de bombeamento, conhecimento sobre a litologia dos poços monitorados etc.

Para o sistema aquífero confinado, foi possível utilizar apenas uma metodologia, entretanto os valores ficaram dentro da casa de grandeza esperada para esse tipo de sistema que recebe a recarga de forma indireta. Para toda a região do sistema confinado, o valor estimado para a recarga foi de 32.837.669m³ por ano.

A definição das zonas e subzonas de gerenciamento derivou da colaboração de técnicos da AESA, que contribuíram com seus insights sobre a relevância dos critérios de recarga, vulnerabilidade, uso do solo, conexão com ecossistemas e densidade de poços para a outorga na área de estudo. A ponderação espacial desses critérios resultou na primeira aproximação espacial para a definição das subzonas de gerenciamento. Ao sobrepor estruturas dos aquíferos, fontes potenciais de poluição, qualidade da água, limites das bacias e zonas previamente estabelecidas pela ASUB, delinearam-se os contornos das subzonas, corroborando com os resultados da ponderação de critérios.

A análise posterior incluiu o cálculo de recarga, disponibilidade e balanço hídrico para cada subzona de gerenciamento. A disponibilidade foi determinada como 60% da recarga, e o Índice de Comprometimento Hídrico (ICH) foi apresentado tanto para a recarga quanto para a disponibilidade, visando facilitar a compreensão dos balanços hídricos no SAPP. Além disso, foram calculados os índices de sustentabilidade hídrica: índice de ativação potencial (IAP), Índice de ativação das disponibilidades (IAD), Índice de utilização das disponibilidades máximo e ativado, IUDm e IUDa, respectivamente. Os quais foram comparados com valores obtidos em trabalhos passados e apresentaram valores distintos.

A partir dos resultados de comprometimento hídrico, foi possível estabelecer uma nova regionalização, possibilitando agregar as subzonas em zonas gerenciamento em função do comprometimento hídrico. Resultando assim em 3 zonas classificadas com diferentes níveis de criticidade ou seja: Estável, de Atenção e Crítica.

No tocante ao comprometimento hídrico em relação à disponibilidade, a subzonas 9, foi identificada como crítica, localizada em uma região de transição entre aquífero livre e confinado apresentou ICH Muito Alto. As subzonas 12 e 10, situadas no sistema confinado, exibiram ICH Alto, destacando-se por compreenderem a subzona urbana de João Pessoa e, portanto, demandarem maior atenção devido à captação expressiva de águas subterrâneas. As subzonas 5, 8 e 11 que estão fora da região urbana e no sistema aquífero livre e apresentaram ICH Baixo, e por não ser Muito Baixo, foram classificadas também como de Atenção. As demais subzonas mantiveram-se em níveis confortáveis de ICH, caracterizando como Muito Baixo, sendo, portanto, a zona Estável.

6 REFERÊNCIAS

ANA. Caderno de Recursos Hídricos. **Ana**, [*s. l.*], p. 123, 2005.

ANA. **Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades ANA/GEF/PNUMA/OEA. Subprojeto 4.5C – Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco**. [*S. l.: s. n.*], 2004.

BARBEDO, Rafael *et al.* **Manual de Aplicação - BHO2MGB**. Porto Alegre: [*s. n.*], 2022.

CAMILA MACEDO MEDEIROS. **Proposta para o enquadramento das águas subterrâneas na bacia sedimentar do baixo curso do rio Paraíba**. 2012. 116 f. - Universidade Federal de Campina Grande, [*s. l.*], 2012.

COLLISCHONN, Walter *et al.* The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal**, [*s. l.*], v. 52, n. 5, p. 878–895, 2007.

COSTA, Mirella Leôncio Motta e. **ESTABELECIMENTO DE CRITÉRIOS DE OUTORGA DE DIREITO DE USO PARA ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**. 2009. [*s. l.*], 2009.

COSTA, W. D. *et al.* **Estudo de caracterização e verificação da disponibilidade hídrica da vertente litorânea do Estado da Paraíba. Estudos Hidrogeológicos**. [*S. l.: s. n.*], 2007.

DE VRIES, Jacobus J.; SIMMERS, Ian. Groundwater recharge: An overview of process and challenges. **Hydrogeology Journal**, [*s. l.*], v. 10, n. 1, p. 5–17, 2002.

DELIN, Geoffrey N. *et al.* Comparison of local- to regional-scale estimates of ground-water recharge in Minnesota, USA. **Journal of Hydrology**, [*s. l.*], v. 334, n. 1–2, p. 231–249, 2007.

DELIN, Geoffrey N.; RISSER, Dennis W. **Ground-Water Recharge in Humid Areas of the United States — A Summary of Ground-Water Resources Program Studies , 2003-06**. [*S. l.: s. n.*], 2007.

DINIZ, João Alberto Oliveira *et al.* **Mapa Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo**. Recife: [*s. n.*], 2014.

DUNNE, Thomas; BLACK, Richard D. An Experimental Investigation of Runoff Production in Permeable Soils. **Water Resources Research**, [*s. l.*], v. 6, n. 2, p. 478–490, 1970.

DWR. **California Department of Water Resources**. [*S. l.: s. n.*], 2003.

FAN, Fernando; COLLISCHONN, Walter. Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 19, n. 1, p. 243–254, 2014.

FEITOSA, Fernando A. C. *et al.* **Hidrogeologia - Conceitos e Aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.

FERNANDES, Lucila Araújo. Aplicação do método WTF para estimativa da recarga do aquífero livre da região da Bacia do Rio Gramame e do Baixo Curso do Rio Paraíba/PB. [*s. l.*], p. 1–129, 2017.

FORCHHEIMER, P. **Hydraulik**. 3° Ediçãoed. Berlin: [*s. n.*], 1930.

FOSTER, Stephen *et al.* PROTEÇÃO DA QUALIDADE da água subterrânea - um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. **Banco Mundial**, [*s. l.*], 2002.

FOSTER, S. S.; HIRATA, R. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. **Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences (CEPIS)**, [*s. l.*], 1988.

FRAPPART, Frédéric; RAMILLIEN, Guillaume. Monitoring Groundwater Storage Changes Using the Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) Satellite Mission: A Review. **Remote Sensing**, [*s. l.*], v. 10, n. 6, p. 829, 2018.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. **Groundwater**. Englewood Cliffs: Inc., Prentice-Hall., 1979.

FURRIER, M.; ARAÚJO, M. E. DE; MENESES, L. F. de. Geomorfologia e tectônica da formação Barreiras no Estado da Paraíba. **Geologia USP - Serie Cientifica**, [*s. l.*], v. 6, n. 2, p. 61–70, 2006.

GAO, Hongkai; FENICIA, Fabrizio; SAVENIJE, Hubert H G. HESS Opinions : Are soils overrated in hydrology ?. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, [*s. l.*], n. February, p. 1–24, 2023.

HEALY, Richard W. **Estimating Groundwater Recharge**. [*S. l.*]: Cambridge, 2010.

HEALY, Richard W.; COOK, Peter G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, [*s. l.*], v. 10, n. 1, p. 91–109, 2002.

HUANG, Jianliang *et al.* Mapping groundwater storage variations with GRACE: a case study in Alberta, Canada. **Hydrogeology Journal**, [*s. l.*], v. 24, n. 7, p. 1663–1680, 2016.

JOVANOVIC, N *et al.* Dynamics of MODIS evapotranspiration in South Africa. **Water SA**, [*s. l.*], v. 41, n. 1, p. 79, 2015.

LANDERER, F. W.; SWENSON, S. C. Accuracy of scaled GRACE terrestrial water storage estimates. **Water Resources Research**, [*s. l.*], v. 48, n. September 2011, p. 1–11, 2012.

LOPES, Andréa; SCHEIBE, LUIZ. Vulnerabilidade e risco de contaminação das águas do Sistema Aquífero Serra Geral na Bacia do Rio do Peixe/SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [*s. l.*], v. 20, n. 3, p. 560–570, 2015.

LORENZ, David L.; DELIN, Geoffrey N. A regression model to estimate regional ground water recharge. **Ground Water**, [*s. l.*], v. 45, n. 2, p. 196–208, 2007.

LUCAS, Murilo *et al.* Evaluation of remotely sensed data for estimating recharge to an outcrop zone of the Guarani Aquifer System (South America). **Hydrogeology Journal**, [*s. l.*], v. 23, n. 5, p. 961–969, 2015.

MAIDMENT, D. R. **Handbook of Hydrology**. New York: Mac Graw Hill, 1992.

MATTIUZI, Camila Dalla Porta *et al.* Estimativa de recarga subterrânea a partir da Separação de escoamento de base na bacia hidrográfica do Rio Ibicuí (América do Sul). **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 29, n. 3, p. 285, 2016.

MELATI, Maurício D *et al.* Estimates of groundwater depletion under extreme drought in the Brazilian semi-arid region using GRACE satellite data : application for a small-scale aquifer. **Hydrogeology Journal**, [*s. l.*], v. 27, n. 8, 2019.

MELATI, Maurício. **INTERAÇÕES ENTRE AS ÁGUAS SUPERFICIAIS E O SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL, NA REGIÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ 3, ESTADO DO PARANÁ**. 2018. 120 f. - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

MELATI, Maurício Dambros *et al.* Monitoring groundwater storage in a fractured volcanic aquifer system. **Environmental Monitoring and Assessment**, [*s. l.*], p. 1–17, 2023.

MU, Qiaozhen; ZHAO, Maosheng; RUNNING, Steven W. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. **Remote Sensing of Environment**, [*s. l.*], v. 115, n. 8, p. 1781–1800, 2011.

PERH-ES. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Espirito Santo - PERH-ES - Produto 8 | Relatório Técnico sobre Balanço Hídrico**. [*S. l.: s. n.*], 2017.

PINHEIRO, Rinaldo *et al.* Aplicação dos Métodos GOD e POSH para determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação dos aquíferos na cidade de Santa Maria-RS/Application of the GOD and POSH methods to determine the vulnerability and contamination risk of aquifers in Santa M. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, [*s. l.*], v. 12, n. 2, p. 61–79, 2015.

PRH-BIG. **ELABORAÇÃO DO PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DA BAÍA DA ILHA GRANDE (PRH-BIG)**. [*S. l.: s. n.*], 2020.

PRH-RNI. **PLANO DEAÇÕES ESTRATÉGICAS PARAGERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO RIO PARAGUAÇU E DO RECÔNCAVO NORTE E INHAMBUPE**. [*S. l.: s. n.*], 2018.

RAWAT, Kishan Singh *et al.* Estimation of Ground Water Recharge in Shankergarh block of Allahabad (India) using Remote Sensing and Statistical Approach. **Global Journal of Science, Engineering and Technology**, [*s. l.*], v. 1, n. 1, p. 34–48, 2012.

REGINATO, Pedro Antonio Roehe; AHLERT, Siclério. Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. **Águas Subterrâneas**, [*s. l.*], v. 27, n. 2, p. 32–46, 2013.

RISSER, Dennis W; GBUREK, William J; FOLMAR, Gordon J. Comparison of Methods for Estimating Ground-Water Recharge and Base Flow at a Small Watershed Underlain by Fractured Bedrock in the Eastern United States. **U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report**, [*s. l.*], p. 31, 2005.

SABESP-CEPAS. **Diagnóstico hidrogeológico da região metropolitana de São Paulo. Relatório Final. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo e Centro de Pesquisa de Águas Subterrâneas da Universidade de São Paulo**. [*S. l.*]: USP, 1994.

SAVE, Himanshu; BETTADPUR, Srinivas; TAPLEY, Byron D. High-resolution CSR GRACE RL05 mascons. **J. Geophys. Res. Solid Earth**, [*s. l.*], v. 121, p. 7547–7569, 2016.

SCANLON, B. R.; LONGUEVERGNE, L.; LONG, D. Ground referencing GRACE satellite estimates of groundwater storage changes in the California Central Valley, USA. **Water Resources Research**, [*s. l.*], v. 48, n. 4, p. 1–9, 2012.

SOUZA, Carlos M. *et al.* Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, [*s. l.*], v. 12, n. 17, 2020.

TAPLEY, B. D. *et al.* The gravity recovery and climate experiment: Mission overview and early results. **Geophysical Research Letters**, [*s. l.*], v. 31, n. 9, p. 1–4, 2004.

TODINI, E. The ARNO rainfall—runoff model. **Journal of Hydrology**, [*s. l.*], v. 175, n. 1–4, p. 339–382, 1996.

VARNI, Marcelo *et al.* Application of the water table fluctuation method to characterize groundwater recharge in the Pampa plain, Argentina. **Hydrological Sciences Journal**, [*s. l.*], v. 58, n. 7, p. 1445–1455, 2013.

VICTOR HUGO RABELO COELHO. **Monitoramento e Análise da Variação de Nível d'água para Estimativa da Recarga do Aquífero Livre na Bacia do Rio Gramame**. 2011. 146 f. [*s. l.*], 2011.

WAHNFRIED, I.; HIRATA, Ricardo. Comparação de Métodos de Estimativa de Recarga de Aqüíferos em Uma Planície Aluvionar na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (São Paulo). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 2, p. 15–25, 2005.

WATKINS, Michael M *et al.* Improved methods for observing Earth's time variable mass distribution with GRACE using spherical cap mascons. **Journal of Geophysical Research: Solid Earth RESEARCH**, [*s. l.*], v. 120, n. 4, p. 2648–2671, 2015.

WENDLAND, E.; BARRETO, C.; GOMES, L. H. Water balance in the Guarani Aquifer outcrop zone based on hydrogeologic monitoring. **Journal of Hydrology**, [*s. l.*], v. 342, n. 3–4, p. 261–269, 2007.

WIESE, David N.; LANDERER, Felix W.; WATKINS, Michael M. Quantifying and reducing leakage errors in the JPL RL05M GRACE mascon solution. **Water Resources Research**, [*s. l.*], v. 52, n. 9, p. 7490–7502, 2016.

ZHAO, Maosheng *et al.* Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. **Remote Sensing of Environment**, [*s. l.*], v. 95, n. 2, p. 164–176, 2005.

7 ANEXOS

7.1 ANEXO I – Anexo digital – Planilhas de cálculo do VNA

7.2 ANEXO II – Anexo digital – Planilhas de ponderação de pesos e notas

7.3 ANEXO III

7.3.1 *Vulnerabilidade Aquífera*

Para a aplicação do método de vulnerabilidade de aquíferos proposto por (FOSTER; HIRATA, 1988), conhecido como método GOD, é preciso conhecer a metodologia do estudo e como ela tem sido utilizada na literatura. Sendo assim, serão apresentadas a seguir algumas aplicações do método em diferentes áreas de estudo. O objetivo é compreender como o método já foi utilizado e como os resultados foram gerados.

(PINHEIRO et al., 2015) aplicou o método de GOD no trabalho intitulado "Aplicação dos Métodos GOD e POSH para determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação dos aquíferos na cidade de Santa Maria - RS". O objetivo do trabalho foi mapear a vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos localizados na zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani, buscando ampliar o conhecimento e a sua proteção. O método de GOD foi aplicado a partir dos dados de 36 poços tubulares e através do método de POSH foram classificadas as potenciais fontes de contaminação. Como resultados, foram identificadas 4 classes de vulnerabilidade dos aquíferos: insignificante, baixa, média e alta. Dos 36 poços, 30% foram classificados como de moderada a alta vulnerabilidade.

(LOPES; SCHEIBE, 2015) realizaram a análise de vulnerabilidade e risco de contaminação das águas do Sistema Aquífero Serra Geral na Bacia do Rio do Peixe – SC utilizando uma versão modificada do método de GOD. A modificação incluiu a análise da densidade de fraturas ou lineamentos e as características de textura e profundidade dos solos, fornecendo informações a respeito do teor de argila e sobre a espessura dos solos.

O estudo intitulado "Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Serra Geral na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul", elaborado por (REGINATO; AHLERT, 2013) fez o mapeamento da vulnerabilidade dos aquíferos fraturados associados ao Sistema Aquífero Serra geral com o emprego dos métodos DRASTIC e GOD. Observou-se que na utilização do método de GOD o parâmetro de profundidade do nível de água foi o que apresentou maior

influência na área de estudo, resultando em duas classificações: baixa e média vulnerabilidade a contaminação.

A seguir será apresentada a metodologia para aplicação do método de GOD no sistema Pernambuco-Paraíba seguido dos resultados obtidos para a área. Os resultados são subsídio para a determinação das zonas de gerenciamento das águas subterrâneas do presente estudo.

7.3.1.1 Metodologia

A estimativa de vulnerabilidade de um aquífero à contaminação com o uso da metodologia empírica proposta por (FOSTER; HIRATA, 1988) é baseada em três estágios. A Figura 7.1 apresenta o esquema metodológico de aplicação do método de GOD.

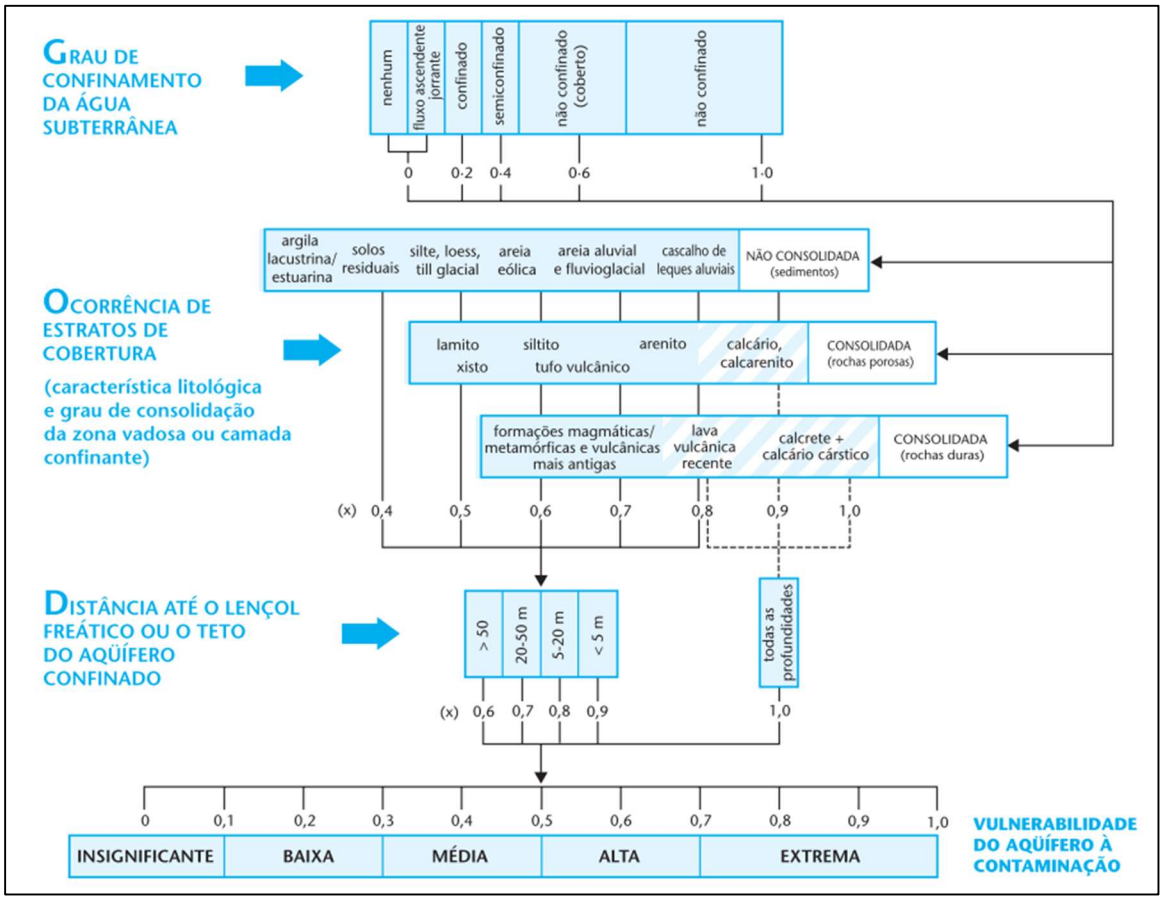

Figura 7.1. Esquema de funcionamento do método de GOD. Fonte: (FOSTER et al., 2002).

Segundo (FOSTER et al., 2002), o primeiro estágio é a identificação do tipo de confinamento da água subterrânea da área de estudo, atribuindo valores de 0

(nenhum confinamento/fluxo ascendente jorrante) a 1 (não confinado), representado pela letra “G” na Figura 7.1.

A identificação do grau de confinamento dos aquíferos de poços deve ser feita a partir de uma análise do perfil de cada poço e da camada aquífera que está sendo estudada. Visando a elaboração de um mapa de vulnerabilidade regional e de grande escala, optou-se por desenvolver a análise para os afloramentos dos aquíferos na área de estudo, pois estes são os mais susceptíveis e eventos de contaminação. Dessa forma, o grau de confinamento da água subterrânea dos afloramentos foi determinado como sendo de aquíferos não confinados. A decisão vai na direção da segurança hídrica das águas subterrânea na análise de contaminação, avaliando o cenário de maior vulnerabilidade dos aquíferos da área de estudo.

O segundo estágio da aplicação da metodologia de GOD, representado pela letra “O”, trata da especificação dos estratos de cobertura da zona saturada do aquífero a partir do seu grau de consolidação e do tipo de litologia. No grau de consolidação é avaliada a presença ou ausência de permeabilidade por fissuras e no tipo de litologia é utilizada indiretamente a porosidade dinâmico-efetiva, permeabilidade da matriz e teor de umidade da zona não saturada ou retenção específica. Os valores variam de 0,4 estratos de cobertura não consolidados (sedimentos) a 1 para rochas duras (consolidadas).

Para a determinação das características litológicas e grau de consolidação da zona vadosa ou camada confinante foi utilizado como referência o “Mapa Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo”, do ano de 2014 (Diniz *et al.*, 2014). As litologias foram definidas a partir das unidades geológicas aflorantes ou imediatamente subjacentes, que a partir da sua geometria, como espessura e extensão lateral, características litológicas e estruturais sejam relevantes para a hidrogeologia da região. O Quadro 7.1 apresenta as 6 unidades geológicas aflorantes e suas respectivas características e valores na escala de GOD.

Quadro 7.1. Características da geologia aflorante e classificação das litologias da área de estudo pelo método GOD.

Unidade Geológica (CPRM)	Características litológicas (CPRM)	Classificação (GOD)	Valor do parâmetro (GOD)
Depósito Eólico	Areia fina a média	Areia eólica	0,57
Depósito Litorâneo	Areia, argila, silte e cascalho	Areia aluvial e fluvioglacial	0,7
Formação Barreiras	Arenito, conglomerado e argila	Arenito	0,75

Embasamento Fraturado Indiferenciado	Granitóide, vulcânica, metavulcânica, metassedimento, gnaisse, migmatito, granulito, xisto e quartzito	Formações magmáticas/metamórficas e vulcânicas mais antigas	0,65
Formação Beberibe	Arenito e siltito	Entre siltito e arenito	0,65
Formação Gramame	Fosforito, calcarenito e calcário	Calcarete + calcário cárstico	0,9

Fonte: (DINIZ et al., 2014; FOSTER; HIRATA, 1988)

O terceiro estágio para a aplicação do método é a estimativa da profundidade até o lençol freático, (para os aquíferos não confinados). O procedimento de obtenção da profundidade espacializada na área de estudo passa pelo processamento de diversas informações. Que vão desde o níveis estáticos (NE) dos poços, da hidrografia local e de um Modelo Digital de Terreno (MDT).

Os níveis estáticos dos poços são oriundos de uma base de dados que contém dados da AESA, SIAGAS, RIMAS, CAGEPA e Costa (2007). Ao total foram utilizados dados de 2.500 poços presentes na área de estudo e que podem ser observados na Figura 7.2. Esse poços forneceram importantes informações pontuais de distância do topo do aquífero até a boca do poço na superfície.

Além disso, a hidrografia utilizada foi a “Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017” (BHO 2017) 50k da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). O uso da drenagem serve como subsídio para entendimento da variação da profundidade do aquífero, processo de interpolação podem muitas vezes produzir dados não reais, ou seja, níveis acima da superfície. Dessa forma, os dados da drenagem serviram para evitar que isso ocorresse no processamento.

Por fim, o Modelo Digital de Terreno utilizado foi o “*Shuttle Radar Topography Mission*” (SRTM), com resolução espacial de 30 metros. O modelo forneceu importantes informações de variação do terreno para a interpretação da profundidade dos aquíferos espacialmente.

A partir dos dados apresentados anteriormente foi feita uma interpolação espacial com o objetivo de representar os topos dos aquíferos livres da região. É importante destacar que a análise desenvolvida é regional e possui incertezas inerentes associadas às simplificações do método.

Por fim, foi feita a subtração entre o MDT e o arquivo com as cotas dos topos dos aquíferos para gerar como resultado as profundidades a serem utilizadas espacialmente no método de GOD, os resultados podem ser observados na Figura 7.2. As distâncias foram classificadas de acordo com as categorias de

distância do método, variando numericamente em uma escala de 0,6 (para níveis maiores que 50 metros) a 0,9 (para níveis inferiores a 5 metros), atribuindo o valor de 1 para todas as profundidades do estrato e cobertura do tipo calcrete mais calcário cárstico e lava vulcânica recente.

Como resultado, a vulnerabilidade da área de estudo foi calculada como sendo o produto dos arquivos resultantes dos parâmetros “G” x “O” x “D”. O capítulo a seguir apresentará os resultados da aplicação do método.

7.3.1.2 Resultados

Os resultados da a aplicação da metodologia de determinação de vulnerabilidade pelo método proposto por (FOSTER; HIRATA, 1988) serão apresentados seguir. A Figura 7.2 apresenta 4 mapas: as unidades geológicas aflorantes, os níveis estáticos dos poços, o MDT utilizado e as profundidades entre o terreno e o topo dos aquíferos.

O mapa de unidades geológicas aflorantes foi utilizado como referência para a determinação das ocorrências de estratos de cobertura da região, buscando definir dos valores do parâmetro “O” do método de GOD. O mapa de nível estático dos poços apresenta os níveis estáticos dos poços, variando de 0 a 151 metros, cuja simbologia apresenta maiores ou menores tamanhos, de acordo com o aumento ou diminuição dos níveis estáticos. O mapa do Modelo Digital de Terreno apresenta a altimetria da região utilizando como referência o “*Shuttle Radar Topography Mission*” (SRTM), com resolução espacial de 30 metros. Por fim, o mapa de profundidades contém as distâncias entre o MDT e os níveis estáticos obtidos por interpolação na região.

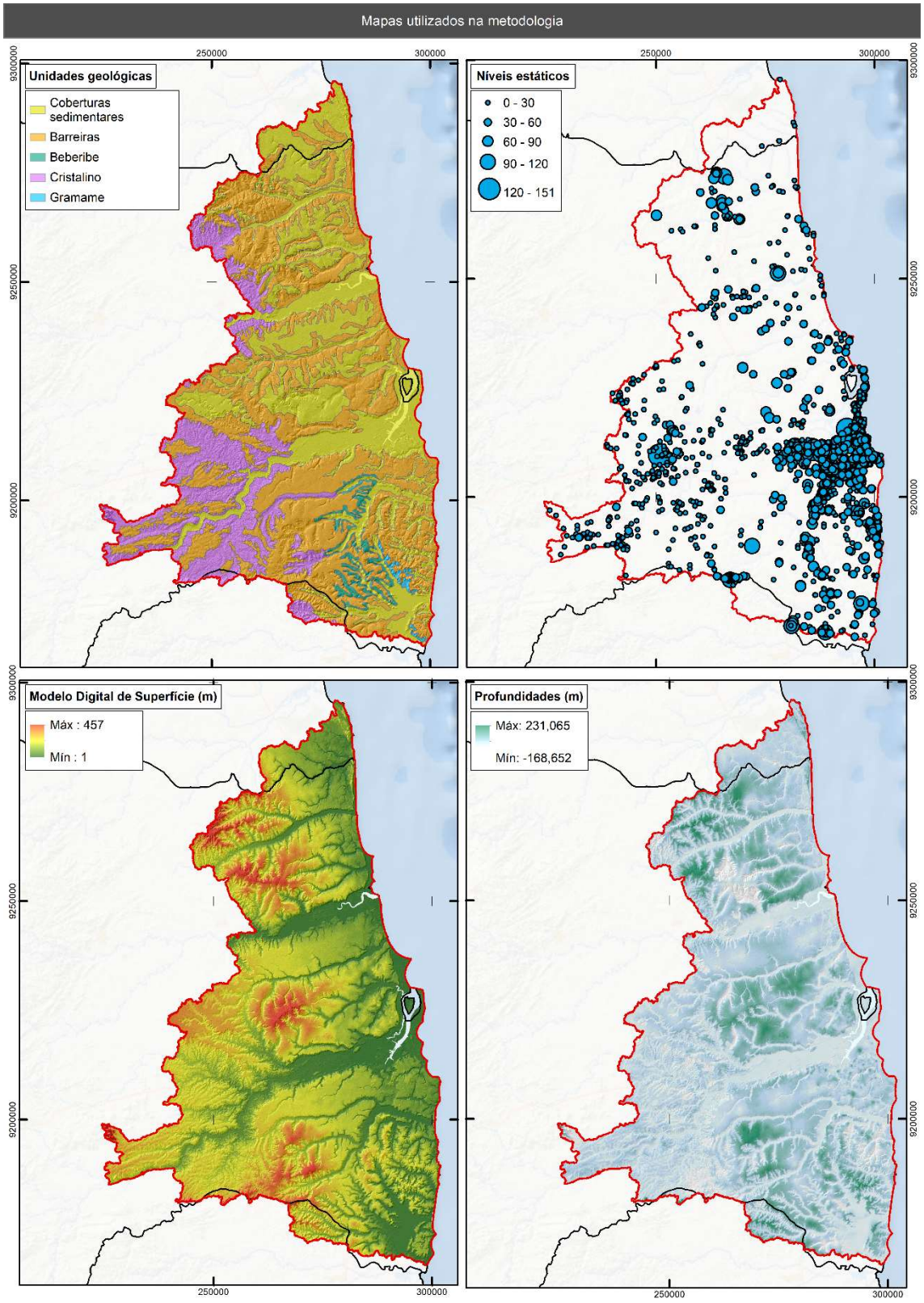

Figura 7.2. Mapas utilizados na metodologia GOD.

A Figura 7.3 apresenta as classificações do método de GOD para a área de estudo. Observa-se que não foram encontradas regiões de com classe insignificante ou baixa vulnerabilidade. Na área predominam a alta e a média vulnerabilidade, apresentando vulnerabilidade extrema somente na região de ocorrência da Formação Gramame, com litologias de fosforito, calcarenito e calcário. O mapa também apresenta as bacias hidrográficas da região.

O Quadro 7.2 apresenta os percentuais de área de cada bacia hidrográfica classificados por classes de vulnerabilidade. Observa-se que a vulnerabilidade extrema ocorre somente na bacia hidrográfica Papocas, e que os restantes das bacias hidrográficas apresentam maiores porcentagens de áreas com vulnerabilidades altas do que médias.

Quadro 7.2. Vulnerabilidade avaliada por bacia hidrográfica.

	Área da bacia (%)						
Vulnerabilidade	**Papocas**	**Gramame**	**Paraíba**	**Miriri**	**Camaratuba**	**Guaju**	**Mamanguape**
Insignificante	-	-	-	-	-	-	
Baixa	-	-	-	-	-	-	
Média	32,5	33,3	17,8	22	39,1	20,7	23,4
Alta	61,5	66,7	82,2	78	60,9	79,3	76,6
Extrema	6	-	-	-	-	-	-

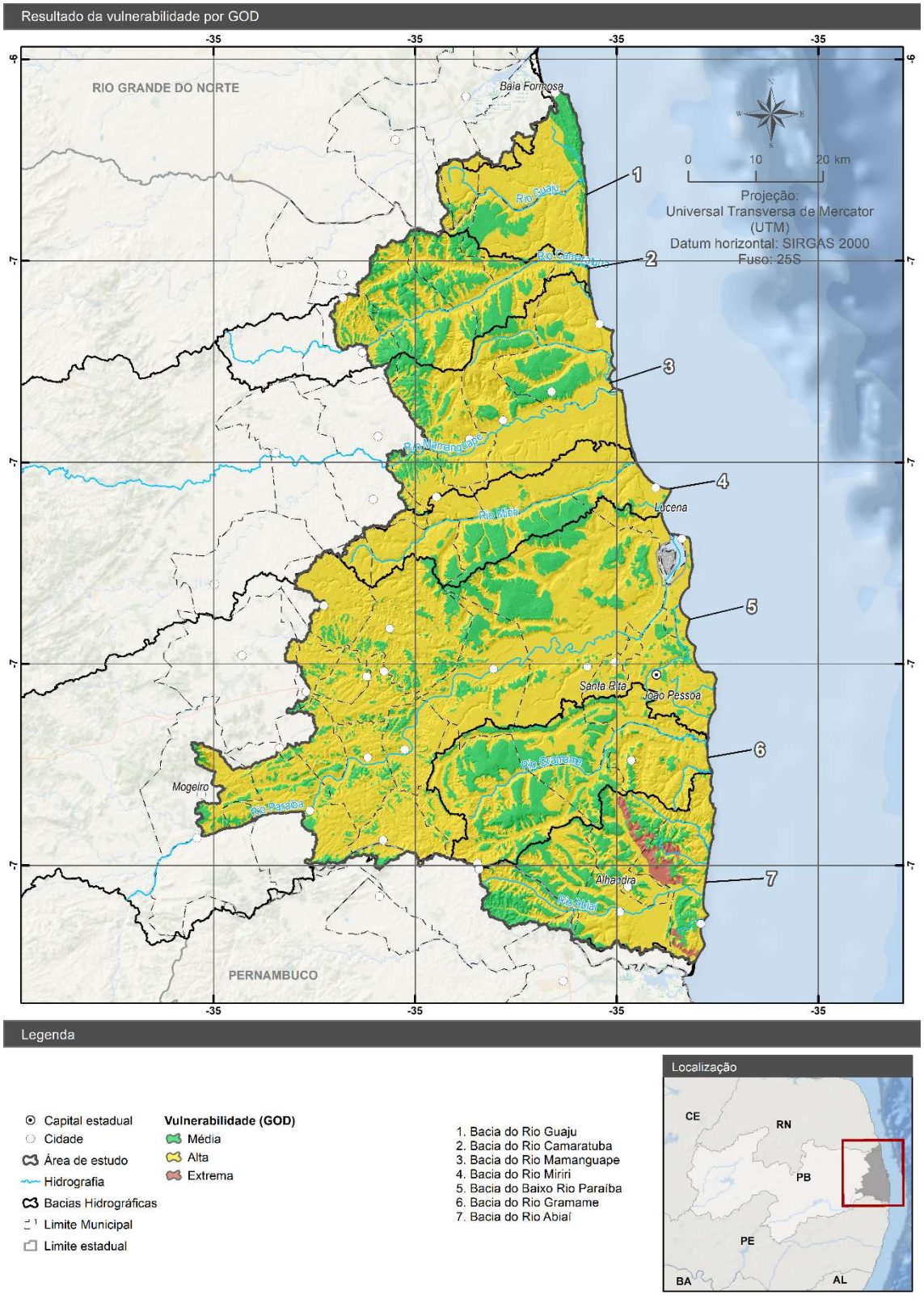

Figura 7.3. Resultado da vulnerabilidade pelo método GOD.