



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Instituto de Pesquisas Hidráulicas

VINÍCIUS MENEZES BORGES

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE NATURAL À  
CONTAMINAÇÃO DO SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL,  
ESTADO DO PARANÁ**

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Barbosa Athayde

2017

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**

**Instituto de Pesquisas Hidráulicas**

**VINÍCIUS MENEZES BORGES**

**AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE NATURAL À  
CONTAMINAÇÃO DO SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL,  
ESTADO DO PARANÁ**

Dissertação de mestrado apresentado ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Barbosa Athayde

**Porto Alegre, 07 de fevereiro de 2017**

### CIP - Catalogação na Publicação

Borges, Vinícius  
Avaliação da Vulnerabilidade Natural à Contaminação  
do Sistema Aquífero Serra Geral, Estado do Paraná /  
Vinícius Borges. -- 2017.  
101 f.  
Orientador: Gustavo Athayde.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do  
Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas  
Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos  
Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS,  
2017.

1. Água subterrânea. 2. Vulnerabilidade natural.  
3. Sistema Aquífero Serra Geral. 4. Recarga. I.  
Athayde, Gustavo, orient. II. Título.

## **APRESENTAÇÃO**

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do professor Dr. Gustavo Barbosa Athayde, docente do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## **AGRADECIMENTOS**

Este trabalho não poderia ser realizado sem o auxílio e apoio de muitas pessoas e instituições de forma direta e indireta. A estes, registro meus sinceros agradecimentos:

Ao professor Dr. Gustavo Athayde, pela orientação e incentivo indispensáveis em todas as etapas do trabalho;

Ao professor Dr. Pedro Reginato, pela grande disponibilidade e paciência ao compartilhar conhecimentos hidrogeológicos diariamente, e também pela amizade;

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas e à CAPES por fornecerem as condições para o desenvolvimento deste trabalho e pela bolsa de estudos;

Aos meus colegas do grupo de pesquisa em Águas Subterrâneas: Tuane, Daniel, Alex e Rosana pela excelente convivência e troca de experiências e conhecimentos no laboratório de hidrogeologia.

Aos amigos do IPH e da vida: Benício, Caetano, Carlos Henrique, Erick, Felipe, Germano, Hugo, João Paulo e Sly pelos momentos de descontração e por estarem sempre dispostos a ajudar quando necessário.

Ao professor Dr. Fernando Fan pelas fundamentais contribuições a este trabalho, em especial as contribuições hidrológicas.

Aos meus pais e ao meu irmão pelo apoio incondicional, mesmo que a distância, em todos os momentos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a vulnerabilidade natural à contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) no estado do Paraná, bem como realizar uma comparação dos métodos DRASTIC e GOD, visando estabelecer vantagens e desvantagens da aplicação de cada método. A vulnerabilidade natural à contaminação indica a sensibilidade à poluição de um aquífero a partir de suas características intrínsecas. Para que fosse realizada a avaliação da vulnerabilidade pelo método DRASTIC, foi necessária a estimativa das taxas de recarga das águas subterrâneas na área de estudo. Para isso, foram aplicados e comparados dois métodos: balanço hídrico e separação do escoamento de base. No método DRASTIC, adaptações foram feitas nos parâmetros A (Meio Aquífero), em que foi utilizada a densidade de lineamentos; I (Impacto da Zona Vadosa), em que foi avaliada a aptidão dos solos para disposição de resíduos sólidos; e C (Condutividade Hidráulica), em que foram utilizados valores de transmissividade. Estas adaptações tiveram como objetivo adequar o método à avaliação da vulnerabilidade em aquíferos fraturados. Os mapas de vulnerabilidade pelos métodos DRASTIC e GOD foram comparados através da normalização dos índices, visando inseri-los em um mesmo intervalo. Para a estimativa de recarga, os resultados apresentaram taxas médias por bacia variando de 156 a 489 mm/ano pelo método da separação do escoamento de base e de 179 a 365 mm/ano pelo método do balanço hídrico. As diferenças apresentadas podem ser consideradas como aceitáveis, se considerados as diversas incertezas envolvidas no processo de estimativa de recarga e o fato de que os métodos utilizam dados diferentes na análise. Quanto ao mapeamento da vulnerabilidade natural à contaminação, o método DRASTIC apresentou graus de vulnerabilidade baixa (5,01%), moderada (83,13%) e elevada (11,85%). Já o método GOD apresentou vulnerabilidades baixa (66,21%), moderada (0,67%), alta (14,32%) e extrema (18,81%). As principais diferenças relativas entre os dois métodos ocorreram em locais onde a vulnerabilidade é determinada por parâmetros que não são mútuos dos métodos. De maneira geral, o método DRASTIC se mostrou mais restritivo quanto ao uso e ocupação do solo que o método GOD, pois apresentou índices mais elevados de vulnerabilidade quando considerada a área de estudo como um todo. O método DRASTIC apresentou maior grau de detalhe na avaliação e mais valores intermediários. Já o método GOD apresentou variação brusca dos índices em muitas regiões. Isso se deve principalmente ao fato de que este utiliza apenas três parâmetros em sua avaliação, enquanto o DRASTIC utiliza sete. Apesar do método

DRASTIC apresentar resultados mais satisfatórios, a escolha do método deve estar condicionada à disponibilidade de dados e de recursos humanos e financeiros. Ambos os métodos podem ser utilizados em estudos regionais, entretanto, os resultados aqui obtidos devem ser utilizados com cautela em estudos que requerem maior grau de detalhe.

**Palavras-chave:** Vulnerabilidade natural; Recarga aquífera; DRASTIC; GOD.

## ABSTRACT

This paper aimed to evaluate natural vulnerability to contamination on Serra Geral Aquifer System (SASG) in Paraná state, Brazil, as well as comparing DRASTIC and GOD methods, aiming to establish advantages and disadvantages of each method. Natural vulnerability to contamination indicates the sensibility to pollution of an aquifer considering its intrinsic characteristics. In order to carry out the evaluation through DRASTIC method, it was necessary to estimate groundwater recharge rates in the study area. To do so, two methods were applied and compared: baseflow separation and water balance. Concerning the DRASTIC method, some adaptations were made in the following parameters: A (Aquifer Media), in which was used lineaments density; I (Impact of Vadose Zone), in which was considered the soil capacity to receive solid waste; and C (Hydraulic Conductivity), in which was used aquifer transmissivity. These adaptations aimed to adapt the method for vulnerability evaluation on fractured aquifers. Vulnerability maps by DRASTIC and GOD were compared through index normalization, inserting them at the same interval. For recharge estimation, results showed average values per basin of 156 to 489 mm/year by baseflow separation and 179 to 365 mm/year by water balance. The differences can be considered as acceptable when considered the various uncertainties involved and the fact that the methods uses different data on the analysis. Concerning the natural vulnerability to contamination mapping, DRASTIC method showed the following levels of vulnerability: low (5,01%), moderate (83,13%) and high (11,85%). GOD method showed the following levels: low (66,21%), moderate (0,67%), high (14,32%) and extreme (18,81%). The main differences related to both methods occurred in areas where the vulnerability is determined by mutual parameters. In general, DRASTIC method showed to be more restrictive in terms of land use than GOD, as it presented high indexes when considered all the study area. DRASTIC method showed a higher level of spatial detail and more intermediary values. The GOD method showed abrupt variation of indexes in many areas. This happens mainly because this method uses only three parameters on the evaluation, while DRASTIC uses seven. Although DRASTIC method presented more satisfactory results, the choice must be conditioned to data, human and financial resources availability. Both methods can be used in regional studies, but, the results showed in this paper must be used with caution in studies that requires higher levels of detail.

**Keywords:** Vulnerability; Groundwater recharge, DRASTIC, GOD.

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>2</b>
2.1	Objetivo geral .....	2
2.2	Objetivos específicos .....	2
<b>3.</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>3</b>
3.1	Conceito de vulnerabilidade de aquíferos .....	3
3.1.1	Risco de contaminação de aquíferos .....	4
3.1.2	Limitações .....	5
3.2	Mapeamento da Vulnerabilidade de Aquíferos .....	5
3.2.1	O método GOD .....	8
3.2.2	O método DRASTIC .....	10
3.3	Estimativa de recarga em aquíferos .....	16
3.3.1	Balço hídrico .....	17
3.3.2	Separação do escoamento de base .....	18
3.4	Considerações finais sobre a revisão bibliográfica .....	19
<b>4.</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>20</b>
4.1	Localização .....	20
4.2.1	Formação Serra Geral .....	23
4.2.2	Formação Serra Geral no Estado do Paraná .....	23
4.3	Hidrogeologia .....	25
4.3.1	Aspectos gerais do Sistema Aquífero Serra Geral .....	26
4.3.2	O Sistema Aquífero Serra Geral no estado do Paraná .....	27
4.4	Aspectos climáticos .....	33
4.5	Aspectos físicos .....	34
4.6	Uso do solo .....	43
<b>5.</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>44</b>
5.1	Banco de dados .....	44
5.2	Geoprocessamento .....	45
5.4	Representação estatística .....	45
5.5	Procedimento de cálculo do índice DRASTIC .....	45
5.5.1	Profundidade do nível d'água (D) .....	45
5.5.2	Recarga (R) .....	46
5.5.3	Meio Aquífero (A) .....	53
5.5.4	Solo (S) .....	54
5.5.5	Topografia (T) .....	54
5.5.6	Influência da Zona Vadosa (I) .....	55
5.5.7	Condutividade Hidráulica (C) .....	56
5.5.8	Síntese dos índices DRASTIC .....	57

5.6	Procedimento de cálculo do índice GOD.....	58
5.6.1	Grau de confinamento da água subterrânea (G) .....	58
5.6.2	Ocorrência de estratos de cobertura .....	58
5.6.3	Distância até o aquífero freático (D) .....	58
5.6.4	Quadro resumo dos índices GOD.....	59
5.7	Comparação entre os métodos .....	59
<b>6.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>61</b>
6.1	Mapas dos parâmetros DRASTIC.....	61
6.1.1	Profundidade do nível estático (D).....	61
6.1.2	Recarga (R).....	63
6.1.3	Meio Aquífero (A).....	71
6.1.4	Solo (S).....	73
6.1.5	Topografia (T) .....	73
6.1.6	Impacto da zona vadosa (I).....	75
6.1.7	Transmissividade (C).....	76
6.1.8	Mapa de vulnerabilidade DRASTIC .....	77
6.2	Mapas dos parâmetros GOD.....	79
6.2.1	Grau de confinamento das águas subterrâneas – G .....	79
6.2.2	Ocorrência de estratos de cobertura.....	80
6.2.3	Distância até o aquífero freático .....	81
6.2.4	Mapa de vulnerabilidade GOD.....	82
6.3	Comparação entre os métodos DRASTIC e GOD .....	83
<b>7.</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>88</b>
7.1	Considerações finais gerais.....	88
7.2	Aplicação dos mapas de vulnerabilidade .....	89
7.3	Sugestões para futuros trabalhos.....	89
<b>8.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>91</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Componentes de avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas (Foster et al., 2002).....	4
Figura 2: Modelo esquemático do método GOD (Adaptado por SILVA, 2013 de YAMADA, 2007) .....	8
Figura 3: Sistema GOD para avaliação da vulnerabilidade .....	9
Figura 4: Modelo esquemático do método DRASTIC (Adaptado de Aller et al., 1987 por Camponogara, 2006) .....	11
Figura 5: Localização da Bacia do Paraná destacando a região aflorante do SASG e a área de estudo .....	20
Figura 6: Secção geológica na Bacia do Paraná (modificado de Zalán et al., 1987) .....	21
Figura 7: Localização e supersequências da Bacia do Paraná (Modificado de Zalán et al., 1990) .....	22
Figura 8: Unidades Aquíferas do Paraná (Athayde, 2013, modificado de Mineropar, 2006) .....	28
Figura 9: Províncias Hidroestruturais do SASG no Paraná considerando o parâmetro capacidade específica (ATHAYDE et al., 2012) .....	29
Figura 10: Compartimentos Hidroestruturais (ATHAYDE et al., 2012).....	30
Figura 11: Distribuição climática na área do SASG segundo a classificação de Köppen-Geiger (Elaborado a partir de ITC, 2016) .....	33
Figura 12: Temperaturas médias anuais no Paraná (Elaborado a partir de IAPAR, 2016).....	34
Figura 13: Drenagens principais e bacias hidrográficas abrangidas pelo SASG no Paraná .....	37
Figura 14: Mapa pluviométrico da área de estudo (Elaborado a partir de Pinto et al, 2011).....	38
Figura 15: Mapa geológico do Paraná com destaque à Formação Serra Geral (Elaborado a partir de Mineropar, 2006) .....	39
Figura 16: Mapa altimétrico com destaque a área de estudo (Elaborado a partir de Weber et al, 40	
Figura 17: Mapa de declividade conforme classificação da EMBRAPA, .....	41
Figura 18: Mapa de solos do Paraná (Elaborado a partir de EMBRAPA, 2009) .....	42
Figura 19: Mapa de uso do solo do estado do Paraná (Elaborado a partir de ITGC, 2002) .....	43
Figura 20: Localização dos poços para determinação do nível estático .....	44
Figura 21: Localização dos poços e valores de transmissividade em intervalos quartílicos.....	56
Figura 22: Histograma de frequências: profundidade do nível estático .....	62
Figura 23: Mapa de profundidade do nível estático (m).....	62
Figura 24: Índices e intervalos de classe para o parâmetro D .....	63
Figura 25: Mapa de Evapotranspiração (Elaborado a partir de PINTO, 2011 e IAPAR, 2016) ...	66
Figura 26: Taxas anuais de recarga distribuída .....	68
Figura 27: Taxas anuais de recarga em função do percentual da precipitação .....	68
Figura 28: Mapa do parâmetro R (recarga) .....	71
Figura 29: Densidade de lineamentos.....	72
Figura 30: Histograma de frequências: densidade de lineamentos .....	72
Figura 31: Mapa do índice S e capacidade de infiltração dos solos no SASG .....	73

Figura 32: Frequência acumulada de valores de declividade .....	74
Figura 33: Índices de declividade.....	75
Figura 34: Índices para o parâmetro S.....	76
Figura 35: Índices para o parâmetro C .....	77
Figura 36: Mapa de vulnerabilidade DRASTIC.....	78
Figura 37: Vulnerabilidade por compartimento hidroestrutural .....	79
Figura 38: Mapa do parâmetro G - Grau de confinamento da água subterrânea .....	80
Figura 39: Mapa do parâmetro O - ocorrência de estratos de cobertura.....	81
Figura 40: Mapa do parâmetro D – Distância até o nível freático.....	82
Figura 41: Mapa de vulnerabilidade natural à contaminação pelo método GOD.....	83
Figura 42: Mapas dos métodos DRASTIC e GOD normalizados para fins de comparação dos resultados.....	84
Figura 43: Histograma de frequências das classes de vulnerabilidade dos métodos DRASTIC e GOD .....	85
Figura 44: Mapa de diferença relativa entre os métodos DRASTIC e GOD.....	86

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Comparação estatística entre as Províncias Hidroestruturais Jacutinga Noroeste e Sudoeste (Adaptado de Athayde, 2012) .....	30
Tabela 2: Comparação estatística entre os compartimentos hidroestruturais (Adaptado de Athayde, 2012).....	31
Tabela 3: Tipos químicos das águas em cada um dos compartimentos hidroestruturais (Adaptado de Athayde, 2013) .....	32
Tabela 4: Declividade da área de estudo conforme classificação da Embrapa.....	35
Tabela 5: Tipos de solo e área de ocorrência.....	36
Tabela 6: Sub-bacias hidrográficas, área de drenagem e área de ocorrência no SASG.....	47
Tabela 7: Valores de C recomendados pelo SCS – USDA (PRUSKI e .....	49
Tabela 8: Estações fluviométricas utilizadas .....	52
Tabela 9: Tipo de solo e capacidade de infiltração.....	54
Tabela 10: .....	64
Tabela 11: Taxas de recarga anual utilizando balanço hídrico .....	66
Tabela 12: Taxas de recarga calculadas por separação do escoamento de base e balanço hídrico .....	69
Tabela 13: Classes de vulnerabilidade DRASTIC.....	78
Tabela 14: Classes de vulnerabilidade GOD .....	83
Tabela 15: Diferenças relativas em função da área em km <sup>2</sup> e percentual da área de estudo.....	87
Tabela 16: Medidas de posição dos índices DRASTIC e GOD .....	87

## **LISTA DE SIGLAS**

**ANA** - Agência Nacional de Águas

**AVI** - Aquifer Vulnerability Index

**BTEX** - benzeno, tolueno, etil-benzeno e xileno

**MDE** – Modelo Digital de Elevação

**DRASTIC** - Depth to water; Recharge; Aquifer media; Soil media; Topography; Impact of Vadose zone; Hydraulic Conductivity

**GOD** - Grau de confinamento; Ocorrência de estratos de cobertura; Distância do nível freático

**NPK** - Nitrogênio, fósforo e potássio

**POSH** - *pollutant origin, surcharge hydraulically*

**SAG** - Sistema Aquífero Guarani

**SASG** - Sistema Aquífero Serra Geral

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Principais métodos para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos.....	7
Quadro 2: Parâmetros DRASTIC e os respectivos pesos (ALLER et al., 1987) .....	11
Quadro 3: Índices DRASTIC (Adaptado de Aller et al., 1987).....	14
Quadro 4: Graus de vulnerabilidade (Adaptado de Aller et al., 1987) .....	14
Quadro 5: Coluna estratigráfica do Grupo Serra Geral no Estado do Paraná (Adaptado de Licht, 2013).....	25
Quadro 6: Parâmetros hidrodinâmicos (Modificado de ATHAYDE, 2013). .....	29
Quadro 7: Índice dos solos baseado na classificação de Streck et al. (2008) .....	55
Quadro 8: Síntese dos índices DRASTIC.....	58
Quadro 9: Resumo dos índices GOD .....	59

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural dotado de valor econômico essencial para o desenvolvimento humano. Sua crescente demanda é evidente em todo planeta e uma das principais causas para esse aumento é o crescimento populacional, gerando maior consumo doméstico, industrial e agrícola desse bem.

As águas subterrâneas representam uma importante fonte de abastecimento. Cerca de metade da população mundial depende exclusivamente das águas subterrâneas como única fonte de água potável e essa dependência tende apenas a crescer com a constante urbanização. No entanto, para que o consumo deste recurso seja viável, é necessário que também exista qualidade adequada ao fim proposto.

Em decorrência da urbanização, do desenvolvimento industrial e expansão agrícola, os aquíferos estão cada vez mais expostos à poluição, prejudicando a qualidade das águas subterrâneas.

As águas subterrâneas em geral possuem qualidade superior às águas superficiais, o que, muitas vezes, requer tratamento simplificado, como a desinfecção preventiva antes do consumo. Surge então a necessidade de proteger os aquíferos contra a poluição. Uma maneira para melhor orientar as medidas de proteção é fazer um mapeamento da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas à contaminação, que está relacionada apenas a características intrínsecas do aquífero, fornecendo subsídio aos órgãos gestores de recursos hídricos para que seja planejado o monitoramento em regiões mais vulneráveis, bem como subsidiar estudos de áreas de proteção aos poços tubulares profundos.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2015), no Brasil, 37% dos municípios são abastecidos com águas subterrâneas e 14% são abastecidos com sistemas mistos. Já no Estado do Paraná, o percentual de municípios abastecidos exclusivamente por águas subterrâneas é de 56%, enquanto 22% dos municípios são abastecidos por sistemas mistos.

No estado do Paraná, 21% da água tratada consumida pelos clientes é proveniente de aquíferos. O Serra Geral é o aquífero que oferece a maior contribuição, correspondendo a 55% do volume de água subterrânea distribuído. Estes dados evidenciam a importância do SASG para o Estado do Paraná.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a vulnerabilidade natural à contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) no estado do Paraná.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Estimar a recarga anual do SASG utilizando balanço hídrico e separação do escoamento de base.
- Elaborar mapas de vulnerabilidade natural à contaminação para o SASG, no Estado do Paraná mediante uso do método DRASTIC e GOD.
- Realizar comparação qualitativa e quantitativa dos mapas de vulnerabilidade gerados pelos diferentes métodos utilizados.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

A revisão bibliográfica deste trabalho, compreendida nos tópicos a seguir deste capítulo, versará desde aspectos fundamentais da vulnerabilidade natural à contaminação de aquíferos até estudos atuais na área. Serão abordadas as características gerais dos métodos utilizados (DRASTIC e GOD) e aplicações por diferentes autores, no intuito de evidenciar a relevância destes métodos e a necessidade de estudos comparativos de detalhe. Por se tratar de etapa fundamental na avaliação da vulnerabilidade à contaminação, a estimativa de recarga em aquíferos será abordada, bem como os métodos utilizados neste trabalho.

#### **3.1 Conceito de vulnerabilidade de aquíferos**

O termo vulnerabilidade natural de aquíferos à contaminação começou a ser utilizado na França na década de 70 (ALBINET e MARGAT, 1970) e, posteriormente, na década de 80 (HAERTLE, 1983; ALLER et al., 1987; FOSTER e HIRATA, 1988). Ainda não possuía um conceito definido, referindo-se inicialmente ao grau de suscetibilidade à contaminação antropogênica.

O conceito de vulnerabilidade era utilizado de forma diferente por alguns autores. Uns a consideravam como as características intrínsecas do aquífero, definindo com relação ao ambiente (ALLER et al., 1987; FOSTER e HIRATA, 1988; VAN STEMVOORT et al., 1992). Outros consideraram que ela está relacionada a propriedades específicas de contaminantes independentemente do uso do solo. No entanto, alguns associaram a atividades humanas e o uso do solo (KULFS et al., 1980; FRANCÉS et al., 2001).

Lobo Ferreira e Cabral (1991), a fim de distinguir vulnerabilidade de risco, definiu vulnerabilidade como sendo a sensibilidade das águas subterrâneas a uma carga poluente em função apenas das características intrínsecas do aquífero.

Foster e Hirata (1988) definiram vulnerabilidade como a sensibilidade de um aquífero de ser negativamente afetado por uma carga contaminante aplicada na superfície em função de suas características intrínsecas. Essas características estão relacionadas à inacessibilidade hidráulica da zona saturada e a capacidade de atenuação dos estratos de cobertura, devido à retenção dos contaminantes no solo.

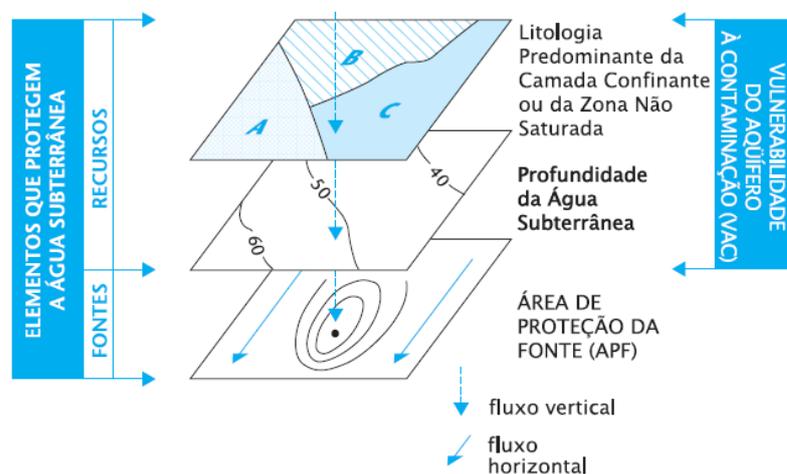
Gogu e Dassargues (2000) consideram que o conceito de vulnerabilidade é uma importante ferramenta de planejamento ambiental e tomada de decisão. Salientam ainda

que, até então, hidrogeólogos ainda não chegaram a um consenso no que diz respeito aos termos de referência relacionados a avaliação de vulnerabilidade, tornando necessários novos estudos na área.

A vulnerabilidade das águas subterrâneas não é uma característica que pode ser diretamente medida em campo. É uma ideia que se baseia no conceito fundamental de que algumas áreas são mais vulneráveis à contaminação do que outras (VRBA e ZAPOROZEC, 1994). Entretanto, mapear a sensibilidade à contaminação das águas subterrâneas em função de seus aspectos hidrogeológicos mostra que a proteção fornecida pelo ambiente pode variar drasticamente de um local para outro (GOGU e DASSARGUES, 2000).

No Brasil, na Resolução CONAMA 396/2008, que trata do enquadramento das águas subterrâneas, em seu artigo 29º trata a vulnerabilidade como uma das considerações que devem ser feitas ao enquadramento das águas subterrâneas, evidenciando a avaliação da vulnerabilidade como uma importante ferramenta de gestão de recursos hídricos.

Conforme Foster et al. (2002), os dois componentes da vulnerabilidade (capacidade de atenuação e inacessibilidade hidráulica) interagem com dois componentes do perigo de contaminação (o modo como ocorre a disposição do contaminante em termos de magnitude e do tipo de contaminante em termos de mobilidade e persistência) gerando o risco de contaminação do aquífero (Figura 1).



**Figura 1: Componentes de avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas (Foster et al., 2002)**

### 3.1.1 Risco de contaminação de aquíferos

De acordo com Lobo Ferreira e Cabral (1991), o risco de contaminação depende não só da vulnerabilidade, mas, também da existência de cargas poluentes capazes de

adentrar no meio subterrâneo. É possível que exista um aquífero com alta vulnerabilidade, mas sem risco de contaminação, devido à ausência de carga poluente. Portanto, o risco é causado não apenas pelas características intrínsecas do aquífero, mas também por atividades humanas poluidoras, que podem ser controladas.

O mapa de risco pode ser obtido através da sobreposição do mapa de cadastro de carga contaminante no solo ao mapa de vulnerabilidade do aquífero. Podem ser considerados como preocupantes os casos em que já existe atividade geradora de elevada carga contaminante em um local de alta ou extrema vulnerabilidade do aquífero (FOSTER et al., 2002).

### 3.1.2 Limitações

Segundo Foster e Hirata (1988), é cientificamente mais consistente que se avalie a vulnerabilidade para cada tipo de contaminante ou para cada tipo de atividade poluidora. Entretanto, como a vulnerabilidade de aquíferos é melhor apresentada em forma de mapas, seria necessária a confecção de muitos mapas para cada área, o que se torna inviável devido à grande demanda de recursos humanos e financeiros, além de uma grande quantidade de dados que, na prática, não estão disponíveis. Metodologias menos refinadas, porém, mais generalizadas vem sendo desenvolvidas por diversos autores. Deve-se, portanto, gerar um mapa integrado de vulnerabilidade, que, devido a sua imprecisão, devem ser claramente descritos os termos usados e as limitações.

Foster et al. (2002) classificaram como limitações a avaliação da vulnerabilidade:

- A presença de corpos d'água superficiais, devido na avaliação da sua condição hidráulica, qualidade da água e qualidade de atenuação do sedimento de fundo;
- A variação da profundidade do lençol, causada pela exploração excessiva;
- Incertezas quanto à magnitude dos componentes de fluxo preferencial devido à presença de argilas excessivamente consolidadas.

## 3.2 Mapeamento da Vulnerabilidade de Aquíferos

Os primeiros mapeamentos da vulnerabilidade foram realizados por Albinet e Margat (1970) na escala 1:1.000.000 para todo território francês e mapas isolados nas escalas 1:250.000 e 1:50.000. Este mapa foi elaborado com a finalidade de identificar áreas sensíveis a contaminação por ação humana, desconsiderando eventos anteriores de

poluição, podendo ser utilizado caso houvesse necessidade de proteção dos aquíferos em determinada região. Conforme os autores, as escalas dos mapas estão diretamente relacionadas com o grau de detalhe do estudo. Os mapas em escala menor (1:1.000.000) fornecem uma visão geral dos parâmetros hidrogeológicos que determinaram a vulnerabilidade em uma região, subsidiando primeiras ações e medidas de precaução. Mapas em escala maior (1:250.000 e 1:50.000) fornecem uma visão mais detalhada da área de estudo, podendo ser utilizados diretamente em estudos relacionados ao ordenamento do território e proteção da qualidade das águas subterrâneas.

Ainda citando Albinet e Margat (1970), o mapeamento da vulnerabilidade em alto grau de detalhe deveria ser pré-requisito para estudos relacionados a delimitação do perímetro de proteção de poços, implantação de cemitérios, depósitos de resíduos ou materiais perigosos dentre outras atividades potencialmente poluidoras.

O mapeamento da vulnerabilidade de aquíferos apresenta-se como uma importante ferramenta de gestão de recursos hídricos, pois, através dos mapas é possível definir regiões onde o monitoramento deve ser realizado de maneira mais intensiva, bem como delimitar áreas de conservação, a fim de garantir a qualidade da água do aquífero.

Para a determinação da vulnerabilidade das águas subterrâneas, diversos métodos são empregados, sendo alguns deles para contaminantes específicos e outros para contaminação em geral. No Quadro 1 são listados alguns métodos de avaliação da vulnerabilidade.

A escolha do método está relacionada à disponibilidade de informações e/ou dados necessários para se aplicar um certo método. Na existência de poucos dados, opta-se pela adoção de métodos mais simples e amplos, que podem ser aplicados de forma mais rápida e menos custosa (MENESES et al., 2009).

<b>Método</b>	<b>Descrição e uso</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>Autor(es)</b>
AVI	<i>Aquifer Vulnerability Index</i> foi desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisa Hidrológica Canadá (NHRI) com intuito de avaliar vulnerabilidade geral a partir de parâmetros físicos.	Espessura da camada sedimentar e condutividade hidráulica	(VAN STEMPVOORT et al., 1992)
DRASTIC	Desenvolvido para a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA), a fim de padronizar a avaliação da vulnerabilidade em qualquer unidade hidrogeológica. Avalia vulnerabilidade geral.	Profundidade do nível estático, recarga, meio aquífero, solo, topografia, impacto da zona vadosa, condutividade hidráulica.	(ALLER et al., 1987)
EK <sub>v</sub>	Desenvolvido para avaliação da vulnerabilidade geral em aquíferos livres baseando-se na profundidade e condutividade da zona não-saturada.	Espessura da zona subsaturada e permeabilidade da zona saturada	(AUGE, 1995)
EPIK	Método desenvolvido especialmente para avaliação da vulnerabilidade em aquíferos cársticos, levando em consideração a heterogeneidade destes sistemas aquíferos.	Carstificação superficial, cobertura de proteção, infiltração e rede cárstica	(DOERFLIGER e ZWAHLEN, 1997)
EPPNA	Proposto na Equipe de Projeto do Plano Português da Água e baseia-se apenas na litologia do aquífero. Avalia vulnerabilidade geral.	Litologia do aquífero	(EPPNA, 1998)
IS	Desenvolvido com o objetivo de avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição por contaminantes agrícolas em escalas intermediárias (1:50.000 – 1:200.000). Baseia-se no método DRASTIC, porém de forma simplificada, uma vez que utiliza menos parâmetros, mas leva em consideração o uso e ocupação do solo.	Profundidade do nível estático, recarga, litologia, topografia e ocupação do solo	(FRANCÉS et al., 2001)
GOD	Método simples e sistemático desenvolvido para avaliação da vulnerabilidade geral baseado em três parâmetros.	Tipo de aquífero, litologia da zona vadosa, profundidade do nível d'água	(FOSTER e HIRATA, 1988)
LANDFILL SITE RANKING	Avalia a vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas por aterros sanitários.	Distância aterro/poço, gradiente, permeabilidade e capacidade de atenuação.	(LE GRAND, 1983)
SANEAMENTO IN SITU	Avalia perigo de contaminação por saneamento <i>in situ</i> .	Tipo de aquífero, litologia da zona vadosa, profundidade e qualidade da água	(FERREIRA e HIRATA, 1993)
SINTACS	Derivado do DRASTIC. Este método foi elaborado com a finalidade de se adequar às características hidrogeológicas da Itália. Avalia vulnerabilidade geral.	Utiliza os mesmos parâmetros do DRASTIC, porém, com pesos diferentes.	(CIVITA e DE MAIO, 2000)
SITE RANKING METHODOLOGY	Avalia vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação por disposição de resíduos sólidos	Contaminação, pluviometria, permeabilidade do solo, características do resíduo, manejo e aspectos operacionais e construtivos.	(KULFS et al., 1980)
ΔHT'	Avalia vulnerabilidade geral do aquífero em função da sua resistência hidráulica.	Potencial hidráulico e transmissividade vertical	(AUGE, 1986)

**Quadro 1: Principais métodos para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos**

### 3.2.1 O método GOD

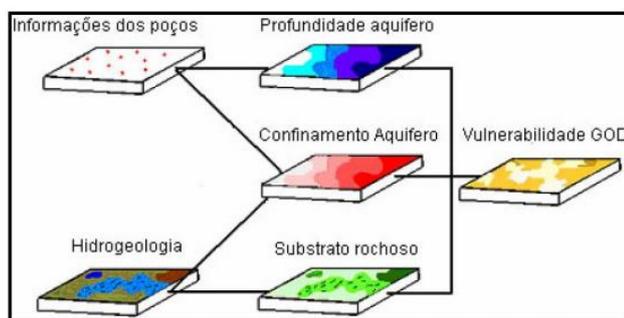
O método GOD (FOSTER, 1987; FOSTER e HIRATA, 1988) consiste em uma técnica de avaliação da vulnerabilidade amplamente utilizada devido a sua simplicidade de aplicação, uma vez que utiliza apenas três parâmetros:

- Grau de confinamento da água subterrânea;
- Ocorrência de estratos de cobertura (litologia da zona vadosa);
- Distância até o aquífero freático ou teto do aquífero confinado.

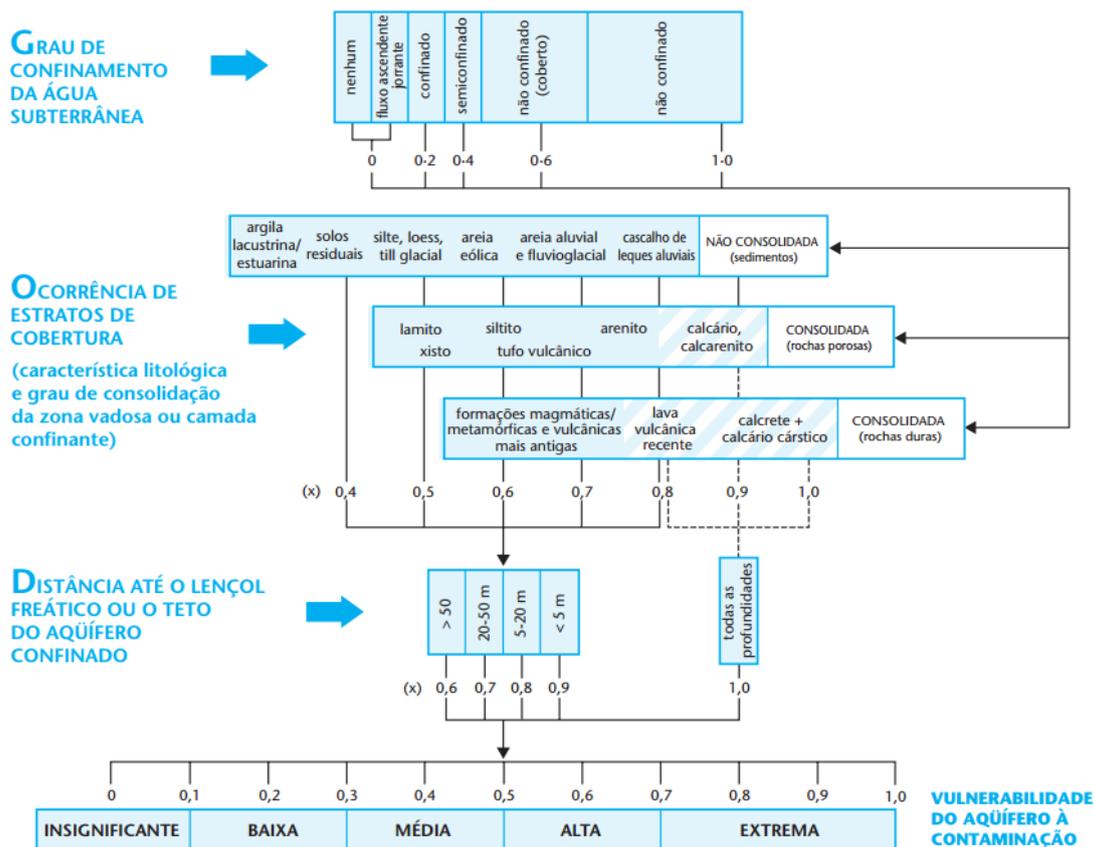
A interação entre estes três parâmetros gera um índice de vulnerabilidade do aquífero à contaminação, que pode ser insignificante, baixa, média, alta ou extrema. A estimativa da vulnerabilidade utilizando este método envolve os seguintes estágios:

1. Identificação do grau de confinamento, atribuindo-se um índice na escala de 0 a 1;
2. Especificação dos estratos de cobertura da zona saturada com relação ao grau de consolidação e litologia, atribuindo-se um índice na escala de 0,4 a 1;
3. Estimativa da profundidade do nível estático (aquíferos livres) ou do teto do aquífero (aquíferos confinados), com classificação na escala de 0,6 a 1.

A Figura 2 apresenta um modelo conceitual dos dados necessários para aplicação do método GOD. A Figura 3 mostra o procedimento para avaliação da vulnerabilidade pelo referido método. O mapa de vulnerabilidade GOD é gerado multiplicando-se os índices obtidos conforme o esquema da Figura 3:



**Figura 2: Modelo esquemático do método GOD (Adaptado por SILVA, 2013 de YAMADA, 2007)**



**Figura 3: Sistema GOD para avaliação da vulnerabilidade**

Diversas são as aplicações do método GOD para avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas ao redor do mundo. Conforme Foster et al. (2002), aplicações relevantes na América Latina e Caribe incluem trabalhos em Barbados (CHILTON et al., 1990); São Paulo, Brasil (HIRATA et al., 1991); Río Cuarto, Argentina (BLARASÍN et al., 1993, 1999); Manágua, Nicarágua (SCHARP et al., 1994,1997); Leon, México (STUART e MILNE, 1997); Caçapava, Brasil (MARTIN et al., 1998); Esperanza, Argentina (PARIS et al., 1998, 1999) e Vale do Cauca, Colômbia (PAEZ et al., 1999).

No SASG, diversas aplicações do método GOD foram relatadas nas seguintes áreas: Campus da UFMS, em Campo Grande – MS (PONTES, 2009); região nordeste do Rio Grande do Sul (REGINATO e AHLERT, 2013); município de Erechim, Rio Grande do Sul (SILVA et al., 2013); Bacia do Rio do Peixe, Santa Catarina (LOPES e SCHEIBE, 2015). A existência destes trabalhos evidencia a popularidade do método GOD, seu importante papel na gestão dos recursos hídricos subterrâneos e a aplicabilidade em aquíferos fraturados.

### 3.2.2 O método DRASTIC

O método DRASTIC, proposto por Aller et al. (1987) para a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA), a fim de padronizar a avaliação da vulnerabilidade em qualquer unidade hidrogeológica. O modelo considera que o contaminante é introduzido à superfície do terreno e migra verticalmente até o aquífero por infiltração, portanto, não se aplica a situações em que o contaminante é introduzido em profundidade no aquífero, como vazamento de tanques enterrados e poços de injeção. O método foi desenvolvido para avaliar áreas maiores que 0,4 km<sup>2</sup>.

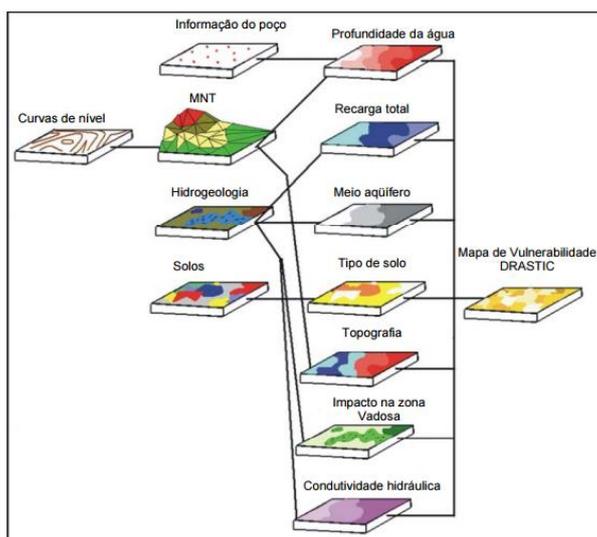
Este método baseia-se na soma ponderada de sete parâmetros, sendo que, para cada parâmetro é atribuído um peso que varia de 1 a 5, conforme mostra o Quadro 2. Para cada parâmetro existem faixas correspondentes a valores de um a dez (Quadro 3). Esses valores são multiplicados pelo respectivo peso do parâmetro que, por fim, é somado, gerando um Índice DRASTIC. Este índice final pode variar entre 23 e 230, podendo indicar vulnerabilidade baixa, intermediária, alta ou muito alta (Quadro 4). Quanto maior o índice DRASTIC, maior será a vulnerabilidade natural do aquífero à contaminação. Entretanto, a ocorrência de um baixo índice em uma região não significa que a contaminação não possa ocorrer, apenas que a mesma será menos provável de acontecer do que em outras áreas.

A expressão a seguir indica o procedimento de cálculo do índice DRASTIC:

$$\text{Índice DRASTIC} = \sum_1^7 K_i P_i \quad \text{Eq. 1}$$

Em que K corresponde ao parâmetro e P seu respectivo peso.

A Figura 4 apresenta um modelo conceitual para obtenção do índice DRASTIC.



**Figura 4: Modelo esquemático do método DRASTIC (Adaptado de Aller et al., 1987 por Camponogara, 2006)**

<b>Parâmetro DRASTIC</b>	<b>Peso</b>
D – Profundidade das águas subterrâneas (Depth to water);	5
R – Recarga total (Recharge);	4
A – Meio aquífero (Aquifer media);	3
S – Solos (Soil media);	2
T – Topografia (Topography);	1
I – Impacto na zona vadosa (Impact of the vadose zone);	5
C – Condutividade hidráulica (Hydraulic conductivity).	3

**Quadro 2: Parâmetros DRASTIC e os respectivos pesos (ALLER et al., 1987)**

Os tópicos a seguir fazem uma descrição geral dos parâmetros utilizados pelo método DRASTIC conforme o trabalho original de Aller et al., (1987).

### **Profundidade do nível d'água (D)**

A profundidade do nível estático indica a distância vertical a ser percorrida pelo contaminante até atingir a zona saturada. A profundidade também contribui para atenuação do contaminante através dos processos de sorção, oxidação, degradação microbológica etc. Em aquíferos livres, a profundidade corresponde ao nível freático. Em aquíferos confinados, a profundidade do nível d'água corresponde à profundidade do topo do aquífero. Quanto menor a profundidade do nível d'água, maior será o índice DRASTIC, e conseqüentemente, maior a vulnerabilidade.

### **Recarga aquífera (R)**

Corresponde à parcela da precipitação que atinge o solo e infiltra profundamente, chegando até os aquíferos. A recarga é o principal veículo de transporte de contaminantes sólidos ou líquidos no subsolo, portanto, quanto maior a recarga, maior o potencial de poluição da água subterrânea. Essa afirmativa é válida desde que o volume de chuva não seja suficiente para causar a diluição do contaminante, o que diminuiria o potencial de contaminação, porém, o método DRASTIC não leva em consideração esse fenômeno.

### **Meio aquífero (A)**

O meio aquífero refere-se a litologia e ocorrência de fraturas na zona saturada. Essa zona possui características tais como porosidade, transmissividade e condutividade hidráulica que influenciam diretamente no transporte e propagação dos contaminantes. O grau de fraturamento do aquífero deverá ser considerado, pois quanto maior a densidade das fraturas, maior será o fluxo na zona saturada, e conseqüentemente, maior a vulnerabilidade do aquífero.

### **Solo (S)**

O solo corresponde a porção superficial da zona vadosa, caracterizada pela intensa atividade microbiana. O solo possui um impacto significativo na quantidade de água e influencia na forma com que o contaminante se movimenta verticalmente na zona não saturada. Além disso, é no solo onde ocorrem os processos de atenuação, através da filtração, sorção e biodegradação. Cada tipo de solo possui diferentes características que definem a forma como o contaminante migra para a zona saturada e como ocorrem os processos de atenuação. Em regiões de solos arenosos, a vulnerabilidade do aquífero tende a ser maior que em uma região de solo argiloso, por exemplo.

### **Topografia (T)**

A topografia refere-se à declividade do terreno. A topografia irá definir se o contaminante escoará superficialmente ou permanecerá no solo por um tempo suficiente para que ocorra a infiltração. Declividades que propiciam uma maior facilidade para infiltração dos contaminantes estão associadas a um maior potencial de poluição das águas subterrâneas.

### Impacto da zona vadosa (I)

Este parâmetro relaciona-se ao tipo de material que compõe a zona não saturada. No caso de aquíferos livres, esse material pode ser o próprio solo. A natureza da zona vadosa determina as características da atenuação do contaminante na região abaixo do solo e acima da zona saturada. Nessa zona podem ocorrer processos de biodegradação, neutralização, filtração, volatilização e dispersão. Essa região também define a distância percorrida pelo contaminante até atingir o aquífero.

### Condutividade hidráulica do aquífero (C)

A condutividade hidráulica corresponde a capacidade do aquífero de transmitir água, controlando o fluxo da água subterrânea para um dado gradiente hidráulico. Ela é controlada pela interconectividade entre os vazios intergranulares ou entre as fraturas. No método DRASTIC, maiores valores de condutividade hidráulica estão relacionados a maior vulnerabilidade à poluição.

<b>Índices DRASTIC</b>			
Profundidade do nível estático (D)			
Faixa de Valores (m)	Índice	Faixa de Valores (m)	Índice
< 1,5	10	15,2 - 22,8	3
1,5 - 4,6	9	22,8 - 30,5	2
4,6 - 9,1	7	> 30,5	1
9,1 - 15,2	5		
Recarga (R)			
Faixa de Valores (mm/ano)	Índice	Faixa de Valores (mm/ano)	Índice
< 50,8	1	177,8 - 254	8
50,8 - 101,6	3	> 254	9
101,6 - 177,8	6		
Meio Aquífero (A)			
Descrição das unidades	Índice	Descrição das unidades	Índice
Folhelho/argilite	1 - 3	Arenito maciço	4 - 9
Rocha ígnea/metamórfica sã	2 - 5	Calcário maciço	4 - 9
Rocha ígnea/metamórfica alterada	3 - 5	Areia/pedregulho	4 - 9
Till	4 - 6	Basalto	2 - 10
Intercalações de arenito, calcário e folhelhos	5 - 9	Calcário carstificado	9 - 10
Solo (S)			
Tipos de solo	Índice	Tipos de solo	Índice
Pequena espessura ou ausente	10	Solo orgânico	5
Pedregulho/cascalho	10	Silte com matéria orgânica	4
Areia	9	Argila com matéria orgânica	3
Turfa	8	Muck	2
Argila fissurada e/ou expansiva	7	Argila dura	1
Areia com matéria orgânica	6		

<b>Índices DRASTIC</b>			
Topografia/declividade (T)			
Faixa de valores (%)	Índice	Faixa de valores (%)	Índice
0 - 2	10	12 - 18	3
2 - 6	9	> 18	1
6 - 12	5		
Influência da zona vadosa (I)			
Descrição das unidades	Índice	Descrição das unidades	Índice
Camada confinante	1	Areias e pedregulhos siltosos e argilosos	4 - 8
Silte/argila	2 - 6	Rocha ígnea/metamórfica	2 - 8
Folhelho/argilito	2 - 5	Areias e pedregulhos	6 - 9
Calcário	2 - 7	Basalto	2 - 10
Arenito	4 - 8	Calcário carstificado	8 - 10
Intercalações de arenitos, calcários e folhelhos	4 - 8		
Condutividade hidráulica (C)			
Faixa de Valores (cm/s)	Índice	Faixa de Valores (cm/s)	Índice
4x10 <sup>-5</sup> – 4x10 <sup>-3</sup>	1	2,8x10 <sup>-2</sup> – 4x10 <sup>-2</sup>	6
4x10 <sup>-3</sup> – 1,2 x10 <sup>-2</sup>	2	4x10 <sup>-2</sup> – 8x10 <sup>-2</sup>	8
1,2x10 <sup>-2</sup> – 2,8x10 <sup>-2</sup>	4	> 8x 10 <sup>-2</sup>	10

**Quadro 3: Índices DRASTIC (Adaptado de Aller et al., 1987)**

<b>Índice DRASTIC</b>	<b>Vulnerabilidade</b>
Maior que 199	Muito elevada
160 – 199	Elevada
120 – 159	Moderada
Inferior a 120	Baixa

**Quadro 4: Graus de vulnerabilidade (Adaptado de Aller et al., 1987)**

Considerando os intervalos de classe do Quadro 4, tem-se que:

- Vulnerabilidade muito elevada: o aquífero é vulnerável à maioria dos contaminantes, com alta probabilidade de poluição e rápido impacto.
- Vulnerabilidade elevada: o aquífero é vulnerável à muitos tipos de poluentes, com exceção dos que foram fortemente absorvidos.
- Vulnerabilidade moderada: o aquífero é vulnerável a alguns tipos de poluentes quando lançados de forma contínua.
- Vulnerabilidade baixa: o aquífero é vulnerável somente a poluentes despejados com alta intensidade e por longos períodos de tempo.

Para a validação do método, diversos autores realizam comparação entre o mapa de vulnerabilidade e distribuição espacial das concentrações de nitrato (HUAN et al.,

2012; BOUFEKANE e SAIGHI, 2013; PÓRCEL et al., 2014; GHAZAVI e EBRAHIM, 2015). Em aquíferos fraturados, pode-se citar trabalhos realizados em aquífero basáltico na Jordânia por Al-Adamat et al. (2013) e em rochas cristalinas do arqueano em parte do Distrito de Kancheepuram, na Índia por Kumar et al. (2014). No primeiro trabalho, o método DRASTIC foi aplicado na Bacia do Azraq. Este estudo não levou em consideração a condutividade hidráulica do aquífero devido à falta de dados, portanto, o índice DRASTIC foi reclassificado, não considerando este parâmetro. Através da análise dos resultados, 84% da área de estudo foi classificada como vulnerabilidade moderada e o restante como vulnerabilidade baixa. Através da comparação do mapa de vulnerabilidade com concentrações de nitrato nos poços, os autores verificaram que na região de baixa vulnerabilidade não foram encontrados altos teores de nitrato, já nas regiões de vulnerabilidade moderada, alguns poços apresentaram concentrações elevadas do contaminante; No segundo, o método DRASTIC foi aplicado em parte do Distrito de Kancheepuram, na Índia, cuja geologia local é representada por rochas cristalinas do arqueano e rochas sedimentares das Formações Gondwana e Cuddalore do Mio-Plioceno. O mapa gerado para a região apresentou todas as faixas de vulnerabilidade. Para a validação do método, os autores utilizaram a concentração de nitrato observada em amostra de água nos poços e, considerando 10 ppm como o limite permitido pela norma local para abastecimento humano, os autores observaram ocorrência de 3, 1,0 e 0 poços com concentração de nitrato abaixo do limite estabelecido em locais de vulnerabilidade muito baixa, baixa, moderada e alta, respectivamente. Já o número poços com amostras com concentrações acima do limite foi de 0, 1, 2 e 1. Portanto, é possível concluir que os locais de vulnerabilidade mais alta apresentaram maiores concentrações de nitrato nas águas.

Muitas vezes o método DRASTIC precisa sofrer uma alteração para adaptar a avaliação em aquíferos fraturados como uma tentativa de considerar a rede fraturas, que é um importante veículo de propagação de contaminantes nesse meio. Abdullah et al. (2015) utilizaram a densidade de lineamentos como uma adaptação ao método DRASTIC padrão para avaliar a vulnerabilidade natural à contaminação na Bacia Halabja Saidaadiq, no Iraque. Os autores verificaram que, por não apresentar regiões com alta densidade de lineamentos, este parâmetro não se mostrou muito relevante na avaliação. Hamza et al. (2017) propôs uma alteração ao parâmetro D para criar um novo modelo (FRASTIC) considerando o complexo sistema de fraturas. Este estudo foi realizado no estado do

Kano, na Nigéria. Os resultados mostraram que a correlação com o mapa de distribuição de nitrato do método adaptado (FRASTIC) foi superior ao método DRASTIC padrão.

No SASG, uma aplicação do método DRASTIC foi realizada na região nordeste do Rio Grande do Sul por Reginato e Ahlert (2013). Três classes de vulnerabilidade foram obtidas para a área: baixa (46,5%), intermediária (54,1%) e alta (0,4%).

### **3.3 Estimativa de recarga em aquíferos**

O conhecimento das disponibilidades hídricas subterrâneas é essencial na garantia de uma gestão adequada e sustentável desse recurso. Assim, a estimativa da recarga da recarga aquífera constitui-se de uma ferramenta fundamental na determinação das reservas renováveis, contribuindo para a gestão das águas subterrâneas.

Além de avaliar aspectos quantitativos, estudos relacionados a recarga contribuem na avaliação da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos. Alguns métodos como DRASTIC, SINTACS e IS utilizam a recarga como um parâmetro de entrada no modelo. Aquíferos em regiões com elevadas taxas de recarga são, geralmente, mais vulneráveis a contaminação, uma vez que, conforme Aller et al (1987), ela é o principal veículo de propagação de contaminantes no meio subterrâneo.

Muitos métodos são comumente utilizados para estimativa de recarga, tais como: balanço hídrico, variação do nível d'água, Lei de Darcy, traçadores hidroquímicos e separação do escoamento de base (SIMMERS, 1988; HEALY AND COOK, 2002; SCANLON et al., 2002; ECKHARDT, 2005). Entretanto, nenhum método possui comprovada acurácia (PINTO et al., 2010), sendo geralmente necessária a aplicação de dois ou mais métodos na mesma área de estudo para que resultados mais precisos sejam obtidos (NIMMO et al., 2003; HEALY e COOK, 2002).

Os métodos de estimativa de recarga possuem confiabilidade variável. Métodos que se baseiam na interação entre águas superficiais-subterrâneas geralmente indicam valores de recarga potencial, enquanto outros que são baseados em dados hidrogeológicos (dados de poços) fornecem estimativas reais de recarga subterrânea (SCALON et al., 2002).

Ainda segundo Scalon et al. (2002), a escolha do método apropriado geralmente consiste em uma tarefa difícil. As considerações mais importantes a serem tomadas incluem a escala temporal/espacial e confiabilidade da estimativa. O objetivo do estudo também é um fator importante e pode determinar a escala a ser utilizada. Os estudos mais comuns envolvem a quantificação das águas subterrâneas para fins de gestão, o que requer

um trabalho de alta escala temporal e espacial; e a avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação em aquíferos, requer escala espacial detalhada.

Em aquíferos fraturados, estudos realizados pela U.S Geological Survey (USGS) por Risser et al. (2005) no estado da Pennsylvania (EUA) mostraram que a estimativa de recarga por variação do nível d'água deve ser realizada com cautela devido a anisotropia do meio. Os autores sugeriram que a separação do escoamento de base apresentou resultados mais consistentes para a área de estudo.

Neste trabalho, são descritos dois métodos para estimativa de recarga: balanço hídrico, separação do escoamento de base e variação do nível d'água.

### 3.3.1 Balanço hídrico

O balanço entre entradas e saídas de água em uma bacia hidrográfica, sendo a precipitação a principal entrada. As saídas podem ocorrer por evapotranspiração, escoamento superficial e infiltração.

A recarga aquífera constitui uma importante parcela do balanço hídrico em uma bacia e a sua quantificação é um processo estimativo, com diversas dificuldades para a validação dos resultados obtidos qualquer que seja o método utilizado (BORGES e PAES, 2016). Nos métodos baseados no balanço hídrico, a recarga é obtida de maneira indireta. Conhecendo-se as demais parcelas do balanço hídrico (precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial) é possível calcular as taxas de infiltração e estimar a recarga. Eilers (2004) aponta que o método do balanço hídrico é prático e plausível para estimativa de recarga desde que estejam bem representados os principais processos hidrológicos presentes no modelo conceitual. Oliveira (2004) considera que os modelos de balanço hídrico acima da zona saturada são modelo de previsão, uma vez que estimam a recarga a partir da quantificação de processos que a antecedem.

Maziero e Wendland (2005) apresentaram estudo relacionado à recarga das águas subterrâneas em área intensamente urbanizada. Os métodos da variação do nível d'água e balanço hídrico foram utilizados e apresentaram resultados similares. Entretanto, alguns parâmetros relativos ao método do balanço hídrico apresentam incertezas relacionadas ao excedente hídrico que não considera, por exemplo, o fluxo para fora da bacia e o escoamento superficial da água da chuva, que foi estimado com base em referências bibliográficas.

Estudos realizados por Coelho (2016) no semiárido pernambucano evidenciaram a possibilidade de estimativa de recarga utilizando-se apenas dados de sensoriamento remoto com auxílio de SIG. Neste trabalho, o balanço hídrico foi aplicado célula a célula, onde as demais variáveis foram obtidas por imagens de satélite e, como resultado, foi obtida a recarga espacialmente distribuída na área de estudo.

### 3.3.2 Separação do escoamento de base

O escoamento de base é o componente do fluxo em um rio cuja reação à precipitação ocorre de forma lenta e é geralmente associado a descarga de águas subterrâneas (ECKHARDT, 2008). A sua determinação é fundamental para a compreensão do balanço hídrico e relação entre águas superficiais e subterrâneas em uma bacia (STEWART et al., 2007). Através do conhecimento do escoamento de base, é possível também determinar a recarga aquífera (LEE e RISLEY, 2002).

A separação do escoamento de base consiste na separação do hidrograma observado em um rio em pelo menos dois componentes: escoamento superficial e escoamento de base. Existem diversos métodos para realizar a separação de um hidrograma, como o uso de traçadores hidroquímicos e isotópicos e a análise do hidrograma por métodos gráficos (COLLISCHONN e FAN, 2013).

O método de Eckhardt (2005) para separação do escoamento de base consiste em um filtro digital recursivo, baseado em dois parâmetros:  $BFI_{max}$  e  $a$ ; sendo que, o  $BFI_{max}$  está relacionado a razão entre o fluxo de base e o fluxo total, sendo baseado na geologia local e na natureza do curso d'água (perene ou efêmero); o parâmetro  $a$  é determinado através da análise gráfica da recessão do hidrograma. Collischonn e Fan (2013) propuseram que o  $BFI_{max}$  pode ser calculado mediante aplicação de filtro inverso ou através da relação  $Q_{90}/Q_{50}$ .

Aplicações do método de Eckhardt (2005) para determinação do escoamento de base no Brasil incluem estudos realizados na Bacia do Rio São Francisco em Minas Gerais (CORREA e MELLO, 2014); nas bacias dos rios Caverá, Comandaí, Conceição e Jaguarzinho no Rio Grande do Sul (DORA, 2013); e na Bacia do Rio Ibicuí no Rio Grande do Sul (MATTIUZI et al., 2016). Nos dois últimos trabalhos (DORA, 2013; MATTIUZI et al., 2016), as considerações de Collischonn e Fan (2013) foram adotadas para a determinação do parâmetro  $BFI_{max}$  e os resultados se mostraram bastante satisfatórios.

### **3.4 Considerações finais sobre a revisão bibliográfica**

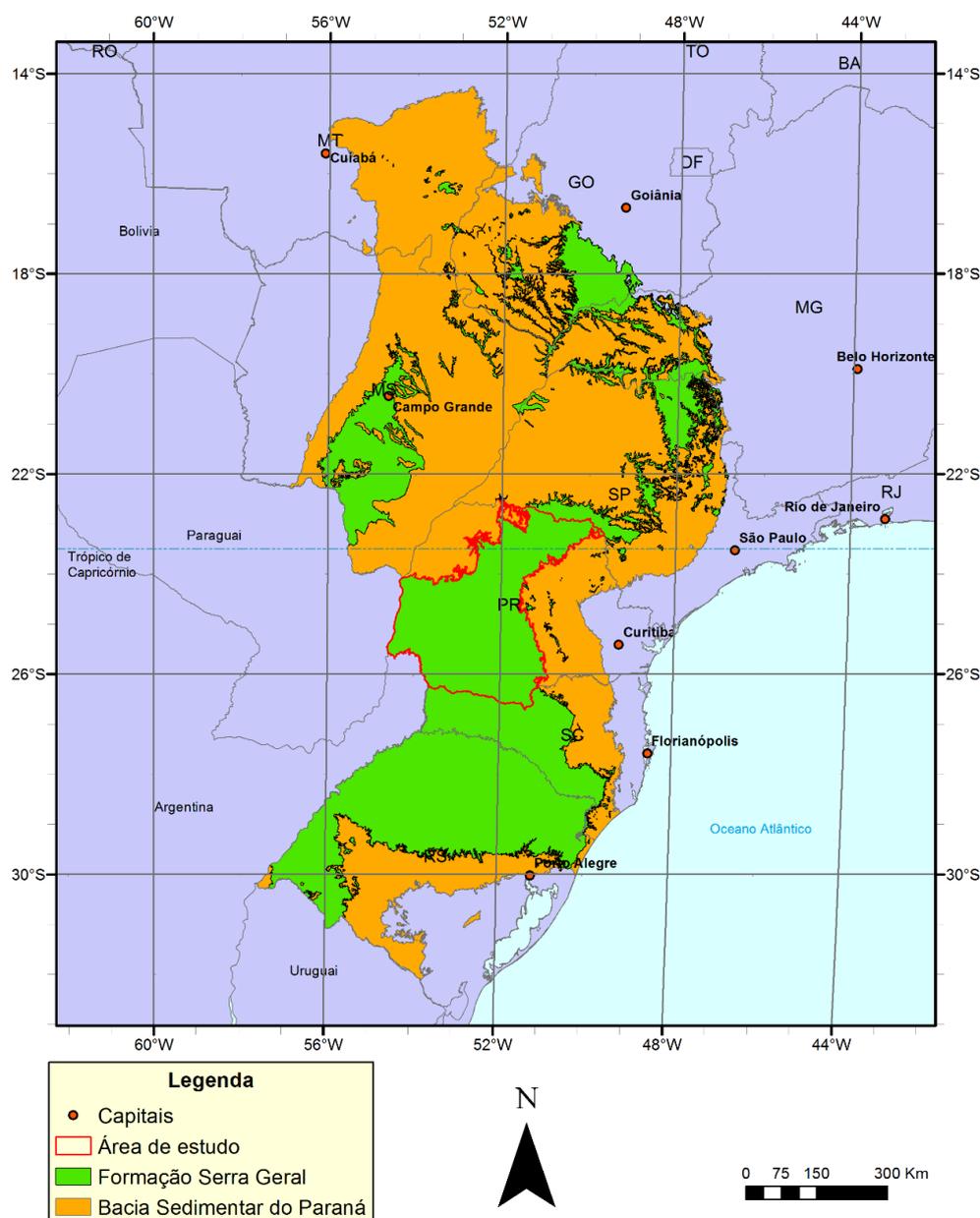
A fundamentação teórica apresentada neste capítulo tem por objetivo evidenciar a relevância dos métodos DRASTIC e GOD bem como a necessidade de estudos comparativos entre eles, com a finalidade de agregar conhecimentos inerentes a avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação de águas subterrâneas. Além disso, foram descritos os parâmetros adotados por cada método, para que sejam fundamentadas as adaptações propostas neste trabalho.

A recarga é um parâmetro necessário para avaliação da vulnerabilidade e pelo método DRASTIC cuja obtenção não é simples e imediata. Neste capítulo foram apresentados métodos em que é possível avaliar a recarga em aquíferos fraturados, que são o balanço hídrico e separação do escoamento de base.

## 4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

### 4.1 Localização

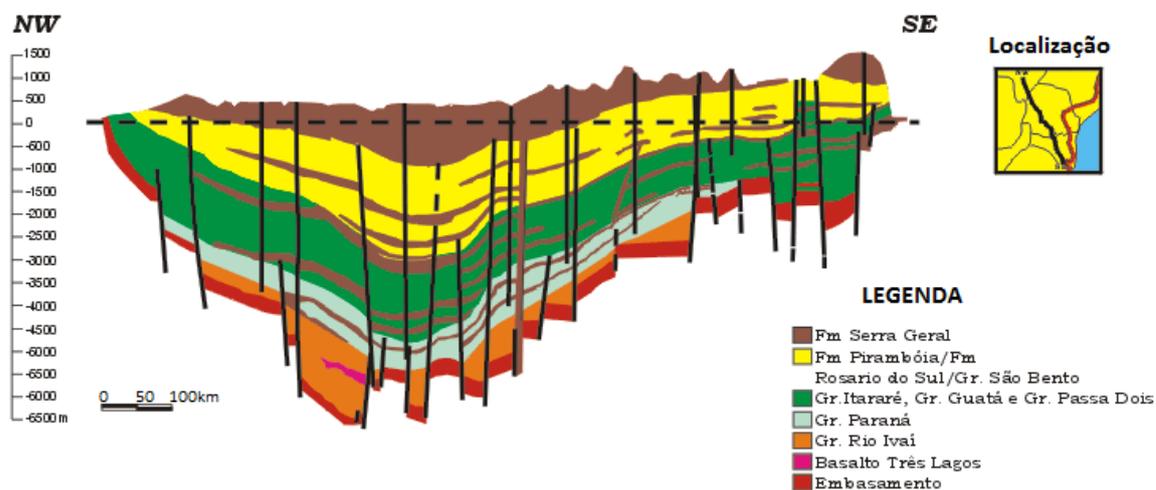
A área de estudo corresponde ao SASG no estado do Paraná. Localiza-se na região Sul do Brasil entre as coordenadas  $49^{\circ}35'00''$  e  $54^{\circ}36'00''$  Oeste e entre  $22^{\circ}30'00''$  e  $26^{\circ}40'00''$  Sul, ocupando uma área de  $104.2 \text{ km}^2$ , aproximadamente 52% da área total do estado do Paraná, cuja área, segundo o IBGE (2017) é de  $199.307,985 \text{ km}^2$ . A Formação Serra Geral está contida na Bacia Sedimentar do Paraná. A Figura 5 apresenta a localização da bacia, com destaque à Formação Serra Geral e o Estado do Paraná.



**Figura 5: Localização da Bacia do Paraná destacando a região aflorante do SASG e a área de estudo**

A Bacia Sedimentar do Paraná é caracterizada por Milani et al, (2007) como uma ampla região sedimentar do continente americano que ocupa uma superfície de aproximadamente 1.700.000 km<sup>2</sup>, sendo 1.100.000 km<sup>2</sup> no Brasil (64,71%), 400.000 km<sup>2</sup> na Argentina (23,53%), 100.000 km<sup>2</sup> no Paraguai (5,88%) e 100.000 km<sup>2</sup> no Uruguai (5,88%). Possui uma forma ovalada com eixo maior N-S, com seu contorno atual definido por limites erosivos relacionados em grande parte a história geotectônica meso-cenozóica do continente e é considerada como uma bacia intracratônica (MILANI et al., 2007)

As camadas sedimentares da Bacia do Paraná atingem uma espessura de aproximadamente 5.800 e os derrames vulcânicos atingem uma espessura máxima de 1.722 metros, totalizando aproximadamente 7,5 km de preenchimento da bacia, conforme se pode observar na Figura 6 (LICHT, 2013).



**Figura 6: Seção geológica na Bacia do Paraná (modificado de Zalán et al., 1987)**

Milani (1997) classificou os registros estratigráficos da Bacia do Paraná em seis Supersequências (Figura 7):

Rio Ivaí (Ordoviciano-Siluviano); Paraná (Devoniano); Gondwana I (Carbonífero-Eotriássico); Gondwana II (Meso a Neotriássico); Gondwana III (Neojurássico-Eocretáceo), representado pela Fm. Botucatu e Fm. Serra Geral; e Bauru (Neocretáceo), representado pelos sedimentos depositados sobre as rochas vulcânicas da Supersequência Gondwana III.

A Supersequência Gondwana III é amplamente distribuída pela Bacia do Paraná, atingindo uma espessura máxima de 1.722 metros em seu depocentro, no poço 2-CB-01-SP (Cuiabá Paulista – SP) e corresponde ao intervalo de tempo de 22 Ma (LICHT, 2013). Compreende os sedimentos eólicos da Fm. Botucatu e o magmatismo da Fm. Serra Geral.

A Fm. Botucatu é constituída quase que totalmente por arenitos de textura média a fina com elevada esfericidade e aspecto fosco, róseo, com características que possibilitam reconhecê-la como “deserto Botucatu” na região em que é aflorante (MILANI et al., 2007).

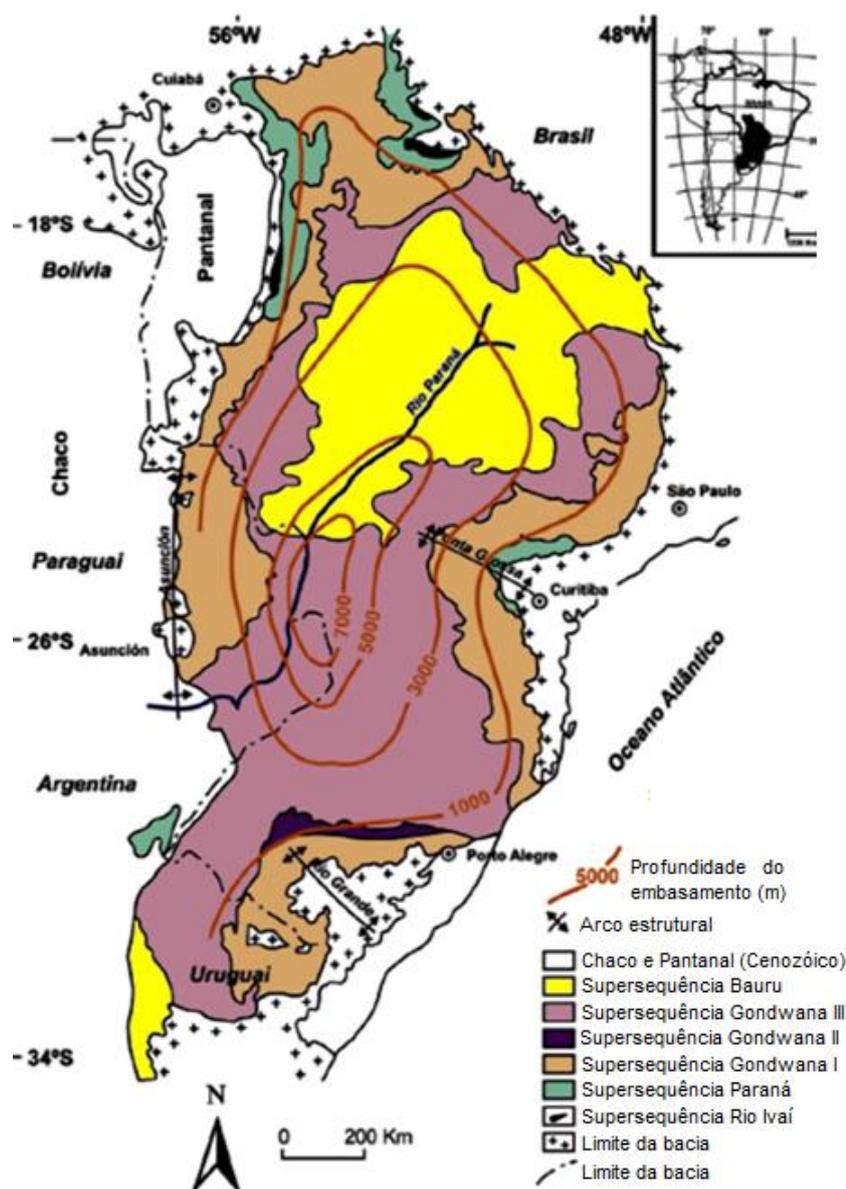


Figura 7: Localização e supersequências da Bacia do Paraná (Modificado de Zalán et al., 1990)

#### 4.2.1 Formação Serra Geral

O magmatismo Serra Geral recobre aproximadamente 75% da Bacia do Paraná, ou aproximadamente 1,2 milhões de km<sup>2</sup>. Os primeiros derrames de lava fluíram sobre um erg (campos de dunas eólicas) representado pela Formação Botucatu.

A Formação Serra Geral é constituída por basaltos toleíticos e adensitos basálticos, ocorrendo subordinadas quantidades de riolitos e riodacitos (PEATE et al., 1992) e forma uma das grandes províncias ígneas do mundo. Compreende uma sucessão de derrames com cerca de 1500 metros de espessura próximo ao depocentro. O produto deste magmatismo é constituído por sequência toleítica bimodal, predominando os basaltos (> 90% em volume), superpostos por riolitos e riodacitos (4% em volume) (SILVA, 2003).

Peate et al. (1992) definem os basaltos continentais da Província Magmática do Paraná como grandes volumes de magma gerados em períodos de tempo relativamente curtos. Através de contribuições de Turner et al. (1994), Peate et al. (1992) e Renne et al. (1992), Milani et al. (1994) posicionou, em termos geocronológicos, o magmatismo Serra Geral entre 137 e 127 Ma.

Milani et al. (2007) caracteriza o magmatismo Serra Geral como a maior manifestação ígnea não oceânica durante o fanerozóico e também como uma importante contribuição na formação da crosta terrestre continental.

#### 4.2.2 Formação Serra Geral no Estado do Paraná

Licht (2013) classificou a Formação Serra Geral no estado do Paraná em estruturas faciológicas vulcânicas de acordo com as seguintes características:

- Geometria e organização interna dos derrames;
- Padrões de vesiculação;
- Estilos de disjunção;
- Preenchimento de cavidades;
- Formas, cores e controles dos produtos de alteração;
- Características petrográficas;
- Feições de superfície de derrame;
- Características litoquímicas;

- Relações de contato entre derrames e conjuntos de derrames, rochas intrusivas, vulcanoclásticas e sedimentares.

Como resultado desta subdivisão, foram propostas quatro formações: Cascavel, Barracão, Candói e Covó, totalizando treze membros (Quadro 5).

<b>UNIDADES LITOESTRATIGRÁFICAS</b>	<b>ASSOCIAÇÕES FASCIOLÓGICAS</b>
<b>FORMAÇÃO COVÓ</b>	Interdigitação de ignimbrito reomórfico, lava igninbrítica e fluxos de lava com composição de riodacito, quartzo-latito, adensito, riolito, vitrófiro.
<b>Membro Guarapuava</b>	Ignimbrito reomórfico com composição de riodacito, quartzo-latito, adensito, riolito, brechas de fluxo e vitrófiro.
<b>Membro Palmas</b>	Ignimbrito reomórfico, lava igninbrítica e fluxos de lava com composição riolítica.
<b>FORMAÇÃO CANDÓI</b>	Derrames tabulares de basalto cinza com entablamento sigmoidal e disjunção hexagonal na base e no topo, variando lateralmente a lobos tabulares de basalto hipohialino cinza-escuro e basalto cloritizado cinza-esverdeado.
<b>Membro Três Pinheiros</b>	Derrames tabulares de basalto hipohialino com entablamento em leque e em bloco, recobrem localmente basaltos Foz do Areia e Ivaiporã, intercalam-se a basaltos e brechas do membro Cantagalo, na formação Barracão.
<b>Membro Foz do Areia</b>	Derrames tabulares espessos de basalto fanerítico cinza, sem evidências de hidrotermalismo, zona vesicular de topo delgada e descontínua, com preenchimentos de quartzo, calcita e zeólita, disjunção colunar e entablamento simoidal bem desenvolvidos, com níveis de brecha hidrovulcanoclástica somente na base da sequência.
<b>Membro Ivaiporã</b>	Intercalação de derrames tabulares e lobados de basalto fanerítico cinza com níveis isolados de brecha hidrovulcanoclástica.
<b>Membro General Carneiro</b>	Intercalação de derrames tabulares lobados de basalto fanerítico cinza com níveis isolados de brecha hidrovulcanoclástica.
<b>Membro Chopinzinho</b>	Derrames tabulares com estrutura interna com zona de topo de basalto hipohialino com disjunção colunar fina recobrimdo geodos de ametista e núcleo de basalto fanerítico cloritizado. Intercalações de brecha peperítica.

<b>UNIDADES LITOESTRATIGRÁFICAS</b>	<b>ASSOCIAÇÕES FASCIOLÓGICAS</b>
<b>FORMAÇÃO BARRACÃO</b>	Derrames tabulares e lobados de basaltos avermelhados (oxidação pervasiva) com abundantes intercalações de rochas vulcanoclásticas e sedimentares.
<b>Membro Flor da Serra</b>	Derrames tabulares de ferro-basalto roxo-esverdeado com entablamento em cunha, sigmoidal e tetragonal, intercalados a brecha vulcanoclástica.
<b>Membro Cantagalo</b>	Intercalação de derrames lobados de basalto vesicular, com abundante brechas de fluxo cimentadas por sílica e calcita, brechas vulcanoclásticas, arenito conglomerático e grânulos, arenito fino e sílico e silitito.
<b>Membro Salgado Filho</b>	Intercalação de derrames lobados de basalto vesicular, brechas vulcanoclásticas, arenito fino e sílico e silitito.
<b>FORMAÇÃO CASCAVEL</b>	Derrames lobados, lobos tabulares e derrames tabulares de basalto avermelhado, com intercalações vulcanoclásticas e sedimentares diminuindo em proporção da base para o topo da sequência.
<b>Membro Toledo</b>	Derrames tabulares de ferro-basalto cinza-arroxeadado com entablamento em cunha, sigmoidal e disjunção mais comumente tetragonal, intercalados a brecha hidrovulcanoclástica, arenitos e lobos de basalto cinza.
<b>Membro Santa Quitéria</b>	Lobos tabulares e derrames lobados de basalto vesicular intercalados a brechas vulcanoclásticas, tufos e sedimentos terrígenos.
<b>Membro Foz do Iguaçu</b>	Lobos tabulares e derrames tabulares de basalto cinza intercalados a raros níveis de tufo e arenito.

**Quadro 5: Coluna estratigráfica do Grupo Serra Geral no Estado do Paraná (Adaptado de Licht, 2013)**

### **4.3 Hidrogeologia**

As rochas vulcânicas afloram no Brasil em uma área de cerca de 1.000.000 de km<sup>2</sup>, sendo 800.000 km<sup>2</sup> na Bacia do Paraná (SASG), 100.000 na Bacia do Maranhão e 20.000km<sup>2</sup> em ilhas oceânicas. É estimada uma área de cerca de 400.000 km<sup>2</sup> na Bacia Amazônica, porém, estas se encontram recoberta por uma camada de sedimentos que atingem cerca de 1000 metros de espessura. A maior importância hidrogeológica das rochas vulcânicas no Brasil ocorre na Bacia do Paraná devido a elevada explotabilidade dos aquíferos. As águas subterrâneas são exploradas através de poços tubulares e captação em fontes. As vazões variam entre 1 e 220m<sup>3</sup>/h, sendo utilizadas para abastecimento doméstico, industrial e agrícola (REBOUÇAS e FRAGA, 1988).

Rebouças e Fraga (1988) comentam ainda que nos demais domínios a importância dos recursos é reduzida, seja pelo fato de serem cobertas por espessas camadas de sedimentos (Bacia Amazônica) ou devido à baixa demanda e elevada disponibilidade hídrica superficial (Bacia do Maranhão). Com relação às ilhas oceânicas, destaca-se a importância das águas subterrâneas provenientes de aquíferos vulcânicos para abastecimento da Ilha de Fernando de Noronha.

#### 4.3.1 Aspectos gerais do Sistema Aquífero Serra Geral

O Sistema Aquífero Serra Geral está inserido na Bacia Sedimentar do Paraná. Tem-se como principais unidades aquíferas nessa província o Sistema Aquífero Guarani (arenitos eólicos da Fm. Botucatu e Fm. Pirambóia), Sistema Aquífero Serra Geral (rochas vulcânicas da Fm. Serra Geral) e o Sistema Aquífero Bauru (rochas sedimentares do Grupo Bauru). Segundo Rebouças (1987), o volume estocado nessas três unidades é da ordem de 50.000 km<sup>3</sup>.

O SASG compreende as rochas formadas por uma sequência de derrames de rochas vulcânicas que cobrem as formações paleozóicas da Bacia do Paraná. Essa formação é resultante de intensas atividades vulcânicas onde perduravam as condições desérticas da Formação Botucatu (MENDES et al., 2002).

A área de afloramento do SASG no Brasil é de cerca de 800.000 km<sup>2</sup>, com espessuras maiores que 1570 metros (Presidente Epitácio – SP). Em território brasileiro, as rochas afloram de forma praticamente contínua em 56% de sua área de ocorrência, sendo que o restante é recoberto por sedimentos do Grupo Bauru, cuja espessura média é da ordem de 100 metros (REBOUÇAS, 1987).

O SASG é representado por um pacote de rochas vulcânicas, apresentando descontinuidades de origem tectônica (fraturas e falhas) e feições interderrames que favorecem a acumulação e fluxo de água subterrânea. Enquanto o primeiro fator condiciona a permeabilidade vertical, comunicando as estruturas aquíferas interderrames, o segundo condiciona a permeabilidade horizontal. Neste contexto, o SASG, devido às suas condições de armazenamento e circulação de água subterrânea, constitui uma importante unidade hidrogeológica e de elevado interesse econômico (REBOUÇAS e FRAGA, 1988).

Bertolo et al. (2007) avaliou a hidroquímica das águas minerais envasadas em diferentes contextos hidrogeológicos no Brasil. Para o SASG foram avaliados dois grupos

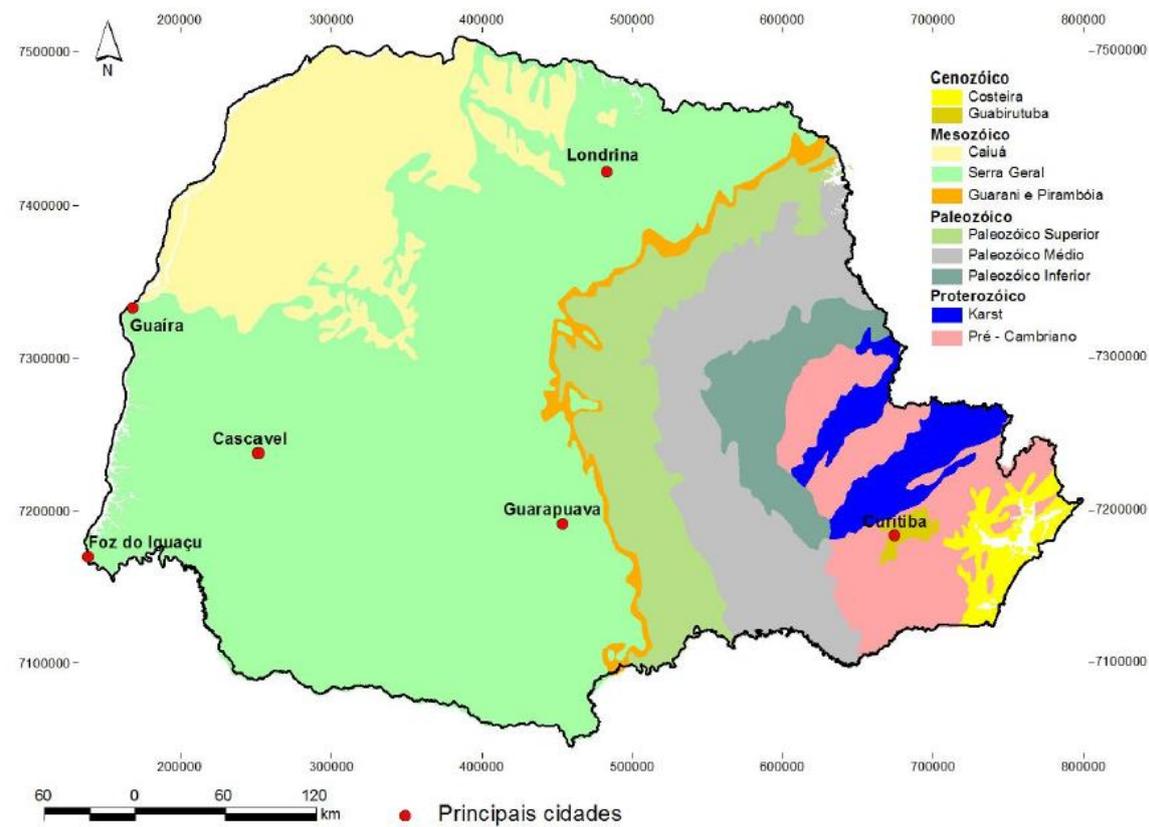
de ocorrência: fluxos rasos e profundos (< 150m) e fluxos superprofundos (>1000m). As águas do primeiro grupo foram classificadas como bicarbonatadas-cálcias, ligeiramente sódicas e magnesianas e pH de aproximadamente 7. As relações iônicas confirmam o predomínio da geoquímica de alteração intempérica de silicatos, sendo que a relação entre sódio e cálcio indica a existência de intemperismo plagioclásio cálcico, concordante com a mineralogia dos basaltos. No segundo grupo as águas foram classificadas como bicarbonatadas-sódicas, com cálcio e magnésio praticamente ausentes, pH > 9 e resíduo seco de aproximadamente 250 mg/l. As relações Na/Cl e Si/Na indicam a existência de outra fonte de sódio além da proveniente da contribuição marinha ou de intemperismo de albita. Essas características são semelhantes às das águas do Aquífero Guarani confinado, sinalizando a ocorrência de mistura das águas, causada pela possível ascensão das águas deste aquífero.

É comum a ocorrência de minerais como calcitas e zeólitas preenchendo as fraturas e vesículas da rocha. A presença desses minerais está associada a dissolução de cálcio e sódio, respectivamente, nas águas subterrâneas (ATHAYDE e ATHAYDE, 2015).

Conforme Rebouças (1978), em geral, a ocorrência de água subterrânea no SASG comporta-se como em um aquífero livre. Entretanto, em poços mais profundos existe a tendência de que as águas subterrâneas estejam sob condições confinadas, quando sua ocorrência se restringe às feições horizontais.

#### 4.3.2 O Sistema Aquífero Serra Geral no estado do Paraná

O Sistema Aquífero Serra Geral abrange uma área de aproximadamente 109.000 km<sup>2</sup> no Estado do Paraná e sua espessura chega a 1347 metros (Cianorte-PR). Possui contato com duas unidades aquíferas: Aquífero Guarani e Aquífero Caiuá. Dentre as unidades aquíferas do Estado do Paraná, o SASG é caracterizado como a unidade com maior número de poços outorgados pelo Instituto Águas Paraná (Figura 8) (ATHAYDE, 2013).



**Figura 8: Unidades Aquíferas do Paraná (Athayde, 2013, modificado de Mineropar, 2006)**

Segundo Athayde e Athayde (2015), em 2014, 57,07% do volume de água subterrânea produzida pela SANEPAR provêm de poços tubulares que captam água do SASG. O volume de água explorado nesse ano foi de 85.199.437 m<sup>3</sup>.

Athayde et al. (2012) comentam que, em escala regional, o fluxo subterrâneo do SASG no Paraná ocorre no sentido leste para oeste. O fluxo possui sentido para a região oeste junto ao Rio Paraná (principal área de descarga) e norte-noroeste, junto ao Rio Paranapanema. Localmente, os fluxos possuem sentido para as principais drenagens no Estado, como o Iguaçu, Ivaí, Piquiri e Tibagi.

### **Aspectos hidrodinâmicos**

Os valores de profundidade do nível estático, vazão, profundidade do poço e capacidade específica avaliados por Athayde (2013) são apresentados no Quadro 6.

Segundo Athayde e Athayde (2016), são registradas entradas de água em até 306 metros de profundidade, porém, predominam as entradas mais superficiais, com mediana de 77 metros e média de 31,4 metros. As maiores vazões são observadas em poços com profundidade entre 100 e 150 metros. A capacidade específica tende a diminuir com a

profundidade do poço. Isso ocorre supostamente devido ao fechamento das aberturas devido à pressão litostática em profundidade.

Parâmetro	Prof.Nível estático	Vazão (m <sup>3</sup> /h)	Profundidade do poço (m)	Capacidade específica (m <sup>3</sup> /h.m)
Mínimo	0	0,5	30	0
Médio	18,08	21,5	137	1,5
Máximo	141,04	250	432	304,62

Quadro 6: Parâmetros hidrodinâmicos (Modificado de ATHAYDE, 2013).

### Compartimentação hidroestrutural

Athayde et al. (2012) propuseram a divisão do SASG no Paraná em duas províncias (Figura 9) e quatro compartimentos (Figura 10) hidroestruturais a partir do zoneamento quantitativo das vazões e capacidade específica em integração com o arcabouço estrutural. O divisor utilizado para os parâmetros de vazão e capacidade específica que separa o SASG em duas províncias foi o lineamento que caracteriza a direção do sistema de falhas Jacutinga – Guaxupe. Os mesmos autores, propuseram 4 compartimentos hidroestruturais, cuja delimitação coincide com o arcabouço estrutural proposto pelos autores ao SASG.

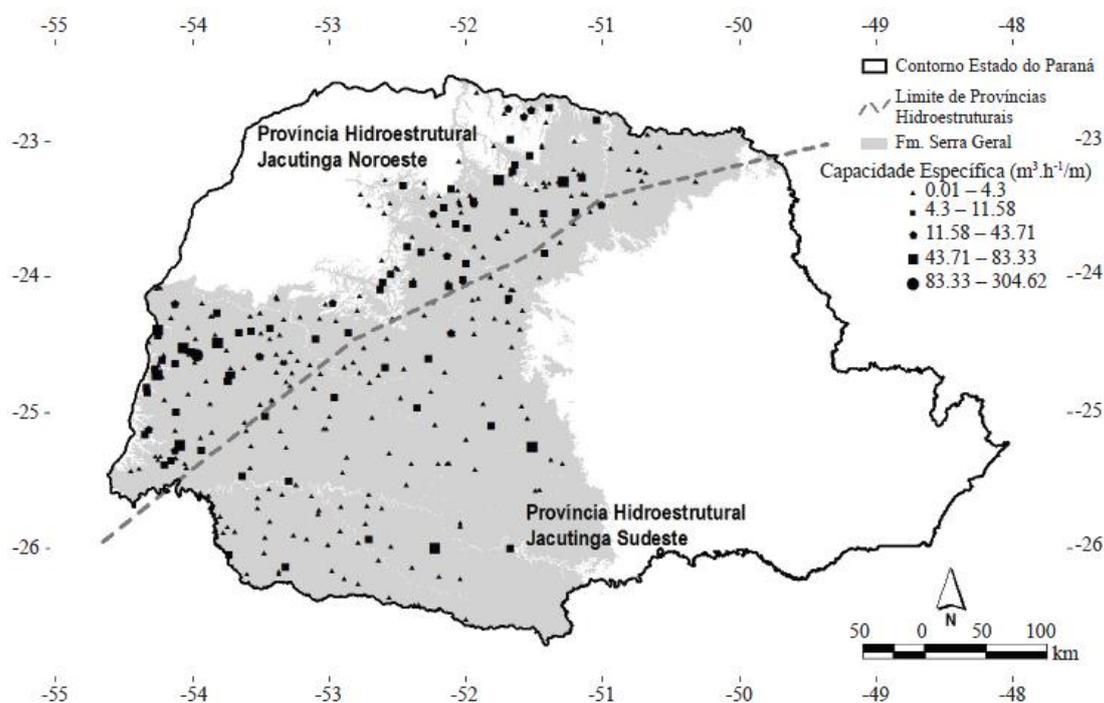


Figura 9: Províncias Hidroestruturais do SASG no Paraná considerando o parâmetro capacidade específica (ATHAYDE et al., 2012)

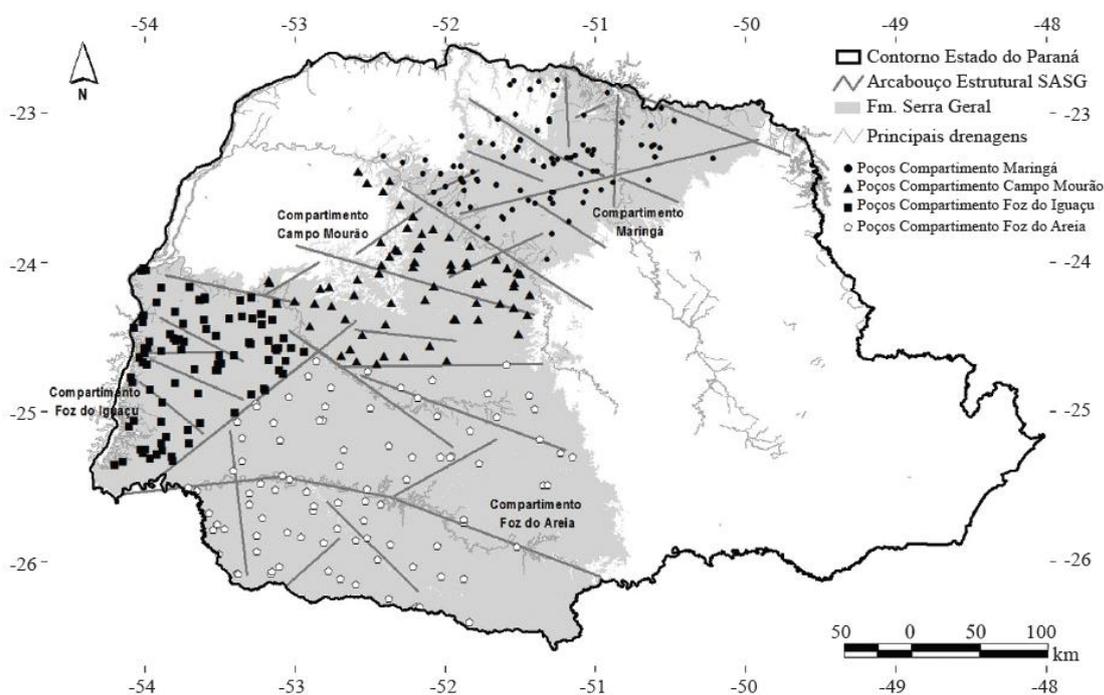


Figura 10: Compartimentos Hidroestruturais (ATHAYDE et al., 2012)

As Tabelas 1 e 2 apresentam uma comparação estatística de dados de vazão e capacidade específica entre as províncias hidroestruturais e os compartimentos hidroestruturais respectivamente.

Província hidroestrutural	Jacutinga Noroeste		Jacutinga Sudeste	
	Parâmetro	Vazão (m <sup>3</sup> /h)	Capacidade específica (m <sup>3</sup> /h/m)	Vazão (m <sup>3</sup> /h)
Valor máximo	198	304	223	34,82
Valor mínimo	3	0,02	0,5	0,01
Mediana	31,5	2,5	13	0,9
Moda	17	0,21	7	0,09
Desvio padrão	34,7	22,9	29,6	5
Número de poços	209		128	

Tabela 1: Comparação estatística entre as Províncias Hidroestruturais Jacutinga Noroeste e Sudoeste (Adaptado de Athayde, 2012)

<b>Análise dos compartimentos – capacidade específica dos poços tubulares</b>				
	Maringá	Campo Mourão	Foz do Iguaçu	Foz do Areia
Quantidade de dados	82	65	91	91
Valor mínimo (m <sup>3</sup> /h/m)	0,1	0,1	0,02	0,01
Valor máximo (m <sup>3</sup> /h/m)	44,35	23,66	314,62	34,82
<b>Medidas de tendência central</b>				
	Maringá	Campo Mourão	Foz do Iguaçu	Foz do Areia
Média geométrica (m <sup>3</sup> /h/m)	2,06	1,76	1,94	0,82
Mediana (m <sup>3</sup> /h/m)	2,38	2,08	2,08	0,9
Moda (m <sup>3</sup> /h/m)	0,12	0,48	0,21	0,09
<b>Medidas de dispersão</b>				
	Maringá	Campo Mourão	Foz do Iguaçu	Foz do Areia
Variância	2,26	2,17	3,40	2,93
Desvio padrão geométrico	1,50	1,47	1,84	1,71
CV (%)	73,07	83,69	94,80	208,22
<b>Medidas de posicionamento</b>				
	Maringá	Campo Mourão	Foz do Iguaçu	Foz do Areia
Primeiro quartil (m <sup>3</sup> /h/m)	0,85	0,9	0,72	0,29
Segundo quartil (m <sup>3</sup> /h/m)	2,38	2,08	2,08	0,9
Terceiro quartil (m <sup>3</sup> /h/m)	5,17	4,83	5,56	2,93

**Tabela 2: Comparação estatística entre os compartimentos hidroestruturais (Adaptado de Athayde, 2012)**

### **Densidade de lineamentos**

Em estudos realizados por Athayde e Athayde (2015), foram utilizados lineamentos traçados na escala 1:600.000 para elaboração do mapa de densidade de lineamentos. Ao comparar valores de densidade de lineamentos acima do terceiro quartil com dados de produtividade, não foram observadas relações espaciais capazes de tornar possível a relação entre as duas variáveis. Portanto, a alta densidade de lineamentos não mostrou relação com altas taxas de produção do aquífero.

### **Características hidroquímicas**

Quanto às características hidroquímicas, em estudos realizados na região sudoeste do SASG no Paraná, Manasses et al. (2011) observaram o predomínio de águas bicarbonatadas sódicas (36,8%) e bicarbonatadas cálcicas (35%), seguidas de

bicarbonatadas mistas (26,3%) e sulfatadas sódicas (1,75%). Os autores salientam a existência de uma tendência de águas bicarbonatadas cálcicas e cálcio-magnesianas evoluindo para águas bicarbonatadas sódicas, retratando uma possível mistura de tipos de águas representada por águas bicarbonatadas mistas. O teor de cálcio médio nas águas nessa região é de 13,86 mg.L<sup>-1</sup>, com máximo de 45,46 mg.L<sup>-1</sup>, mínimo de 0,59 mg.L<sup>-1</sup> e valor mediano de 4,13 mg.L<sup>-1</sup>.

Em estudo mais recente, Athayde (2013) realizou caracterização hidroquímica do SASG para cada um dos quatro compartimentos hidroestruturais propostos pelo próprio autor. Foi verificada a predominância de águas bicarbonatadas cálcicas. A Tabela 3 apresenta os tipos químicos das águas em cada um dos compartimentos.

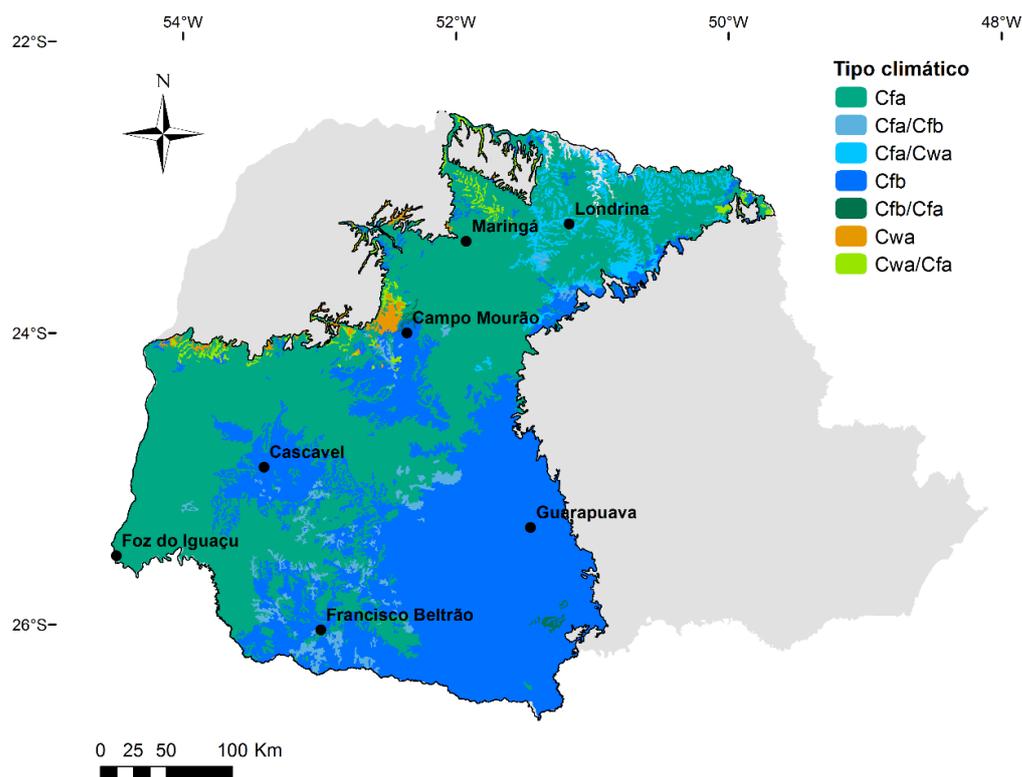
<b>Compartimento hidroestrutural</b>	<b>Maringá</b>		<b>Campo Mourão</b>		<b>Foz do Iguaçu</b>		<b>Foz do Areia</b>		<b>SASG Paraná</b>	
Tipo químico	Nº O.	%	Nº O.	%	Nº O.	%	Nº O.	%	Nº O.	%
Bicarbonatada cálcica	64	74,42%	53	77,94%	35	38,46%	46	50,00%	198	58,75%
Bicarbonatada cálcio magnesiana	13	15,12%	3	4,41%	5	5,49%	4	4,35%	25	7,42%
Bicarbonatada cálcio sódica	3	3,49%	5	7,35%	9	9,89%	2	2,17%	19	5,64%
Bicarbonatada sódica	2	2,33%	6	8,82%	24	26,37%	18	19,57%	50	14,84%
Bicarbonatada sódico cálcica	2	2,33%	0	0,00%	7	7,69%	4	4,35%	13	3,86%
Carbonatada sódica	0	0,00%	1	1,47%	8	8,79%	14	15,22%	23	6,82%
Bicarbonatada sulfatada sódica	1	1,16%	0	0,00%	1	1,10%	0	0,00%	2	0,59%
Sulfatada sódica	0	0,00%	0	0,00%	1	1,10%	1	1,09%	2	0,59%
Bicarbonatada carbonatada sódica	0	0,00%	0	0,00%	1	1,10%	1	1,09%	2	0,59%
Bicarbonatada nitrada sódica	0	0,00%	0	0,00%	0	0,00%	1	1,09%	1	0,30%
Nitrada cálcio sódica	0	0,00%	0	0,00%	0	0,00%	1	1,09%	1	0,30%
Magnésio sódica	1	1,16%	0	0,00%	0	0,00%	0	0,00%	1	0,30%
<b>TOTAL DE AMOSTRAS</b>	<b>86</b>	<b>100%</b>	<b>68</b>	<b>100%</b>	<b>91</b>	<b>100%</b>	<b>92</b>	<b>100%</b>	<b>337</b>	<b>100%</b>

Nº O = Número de ocorrências

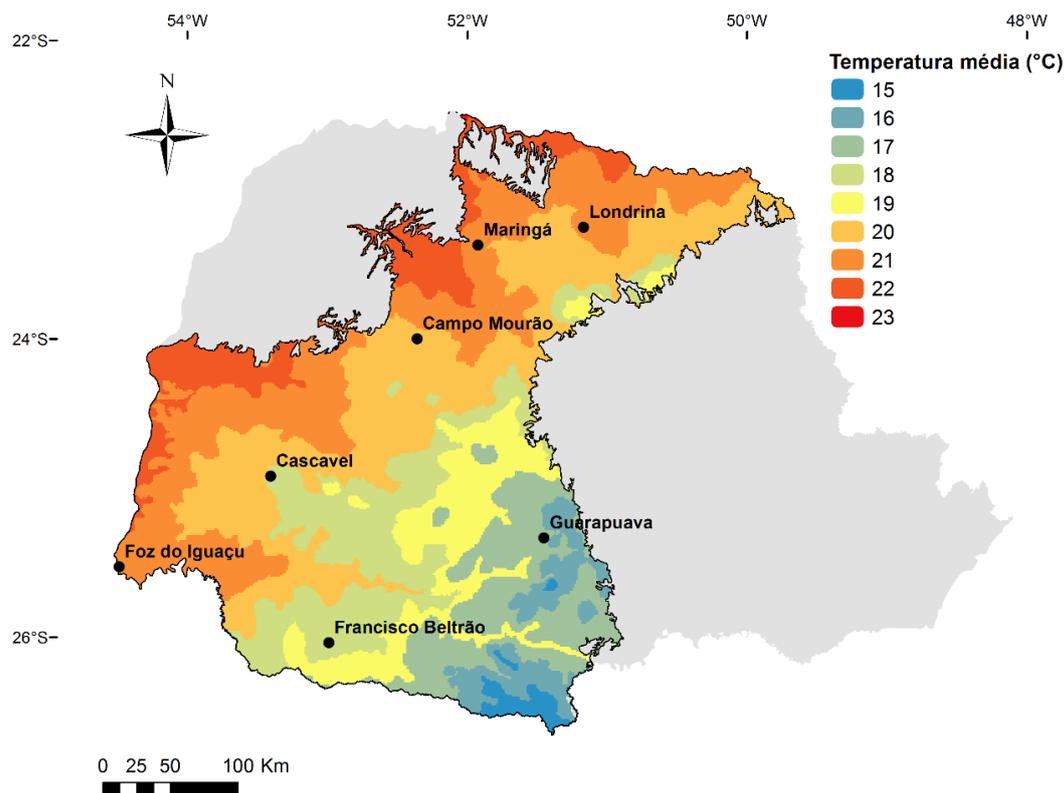
**Tabela 3: Tipos químicos das águas em cada um dos compartimentos hidroestruturais (Adaptado de Athayde, 2013)**

#### 4.4 Aspectos climáticos

Na região do SASG predominam-se, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima subtropical (cfa), com chuvas bem distribuídas e verões quentes e temperado (cfb), com verões amenos e temperaturas médias mensais não maiores que 22° C, podendo ocorrer geadas. Em algumas regiões ocorre também o clima subtropical úmido, com invernos secos e frios (Figura 11). As temperaturas médias anuais no Estado do Paraná vão de 15 a 23° C, conforme a Figura 12.



**Figura 11: Distribuição climática na área do SASG segundo a classificação de Köppen-Geiger**  
(Elaborado a partir de ITC, 2016)



**Figura 12: Temperaturas médias anuais no Paraná (Elaborado a partir de IAPAR, 2016)**

#### 4.5 Aspectos físicos

Neste capítulo são apresentadas e descritas as principais bacias hidrográficas abrangidas pelo SASG quanto às suas características físicas., referentes aos rios Iguaçu, Tibagi, Piquiri, Ivaí, Pirapó e das Cinzas (Figura 13). Destas, tem-se como destaque a Bacia do Rio Iguaçu, que possui uma vazão média de  $1405,69 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  em uma área de drenagem de  $70.800 \text{ km}^2$ . (AGUASPARANÁ, 2016). Todas estas bacias pertencem a Região Hidrográfica do Paraná, que é caracterizada por ter a maior demanda por recursos hídricos no País, equivalente a  $736 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , correspondendo a 31% da demanda total nacional (ANA, 2017).

Na Figura 14 é apresentado o mapa pluviométrico da área de estudo, elaborado a partir das Isoietas Anuais Médias (período de 1977 a 2006), na escala 1:5.000.000 do Atlas Pluviométrico do Brasil da CPRM (PINTO et al., 2011). Observa-se que as variações nas taxas de precipitação vão de menor para maior no sentido norte-sul. As maiores taxas de precipitação anual observadas ocorrem na Bacia do Rio Iguaçu.

O mapa de altimetria (Figura 16) consiste em um Modelo Digital de Elevação obtido no endereço digital da Ecologia – UFRGS um DEM para o estado do Paraná

(Figura 14). Este MDE foi obtido a partir do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) no formato Geotiff. O modelo foi adaptado para o sistema de referência brasileiro e recortado para cada estado por Weber et al. (2004). A resolução da célula é de 90 metros. Observa-se que a variação de altitude se dá principalmente de leste para oeste, o que faz com que os principais rios drenem para oeste com foz no Rio Paraná.

Para o cálculo da declividade, foi utilizada a ferramenta *ArcToolbox* → *Spatial Analyst Tools* → *Surface* → *Slope* do *ArcMap*, a fim de obter a declividade em percentual. Os valores de declividade foram reclassificados conforme a classificação da EMBRAPA (1979). Observa-se que o relevo plano-ondulado (38,25% de ocorrência) é predominante. Se considerarmos apenas a área de estudo (SASG), tem-se que o relevo predominante é o ondulado, com 40,11% de ocorrência. A Tabela 4 apresenta os diferentes tipos de relevo e o percentual de ocorrência área de estudo. O mapa de declividade é apresentado na Figura 17.

<b>Declividade (%)</b>	<b>Relevo</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>% da área</b>
0 - 3	Plano	13,80	13,24%
3 - 8	Plano-ondulado	36,62	35,14%
8 - 20	Ondulado	41,80	40,11%
20 - 45	Forte-ondulado	11,67	11,20%
45 - 75	Montanhoso	0,31	0,30%
> 75	Forte-montanhoso	0,00	0,00%

**Tabela 4: Declividade da área de estudo conforme classificação da Embrapa**

Na Figura 15 é apresentado o Mapa Geológico do Paraná elaborado pela Mineropar (2006) na escala 1:650.000. Observa-se que a maior parte dos rios possui sua foz e/ou nascente em formações sedimentares, passando pela Fm. Serra Geral. Como exceção tem-se o Rio Piquiri, que atravessa a Fm. Serra Geral desde sua nascente até a foz no Rio Paraná.

O Mapa de Solos do Paraná (EMBRAPA, 2009) na escala 1:600.000 é apresentado na Figura 18, com destaque aos limites da área de estudo. Na área de afloramento do SASG no Paraná ocorrem principalmente os neossolos, latossolos e nitossolos, conforme apresentado na Tabela 5.

<b>Tipo de solo</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>% da área</b>
Argissolo	2686,937932	2,64%
Cambissolo	4272,123006	4,21%
Chernossolo	8,547722	0,01%
Gleissolo	516,95934	0,51%
Latossolo	37149,38155	36,57%
Neossolo	28870,99056	28,42%
Nitossolo	28067,18871	27,63%
Organossolo	14,848658	0,01%

**Tabela 5: Tipos de solo e área de ocorrência**

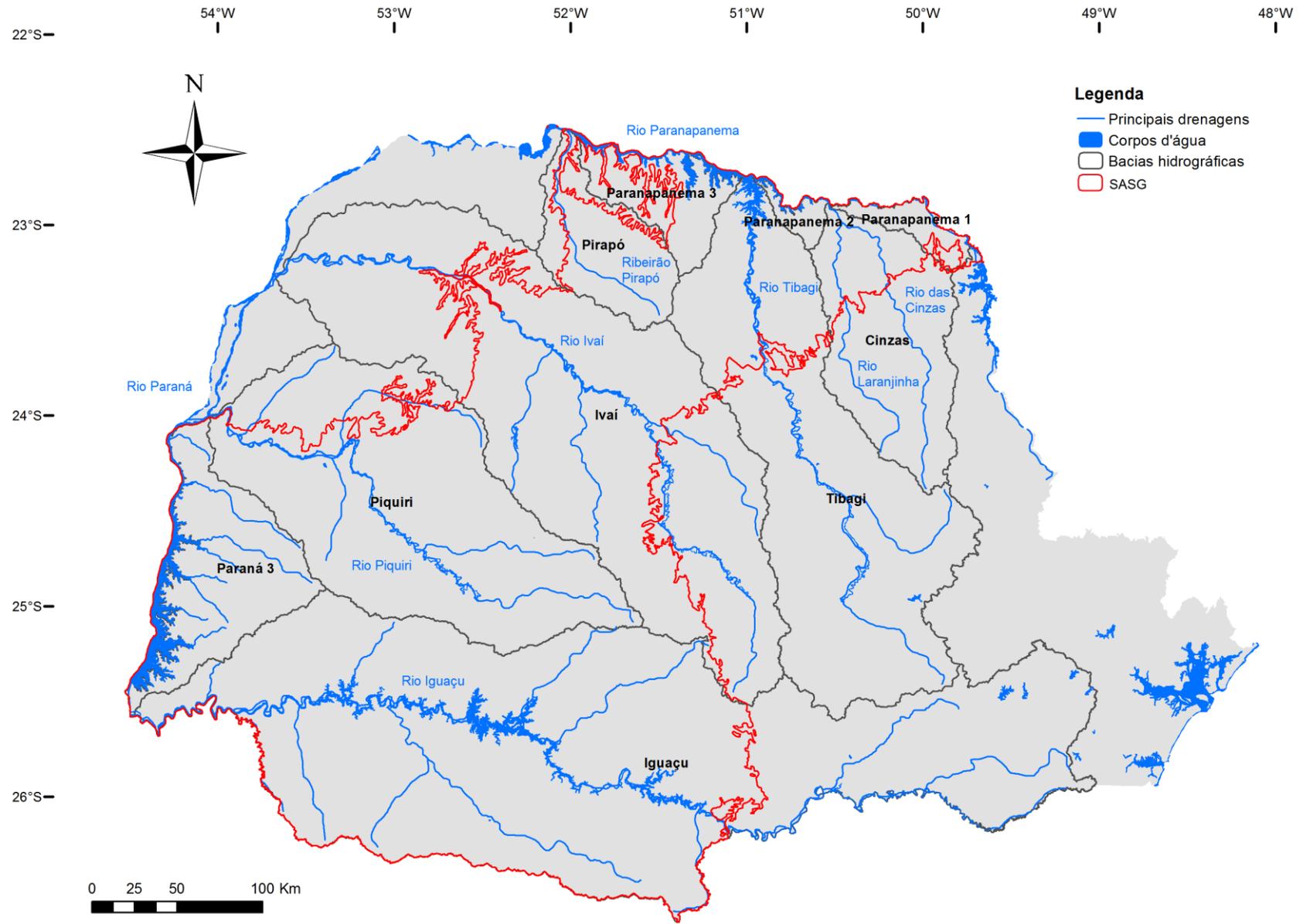


Figura 13: Drenagens principais e bacias hidrográficas abrangidas pelo SASG no Paraná

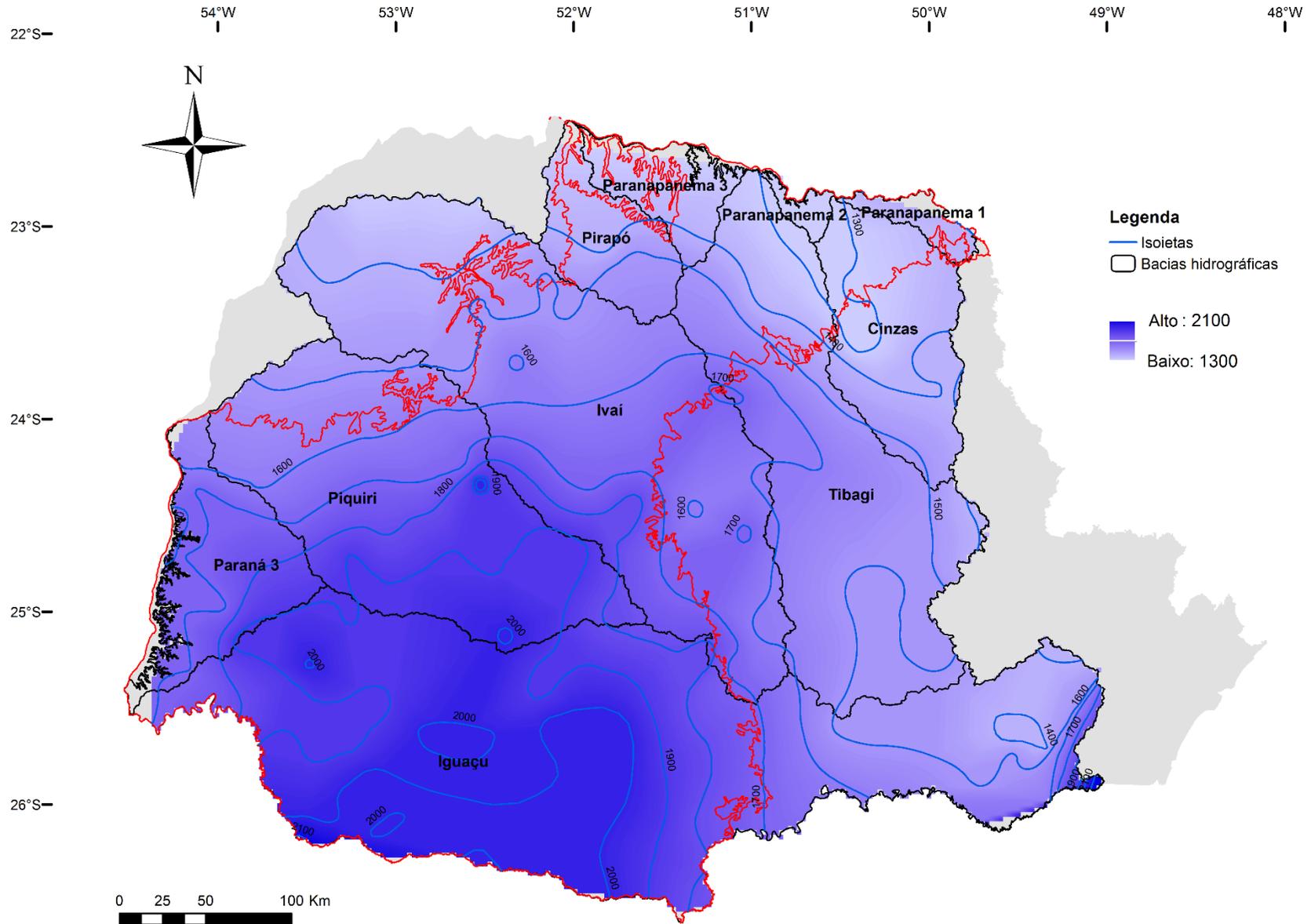


Figura 14: Mapa pluviométrico da área de estudo (Elaborado a partir de Pinto et al, 2011)

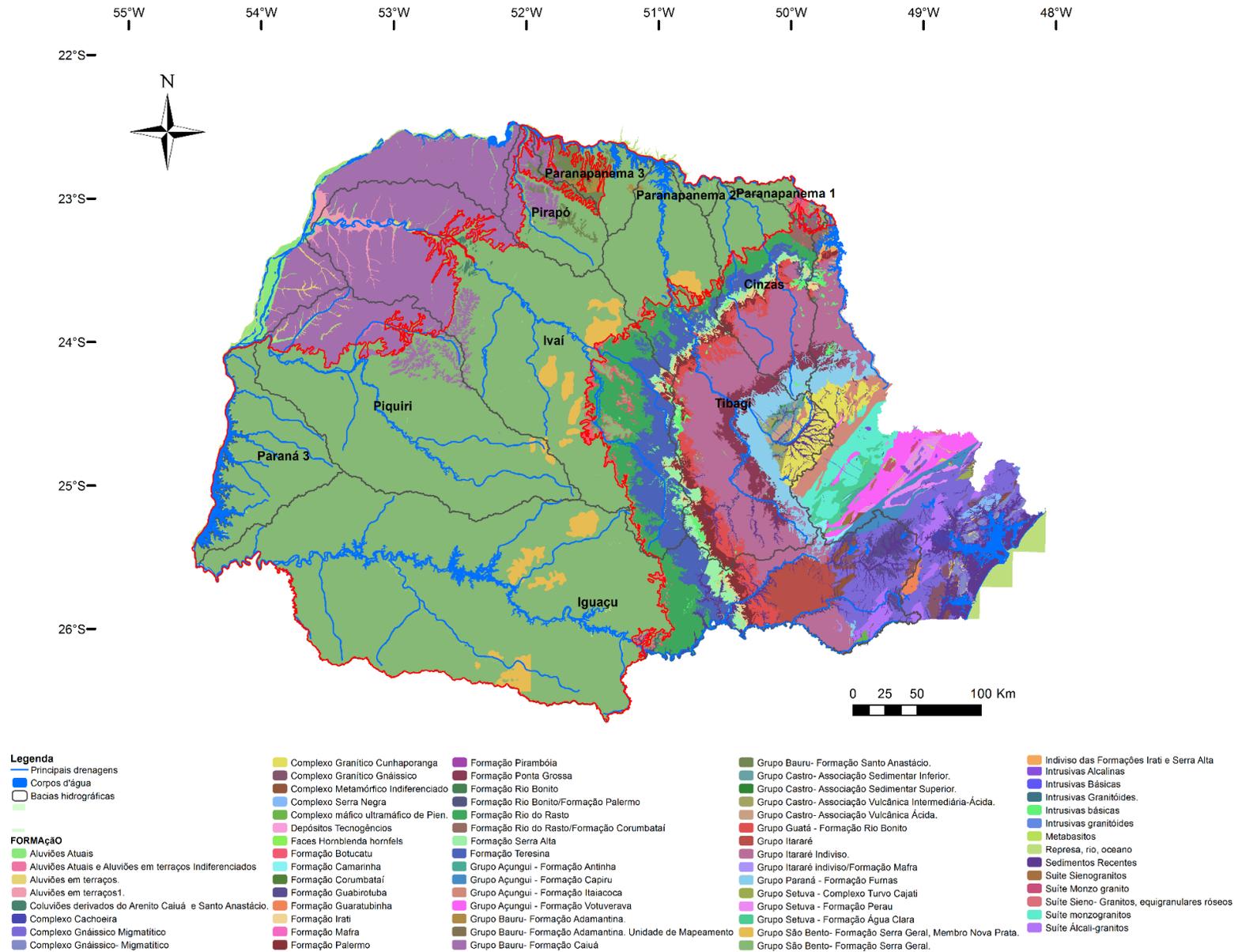


Figura 15: Mapa geológico do Paraná com destaque à Formação Serra Geral (Elaborado a partir de Mineropar, 2006)

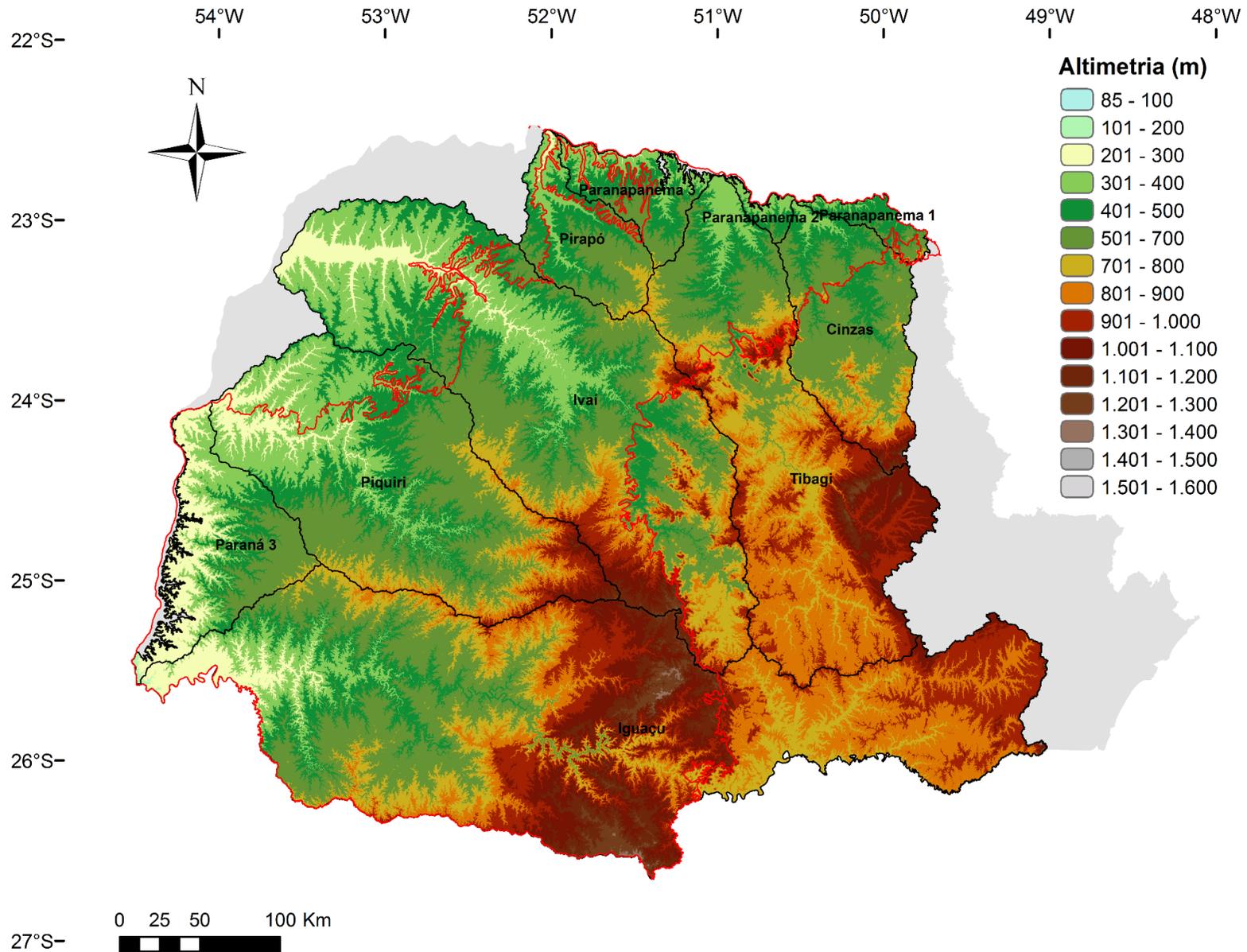


Figura 16: Mapa altimétrico com destaque a área de estudo (Elaborado a partir de Weber et al,

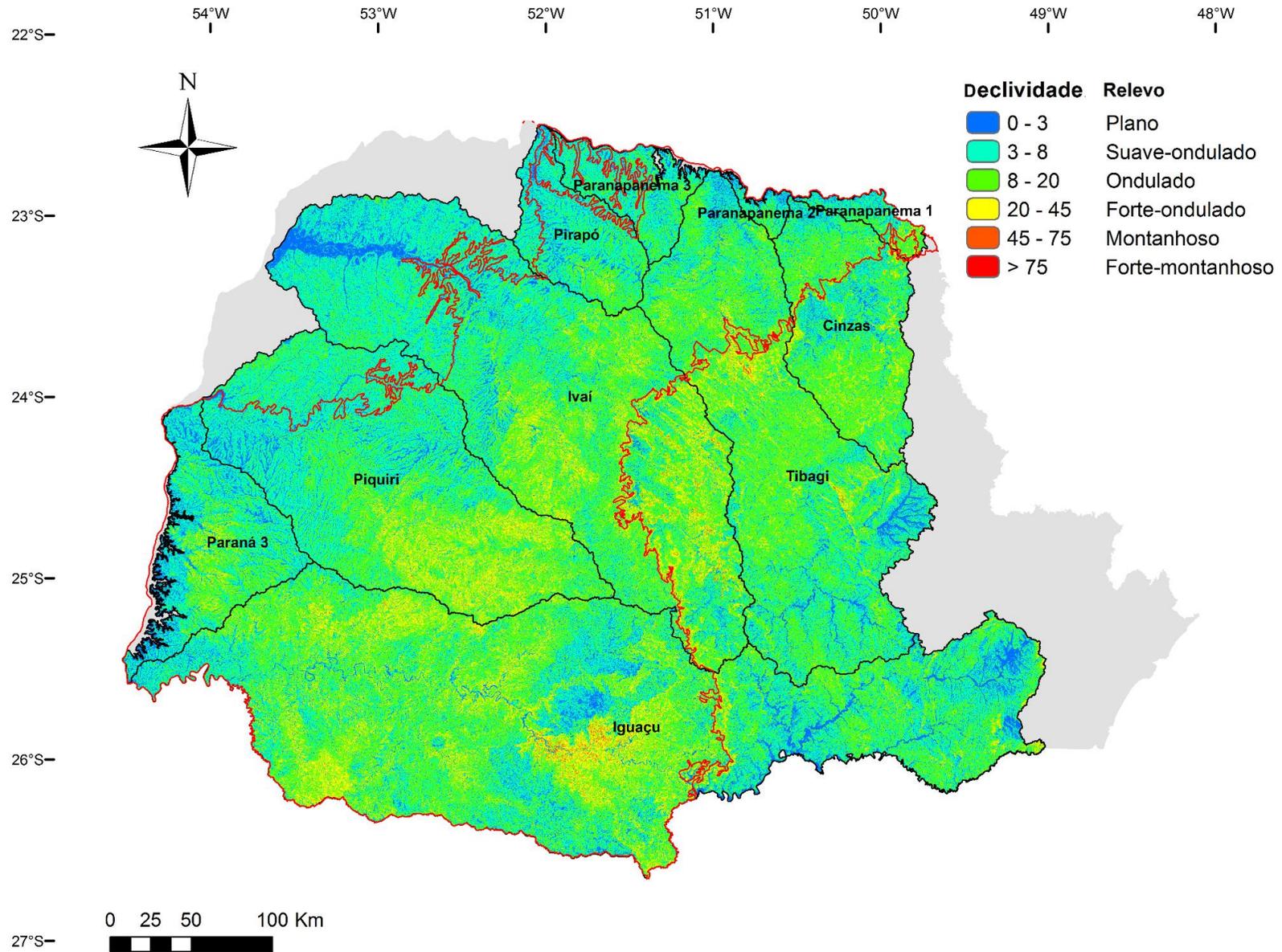


Figura 17: Mapa de declividade conforme classificação da EMBRAPA,

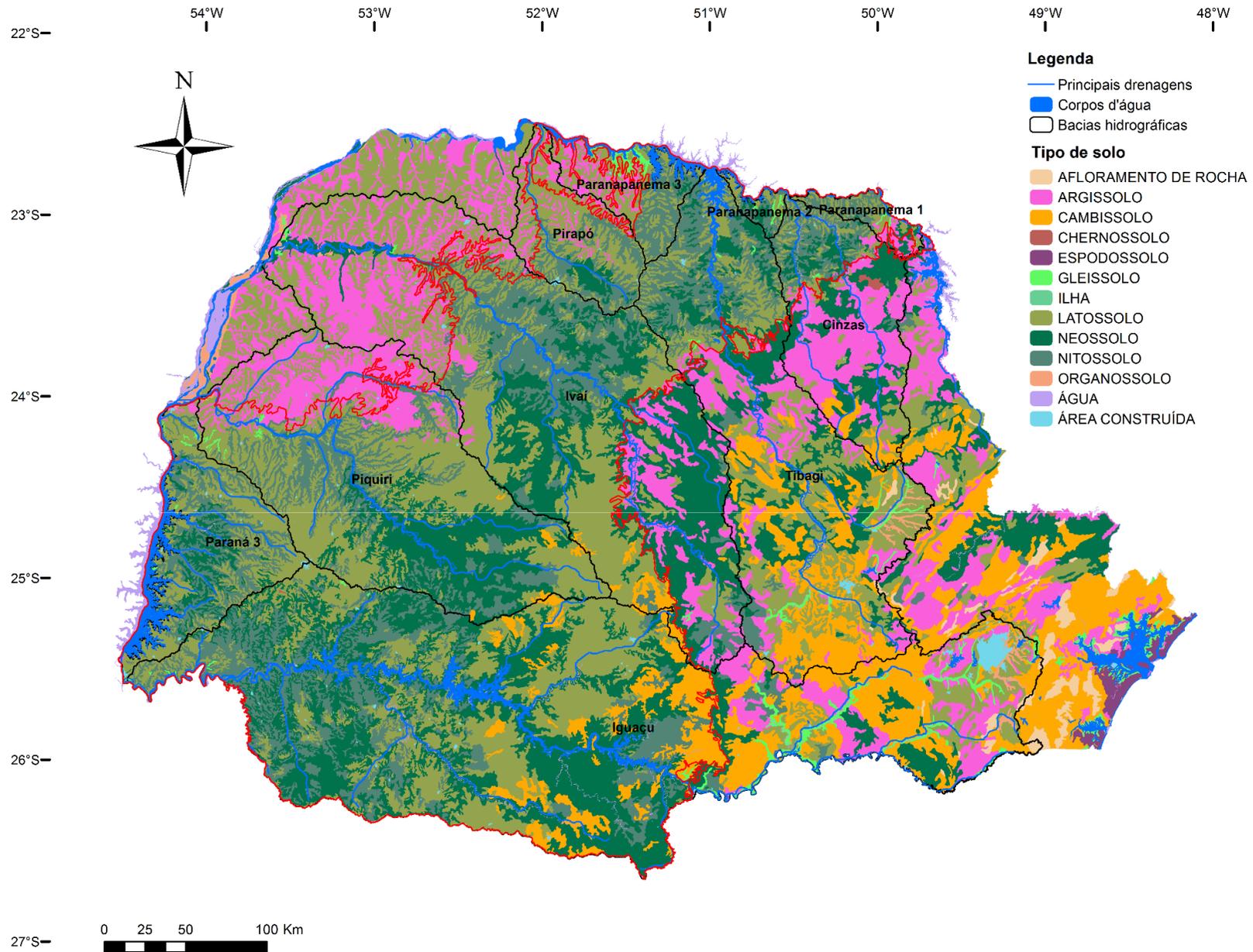


Figura 18: Mapa de solos do Paraná (Elaborado a partir de EMBRAPA, 2009)

#### 4.6 Uso do solo

O mapa de uso do solo do estado do Paraná referente ao ano de 2002 foi obtido do Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná (ITCG, 2002) (Figura 19). Na área de afloramento do SASG ocorrem principalmente atividades agrícolas, com ocorrências de cobertura vegetal na bacia do Rio Iguaçu. As regiões denominadas de “uso misto” correspondem principalmente a malha urbana. No mapa também são apresentados os principais municípios presentes na área de estudo.

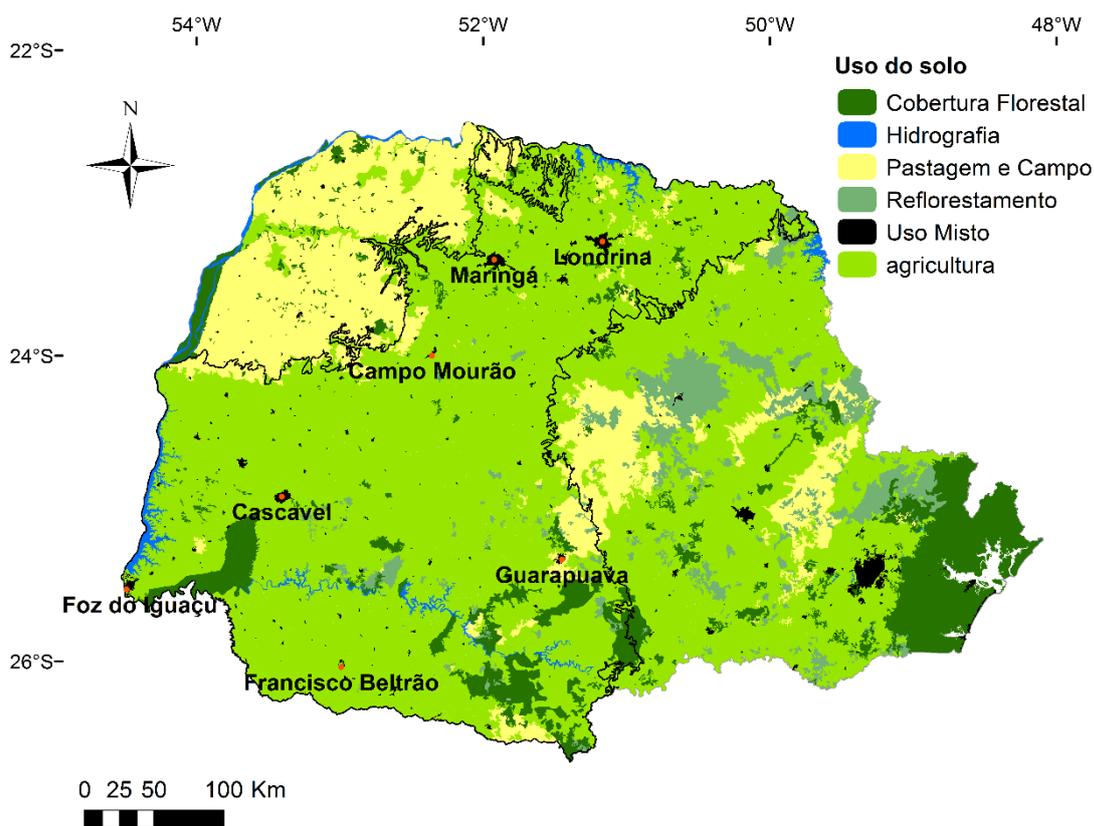


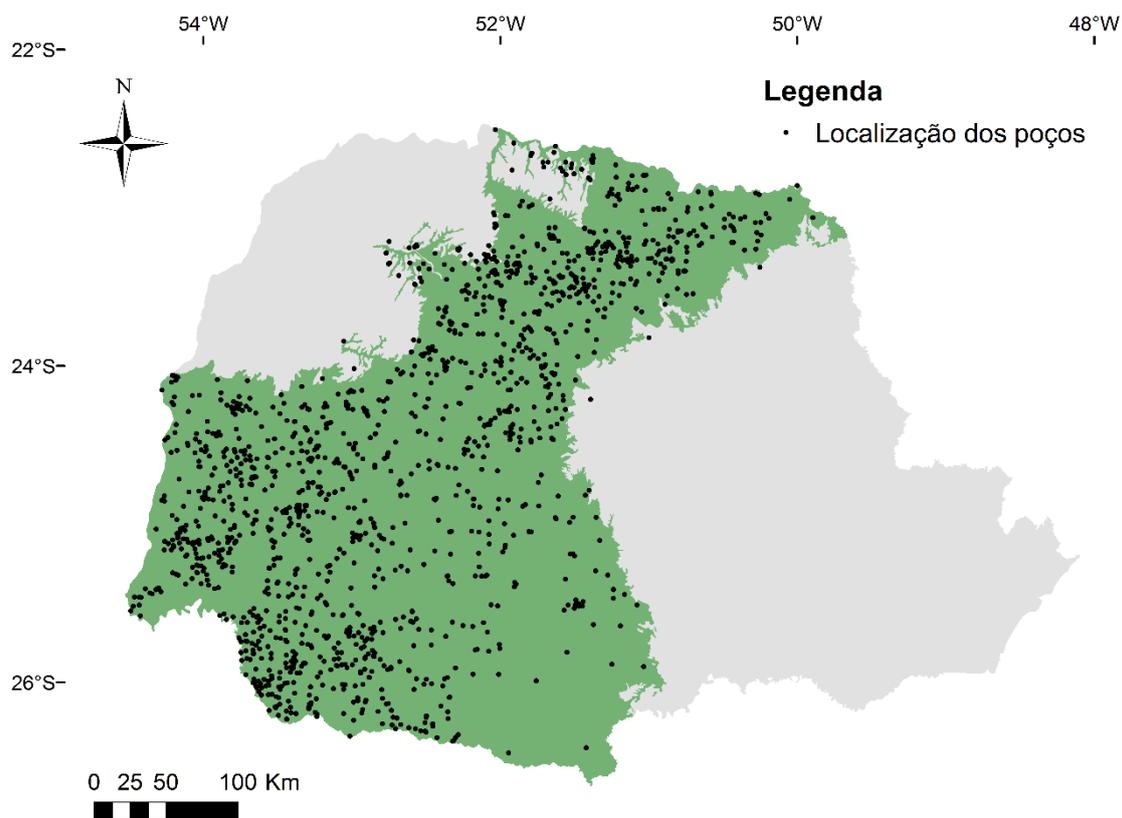
Figura 19: Mapa de uso do solo do estado do Paraná (Elaborado a partir de ITGC, 2002)

## 5. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Banco de dados

Para o desenvolvimento deste trabalho, foram utilizados dados secundários, relacionados a seguir e descritos com maiores detalhes em tópicos posteriores.

- ✓ Informações de 1626 poços, fornecidas pela SANEPAR (Figura 20);
- ✓ Séries de precipitação e vazão fornecidas pela ANA;
- ✓ Temperatura anual média fornecida pelo IAPAR (Figura 14)
- ✓ Lineamentos traçados na escala 1:600.000 por Athayde (2013);
- ✓ Modelo digital de elevação da área de estudo, mapeado pelo satélite SRTM e fornecido pelo centro de ecologia da UFRGS; USGS TOPODATA 90x90 (Figura 16)
- ✓ Mapa de solos da EMBRAPA (Figura 18)



**Figura 20: Localização dos poços para determinação do nível estático**

## 5.2 Geoprocessamento

Todos os mapas apresentados estão no sistema de referência SIRGAS 2000 com projeção em UTM pelo sistema WGS84. Para melhor representação espacial, juntamente com os mapas dos parâmetros são exibidos os principais municípios da área de estudo. Para cada parâmetro DRASTIC foi gerado um mapa no formato *Raster*, onde cada pixel representa o valor atribuído ao parâmetro naquele local. Através da ferramenta “álgebra de mapas”, cada parâmetro será multiplicado pelo respectivo peso e, por fim somados, gerando um mapa de vulnerabilidade DRASTIC, onde as faixas de valores serão classificadas em vulnerabilidade baixa, moderada, elevada e muito elevada. Para o processamento dos dados geográficos será utilizado o programa *ArcGIS* 10.2.2 da ESRI (2014). As ferramentas de espacialização de informações incluem os métodos do Inverso do Quadrado da Distância (*Inverse Distance Weighting*) e *Topo to Raster*

## 5.4 Representação estatística

As informações numéricas apresentadas pelos mapas são representadas em intervalos de classe em escala de percentis. Esta representação tem como objetivo prover uma melhor percepção gráfica dos resultados, bem como representar valores abaixo do primeiro quartil, medianos, entre o segundo e terceiro quartil e acima do terceiro quartil.

## 5.5 Procedimento de cálculo do índice DRASTIC

O mapa de vulnerabilidade DRASTIC será gerado por meio de álgebra de mapas de índices dos parâmetros que compõem o método. Para cada mapa será atribuído um peso (1 a 5) e multiplicados entre si gerando um índice final DRASTIC, conforme descrito na revisão bibliográfica.

A seguir, serão descritos os procedimentos de elaboração dos mapas de cada índice do método DRASTIC.

### 5.5.1 Profundidade do nível d'água (D)

A profundidade do nível estático foi obtida no perfil de 1625 poços tubulares profundos perfurados no Sistema Aquífero Serra Geral (Figura 20)

Para a obtenção do mapa de nível estático, os valores de nível estático (NE) foram importados para ambiente SIG e espacializados. Em seguida, os dados de NE foram

interpolados, gerando um *raster* com valores de nível d'água. Por fim, através da reclassificação do *raster* obtido, foi gerado o mapa do parâmetro D.

### 5.5.2 Recarga (R)

Para a estimativa da recarga foram utilizados dois métodos distintos: balanço hídrico anual e separação do escoamento de base. A aplicação de dois métodos é motivada pela necessidade de validação dos resultados, uma vez que a estimativa de recarga realizada por meio de apenas um método é muito frágil e suscetível a erros.

#### **Balanço hídrico**

No balanço hídrico, a lâmina d'água precipitada sobre o solo divide-se em três parcelas: evapotranspiração real, escoamento superficial e infiltração total. A infiltração inclui a água que fica retida no solo e que recarrega o aquífero. Segundo Castany (1975), se considerarmos o Sistema Aquífero Serra Geral como livre, podemos calcular a recarga através da diferença entre a precipitação, evapotranspiração real e escoamento superficial.

Segundo Collischonn e Dornelles (2013), o balanço hídrico em uma bacia em um intervalo de tempo finito pode ser calculado através da seguinte expressão (Equação 1):

$$\frac{\Delta V}{\Delta t} = P - E - Q \quad (\text{Equação 1})$$

Em que,  $\Delta V/\Delta t$  é a variação do volume de água armazenado na bacia; P a precipitação; E a evapotranspiração real; e Q o escoamento superficial e subterrâneo.

Para intervalos mais longos de tempo, como um ano por exemplo, pode-se desconsiderar a variação do armazenamento de água no solo e os valores podem ser rescritos em unidades de mm/ano, dividindo-se o volume pela área da bacia. O escoamento obtido é dividido em superficial e de base. Portanto, considerando o escoamento de base como a recarga aquífera, a equação do balanço hídrico pode ser expressa da seguinte maneira (Equação 2):

$$R = P - E - Q_s \quad (\text{Equação 2})$$

Onde R é a recarga anual e  $Q_s$  o escoamento superficial. A recarga é, portanto, calculada de maneira indireta, conhecendo-se os demais parâmetros. A seguir serão descritos os procedimentos de cálculo dos componentes do balanço hídrico.

### ***Precipitação***

A precipitação média anual foi obtida do Mapa de Isoietas Anuais Médias (período de 1977 a 2006) da CPRM (PINTO et al, 2011). A partir destas informações foi calculada a precipitação anual média para cada sub-bacia que abrange o SASG no estado do Paraná. Estas sub-bacias estão representadas na Figura 13 e a área de drenagem de cada uma delas, bem como o percentual da área que cobre o SASG são apresentados na Tabela 6.

<b>Sub-bacia</b>	<b>Área de drenagem (km<sup>2</sup>)</b>	<b>% no SASG</b>	<b>Área no SASG (km<sup>2</sup>)</b>
Iguaçu	70800	57,25%	40532
Piquiri	24171	82,08%	19839
Ivaí	36540	48,95%	17885
Pirapó	5098	27,31%	1392
Tibagi	24937	73,68%	18372
Cinzas	9613	26,37%	2535
Paraná 3	7979	100,00%	7979
Paranapanema 1	1232	83,44%	1028
Paranapanema 2	664	100,00%	664
Paranapanema 3	3564	60,19%	2145

**Tabela 6: Sub-bacias hidrográficas, área de drenagem e área de ocorrência no SASG**

### ***Evapotranspiração Real***

A evapotranspiração anual foi calculada de três maneiras distintas: a) balanço hídrico, b) método de L. Turc.

- a) O cálculo da evapotranspiração média anual por meio do balanço hídrico é realizado de maneira indireta, conforme a seguinte equação (Equação 3)

$$ETR = P - Q \quad (\text{Equação 3})$$

Em que, ETR é a evapotranspiração real média anual, P a precipitação média anual e Q o escoamento total (superficial e de base) médio anual, que pode ser obtido de estações fluviométricas mais a jusante dos rios principais de cada sub-bacia. Foram utilizados dados de vazão média fornecidos pelo *Hidroweb*, que foram convertidos em vazão média anual em mm/ano dividindo-se pela área de cada bacia.

- b) A fórmula empírica de Turc (1954) permite a estimativa de evapotranspiração real a partir do mapa de pluviometria e temperatura média anual. Essa expressão (Equações 4 e 5) foi desenvolvida no Instituto Nacional de Pesquisas Agronômicas francês com o intuito de estimar a evapotranspiração real a partir da relação entre precipitação e temperatura média.

$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \frac{P^2}{L^2}}} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

ETR = Evapotranspiração real média anual em milímetros; P = Precipitação média anual em milímetros; L = Parâmetro empírico dado pela expressão:

$$L = 300 + 25T + 0,05T^3 \quad (\text{Equação 5})$$

Em que:

T = Temperatura média anual (°C)

### ***Escoamento superficial***

Neste trabalho, o cálculo do escoamento superficial será realizado multiplicando-se um coeficiente de escoamento (C) pelo excedente hídrico (precipitação – evapotranspiração anuais), como uma adaptação para o balanço hídrico anual conforme a seguinte expressão (Equação 6):

$$Q_s = (P - E)C \quad (\text{Equação 6})$$

Os valores de C serão obtidos conforme recomendações do *Soil Conservation Service* (SCS – USDA). A Tabela 7 estão relacionados os valores de C para cada classe de uso do solo, tipo de solo e declividade.

Declividade (%)	Solos arenosos	Solos francos	Solos argilosos
Florestas			
0 a 5	0,10	0,30	0,40
5 a 10	0,25	0,35	0,50
10 a 30	0,30	0,50	0,60
Pastagens			
0 a 5	0,10	0,30	0,40
5 a 10	0,15	0,35	0,55
10 a 30	0,20	0,40	0,60
Terras cultivadas			
0 a 5	0,30	0,50	0,60
5 a 10	0,40	0,60	0,70
10 a 30	0,50	0,70	0,80

**Tabela 7: Valores de C recomendados pelo SCS – USDA (PRUSKI e**

Em posse dos mapas de declividade, tipo de solo e uso do solo (Figuras 17, 19 e 20) é possível fazer uma combinação entre os parâmetros e determinar um coeficiente de escoamento para cada célula, gerando um mapa de potencial a geração de escoamento superficial.

Em posse do mapa de potencial de geração de escoamento de base, o cálculo da recarga célula a célula é realizado através da ferramenta *Raster Calculator* utilizando a seguinte Equação (7).

$$R = P - ETR - Q_s \quad (\text{Equação 7})$$

Neste trabalho, a estimativa de recarga por meio do balanço hídrico foi realizada de duas maneiras diferentes:

A primeira constitui-se de um cálculo discretizado do balanço hídrico para cada sub-bacia estudada (Figura 13), visando a análise e comparação dos resultados, inclusive a comparação com o método da separação do escoamento de base. Neste caso, a evapotranspiração foi calculada por meio da equação empírica de Turc e pelo balanço hídrico.

A segunda consiste na espacialização dos resultados dentro da área de estudo, visando determinar regiões com maiores e menores potenciais para recarga, a fim de elaborar o mapa do parâmetro R (recarga anual) do método DRASTIC. A equação empírica de Turc permite o cálculo espacializado da evapotranspiração, uma vez que este

método utiliza dados de precipitação e temperatura, cujas distribuições espaciais estão disponíveis para o cálculo.

### **Separação do escoamento de base**

O método da separação do escoamento de base consiste na aplicação de filtros numéricos em séries históricas de vazão a visando determinar o fluxo superficial e subterrâneo.

Neste trabalho será utilizado o filtro proposto por Eckhardt (2005), com as considerações de Collischonn e Fan (2013).

O filtro de Eckhardt consiste em um algoritmo que calcula o fluxo de base através da separação do escoamento do rio em superficial e de base, conforme a Equação 8.

$$y_k = f_k + b_k \quad (\text{Equação 8})$$

Em que,  $y_k$ ,  $f_k$ , e  $b_k$  correspondem ao escoamento total, superficial e de base, respectivamente, em um dado intervalo de tempo.

Segundo Eckhardt, os filtros podem ser genericamente expressos partindo do princípio de que a vazão de base, em qualquer intervalo de tempo, deve ser menor ou igual à vazão total do rio, ou seja:

$$b_k \leq y_k$$

Portanto, o escoamento de base pode ser genericamente calculado através da seguinte equação (Equação 9):

$$b_k = Ab_{k-1} + By_k \quad (\text{Equação 9})$$

Em que, A e B são parâmetros que multiplicam  $b_{k-1}$  e  $y_k$ .

A equação de Eckhardt para o filtro digital utilizado para o cálculo do escoamento de base possui a seguinte forma (Equação 10):

$$b_i = \frac{(1-BFI_{\max})ab_{k-1} + (1-a)BFI_{\max}y_k}{1-aBFI_{\max}} \quad (\text{Equação 10})$$

Em que:

$b$  = escoamento de base;  $BFI_{max}$  = razão entre o fluxo de base e a vazão total a longo prazo;  $a$  = constante de recessão, obtida através da análise do hidrograma do posto fluviométrico;

Conforme Eckhardt (2005), a definição do  $BFI_{max}$  é baseada na geologia local e natureza do curso d'água (perene ou efêmero). Para rios perenes com aquífero poroso foi atribuído o valor 0,8; 0,5 para rios efêmeros com aquífero poroso; e 0,25 para rios perenes em aquíferos fraturados.

A maior inconveniência apresentada pelo filtro de Eckhardt consiste na dificuldade em se estimar o  $BFI_{max}$ , uma vez que este parâmetro é baseado nas características geológicas predominantes da bacia hidrográfica do curso d'água. Desta forma, havendo heterogeneidade dos tipos de rochas (aquíferos/aquicludes) na bacia, esse valor se torna de difícil obtenção. As sub-bacias selecionadas para este estudo apresentam trechos com aquífero fraturado (SASG) e outros com aquífero granular.

Neste trabalho serão utilizadas as considerações de Collischonn e Fan (2013) para cálculo do  $BFI_{max}$ . A primeira proposta é baseada no filtro inverso. Nela, é considerado que em longos períodos de recessão, a vazão no rio é mantida apenas pela descarga subterrânea, e que o fluxo no aquífero é linearmente proporcional ao seu armazenamento. Assim, reorganizando a Equação 9, é possível obter o escoamento de base do período de tempo anterior ( $b_{i-1}$ ), o que resultaria em um valor presente de fluxo de base, dado o valor da constante  $a$ .

$$b_{i-1} = b_i/a \quad (\text{Equação 11})$$

Esta equação pode ser transformada em um filtro inverso que pode ser aplicado no hidrograma para se obter um valor de escoamento de base máximo possível preliminar.

$$b'_i = \frac{b_i}{a} \quad (\text{Equação 12})$$

Considerando que o hidrograma gerado por  $b'$  apresenta o máximo valor possível de escoamento de base dado um parâmetro de recessão  $a$ , a estimativa do  $BFI_{max}$  pode ser realizada dividindo-se a soma de  $b'$  pela soma do escoamento total  $y$ , conforme a equação:

$$BFI_{max} = \frac{\sum_{i=1}^N b'_i}{\sum_{i=1}^N y_i} \quad (\text{Equação 13})$$

A segunda proposta de Collischonn e Fan (2013) para cálculo do  $BFI_{max}$  baseia-se na relação entre as vazões de referência  $Q_{90}/Q_{50}$ . Os autores estabeleceram a seguinte relação (Equação 14):

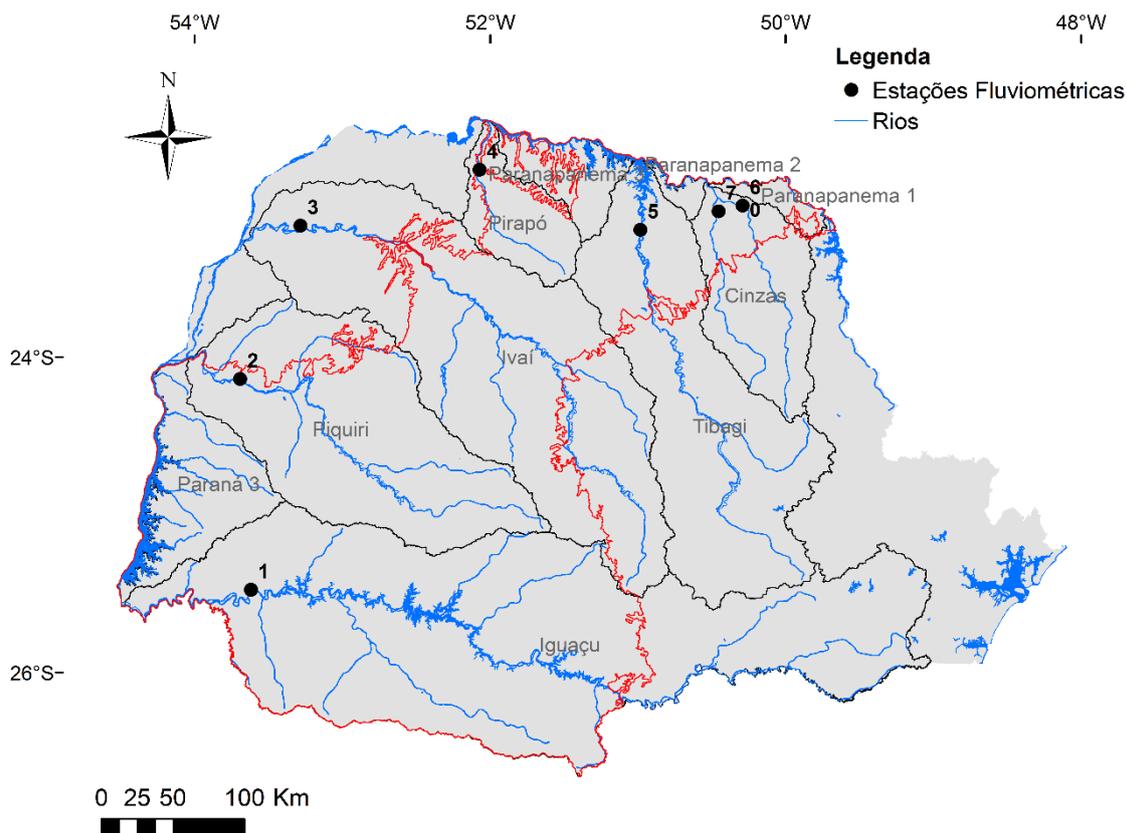
$$BFI_{max} = 0,8344 \frac{Q_{90}}{Q_{50}} + 0,2146 \quad (\text{Equação 14})$$

Neste trabalho, foram consideradas as duas propostas de Collischonn e Fan (2013) para cálculo do  $BFI_{max}$  do filtro digital de Eckhardt (2005).

Os dados diários de vazão foram obtidos em séries de vazão no Hidroweb (2016). Os postos fluviométricos selecionados foram aqueles localizados mais a jusante das sub-bacias que abrangem o SASG: Iguaçu, Tibagi, Piquiri, Ivaí, Pirapó e das Cinzas. Os dados fluviométricos para o Rio Iguaçu foram obtidos de série histórica de vazões naturalizadas da ONS (2015). A Tabela 8 apresenta e descreve as estações fluviométricas utilizadas no cálculo da separação do escoamento de base.

Cod. estação	Nome	Rio	Município	Latitude	Longitude	Série histórica	Anos	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )
--	UHE Salto Caxias	Iguaçu	C. Leônidas Marques/ Nova Prata do Iguaçu	-25°32'36"	-53°29'33"	1999 - 2014	15	70800
64830000	Balsa Santa Maria	Rio Piquiri	Iporã	24°09'58"	-53°44'09"	1996 - 2010	14	20900
64693000	Novo Porto Taquara	Rio Ivaí	Douradina	23°11'53"	-53°18'15"	1995 - 2010	15	34400
64550000	Vila Silva Jardim UHE	Ribeirão Pirapó	Paranacity	22°51'25"	-52°04'41"	1999 - 2008	9	4490
64507000	Capivara Jataizinho UHE	Rio Tibagi	Jataizinho	23°14'29"	-50°59'02"	2000 - 2008	8	21900
64370000	Capivara Andirá UHE	Rio das Cinzas	Andirá	23°05'09"	-50°17'07"	1995 - 2010	15	5637
64390000	Capivara Porto Santa Teresinha	Rio Laranjinha	Santa Mariana	23°07'21"	-50°27'01"	2000 - 2008	8	3440

**Tabela 8: Estações fluviométricas utilizadas**



### 5.5.3 Meio Aquífero (A)

Para a caracterização do parâmetro A (meio aquífero), toda área de estudo foi classificada como basaltos, cujo índice varia de 2 a 10, segundo Aller et al. (1987). A definição deste índice foi baseada na densidade de lineamentos da área de estudo, que representa o grau de faturamento das rochas na região. As estruturas subverticais representadas pelos lineamentos podem favorecer a migração de contaminantes para o aquífero caso estejam abertas. Devido a necessidade de estudos mais aprofundados e detalhados para se determinar quais fraturas estão abertas e quais estão fechadas, considerou-se a densidade de lineamentos como diretamente proporcional a vulnerabilidade à contaminação.

Foi elaborado mapa de densidade de lineamentos a partir dos lineamentos traçados por Athayde (2013) na escala de 1:600.000. Para as regiões com maior densidade de fraturas foram atribuídos índices mais elevados para o parâmetro A, conforme é descrito no método DRASTIC para basaltos.

Os valores de densidade de lineamentos obtidos foram apresentados em intervalos quartílicos. Para valores abaixo do primeiro quartil foi atribuído o índice 6; para valores

entre o primeiro e segundo quartil o índice 7; para valores entre o segundo e terceiro quartil o índice 8; e para valores acima do terceiro quartil o índice 9.

#### 5.5.4 Solo (S)

O parâmetro S (solo) foi caracterizado com base na classificação dos solos quanto a capacidade de infiltração, segundo critério adotado pela CPRM (2014a) para elaboração do Mapa de Capacidade de Infiltração dos Solos do Brasil. Este mapa faz parte do Mapa Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo. Na Tabela 9 são apresentados os tipos de solo da região de estudo e a classificação quanto a capacidade de infiltração dos solos pela CPRM. Desta forma, em posse do mapa de solos do Paraná (EMBRAPA, 2009), apresentado na Figura 19, foi possível elaborar o mapa de capacidade de infiltração da área de estudo. Para solos com capacidade de infiltração ruim, moderada, boa e muito boa foram atribuídos os índices 3, 5, 7 e 9, respectivamente.

<b>Tipo de solo</b>	<b>Capacidade de infiltração</b>	<b>Tipo de solo</b>	<b>Capacidade de infiltração</b>
Neossolo litólico	Moderada	Nitossolo bruno	Boa
Neossolo flúvico	Ruim	Argissolo vermelho	Boa
Neossolo regolítico	Moderada	Cambissolo háplico	Boa
Latossolo vermelho	Muito boa	Chernossolo rëndzico	Moderada
Latossolo bruno	Boa	Gleissolo háplico	Ruim
Nitossolo vermelho	Muito boa	Gleissolo melânico	Ruim
Nitossolo háplico	Boa	Organossolo háplico	Moderada

**Tabela 9: Tipo de solo e capacidade de infiltração**

#### 5.5.5 Topografia (T)

O parâmetro T consiste na declividade do terreno. Quanto menor a inclinação, maior o grau de vulnerabilidade, conforme o Quadro 3. Isto ocorre devido ao fato de que baixas declividades favorecem a infiltração, enquanto que, regiões com declividades mais acentuadas o escoamento ocorre preferencialmente pela superfície do terreno (escoamento superficial). Maiores taxas de infiltração, por sua vez, favorecem a migração de contaminantes para o meio subterrâneo.

O Mapa de Declividade é apresentado na Figura 17 do item 4.6. Os valores de declividade foram reclassificados para os intervalos de classe do modelo DRASTIC, conforme apresentado na Quadro 3.

#### 5.5.6 Influência da Zona Vadosa (I)

Considerando que o SASG se encontra aflorante na área de estudo, é possível definir a zona vadosa como camadas não saturadas de basalto e solo, cuja espessura é altamente variável. A espessura da camada basáltica não saturada é difícil de ser definida devido ao tamanho da área de estudo. O solo, por sua vez, pode ter sua espessura estimada de acordo com o tipo de solo. Além da espessura, outras características como textura, drenagem e pedregosidade, por exemplo, são responsáveis pelo comportamento da atenuação dos contaminantes na zona não saturada. Tais características também podem ser previsíveis caso se conheça o tipo de solo em questão.

Sendo assim, neste estudo, a caracterização do parâmetro I (impacto da zona vadosa) foi realizada considerando que a zona vadosa é constituída unicamente por solo.

Para a avaliação deste parâmetro foi utilizado mapa de solos fornecido pela EMBRAPA na escala 1:250.000 (Figura 19). A classificação do solo foi baseada em proposta metodológica de Streck et al. (2008). O método consiste em avaliação da aptidão dos solos para disposição de resíduos, levando em consideração suas características tais como: profundidade, textura, pedregosidade, rochiosidade, drenagem natural, erodibilidade e aptidão agrícola. A partir dessas características o autor classifica os tipos de solo em: adequado, regular, restrito ou inadequado.

Neste trabalho serão atribuídos os índices 2, 3, 6 e 8 para os solos classificados em adequado, regular, restrito e inadequado, respectivamente, conforme o Quadro 7.

<b>Classe</b>	<b>Índice</b>	<b>Tipos de solo</b>
Adequado	2	Latossolo argiloso; Argissolo medio/argiloso; Nitossolo.
Regular	3	Latossolo medio; Latossolo arenoso/medio.
Restrito	6	Chernossolo; Neossolo regolítico.
Inadequado	8	Cambissolo; Gleissolo; Organossolo; Neossolo flúvico; Neossolo litólico.

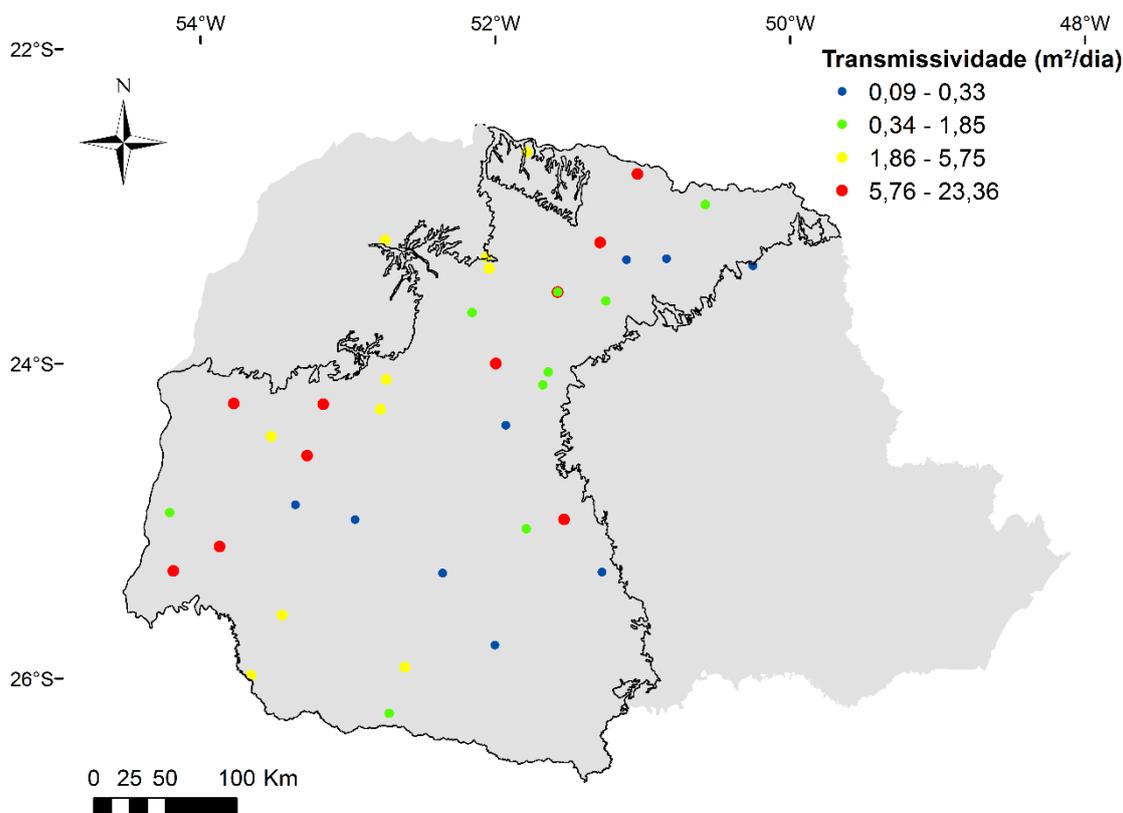
**Quadro 7: Índice dos solos baseado na classificação de Streck et al. (2008)**

### 5.5.7 Condutividade Hidráulica (C)

Os aquíferos fraturados são descontínuos e anisotrópicos. A porosidade ocorre em função das fraturas, assim sendo, em determinadas zonas maciças, a porosidade é praticamente inexistente. (COSTA e SILVA, 2000). Em função disto, existe uma grande dificuldade em se determinar a espessura saturada do aquífero. Portanto, para este trabalho, o parâmetro C não será definido pela condutividade hidráulica, mas sim pela transmissividade do meio aquífero.

Para o cálculo da transmissividade foram utilizados 42 ensaios de bombeamento em poços tubulares, cujas localizações são apresentadas na Figura 21. O método de cálculo utilizado foi o de Cooper e Jacob (1946). Estes testes foram realizados em intervalos de tempo que variaram de 12 a 72 horas e de uma a quatro etapas.

Para espacialização deste parâmetro, os resultados dos cálculos foram importados para ambiente SIG e interpolados através da ferramenta *Topo to Raster*. A classificação dos valores foi realizada através de intervalos em quartis, sendo atribuído o índice 2 para valores abaixo do primeiro quartil, 3 para valores entre o primeiro e segundo quartil, 5 para valores entre o segundo e terceiro quartil e 7 para valores acima do terceiro quartil.



**Figura 21: Localização dos poços e valores de transmissividade em intervalos quartílicos**

## 5.5.8 Síntese dos índices DRASTIC

O Quadro 8 apresenta a síntese dos índices adotados no cálculo da vulnerabilidade pelo método DRASTIC.

<b>Faixa</b>	<b>Índice</b>	<b>Peso</b>	<b>Índice ponderado</b>	<b>% da área</b>
<b>D - Profundidade do nível estático (m)</b>				
0 - 1,5	10	5	50	22,68
1,5 - 4,6	9	5	45	13,03
4,6 - 9,1	7	5	35	22,86
9,1 - 15,2	5	5	25	26,56
15,2 - 22,8	3	5	15	13,57
22,8 - 30,5	2	5	10	1,25
> 30,5	1	5	5	0,06
<b>R - Recarga (mm/ano)</b>				
101,6 - 177,8	6	4	24	6,18
177,8 - 254	8	4	32	3,64
> 254	9	4	36	90,18
<b>A - Meio aquífero - Densidade de lineamentos (km/km<sup>2</sup>)</b>				
< 1º quartil (0 - 0,55)	6	3	18	10,65
Entre o 1º e 2º quartil (0,55 - 0,7)	7	3	21	31,17
Entre o 2º e 3º quartil (0,7 - 0,8)	8	3	24	36,01
> 3º quartil (0,8 - 1,2)	9	3	27	22,17
<b>S - Solo - Capacidade de infiltração</b>				
Ruim	3	2	6	3,02
Moderada	5	2	10	27,71
Boa	7	2	14	13,08
Muito boa	9	2	18	56,18
<b>T - Topografia - Declividade (%)</b>				
> 18	1	1	1	15,24
12 - 18	3	1	3	15,86
6 - 12	5	1	5	35,57
2 - 6	8	1	8	28,06
0 - 2	10	1	10	5,27
<b>I - Zona vadosa - Aptidão dos solos para disposição de resíduos</b>				
Adequado	2	5	10	29,51
Regular	3	5	15	38,17
Restrito	6	5	30	0,01
Inadequado	8	5	40	32,32
<b>C - Transmissividade (m<sup>2</sup>/dia)</b>				
< 1º quartil (0 - 0,7)	3	3	9	25
Entre o 1º e 2º quartil (0,7 - 2,4)	5	3	15	25
Entre o 2º e 3º quartil (2,4 - 5,1)	7	3	21	25
> 3º quartil (5,1 - 23,4)	9	3	27	25

## Quadro 8: Síntese dos índices DRASTIC

### 5.6 Procedimento de cálculo do índice GOD

#### 5.6.1 Grau de confinamento da água subterrânea (G)

Para a determinação do parâmetro G, grau de confinamento da água subterrânea, foi considerada a espessura média dos solos. Os dois extremos considerados foram os solos mais espessos (nitossolo e latossolo), sendo atribuído o índice 0,6 (livre coberto) e o menos espesso (neossolo), sendo atribuído valor 1 (aquífero livre). Os demais tipos de solos considerados em classes intermediárias, apresentadas no Quadro 9.

Os neossolos estão presentes em uma extensa área do afloramento do SASG no Paraná, que, devido a pequena espessura, fornecem menor proteção para as águas subterrâneas. Podem ser definidos como solos em estágio inicial de evolução, apresentando, geralmente, apenas o horizonte A sobre o horizonte C ou sobre a rocha de origem. Ocorrem em todas as regiões do Paraná, entretanto, com pouca incidência na região noroeste (LIMA et al., 2012). São caracterizados pela pequena profundidade ou pelo predomínio de areias quartzosas ou pela presença de camadas distintas herdadas da rocha de origem. Estas características indicam o baixo grau de desenvolvimento deste solo (IAC, 2016). No estado do Paraná ocorrem os neossolos litólico, regolítico e flúvico. Os neossolos litólicos são associados normalmente a relevo declivosos e a soma dos horizontes sobre a rocha não ultrapassa 50 cm. Os neossolos regolíticos ocorrem também em declives mais acentuados e possuem textura normalmente arenosos e são não hidromórficos. Os neossolos flúvicos ocorrem próximos a rios ou drenagens em relevo plano com camadas de solo depositadas (EMBRAPA, 2016).

#### 5.6.2 Ocorrência de estratos de cobertura (O)

O solo foi considerado como única camada de cobertura do SASG na extensão do seu afloramento no Estado do Paraná. A classificação foi baseada na proposta de Streck et al. (2008), conforme já descrito no item 5.4.6. Foram atribuídos os índices 0,4, 0,6, 0,8 e 1,0 para as classes de solo adequado, regular, restrito e inadequado, respectivamente.

#### 5.6.3 Distância até o aquífero freático (D)

A distância até o nível estático foi extraída de dados de nível estático de 1625 poços perfurados no Sistema Aquífero Serra Geral, fornecidos pela SANEPAR.

Para a obtenção do mapa de nível estático, os valores de nível estático (NE) foram importados para ambiente SIG e interpolados, gerando um *raster* com valores de nível d'água. Por fim, através da reclassificação do *raster* obtido, foi gerado o mapa do parâmetro D.

#### 5.6.4 Quadro resumo dos índices GOD

O Quadro 9 apresenta o resumo dos índices adotados no cálculo da vulnerabilidade pelo método GOD.

<b>Faixa</b>	<b>Índice</b>	<b>% da área</b>
<b>G - Grau de confinamento</b>		
Livre (neossolo)	1,0	27,71
Cambissolo e gleissolo	0,9	4,60
Organossolo e chernossolo	0,8	0,02
Argissolo	0,7	2,58
Livre coberto (latossolo e nitossolo)	0,6	65,10
<b>O - Ocorrência de estratos de cobertura</b>		
Adequado	0,4	29,51
Regular	0,6	38,17
Restrito	0,8	0,01
Inadequado	1,0	32,32
<b>D - Distância até o nível d'água (m)</b>		
> 50	0,6	8,17
20 - 50	0,7	34,60
5- 20	0,8	55,38
< 5	0,9	1,85

**Quadro 9: Resumo dos índices GOD**

#### 5.7 Comparação entre os métodos

A comparação entre os métodos foi realizada de forma qualitativa e quantitativa, a fim de identificar algumas características dos métodos tais como: grau de detalhe, aplicabilidade, exequibilidade e adequação à diferentes situações, no sentido de responder o seguinte questionamento: quando se deve adotar um ou o outro método?

A análise qualitativa busca avaliar de forma geral as vantagens e desvantagens apresentadas por cada método, bem como uma análise crítica dos resultados obtidos, no sentido de perceber visualmente as diferenças apresentadas nos mapas de vulnerabilidade elaborados pelo método DRASTIC e GOD.

A análise quantitativa buscou quantificar numericamente os índices de vulnerabilidade por cada método. Como os métodos DRASTIC e GOD utilizam escalas diferentes para os intervalos de classe de vulnerabilidade, o método DRASTIC, cujo índice varia de 23 a 230, foi normalizado, para que este índice varie de 0,1 a 1, como no método GOD. Para isso, foi realizada uma divisão simples em todos os pixels do mapa de vulnerabilidade DRASTIC por 230. Desta forma, torna-se possível comparar numericamente os métodos a partir de histogramas de frequência dos valores de cada pixel apresentados em cada mapa.

## **6. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A seguir são apresentados os resultados obtidos neste trabalho. Neles estão compreendidos os mapas de vulnerabilidade pelo método DRASTIC e GOD, bem como os mapas de cada parâmetro individualmente. Em seguida é apresentada uma comparação quali-quantitativa entre os dois métodos. Por fim, são apresentados tópicos relacionados à gestão dos recursos hídricos na área de estudo, com enfoque nos municípios onde são observados maiores índices de vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos.

### **6.1 Mapas dos parâmetros DRASTIC**

Os tópicos a seguir apresentam os parâmetros DRASTIC mapeados, bem como seus respectivos índices. O grau de vulnerabilidade será indicado pela multiplicação desses mapas, gerando um índice final, conforme o Quadro 3.

#### **6.1.1 Profundidade do nível estático (D)**

O mapa de nível estático interpolado representa a espacialização da profundidade do nível d'água e é apresentado pela Figura 23. Os valores de nível estático interpolados variaram de 0,38 a 186,36 m, com valor médio de 22,9 m e mediano de 18,6 m. As maiores profundidades são observadas na região sudoeste da área de estudo. Estes valores são apresentados no histograma da Figura 22.

Para este parâmetro ocorreram todos os intervalos de classes apresentados no Quadro 3. Por fim, os índices para o parâmetro D são apresentados na Figura 24.

Através da análise do mapa da Figuras 23, é possível verificar que as maiores profundidades do nível estático ocorrem na região sudoeste do aquífero no estado, o que caracteriza regiões de menor vulnerabilidade, se for levado em consideração apenas o parâmetro D.

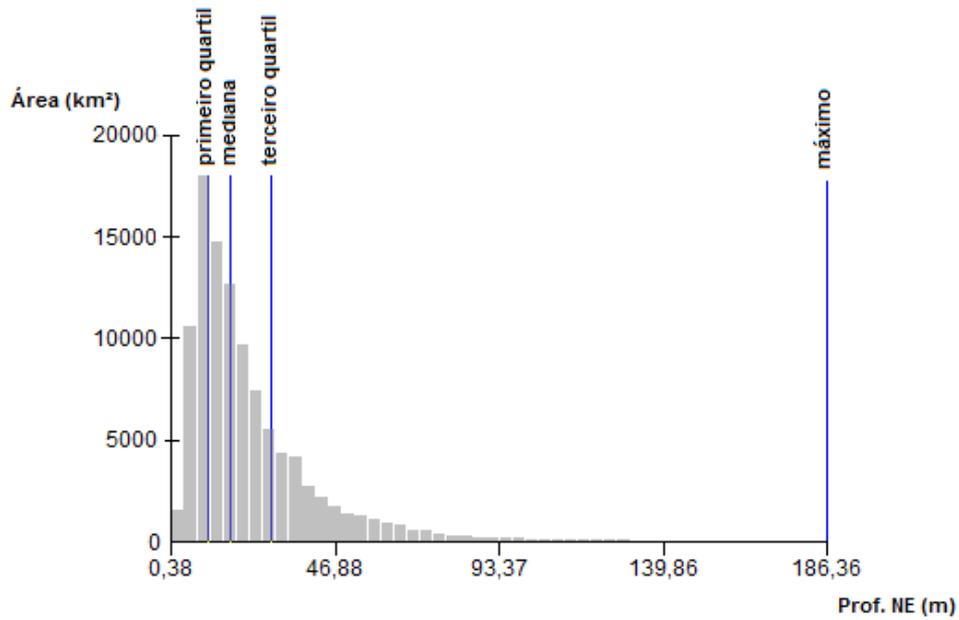


Figura 22: Histograma de frequências: profundidade do nível estático

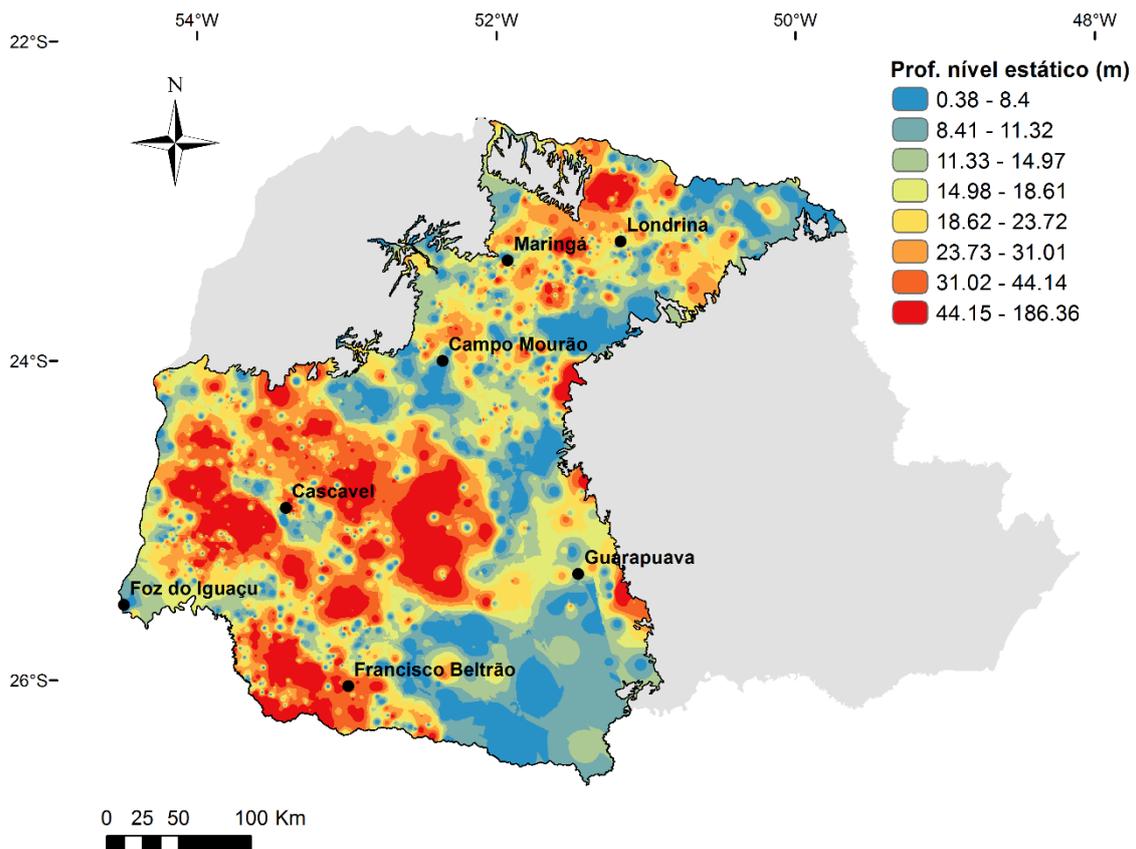


Figura 23: Mapa de profundidade do nível estático (m)

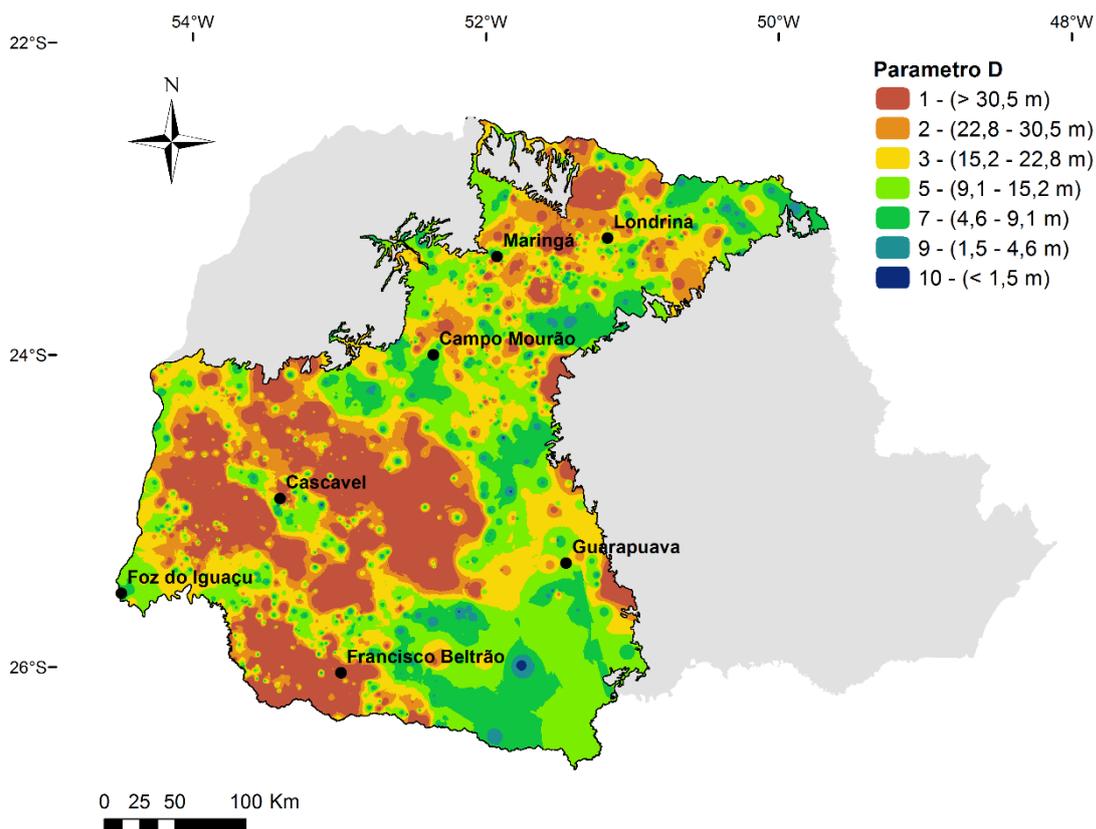


Figura 24: Índices e intervalos de classe para o parâmetro D

### 6.1.2 Recarga (R)

Nos tópicos a seguir são descritos e discutidos os resultados referentes a estimativa de recarga através da separação do escoamento de base e balanço hídrico.

#### Separação do escoamento de base

São apresentados na Tabela 10 os resultados do cálculo da separação do escoamento de base pelo filtro de Eckhard (2005) considerando as duas propostas de Collischonn e Fan (2013). Nela estão descritos o  $BFI_{max}$  calculado, a recarga média anual em mm/ano e a recarga média anual em % da precipitação média total anual.

Tabela 10:

Sub-bacia	Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	% aquífero fraturado	Declividade média (%)	Filtro inverso			Razão Q <sub>90</sub> /Q <sub>50</sub>			Diferença entre os métodos	
				BFI <sub>max</sub>	Recarga (mm/ano)	Recarga (%)	BFI <sub>max</sub>	Recarga (mm/ano)	Recarga (%)	mm/ano	Percentual (%)
Iguaçu	70.800	57,25	10,98	0,676	316	17,37%	0,555	320	17,54%	4	1,27%
Piquiri	20.900	82,08	9,59	0,711	489	28,14%	0,585	473	27,22%	16	3,27%
Ivaí	34.400	48,95	9,85	0,654	375	23,83%	0,634	345	21,93%	30	8,00%
Pirapó	4.490	27,31	6,29	0,749	284	19,86%	0,73	280	19,54%	4	1,41%
Tibagi	21.900	73,68	9,86	0,778	301	19,97%	0,604	343	22,78%	42	13,95%
Cinzas	5.637	26,37	10,24	0,512	194	13,58%	0,605	216	15,07%	22	11,34%
Laranjinha	3.440	34,9	10,50	0,341	156	10,95%	0,594	221	15,39%	65	41,67%

É possível observar que as taxas de recarga calculadas pelos dois métodos possuem valores semelhantes. A maior diferença absoluta relativa entre o primeiro e o segundo método foi na sub-bacia do Rio Laranjinha (40,61%) e o menor na sub-bacia do rio Iguaçu (0,98%). A diferença relativa mediana foi de 7,95%. Não é possível estabelecer relação entre as diferenças relativas apresentadas e a área de drenagem da bacia.

A maior recarga em percentual da precipitação calculada por ambos os métodos (sub-bacia do Rio Piquiri) não apresentou relação direta com a declividade e geologia da área, quando consideramos que os maiores valores de  $BFI_{max}$  estão associados a formações sedimentares, conforme Eckhardt (2005). Portanto, não é possível definir, com base nos resultados deste trabalho, os fatores que são determinantes na recarga. Entretanto, se for considerado que outras bacias com maior ocorrência do SASG (Tibagi e Iguaçu) apresentaram taxas elevadas de recarga, enquanto bacias com predominância de formações sedimentares (Cinzas e Laranjinha) apresentaram baixas taxas, pode-se concluir que as condições de fluxo do SASG favorecem a recarga, e, desta forma, a recarga em aquíferos vulcânicos deve ser diferenciada da recarga em aquíferos cristalinos. Uma exceção aqui apresentada seria a bacia do Ribeirão Pirapó. Entretanto, esta bacia apresenta relevo extremamente plano, quando comparada às demais, e, portanto, as altas taxas de recarga estariam associadas à essa característica.

Se for considerado que as taxas de recarga não variam com a mudança na geologia da área (aquífero fraturado e aquífero sedimentar), tem-se que, no SASG, a recarga anual média é de 20,81% da precipitação pelo método do filtro inverso e 20,93% da precipitação pelo método da razão  $Q_{90}/Q_{50}$ .

#### Balanço hídrico

O cálculo da recarga via balanço hídrico foi realizado de duas maneiras: de forma discretizada para cada sub-bacia estudada, visando a comparação dos resultados com a separação do escoamento de base; e de forma regional através do método empírico de Turc (1954) (Figura 25). Os resultados por sub-bacia da área de estudo são apresentados na Tabela 11.

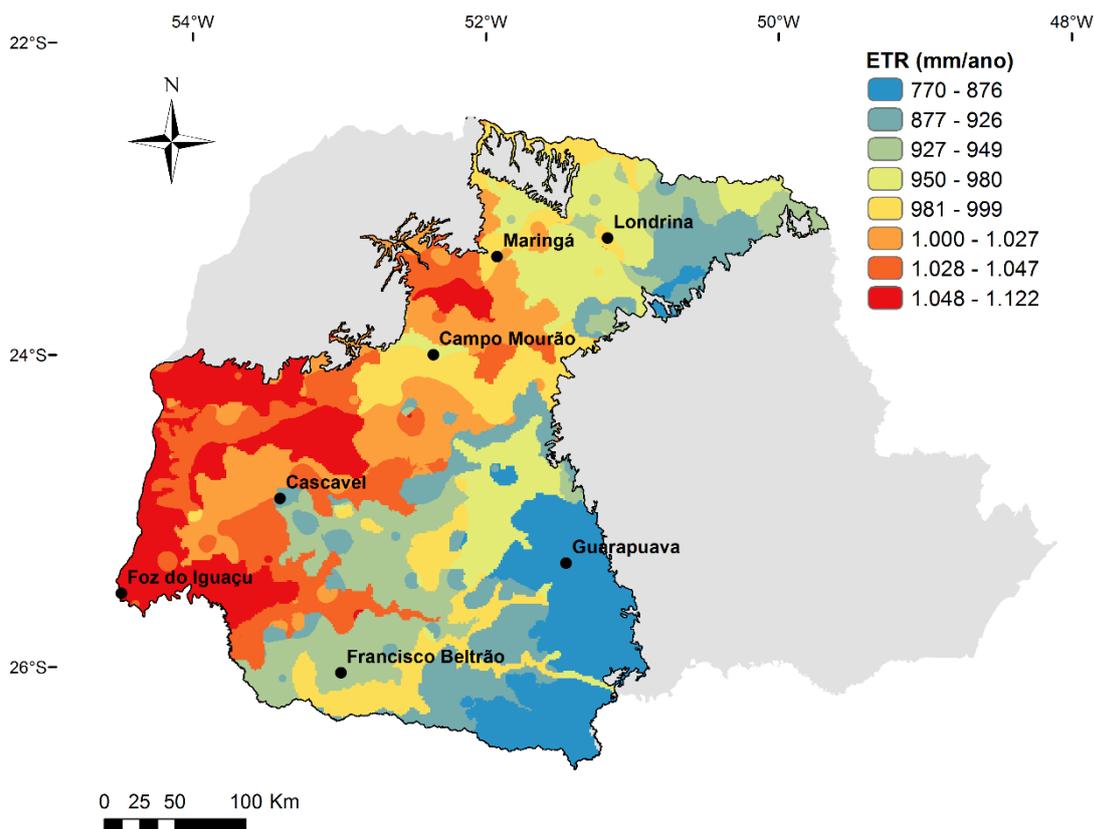


Figura 25: Mapa de Evapotranspiração (Elaborado a partir de PINTO, 2011 e IAPAR, 2016)

Sub-bacia	Precipitação média (mm/ano)	Coeficiente de escoamento calculado	ETR calculada por Turc		ETR calculada por balanço hídrico		Diferença relativa ETR (%)
			ETR* (mm/ano)	Recarga (mm/ano)	ETR* (mm/ano)	Recarga (mm/ano)	
Iguaçu	1822	0,67	899	304,458	1151,7	221,067	28,11
Piquiri	1739	0,60	1010,9	291,12	826,6	364,84	18,23
Ivaí	1575	0,56	976,9	263,2872	990,16	257,4528	1,36
Pirapó	1433	0,55	991,1	199,035	1034,95	179,3025	4,42
Tibagi	1508	0,65	889,4	216,58	833,2	236,25	6,32
Cinzas	1433	0,61	908,8	184,938	959,3	165,243	5,56
Laranjinha	1433	0,61	908,8	184,938	823	218,4	9,44

\*ETR – Evapotranspiração real

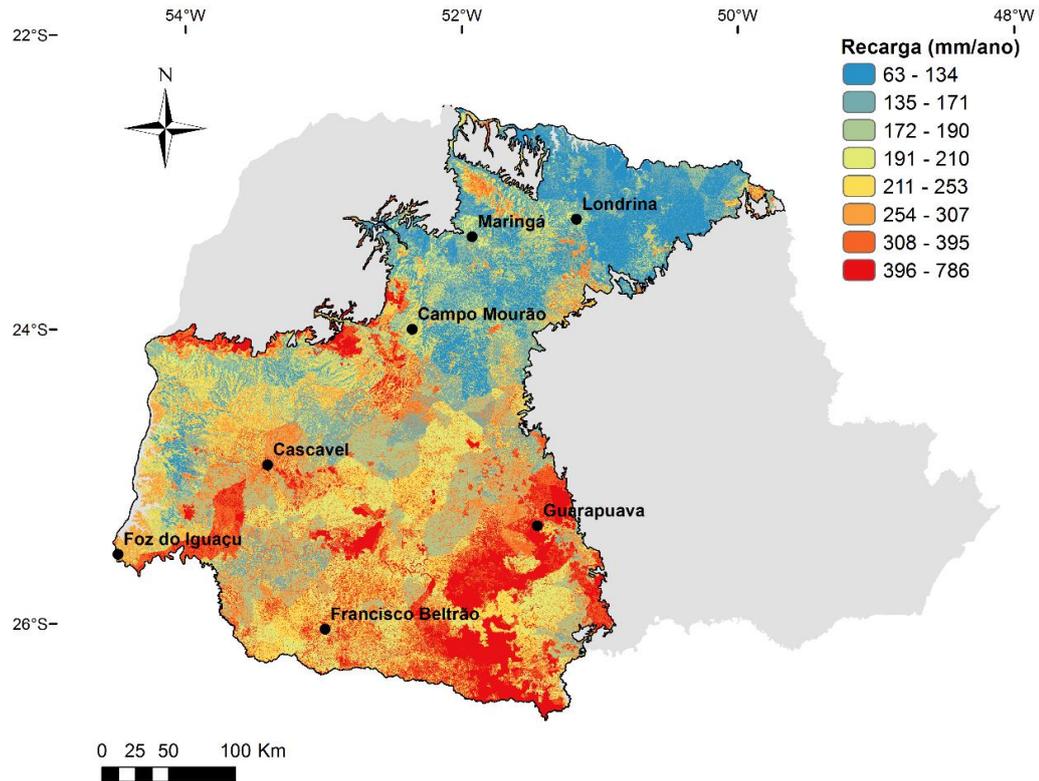
Tabela 11: Taxas de recarga anual utilizando balanço hídrico

Com relação às taxas de recarga calculadas com evapotranspiração por balanço hídrico e por Turc, tem-se que o erro relativo mínimo e máximo entre os valores obtidos é de 2,27% na sub-bacia do Rio Ivaí e 37% na sub-bacia do Rio Iguaçu, respectivamente. A diferença mediana é de 11,92%. Quanto à evapotranspiração real calculada, as

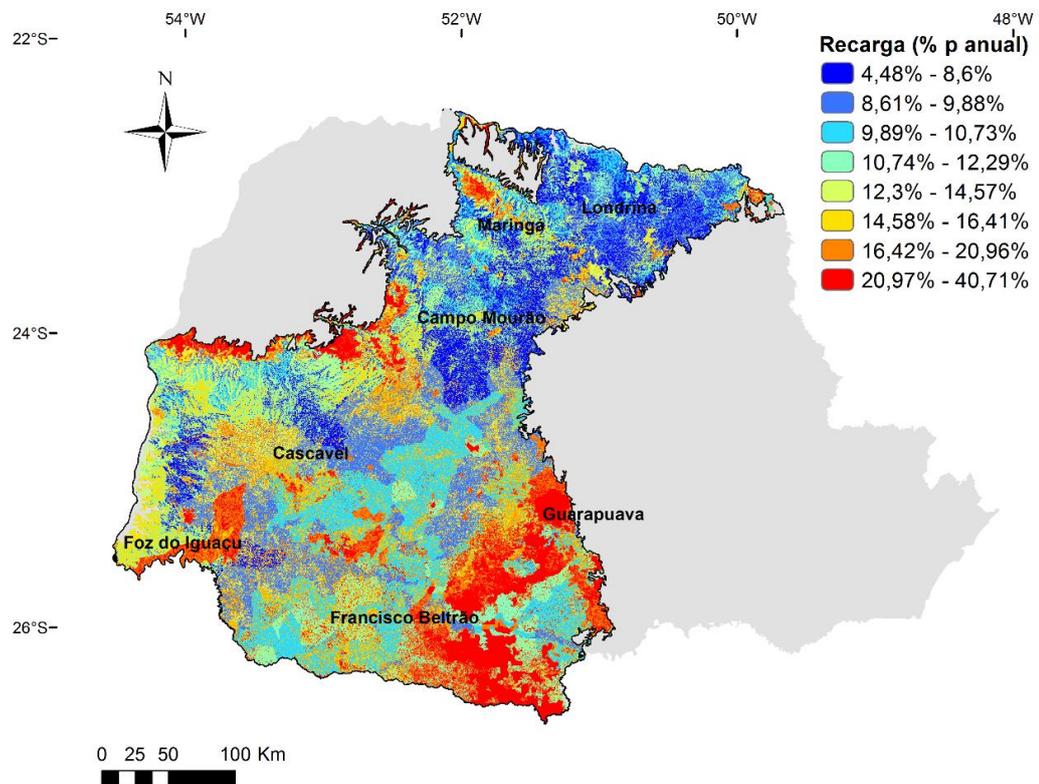
diferenças relativas tiveram valores abaixo de 10%, com exceção das Bacias do Iguaçu e Piquiri. A diferença significativa entre os métodos na bacia do Rio Iguaçu pode estar associada à presença de inúmeros reservatórios ao longo do rio. Estes reservatórios podem aumentar as taxas de infiltração da bacia e, conseqüentemente, a recarga, uma vez que criam um ambiente propício para que este fenômeno ocorra (zonas alagadas artificialmente), e, portanto, a estimativa pode se tornar mais imprecisa.

As diferenças apresentadas pelos diferentes métodos serão consideradas como dentro de um intervalo seguro, tendo em vista as diversas incertezas associadas e as diferenças nos dados de entrada nos cálculos.

Nos mapas das Figuras 26 e 27 são apresentados os mapas de recarga distribuída em mm/ano e em percentual da precipitação. O primeiro mapa representa as taxas potenciais de recarga anual na área de estudo e está associado a características físicas e climáticas (precipitação e evapotranspiração). Portanto, as maiores taxas de recarga estão associadas, principalmente, a regiões com elevadas taxas de precipitação e baixa evapotranspiração. Já o segundo mapa está relacionado apenas a características físicas (relevo, tipo de solo e uso do solo) e exhibe a capacidade de infiltração de determinada região. As maiores taxas de recarga estão concentradas na região sudeste da área de estudo, na Bacia do Rio Iguaçu. Isso ocorre em função das altas taxas de precipitação anual na região, além das condições favoráveis de infiltração.



**Figura 26: Taxas anuais de recarga distribuída**



**Figura 27: Taxas anuais de recarga em função do percentual da precipitação**

### *Análise integrada*

São apresentados na Tabela 12 os valores de recarga estimados pelos diferentes métodos.

Rio	Recarga – Separação escoamento de base (mm/ano)		Recarga – Balanço hídrico (mm/ano)	
	Filtro inverso	Razão Q90/Q50	ETR - Turc	ETR – Water balance
Iguaçu	316,46	319,55	304,46	221,07
Piquiri	489,18	473,21	291,12	364,84
Ivaí	375,34	345,5	263,29	257,45
Pirapó	284,63	280,16	216,58	179,3
Tibagi	301,25	343,6	199,04	236,25
Cinzas	194,61	215,95	184,94	165,24
Laranjinha	156,89	220,6	190	218,4

**Tabela 12: Taxas de recarga calculadas por separação do escoamento de base e balanço hídrico**

Comparando os resultados obtidos de recarga por evapotranspiração pelo método de Turc e os valores obtidos através da separação do escoamento de base com  $BFI_{max}$  calculado por filtro inverso, a diferença relativa mediana é de 28%, com mínimo de 3,7% e máximo de 40,4%. Considerando que os dois métodos utilizam dados diferentes (precipitação, evapotranspiração, tipo solo, topografia e uso do solo para o balanço hídrico e apenas vazões diárias para separação do escoamento de base), pode-se considerar que os resultados apresentam boa similaridade, com o Coeficiente de Correlação Linear de Pearson calculado de 0,797, o que indica uma correlação forte.

Apesar da boa correlação apresentada pelos métodos utilizados, a separação do escoamento de base apresentou resultados em escala regional. Estes resultados são adequados para que seja realizada uma análise quantitativa dos recursos hídricos subterrâneos e caracteriza a oferta de água na bacia. Conhecendo-se as demandas, é possível verificar se o aquífero está sendo superexplorado, caso esta seja maior que a recarga. Por outro lado, o balanço hídrico apresentou resultados com maior grau de detalhe espacial, sendo possível observar regiões com maiores e menores taxas de recarga dentro de uma mesma sub-bacia hidrográfica. Este tipo de informação possui grande utilidade na avaliação da vulnerabilidade natural dos aquíferos à contaminação, uma vez que locais com maiores taxas de recarga são mais vulneráveis. A vantagem em se realizar

a estimativa através da separação do escoamento de base é que este método utiliza apenas um parâmetro: vazão média diária. Entretanto, este método não permite realizar uma distribuição espacial dos resultados, uma vez que as taxas são calculadas por bacias hidrográficas. A solução para este limitante seria uma situação em que a bacia dispusesse de diversos postos fluviométricos distribuídos nas microbacias, o que, na prática, não é observado.

Através do balanço hídrico é possível calcular a recarga célula a célula, com auxílio de ferramenta de SIG, tendo assim, uma distribuição espacial das taxas de recarga. Entretanto, este método requer dados que muitas vezes são de difícil obtenção, como evapotranspiração real, mapas de solo e uso do solo. Ambos os métodos se mostraram adequados na avaliação da recarga para períodos superiores a um ano. No caso da separação do escoamento de base, não é possível estimar taxas de recarga em períodos de tempo inferiores a um ano porque a vazão de base em um determinado mês não corresponde à recarga naquele mês, e sim de eventos anteriores de recarga, uma vez que o fluxo subterrâneo ocorre de maneira lenta, condicionado aos poros ou fraturas da rocha. Pelo método de balanço hídrico utilizado, também não é possível estabelecer quantitativamente a recarga em intervalos de tempo inferiores a um ano pois não são conhecidas as capacidades de armazenamento de água no solo.

Apesar do mapa de recarga por balanço hídrico apresentar distribuição espacial com maior detalhe, as incertezas envolvidas na determinação das variáveis evapotranspiração e escoamento superficial são inúmeras, não podendo ser desprezadas. Desta forma, o mapa do parâmetro R (recarga), foi determinado em função das taxas de recarga calculadas a partir da separação do escoamento de base, por apresentar maior segurança nos cálculos. Nas sub-bacias onde não existem dados suficientes para aplicação do filtro de Eckhardt (Paraná III, Paranapanema I, II e III), foram adotados os valores calculados por balanço hídrico de forma discretizada por bacia.

O mapa da Figura 28 apresenta o mapa do parâmetro R para a área de estudo. Três intervalos de classe foram obtidos, sendo atribuídos os índices 6 (101,6 a 177,8 mm/ano), 8 (177,8 a 254 mm/ano) e 9 (acima de 254 mm/ano). Mais de 90% da área apresentou índice 9.

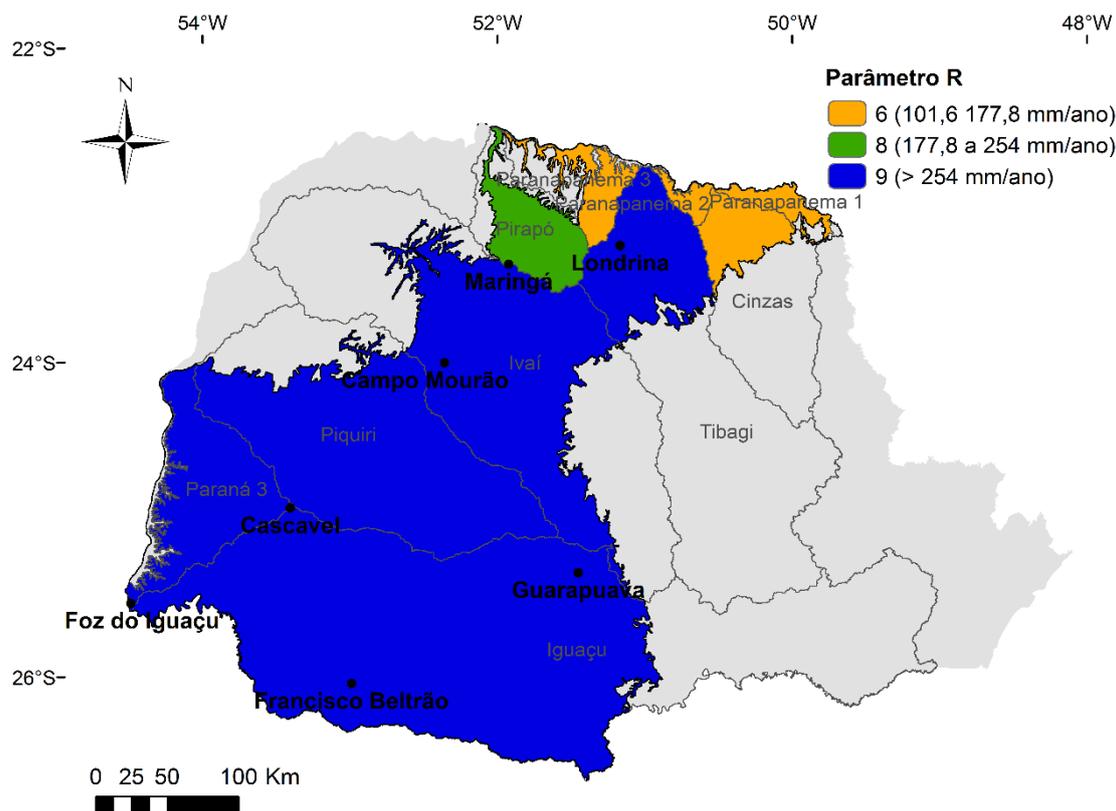


Figura 28: Mapa do parâmetro R (recarga)

### 6.1.3 Meio Aquífero (A)

Como adaptação ao método DRASTIC, foi utilizada a densidade de lineamentos para a classificação do parâmetro A, já que o aquífero estudado é formado por basalto, conforme descrito anteriormente, a vulnerabilidade deste pode variar de acordo com o grau de faturamento de rocha, que pode estar relacionado à densidade de lineamentos.

A partir dos lineamentos traçados por Athayde (2013) na escala de 1:2.500.000, foi elaborado o mapa de densidade de lineamentos (Figura 29). O raio de busca foi de 20km<sup>2</sup>, portanto, os resultados são apresentados em quilômetros de lineamentos a cada 20 quilômetros quadrados.

A densidade de lineamentos variou de 0 a 24,3 km/20km<sup>2</sup>, com valor médio de 13,52 e mediano de 13,62 km/20km<sup>2</sup>. O histograma da Figura 30 mostra que a distribuição de frequências da densidade de lineamentos tende a simetria, com valor médio muito próximo do mediano. Observa-se que as regiões com maior densidade de lineamentos ocorrem, principalmente, na bacia Paraná 3 e na bacia do Rio Pirapó, com uma média de 17 e 14 km/20km<sup>2</sup>, respectivamente.

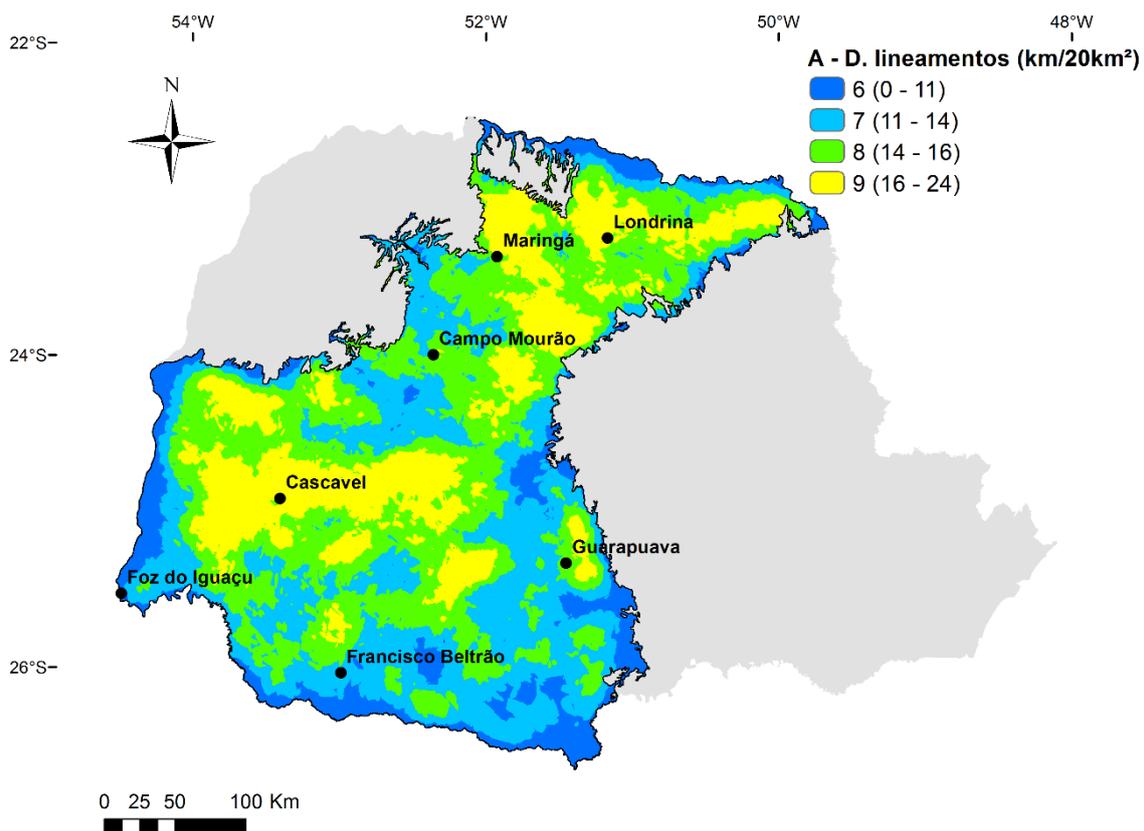


Figura 29: Densidade de lineamentos

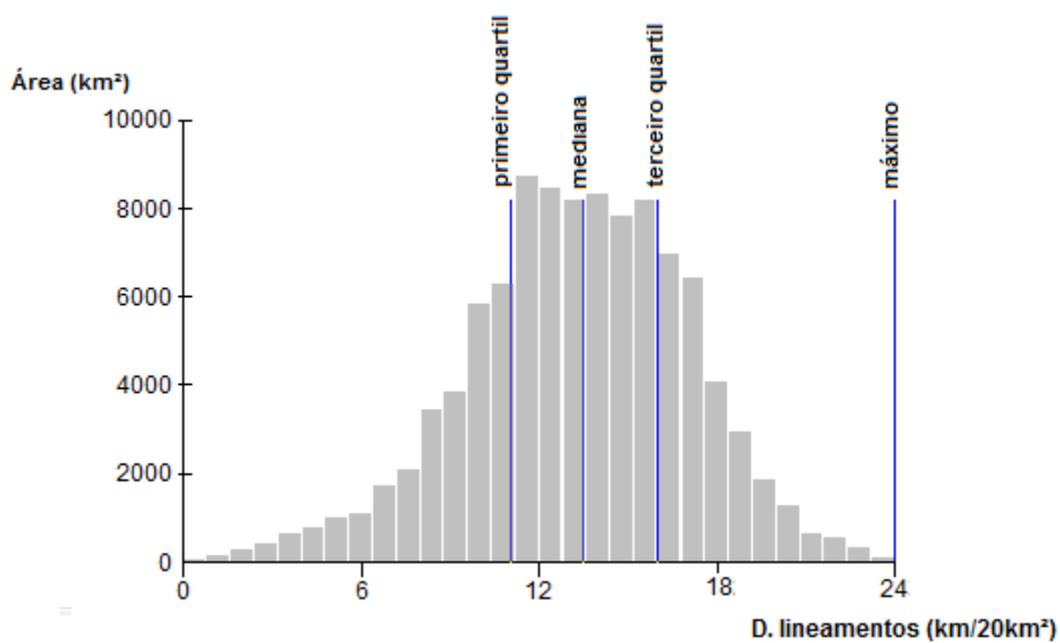
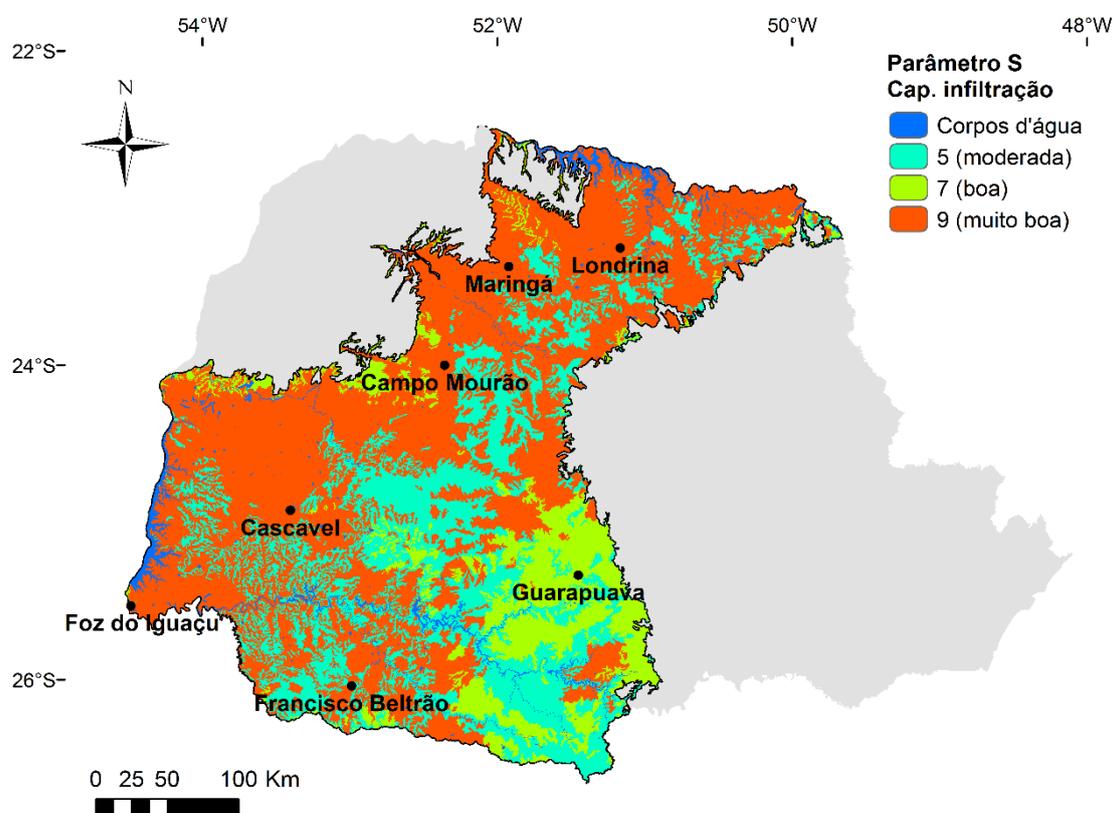


Figura 30: Histograma de frequências: densidade de lineamentos

### 6.1.4 Solo (S)

Na Figura 31 é apresentado o mapa de capacidade de infiltração dos solos do Paraná e os índices relativos ao parâmetro S (solo). Grande parte da área apresentou capacidade de infiltração boa ou muito boa (69,26%). Apenas 27,71% apresentou capacidade de infiltração moderada e 3,02% da área é representada por corpos d'água.

É importante salientar que quanto maior a capacidade de infiltração dos solos, maior o aporte de água para o meio subterrâneo e, conseqüentemente, maior a infiltração de eventuais contaminantes que migram junto com a água. Desta forma, é possível concluir que grande parte da área de estudo possui alta vulnerabilidade, se fosse considerado apenas o parâmetro solo na avaliação.



**Figura 31: Mapa do índice S e capacidade de infiltração dos solos no SASG**

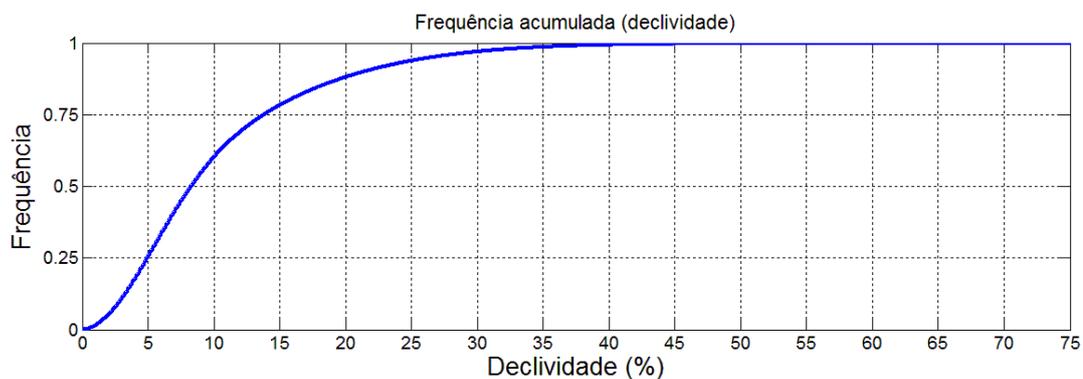
### 6.1.5 Topografia (T)

O mapa de declividade é apresentado pela Figura 17 do item 4.5.

Os maiores valores de declividade ocorrem na região central do estado. Regiões de planícies são observadas na porção norte, oeste e noroeste, nas proximidades do Rio Paraná, Paranapanema e no contato com a formação Caiuá. Essas áreas requerem maior

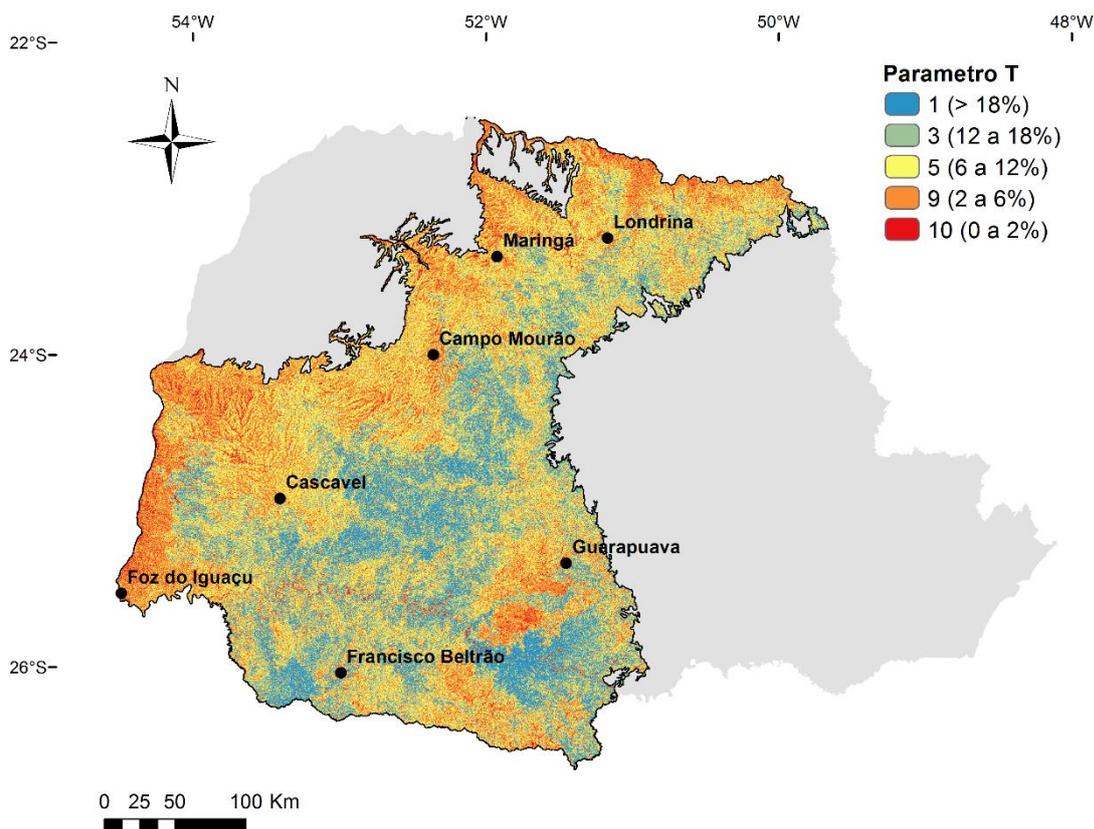
atenção, pois regiões com baixa declividade são mais propensas a infiltração de contaminantes, conforme Aller et al. (1987).

Os valores de declividade variaram de 0 a 108%, com valor médio de 10,28 e mediano de 8,05. O gráfico da Figura 32 apresenta a frequência acumulada de valores de declividade em função da área.



**Figura 32: Frequência acumulada de valores de declividade**

Após a reclassificação, observa-se que todos os intervalos de classe do método DRASTIC para o índice T (topografia) ocorrem na área de estudo, conforme é apresentado no mapa do parâmetro T na Figura 33. O índice mais frequente observado na área de estudo é 5 (6 a 12% de declividade), com 35,57% de ocorrência.



**Figura 33: Índices de declividade**

#### 6.1.6 Impacto da zona vadosa (I)

Para o parâmetro I, foi considerada a aptidão dos solos para receberem resíduos sólidos, conforme classificação de Streck et al. (2008). Essa classificação é baseada em características dos diferentes tipos de solo presentes na região, apresentados no mapa de solos da Figura 19. Na Figura 34 é apresentado o mapa do parâmetro T.

O índice máximo (8) ocorre em 32,32% da área. Isso se dá devido à grande ocorrência de neossolos na área de afloramento do SASG no Paraná. Estes solos são jovens e geralmente de pouca espessura, possuindo, portanto, uma menor capacidade de atenuação dos contaminantes introduzidos na superfície, caracterizando maior vulnerabilidade. Já o índice mínimo (2), ocorre em 29,51% da área. Esse índice é representado por solos com grande espessura e alto teor de argila, como argissolos e nitossolos.

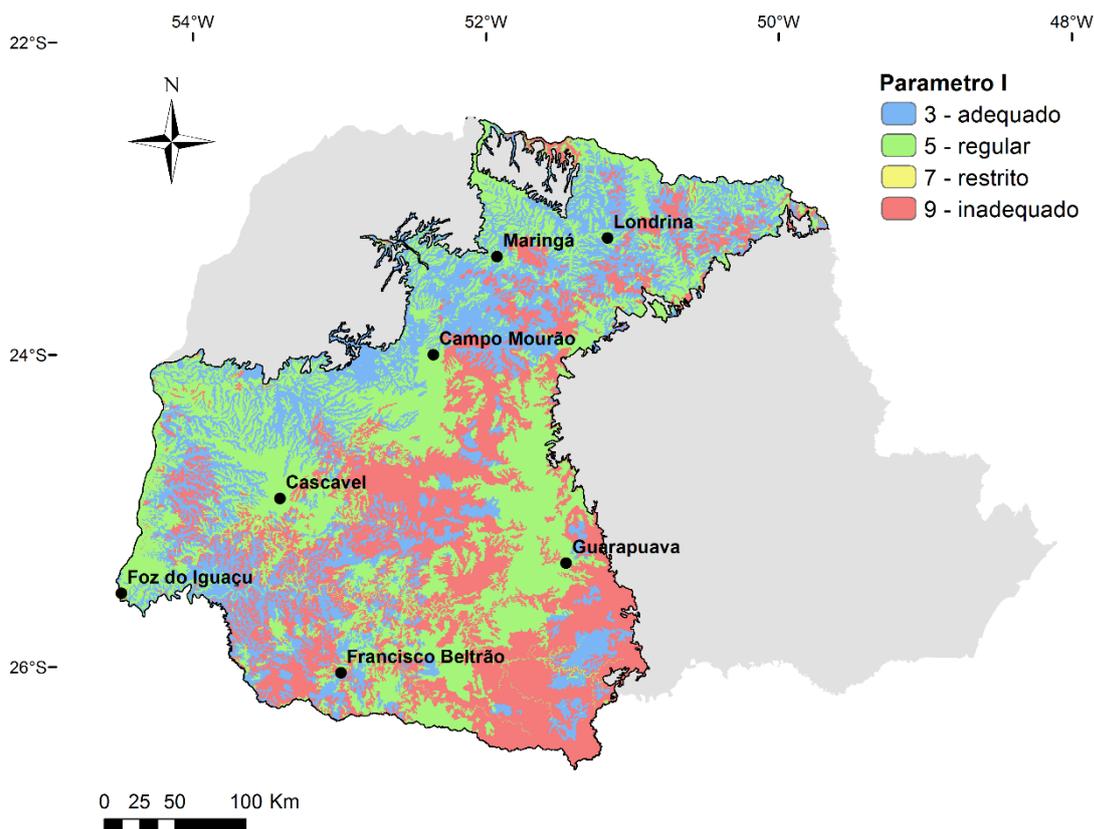


Figura 34: Índices para o parâmetro S

### 6.1.7 Transmissividade (C)

O mapa da Figura 35 o mapa de transmissividade da área de estudo e os índices atribuídos para o parâmetro. A distribuição espacial da transmissividade na área de estudo se dá preferencialmente no sentido sudoeste (menor) para noroeste (maior). Os valores distribuídos de transmissividade variaram de 0 a  $23,4 \text{ m}^2\text{dia}^{-1}$ , com média de 3,15 e mediana 2,4. Já os valores pontuais variaram de 0,09 a 23,36, com média 4,13 e mediana 2,13.

Para a determinação da transmissividade, foram utilizados dados de testes de bombeamentos de poços. Em um dos poços (município de Laranjal-PR) foi observada uma anomalia. O teste de bombeamento apresentou um valor de transmissividade de  $139,28 \text{ m}^2\text{dia}^{-1}$ , muito superior à média dos demais pontos. Portanto, mesmo que este valor apresente uma realidade no poço observado, o mesmo foi excluído no processo de interpolação, para não causar grandes perturbações nos resultados obtidos.

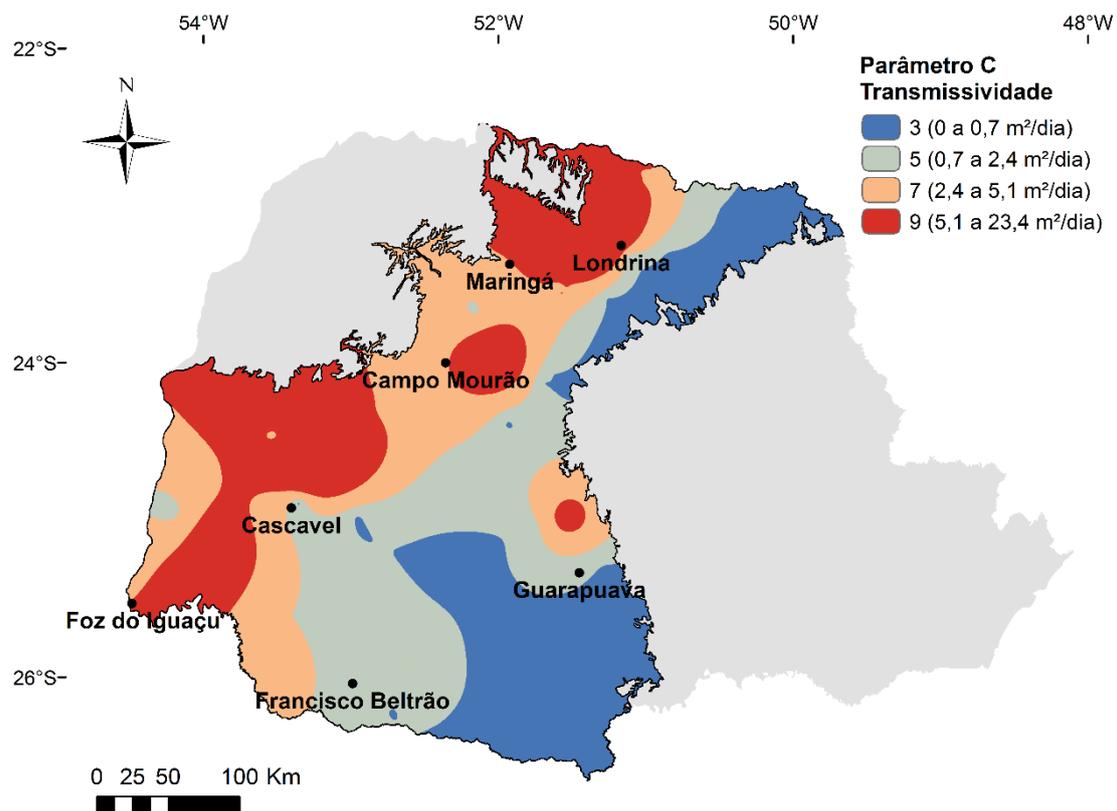


Figura 35: Índices para o parâmetro C

#### 6.1.8 Mapa de vulnerabilidade DRASTIC

A Figura 36 apresenta o mapa de vulnerabilidade natural à contaminação do SASG no Paraná através do método DRASTIC. A Tabela 13 apresenta o percentual das classes de vulnerabilidade na área.

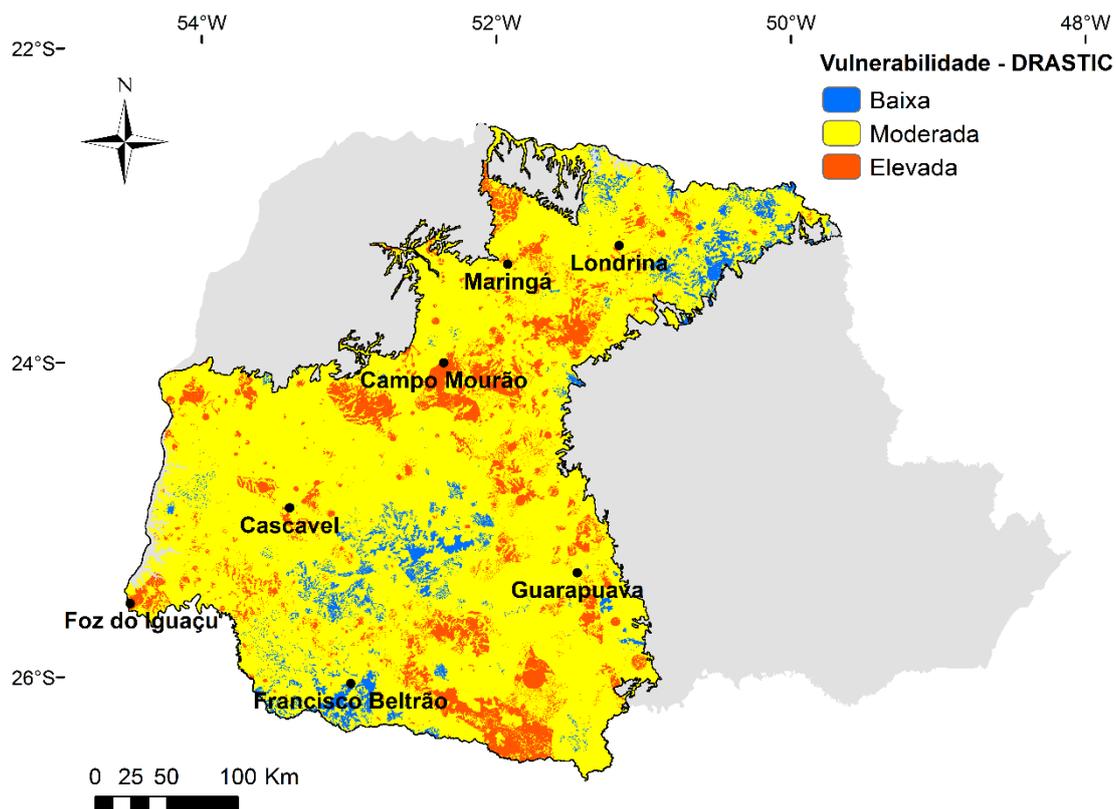


Figura 36: Mapa de vulnerabilidade DRASTIC

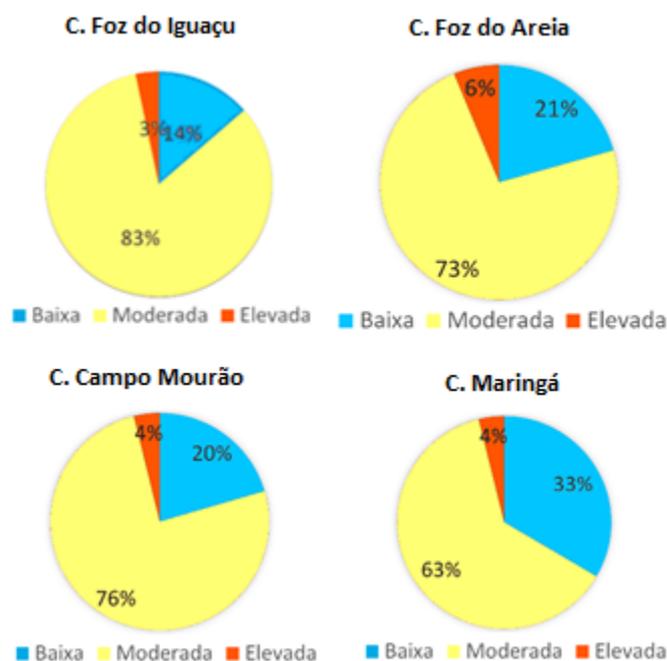
Vulnerabilidade	Área (km <sup>2</sup> )	Percentual
Baixa	5,46	5,01%
Moderada	90,61	83,13%
Elevada	12,92	11,85%

Tabela 13: Classes de vulnerabilidade DRASTIC

A vulnerabilidade elevada está associada principalmente à presença de neossolos em áreas com baixos valores de nível estático e altas taxas de recarga anual.

Todos os parâmetros possuem influência na vulnerabilidade do SASG em escala regional, já que todos eles apresentaram muitos intervalos de classe. Como exceção tem-se o parâmetro solo, uma vez que os solos do SASG no Paraná, em geral, possuem de moderada a muito boa capacidade de infiltração, com pouca variabilidade espacial, sendo identificados apenas três intervalos de classe.

Os gráficos da Figura 37 apresentam os graus de vulnerabilidade para cada compartimento hidroestrutural apresentados por Athayde (2013). Observa-se uniformidade entre os compartimentos, entretanto, o Compartimento Foz do Areia apresenta maior percentual de vulnerabilidade elevada.



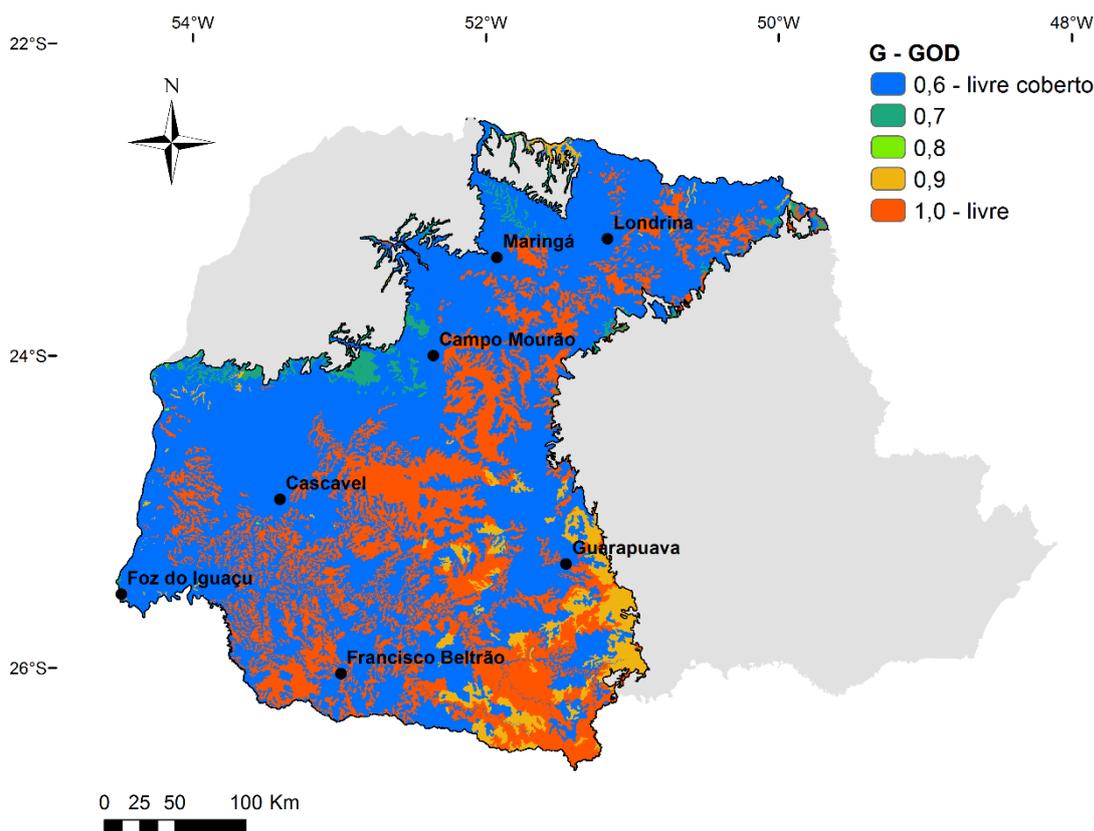
**Figura 37: Vulnerabilidade por compartimento hidroestrutural**

## 6.2 Mapas dos parâmetros GOD

Nos tópicos seguintes serão apresentados os mapas dos índices do método GOD: Grau de confinamento da água subterrânea (G); Ocorrência de estratos de cobertura (O); e Distância até o nível d'água (D); e o mapa de vulnerabilidade pelo método GOD, obtido a partir da multiplicação destes três mapas.

### 6.2.1 Grau de confinamento das águas subterrâneas – G

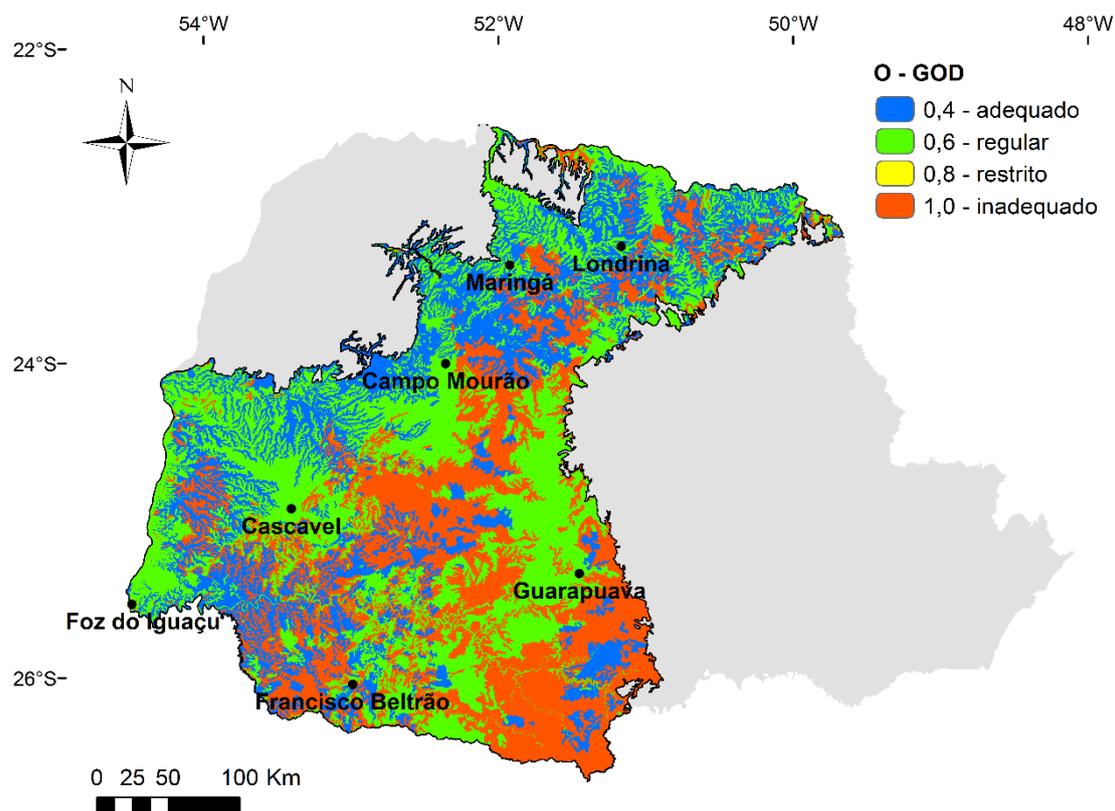
A Figura 38 apresenta o mapa do parâmetro G para o SASG – PR. Observa-se um evidente contraste entre regiões com neossolos (pouco espessos) e latossolos e nitossolos (muito espessos), com pouca ocorrência de solos de espessura intermediária. Este contraste é dado pelas cores azul (0,6) e laranja (1,0).



**Figura 38: Mapa do parâmetro G - Grau de confinamento da água subterrânea**

### 6.2.2 Ocorrência de estratos de cobertura

O parâmetro O foi definido de acordo com o mapa de solos. A classificação foi realizada conforme a proposta de Streck et al. (2008), de maneira similar ao parâmetro I (impacto da zona vadosa) do método DRASTIC. A Figura 39 apresenta o mapa de ocorrência de estratos de cobertura do método GOD. 32% da área recebeu o índice máximo (1,0). Isso se deve a alta ocorrência de regiões com neossolos, principalmente na bacia do Rio Iguaçu e Piquiri, conforme apresentado no Mapa de Solos (Figura 19) do item 4.5.

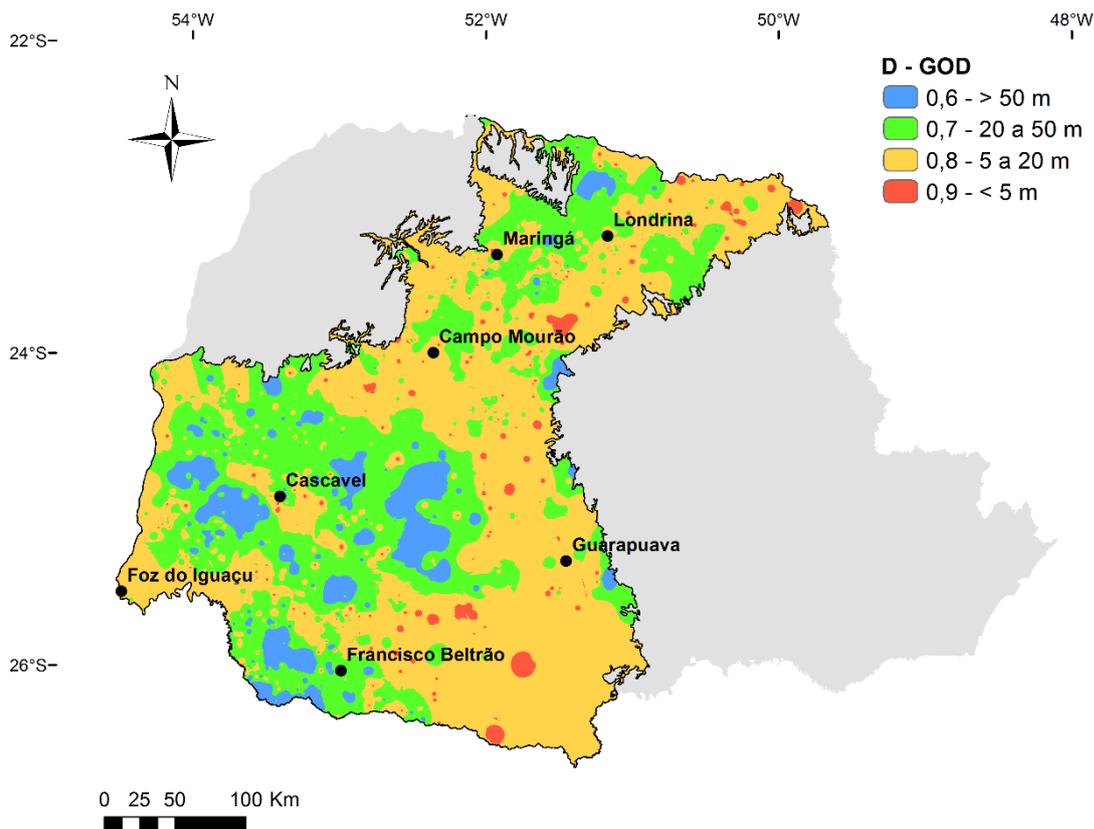


**Figura 39: Mapa do parâmetro O - ocorrência de estratos de cobertura**

### 6.2.3 Distância até o aquífero freático

O mapa do parâmetro D do método GOD é apresentado na Figura 40. As regiões com níveis estáticos menores que 5 metros ocorreram de forma bastante pontual ao longo do mapa, ocorrendo em apenas 1,84% da área de estudo. Os valores de nível estático com maior ocorrência estão compreendidos entre o intervalo de 5 a 20 metros (55,38% da área).

A diferença entre os mapas do parâmetro relacionado ao nível estático do método GOD (Figura 40) e DRASTIC (Figura 24) são evidentes, pois os métodos utilizam diferentes intervalos na classificação dos índices.



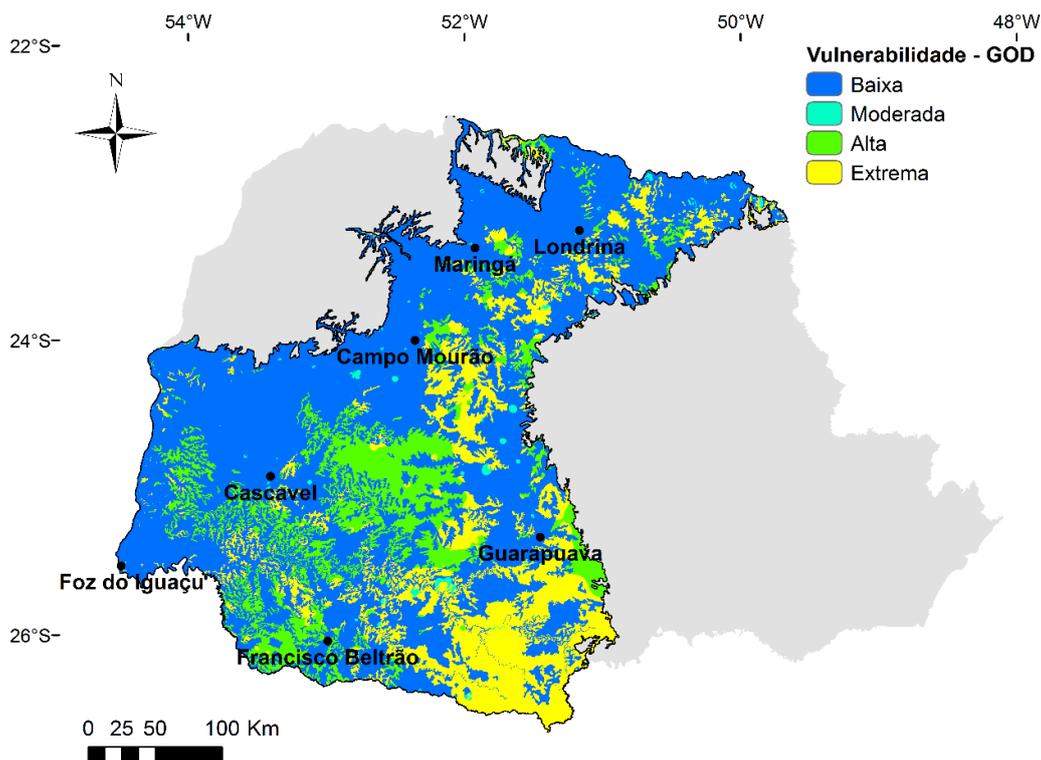
**Figura 40: Mapa do parâmetro D – Distância até o nível freático**

#### 6.2.4 Mapa de vulnerabilidade GOD

A partir da multiplicação dos mapas dos índices G, O e D e reclassificação dos resultados, foi obtido o mapa e vulnerabilidade à contaminação do SASG – PR pelo método GOD, apresentado pela Figura 41. No geral, o método apresentou maior ocorrência de vulnerabilidade baixa para a área de estudo, porém, com significantes porções com vulnerabilidade alta e extrema, que juntas somam 33,13% da área.

A Tabela 14 apresenta a área de cada classe de vulnerabilidade. Nota-se que, as regiões com vulnerabilidades mais elevadas ocorrem principalmente na região sudeste da área de estudo. A bacia do Paraná 3 apresenta menor vulnerabilidade pelo método GOD, enquanto a Bacia do Rio Iguaçu apresenta os maiores índices.

É possível observar também que apenas 0,67 % da área apresentou vulnerabilidade moderada. Isso se deve principalmente à pouca quantidade de intervalos de classe do parâmetro G e ao pouco nível de detalhe do método GOD em geral, uma vez que este utiliza apenas três parâmetros na avaliação. A Tabela 14 apresenta o percentual das classes de vulnerabilidade.



**Figura 41: Mapa de vulnerabilidade natural à contaminação pelo método GOD**

Vulnerabilidade	Área (km <sup>2</sup> )	Percentual
Baixa	67259	66,21%
Moderada	681	0,67%
Alta	14547	14,32%
Extrema	19108	18,81%

**Tabela 14: Classes de vulnerabilidade GOD**

### 6.3 Comparação entre os métodos DRASTIC e GOD

Os métodos DRASTIC e GOD são amplamente utilizados na avaliação da vulnerabilidade natural em aquíferos. A escolha entre um ou outro está condicionada principalmente à disponibilidade de dados para o estudo. Neste trabalho, ambos os métodos foram aplicados, visando estabelecer uma análise comparativa entre os dois.

Diversos autores relataram que o método DRASTIC, além de mais detalhado, mostrou-se mais conservador, no sentido de apresentar mais áreas com vulnerabilidades mais elevadas (MOURA, 2014; REGINATO e AHLERT, 2013; CARDOSO, 2010; MENDOZA e BARMEN, 2006).

Para fins de comparação, foi gerado os mapas de vulnerabilidade normalizados DRASTIC e GOD (Figura 42). Além disso, um histograma de frequências que relaciona índice vulnerabilidade com número de pixels presentes no mapa foi gerado para melhor compreensão da distribuição das informações geradas na área de estudo.

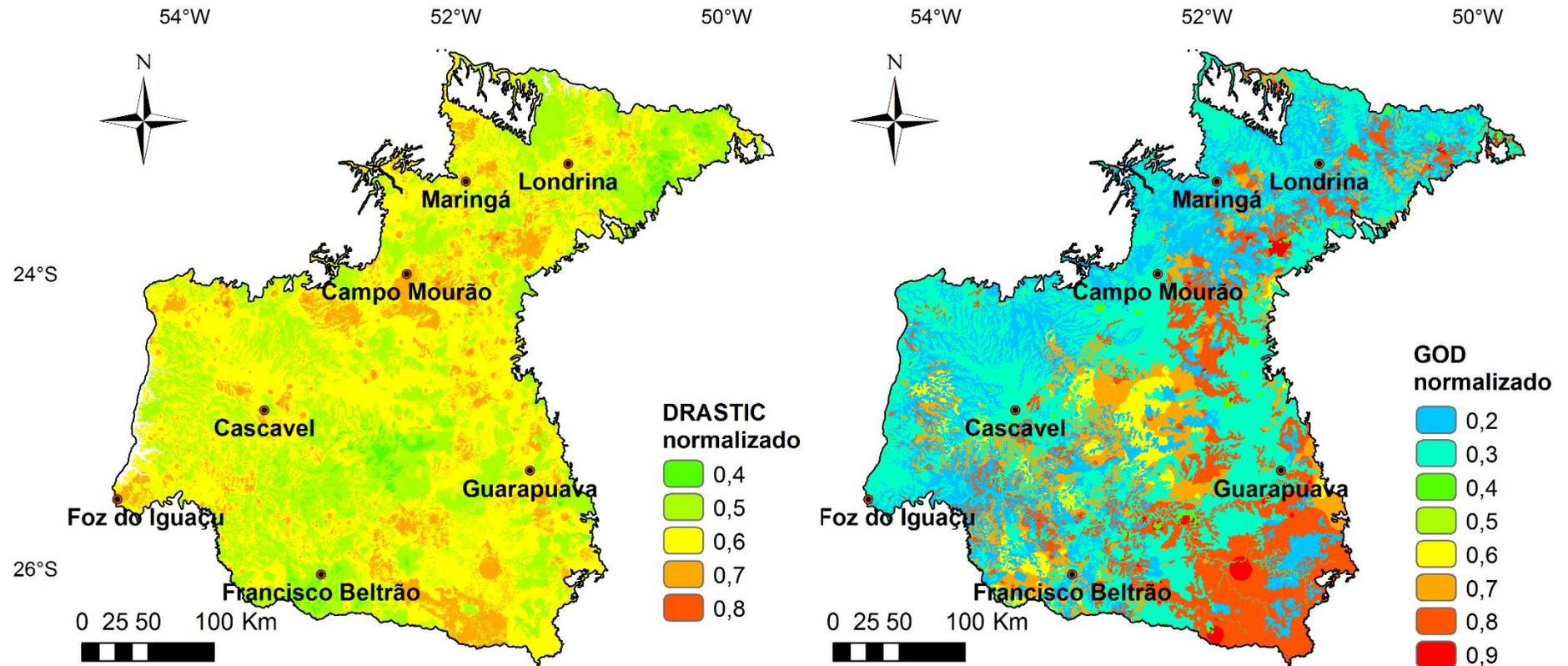
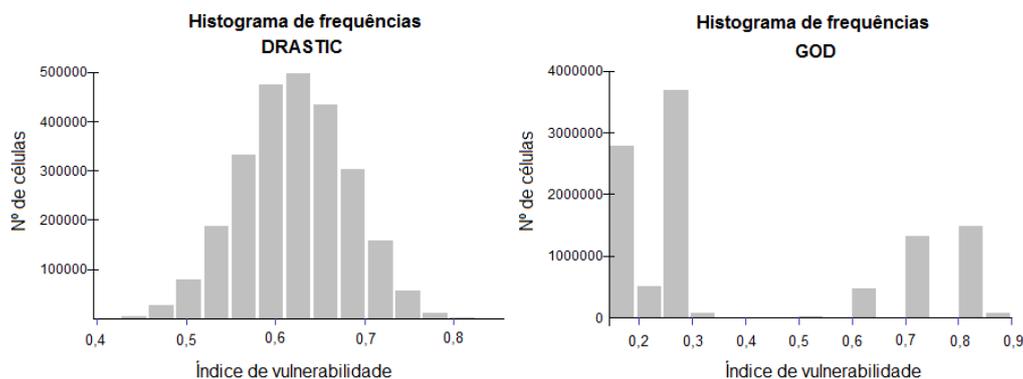


Figura 42: Mapas dos métodos DRASTIC e GOD normalizados para fins de comparação dos resultados

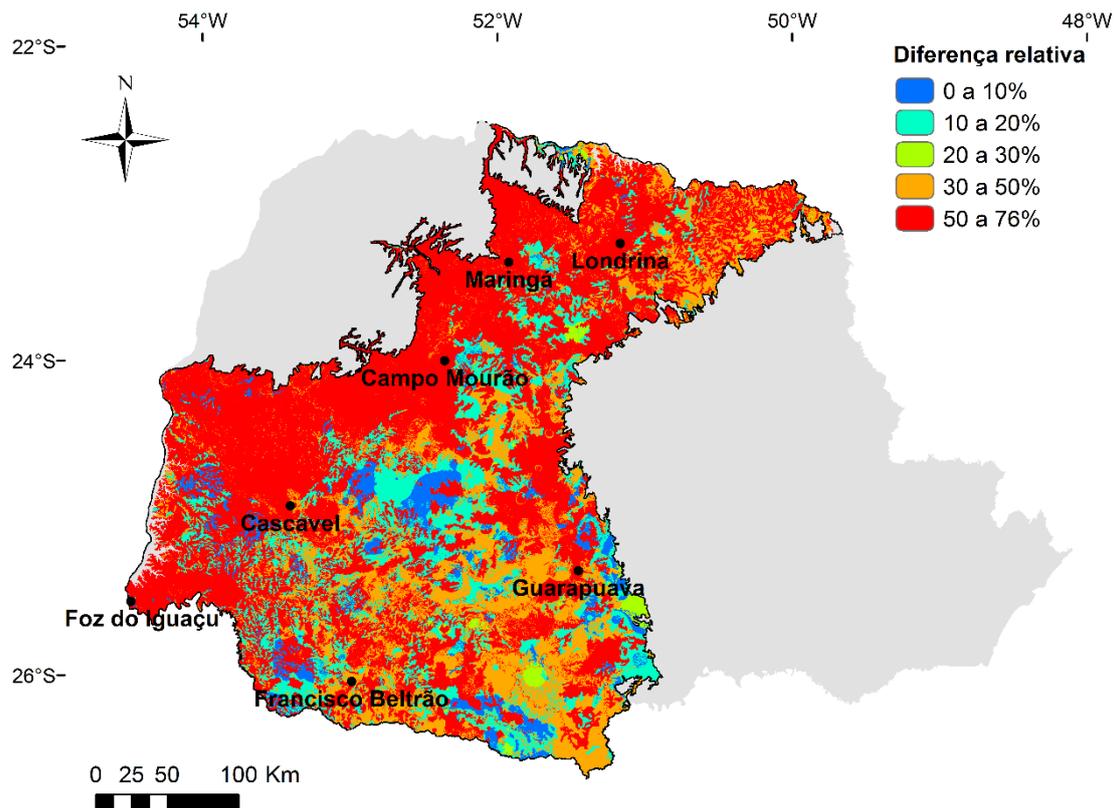


**Figura 43: Histograma de frequências das classes de vulnerabilidade dos métodos DRASTIC e GOD**

A análise dos mapas da Figura 42 permite visualizar uma incompatibilidade numérica entre os métodos. Algumas semelhanças na forma podem ser observadas em decorrência da utilização de parâmetros em comum em regiões pontuais do mapa. A distribuição dos pixels no mapa de vulnerabilidade DRASTIC ocorre de forma suave e bem distribuída, com ocorrência de valores intermediários. Já pelo método GOD, a distribuição ocorre de forma brusca, em algumas regiões, passa de vulnerabilidade baixa para extrema de forma imediata e sem valores intermediários.

O comportamento dos índices de vulnerabilidade de cada método pode ser observado nos histogramas da Figura 43. Enquanto o DRASTIC apresenta uma distribuição bastante regular, com valores intermediários mais frequentes, aproximando-se de uma distribuição normal, o GOD apresenta comportamento completamente diferente, com valores concentrados nos dois extremos do gráfico. Essa escassez de valores intermediários do método GOD está relacionada principalmente a baixa ocorrência de valores intermediários dos parâmetros G e O, resultantes do baixo detalhamento dos dados disponíveis e empregados na análise e também pela pouca quantidade de parâmetros utilizados pelo método.

Para melhor visualizar as diferenças entre os métodos DRASTIC e GOD, foi elaborado o mapa de diferença relativa entre os dois métodos em percentual (Figura 44).



**Figura 44: Mapa de diferença relativa entre os métodos DRASTIC e GOD**

Nota-se que as menores diferenças estão associadas às regiões classificadas como vulnerabilidade elevada. As regiões em que o GOD apresentou áreas com vulnerabilidade baixa ou muito elevada foram aquelas onde as maiores diferenças foram observadas, o que é causado pela pouca quantidade de intervalos de classe devido à pequena quantidade de dados que são adotados na análise.

Apenas 4,75% da área apresentou diferença relativa inferior a 10% e 19,34% apresentou diferença inferior a 20%. Na Tabela 15 é apresentado o percentual da área de estudo correspondente a diferentes intervalos de diferença relativa arbitrariamente definidos. A maior parte da área apresenta diferença superior a 50%, com média de 46,48%. Este valor, apesar de elevado, não representa a real diferença entre os métodos, uma vez que a determinação de locais com maior e menor vulnerabilidade é mais importante, para fins de gestão, do que a quantificação da vulnerabilidade em si. As semelhanças entre os mapas só são visualmente perceptíveis em locais de vulnerabilidade muito elevada ou muito reduzida devido à fatores que são consideradas por ambos os métodos, como profundidade do nível estático e tipo de solo.

<b>Diferença relativa (%)</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>% da área</b>
0 a 10%	5176,71384	4,75%
10 a 20%	15905,1071	14,59%
20 a 30%	1083,5308	0,99%
30 a 50%	23512,2239	21,57%
50 a 76%	63322,4244	58,09%

**Tabela 15: Diferenças relativas em função da área em km<sup>2</sup> e percentual da área de estudo**

Apesar do método DRASTIC não ter apresentado regiões com vulnerabilidade muito elevada de maneira significativa, o mesmo mostrou-se mais conservador que o GOD quanto ao controle do uso e ocupação do solo, uma vez que a média dos valores apresentados no histograma da Figura 43 é superior (0,62 para o DRASTIC e 0,39 para o GOD). Ou seja, apesar do método GOD ter apresentado grande ocorrência de áreas com vulnerabilidade muito elevada, este mostrou-se menos restritivo que o DRASTIC após uma análise mais detalhada. As medidas de posição dos índices DRASTIC e GOD são apresentados na Tabela 16. Os valores do método GOD possuem maior amplitude, entretanto, os valores médios são significativamente inferiores aos índices médios do método DRASTIC.

<b>Medida de posição</b>	<b>DRASTIC</b>	<b>GOD</b>
Mínimo	0,39	0,14
Primeiro quartil	0,58	0,19
Mediana	0,63	0,29
Terceiro quartil	0,66	0,72
Máximo	0,86	0,9
Desvio padrão	0,06	0,24

**Tabela 16: Medidas de posição dos índices DRASTIC e GOD**

Com base no discutido neste capítulo, é possível concluir que, para fins de gestão, o método DRASTIC apresenta-se como uma ferramenta bastante eficaz, superior ao método GOD. Entretanto, quanto à eficiência, considerando que esta leva em consideração o tempo e os recursos investidos no trabalho, este conceito torna-se relativo. O método DRASTIC apresenta resultados superiores, mas, por outro lado, requer uma maior quantidade de dados e de tempo para a sua aplicação. O GOD, por sua vez, requer poucos dados e pode ser aplicado de forma rápida e prática, adequando-se bem a situações onde a disponibilidade de dados é escassa, fornecendo resultados satisfatórios. Alguns parâmetros do método DRASTIC necessitam trabalhos mais detalhados, como o cálculo

da recarga. Quando não se tem as informações necessárias, o método DRASTIC pode se tornar fragilizado, sendo mais conveniente recorrer à métodos mais simples como o GOD.

## **7. CONCLUSÃO**

### **7.1 Considerações finais gerais**

Este trabalho teve como objetivo avaliar a vulnerabilidade à contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral no estado do Paraná, bem como investigar as diferenças e semelhanças entre as metodologias utilizadas (DRASTIC e GOD), visando comparar os resultados. Por fim, foi realizada uma abordagem preliminar a respeito da aplicação do mapa de vulnerabilidade na gestão dos recursos hídricos subterrâneos na região do SASG – PR, na tentativa de identificar os municípios com maior probabilidade de sofrer com relação a questão da qualidade das águas subterrâneas devido a contaminação humana no futuro.

A partir da análise comparativa, foi possível constatar que ambos os métodos apresentam uma avaliação satisfatória da vulnerabilidade, uma vez que as regiões de maior e menor índice são evidenciadas pelos dois métodos. Entretanto, o método DRASTIC apresenta uma escala de detalhe muito mais refinada, com uma distribuição muito mais suave dos pixels pela área de estudo, pois, este método leva em consideração mais parâmetros, sendo que alguns deles estão disponíveis com maior grau de detalhe, como recarga, topografia e tipo de solo. Por ser mais detalhado, o método DRASTIC pode ser mais confiável que o método GOD, uma vez que leva em consideração sete parâmetros na sua análise. Entretanto, é importante salientar que, caso estes parâmetros não sejam obtidos de forma precisa, o método pode se tornar inteiramente fragilizado. Não sendo possível a definição dos parâmetros com precisão e segurança, é sugerido que se opte por métodos mais simplificados, como o GOD, que utiliza menos parâmetros na avaliação. Neste trabalho, o DRASTIC mostrou-se mais restritivo que o método GOD, pois apresentou índice de vulnerabilidade, em geral, superior, considerando as mesmas áreas de análise.

Desta forma, uma vantagem do método GOD é que ele depende de poucas informações para sua análise além de ser eficientemente exequível em situações em que existe a indisponibilidade de tempo, recursos financeiros e recursos humanos par a avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação em determinada região. Porém, a escolha do método deve estar condicionada à disponibilidade de dados para a área em

questão, recursos humanos, financeiros e tempo. Estudos com maior detalhe podem fornecer resultados mais satisfatórios, mas, em geral, são dispendiosos e requerem muitos dados.

## **7.2 Aplicação dos mapas de vulnerabilidade**

Os mapas de vulnerabilidade apresentados neste trabalho podem servir de subsídio para órgãos gestores seja em nível federal, estadual e também municipal. Assim, os mapas podem contribuir de maneira a balizar a restrição do uso e ocupação do solo em escala regional. No setor privado, os mapas podem contribuir no sentido de selecionar o melhor local para a instalação de um empreendimento cuja atividade seja de potencial risco para as águas subterrâneas, como postos de gasolina e indústrias, em geral.

Quando sobrepostos ao mapa de potencial de contaminação (cadastro de cargas contaminantes) é possível estimar o real risco de poluição dos aquíferos, uma vez que, por mais vulnerável que seja uma área, não haverá contaminação se não houver atividade potencialmente poluidora. Por outro lado, regiões com vulnerabilidade baixa ou moderada podem estar altamente sujeitas à contaminação dos aquíferos caso haja disposição de material contaminante no solo em alta intensidade e persistência.

É necessário enfatizar que estes resultados devem ser utilizados com cautela, e que estudos de detalhe devem ser realizados, preliminarmente a qualquer intervenção e/ou planejamento, com intuito de caracterizar o local em escala adequada, de maneira a caracterizar a heterogeneidade geológica e hidrogeológica existente.

## **7.3 Sugestões para futuros trabalhos**

Algumas questões não puderam ser esclarecidas durante o desenvolvimento desta dissertação e necessitam de trabalhos aprofundados para contribuir com a pesquisa da vulnerabilidade do SASG, no Paraná, são elas:

- Com relação às estimativas de recarga dos aquíferos, objeto de estudo do Capítulo 6.1.2, a aplicação de novos métodos na mesma área de estudo, como variação do nível d'água e balanço de cloretos, podem contribuir na validação dos métodos utilizados e na redução das incertezas que estão relacionadas a todos os métodos de estimativa de recarga, em geral.
- Os métodos de avaliação da vulnerabilidade, em geral, apresentam diversas incertezas relacionadas aos parâmetros envolvidos na análise.

Desta forma, é sugerido que se investigue a respeito da aplicação de novos métodos na mesma área de estudo, como SINTACS e IS, buscando estabelecer comparações.

- Estabelecer relações entre a vulnerabilidade e a hidroquímica, como exemplo, as concentrações de nitrato estão diretamente relacionadas aos graus de vulnerabilidade, conforme descrito por diversos autores (AL-ADAMAT et al., 2003; KUMAR et al., 2014; ABDULLH et al., 2015).
- Determinar regiões de maior sensibilidade e mapear a vulnerabilidade em escala adequada, visando caracterizar com melhor resolução as informações geológicas, hidrogeológicas, geomorfológicas e de uso do solo.
- Por fim, estudos relacionados ao cadastro de cargas contaminantes são necessários na área de estudo a fim de se determinar o risco de contaminação das águas subterrâneas do SASG no Paraná.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDULLAH, T. O.; ALI, S. S.; AL-ANSARI, N. N.; KNUTSSON, S. Groundwater Vulnerability Mapping Using Lineament Density on Standard DRASTIC Model: Case Study in Halabja Saidsadiq Basin, Kurdistan Region, Iraq. *Engineering*, 7, p 644-667, 2015.

AGUASPARANÁ, Instituto Águas Paraná. Recursos Hídricos no Estado do Paraná. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=48>>. Acesso em 10 de jan. de 2016.

AL-ADAMAT, R. A. N.; FOSTER, I. D. L.; BABAN, S. M. J. Groundwater Vulnerability and Risk Mapping for the Basaltic Aquifer of the Azraq Basin of Jordan using GIS, Remote Sensing and DRASTIC. *Applied Geography*, n 23, p 303 – 324, 2003.

ALBINET, M. E J. MARGAT. 1970. Cartographie de la vulnerabilite a la pollution des nappes d'eau souterraine. *Bulletin BRGM 2ndseries* 3(4): 13–22. Orleans, França.

ALLER, L.; LEHR, J. H.; PETTY, R. DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. U.S Environmental Protection Agency, 622 p., Oklahoma, 1987.

ALVES, M.G.; RAMOS, I.S.; CORIDOLA, R. Metodologia DRASTIC na Análise de Vulnerabilidade dos Aquíferos livres de Campos dos Goytacazes. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 3433-3438, Natal, 2009.

AMHARREF, M.; MANIA, J.; HADDOUCHI, B.A. Adaptation of an Evaluation Vulnerability Method to Groundwater Pollution. First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers Monitoring, Modeling, and Management. Essaouira, Morocco, April 23–25, 2001.

ANA, Agência Nacional de Águas. Atlas de Abastecimento Urbano de Água. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Home.aspx>>. Acesso em 5 de novembro de 2015.

ANA, Agência Nacional de Águas. HIDROWEB. Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em 20 de abril de 2016.

ANA, Agência Nacional de Águas. Região Hidrográfica do Paraná. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/parana.aspx>> Acesso em 20 de março de 2017.

ATHAYDE, G. B. Diretrizes da SANEPAR na prospecção e monitoramento de aquíferos no Estado do Paraná. Anais do XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro nacional de perfuradores de poços. São Luís, 2010.

ATHAYDE, G. B. Tese de doutorado. Compartimentação Hidroestrutural do Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) do Estado do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geologia da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2013. 155 p.

ATHAYDE, G. B.; ATHAYDE, C. V. M.; ROSA FILHO, E. F. Compartimentação hidroestrutural e Aptidões Químicas do Sistema Aquífero Serra Geral no Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Geociências*, n. 42(1), p. 167-185, 2012.

ATHAYDE, G. B.; ATHAYDE, C. V. M. Hidrogeologia do Sistema Aquífero Serra Geral no Estado do Paraná. *Revista brasileira de águas subterrâneas* v. 29, n 3, 2015, p 315 – 333.

AUGE, M. Vulnerabilidad de Acuíferos. *Revista Latino-Americana de Hidrogeologia*, n. 4, p. 85-103, 2001.

AUGE, M., Hydrodynamic behaviour of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin. *Ground Water*, 24, 5, 636–642, 1986.

AUGE, M., Primer Curso de Posgrado de Hidrogeología Ambiental. UBA, Buenos Aires, 1–65, 1995.

BERTOLO, R.; HIRATA, R.; FERNANDES, A. Hidrogeoquímica das Águas Minerais Envasadas do Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*. N. 37(3), p. 515-529. Setembro de 2007.

BLARASÍN, M. CABRERA, A.; VILLEGAS, M.; FRIGERIO, C.; BETTERA, S. Groundwater contamination from septic tanks system in two neighborhoods in Río Cuarto City, Córdoba, Argentina. *International Association of Hydrogeologists–International Contributions to Hydrogeology* 21: 31–38, 1999.

BLARASÍN, M., C.; FRIGERIO, C.; BETTERA, S. Determinación del riesgo de contaminación del acuífero libre por sistemas de saneamiento in situ: ciudad de Río Cuarto. Dpto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. Publicação especial da *Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería* 1: 114–131, 1993.

BORGES, V. M.; PAES, E. Estimativa de Recarga do Sistema Aquífero Serra Geral Utilizando Balanço Hídrico. Anais do IV Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cruz das Almas, julho de 2016.

BOUFEKANE, A.; SAIGHI, O. Assessment of groundwater pollution by nitrates using intrinsic vulnerability methods: A case study of the Nil valley groundwater (Jijel, North-

East Algeria). *African Journal of Environmental Science and Technology*. Vol. 7(10), p. 949-960, outubro 2013.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 396, de 7 de abril de 2008.

CARDOSO, L. V. R. Q. Estudo Comparativo dos Métodos DRASTIC e GOD na Avaliação da Vulnerabilidade das Águas Subterrâneas à Poluição da Bacia Hidrográfica do Rio Cabril – Vila Real. Dissertação de mestrado apresentada à Universidade de Trás-os-Montes e Alto Ouro, 2010.

CASTANY, G. *Prospección y explotación de las aguas subterráneas*. Barcelona: Ed. Omega, 1975. 738 p.

CIVITA, M. V.; DE MAIO, M. Valutazione e cartografia automatica della vulnerabilità degli acquiferi all' inquinamento con il sistema parametrico: SINTACS R5, a new parametric system for the assessment and automatic mapping of groundwater vulnerability to contamination. Editora Pitagora, Bologna, 240 p, 2000.

COELHO, V. H. R. Estimativa da Recarga Subterrânea em Bacia Hidrográfica do Semiárido Pernambucano a Partir de Técnicas de Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas. Tese de doutorado apresentada à Universidade Federal de Pernambuco, 2016.

COLLISCHONN, W.; Dornelles, F. *Hidrologia para engenharia e ciências ambientais*. 1. ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2013. v. 1. 336p.

COLLISCHONN, W.; FAN, F. Defining Parameters for Eckhardt's Digital Base Flow Filter. *Hydrological Processes*, v. 27, n, 18, p. 2614- 2622, 2013.

COOPER, H. H.; JACOB, C. E. A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well history. *Am. Geophysics Union Trans.*, Vol. 27, p. 526-534, 1946.

CORREA, S. W.; MELLO, C. R. Determinação e Separação do Escoamento Superficial Direto do Escoamento Base na Sub-Bacia Paraopeba, Rio Ribeirão da Ajuda, Mediante os Métodos de Barnes e dos Filtros de Eckhardt. XLIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA 2014 Centro de Convenções “Arquiteto Rubens Gil de Camillo”- Campo Grande -MS 27 a 31 de julho de 2014.

COSTA, W. D.; SILVA, A. B. Hidrogeologia de Meios Anisotrópicos. In: FEITOSA, A. C. F; Filho, J. M. *Hidrogeologia, conceitos e aplicações*. 2ª edição. Fortaleza. CPRM, 391 p., 2000.

CPRM, Serviço Geológico do Brasil. *Mapa Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo*. Instruções técnicas, 2014a.

CPRM, Serviço Geológico do Brasil. Mapa Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo. Pernambuco, 2014b – Escala 1:5.000.000.

DOERFLIGER, N.; ZWAHLEN, F. EPIK: a New Method for Outlining of Protection Areas in Karstic Environment. International symposium and field seminar on karst waters and environmental impacts. Antalya, Turkey, Balkema, Rotterdam, p.117–123, 1997.

DORA, A. S. Quantificação das Reservas Renováveis de Água Subterrânea em Bacias Hidrográficas a Partir de Séries Históricas de Vazão: Uma Ferramenta para a Gestão de Bacias. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

ECKHARDT, K. A Comparison of base flow indices, which were calculated with seven different baseflow methods. *Journal of Hydrology*, v. 352, p. 168-173, 2008.

ECKHARDT, K. How to Construct Recursive Digital Filters for Baseflow Separation. *Hydrological Process* n. 19, p. 507-515, 2005.

EILERS, V. H. M. Estimativa de Recarga de Águas Subterrâneas Utilizando o Método do Balanço Hídrico. XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Cuiabá – MS, 2004.

EMBRAPA – Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Solos Tropicais. Disponível em: < <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/> >. Acesso em 21 de novembro de 2016.

EMBRAPA - Mapa de Solos do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2001 - Escala 1:5.000.000.

EMBRAPA - Mapa de Solos do Paraná. Paraná, 2009 - Escala 1:600.000.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 83 p, 1979.

EPPNA. Informação Cartográfica dos Planos de Bacia. Sistematização das Figuras e Cartas a imprimir em papel. Equipa de Projecto do Plano Nacional da Água. Portugal, 1998.

ESRI, Environmental Systems Research Institute. ArcGIS for Desktop, versão 10.2.2. Programa de Sistema de Informações Geográficas. ESRI Inc., 2014.

FERNANDES, L. F.S.; CARDOSO, L. V. R. Q.; PACHECO, F. A. L.; LEITÃO, S.; MOURA, J. P. DRASTIC and GOD Vulnerability Maps of the Cabril River Basin, Portugal. *Rev. Esc. Minas* vol. 67(2), Ouro Preto, 2014.

FERREIRA, L. M. R.; HIRATA, R. C. A. Determinação de riscos de contaminação das águas subterrâneas por sistemas de saneamento in situ; estudo de caso, município de Campinas. In Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 10, São Paulo, 1993.

FOSTER, S. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: VAN DUIJVENBOODEN W, VAN WAEGENINGH HG (eds) *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. The Hague, 38, p.69-86, 1987.

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

FOSTER, S; HIRATA, R; GOMES, D; D'ELIA, M; PARIS, M. Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: Um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. Groundwater Management Advisory Team em parceria com a Global Water Partnership. Edição Brasileira Sevmar – Serviços Técnicos Ambientais LTDA, 114 p., 2002.

FRANCÉS, A.; PARALTA, E.; FERNANDES, J.; & RIBEIRO, L. Development and Application in the Alentejo Region of a Method to Assess the Vulnerability of Groundwater to Difuse Agriculture Pollution: the Susceptibility Index. Lisboa, Geosystem Center IST, Third International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, 2001.

GHAZAVI, R.; EBRAHIM, Z. Assessing groundwater vulnerability to contamination in an arid environment using DRASTIC and GOD models. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12, p. 2909–2918, 2015.

GOGU, R.C. DASSARGUES, A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology* 39 (6), p. 549 – 559, abril de 2000.

HAERTLE, T. Groundwater in water resources planning. In: Method of working and employment of EDP during the preparation of groundwater vulnerability maps. UNESCO. INTER. SYMP, Proc, Koblenz, Germany UNESCO/IAH/IAHS. II p. 1073–1085, 1983.

HAMZA, S. M.; AMIMUL, M.; GHAZALI, A. H.; MOHAMMED, T. A. GIS-based DRASTIC model for pollution vulnerability assessment of fractured-rock aquifer systems. *Environ Earth Sci* 76:197, 2017.

HEALY, R.W.; COOK, P.G. Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*. v.10(1). February 2002. Springer-Verlag, Berlin. p. 91-109, 2002.

HIRATA, R., C.; BASTOS, G.; ROCHA, D.; GOMES, E.; IRITANI, M. Groundwater pollution risk and vulnerability map of the São Paulo State - Brasil. *Water Science and Technology* 24(11): 159–169, 1991.

HUAN, H.; JINSHENG, W.; YANGUO, T. Assessment and validation of groundwater vulnerability to nitrate based on a modified DRASTIC model: A case study in Jilin City of northeast China. *Science of The Total Environment* Volume 440, p 14-23, dezembro de 2012.

IAC, Instituto Agronômico. Disponível em <<http://www.iac.sp.gov.br/solosp/>>. Acesso em 21 de novembro de 2016.

IAPAR, Instituto Águas Paraná. Recursos Hídricos Subterrâneos – Serra Geral. Disponível em <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=59>> Acesso em 13 de abril de 2016.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/areaterritorial/principal.shtm>>. Acesso em 22 de março de 2017.

ITCG, Instituto de Terras, Cartografia e Geociências. Disponível em <<http://www.itcg.pr.gov.br/>> Acesso em 13 de abril de 2016.

ITCG, Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. Uso do Solo 2001/2002 - Estado do Paraná. Disponível em: <<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9#>> Acesso em 20 de abril de 2016.

KULFS, C. Rating the hazard potential on waste disposal facilities Em: Nat. Conf. on Management of Uncontrolled Hazardous Waste Sites. Hazardous Material Control Research Institute, 1980, p 30-41.

KUMAR, S.; THIRUMALAIIVASAN, D.; RADHAKRISHNAN, N. GIS Based Assessment of Groundwater Vulnerability Using Drastic Model. *Arabian Journal for Science and Engineering*, n. 39, p. 207-216, 2014.

LE GRAND, H. A standardized system for evaluating waste disposal sites. NWWA, Worthington, 1983.

LEE, K. K.; RISLEY, J. C. Estimates of Ground-Water Recharge, Base Flow, and Stream Reach Gains and Losses in the Willamete River Basin, Oregon. U.S. Geological Survey, Portland, Oregon, 2002.

LICHT, O. A. B. Estudo de Produtos Hidrovulcânicos no Sudoeste do Paraná. Serviço Geológico do Paraná – Mineropar, Curitiba, 2012.

LICHT, O. A. B. O Grupo Serra Geral no Estado do Paraná. Serviço Geológico do Paraná – Mineropar, Curitiba, 2013.

LIMA, V. C.; LIMA, M. C.; MELO, V. F. Conhecendo os Principais Solos do Paraná. Projeto de extensão universitária Solo na Escola/UFPR, Curitiba, 2012.

LOBO-FERREIRA, J.P. e CABRAL, M. Proposal for an Operational Definition of Vulnerability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources. In Meeting of the European Institute for Water, Groundwater Work Group Brussels, fev. 1991.

LOPES, A. R. B. C.; SCHEIBE, L. F. Vulnerabilidade e risco de contaminação das águas do Sistema Aquífero Serra Geral na Bacia do Rio do Peixe/SC. Revista Brasileira de Águas Subterrâneas, vol. 20 no.3, p 560 – 570, Porto Alegre jul./set. de 2015.

MANASSES, F.; ROSA FILHO, E. F.; HINDI, E. C.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo Hidrogeológico da Formação Serra Geral na Região Sudoeste do Estado do Paraná. *Boletim Paranaense de Geociências*, n 64-65, p. 59-57, 2011.

MARTIN, P. J.; GOMES, D. C.; IRITANI, M.; GUIGER, N. Na Integrated Groundwater Management Using Modeling and GIS. Proceedings of the Groundwater in a Watershed Context Symposium,” Section 3: 137–145. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontário, 1998.

MATTIUZI, C. D. P.; KIRCHHEIM, R.; COLLISCHONN, W.; FAN, F. M. Estimativa de Recarga Subterrânea a Partir da Separação de Escoamento de Base na Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí (América Do Sul). Revista Águas Subterrâneas, v. 29, n. 3, 2015.

MAZIERO, T. A.; WENDLAND, E. (2005) Avaliação da recarga subterrânea de bacias urbanas no município de São Carlos, SP. In: XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste, 2017.

MEIRA, J. C. R., DE-CAMPOS, A. B.; PEREIRA, L. C. Vulnerabilidade Natural e Perigo de Contaminação de Zona de Recarga do Aquífero Guarani. Revista Águas Subterrâneas n. 28(1), p. 31-46, 2014.

MENDES, E. A. A; NAKANDAKARE, K. C; SOUZA, A. M; FERNANDES, A. M. P; SILVEIRA, E. L; FELTRIN, J; GUARDA, M. J. Mananciais Subterrâneos no Estado do Paraná. XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2002.

MENDOZA, J.A., BARMEN, G. Assessment of Groundwater vulnerability in the Río Artiguas basin, Nicaragua. *Environmental Geology*, 50, p. 569-580, 2006.

MENESES, L. F; SILVA, T. C; GADÊLHA, C. L. M; FIGUEIREDO, E. C. Elaboração de Mapa de Vulnerabilidade dos Aquíferos Superiores no Município de João Pessoa – PB, Através de Técnicas de Geoprocessamento. Revista Tecnológica, Fortaleza, v.30, n.1, p. 123-132, jun. 2009.

MILANI, E. J.; FRANÇA, A. B.; SCHNEIDER, R. L. Bacia do Paraná. Boletim de Geociências da PETROBRÁS, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 69-82, jan./mar. 1994.

MILANI, E. J.; MELO, J. H. G.; SOUZA, P. A.; FERNANDES, L. A.; FRANÇA, A. B. Bacia do Paraná. Boletim de Geociências da Petrobras, Rio de Janeiro, p. 265-287, 2007.

MINEROPAR. Minerais do Paraná S.A. Mapa geológico do Estado do Paraná. Escala 1:650.000 Curitiba: Mineropar, 2006.

MOURA, P. Vulnerabilidade de Aquíferos: Uso dos Métodos DRASTIC e GOD na Porção Norte do Complexo Industrial e Portuário do Pecém, Estado do Ceará. Dissertação de mestrado apresentada ao Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará, 2014.

NIMMO, J. R.; STONESTROM, D.; HEALY, R. W. Aquifer recharge. In Encyclopedia of Water Science: New York, Marcel Dekker, p. 1-4, 2003.

OLIVEIRA, M. J. P. M. Recarga de Águas Subterrâneas: Métodos de Avaliação. Tese de Doutorado apresentada à Faculdade de Ciências de Lisboa, Doutorado em Geologia, Lisboa, 2004.

ONS, Operador Nacional do Sistema Elétrico. Séries de vazões naturais (2015). Disponível em < [http://ons.org.br/operacao/vazoes\\_naturais.aspx](http://ons.org.br/operacao/vazoes_naturais.aspx) >. Acesso em 3 de março de 2016.

PAEZ, G. Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en el Valle del Cauca. Informe Ejecutivo. Corpo Regional del Valle del Cauca. Cauca, Colômbia, 1999.

PARIS, M.; TUJCHNEIDER, S.; D'ELIA, M.; PEREZ, M. Hidrogeología Urbana: Protección de Pozos de Abastecimiento em la Gestión de los Recursos Hídricos Subterráneos. Revista Serie Correlación Geológica 13: 153–160, 1999.

PEATE, D. W.; HAWKESWORTH, C. J.; MANTOVANI, M. S. M. Chemical Stratigraphy of the Paraná Lavas (South America): classification of magma types and their spatial distribution. Bulletin of Volcanology, n. 55 p 119-139, 1992.

PINTO, E. J. de A.; AZAMBUJA, A. M. S. de; FARIAS, J. A. M.; SALGUEIRO, J. P. de B.; PICKBRENNER, K. (Coords.). Atlas pluviométrico do Brasil: isoietas mensais, isoietas trimestrais, isoietas anuais, meses mais secos, meses mais chuvosos, trimestres mais secos, trimestres mais chuvosos. Brasília: CPRM, 2011. 1 DVD. Escala 1.5:000.000. Equipe Executora: Da Costa, Margarida Regueira; Dantas, Carlos Eduardo de Oliveira; Melo, De Azambuja, Andressa Macêdo Silva; De Rezende, Denise C.; Do Nascimento, Jean Ricardo da Silva; Dos Santos, André Luis M. Real; Farias, José Alexandre Moreira; Machado, Érica C.; Marcuzzo, Francisco Fernando Noronha; Medeiros, Vanesca Sartorelli; Rodrigues, Paulo de Tarso R.; Weschenfelder, Adriana Burin; SIG - versão 2.0

- atualizada em 11/2011; Levantamento da Geodiversidade. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Atlas-Pluviometrico-do-Brasil-1351.html>>. Acesso em: 23 mar. 2017.

PONTES, C. H. C. Determinação da Vulnerabilidade do Aquífero Basáltico no Campus da UFMS, em Campo Grande – MS. Dissertação de mestrado apresentada a UFMS, 2009.

PORCEL, R.; SCHUTH C.; LEON-GOMEZ, H.; HOPPE, A.; LEHNE, R. Land-Use Impact and Nitrate Analysis to Validate DRASTIC Vulnerability Maps Using a GIS Platform of Pablillo River Basin, Linares, N.L., Mexico. *International Journal of Geosciences*, 5, 1468-1489, 2014.

PRUSKI, F. Escoamento Superficial. Editora da UFV, 4 ed, 2008.

REBOUÇAS, A. C. Groundwater in Brazil. EPISODES. Vol.11,Nº.3. Setembro de 1987.

REBOUÇAS, A. C. Recursos Hídricos Subterrâneos na Bacia do Paraná – Análise de Pré-viabilidade. Tese Livre Docência. Instituto de Geociências da USP, São Paulo, 1978.

REBOUÇAS, A.C.; FRAGA, C. G. Hidrogeologia das Rochas Vulcânicas do Brasil. *Revista Águas Subterrâneas* n. 12. Agosto de 1988.

REGINATO, P. A. R.; AHLERT, S. Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Águas Subterrâneas* v. 27 n. 2 p 32-46, 2013.

RENNE, P. R.; ERNESTO, M.; PACCA, I. G.; COE, R. S.; GLEN, J. PRÉVOT, M.; PERRIN, M. Rapid Eruption of the Paraná Flood Volcanism, Rifting of Southern Gondwanaland and the Jurassic-Cretaceous Boundary. *Science*, Washington, v. 258, p. 975-979, 1992.

RISSER, D.W.; GBUREK, W.J.; FOLMAR, G.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, 31 p, 2005.

ROISENBERG, A.; VIERO, A. P. O Vulcanismo Mesozóico da Bacia do Paraná no Rio Grande do Sul. In. *Geologia do Rio Grande do Sul*. Editado por Michael Holz e Luiz Fernando de Ros. CIGO/UFRGS, Porto Alegre, 2000.

SANCHES, L. F. S.; et al. DRASTIC and GOD vulnerability maps of the Cabril River Basin, Portugal. *Revista Esc. Minas, Ouro Preto*, 67(2), p. 133-142, Portugal, 2014.

SANEPAR, Companhia Paranaense de Saneamento. Notícias de 31 de março de 2015. Disponível em <<http://site.sanepar.com.br/noticias/aquiferos-fornecem-21-da-agua-tratada-consumida-pelos-clientes>>. Acesso em 6 de novembro de 2015.

SCALON, B. R.; HEALY, R. W.; COOK, P. G. Choosing Appropriate Techniques for Quantifying Groundwater Recharge. *Hydrogeology Journal*, n 10, p. 18 – 39, 2002.

SCHARP, C. Groundwater Protection Plan for the Managua Aquifer development of Planning Tool. *International Association of Hydrogeologists* 222: 443–451, 1994.

SCHARP, C.; ALVETEG, T.; CALDERA, M. Assigning a groundwater protection value: methodology development. Proceedings of International Association of Hydrogeologists Congress: Problems, Processes and Management. Nottingham I: 659–664, 1997.

SILVA, A. J. P.; LOPES, R. C.; VASCONCELOS, A. M.; BAHIA, R. B. C. Bacias Sedimentares Paleozóicas e Meso-Cenozóicas Interiores. *In* Geologia, Tectônica e Recursos Minerais do Brasil. CPRM, Brasília, 2003.

SILVA, W. F. Análise da Vulnerabilidade das Águas Subterrâneas à Contaminação na Região Metropolitana de Maceió. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, 2013.

SIMMERS, I. Estimation of Natural Groundwater Recharge. NATO ASI Series C 222. Reidel, Dordrecht, 510 p., 1998.

SLIMANI, R.; GUENDOOUZ, A. Groundwater Vulnerability and Risk Mapping for the Phreatic Aquifer in the Ouargla Oasis of Algerian Sahara Using GIS and GOD Method. *International Journal of Agricultural Science and Research*, v 5(3), 149 – 158, 2015.

STEWART, M.; CIMINO, J.; ROSS, M. Calibration of Base Flow Separation Methods with Streamflow Conductivity. *GROUND WATER*, v. 45 n. 1, p. 17-27, jan./fev. 2007.

STRECK, E. V.; KAMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E. NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. P. 2. Solos do Rio Grande do Sul. 2. Ed. – Porto Alegre: EMATER/RS – ASCAR, 2008.

STUARD, M.; MILNE, C. Groundwater quality implications of wastewater irrigation in León, México.” Proceedings of International Association of Hydrogeologists Congress: Problems, Processes and Management. Nottingham I: 193–198, 1997.

TURC, L. Water balance of soils: relationship between precipitation, evapotranspiration and runoff. *Ann Agron*, 1954.

TURNER, S. P.; REGELORES, M.; KELLEY, S.; HAWKESWORTH, C. J.; MANTOVANI, M. S. M. Magmatism and Continental Break-up in South Atlantic: High Precision  $^{40}\text{Ar}$  –  $^{39}\text{Ar}$  Geochronology. *Earth and Planetary Science Letters*, Amsterdam, v. 121, p. 333-348, 1994.

TUSHAAR, N. S. et al. Groundwater: a global assessment of scale and significance. In: *Water for Food Water for Life*. p. 395-423, 2007.

VAN STEMPOORT, D.; EWERT, L.; WASSENAAR, L. AVI: a Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada. PPWD pilot project. National Hydrology Research Institute, 1992.

VRBA, J.; ZAPOROZEC, A. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International Association of Hydrogeologists (International Contributions to Hydrogeology 16). Verlag Heinz Heise, Hannover, 1994.

WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C.J.S. Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. ISBN 978-85-63843-02-9, 2004. Disponível em < <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo> >. Acesso em 28 de nov. de 2015.

YAMADA, T. Ferramentas de Geoprocessamento para Análise da Vulnerabilidade Natural das Águas Sub-superficiais à Poluição, Área Urbana e Seu Entorno, Município de São-Carlos – SP. Dissertação de Mestrado. Programa de Pos-graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos, 2007.

ZALÁN, P. V.; WOLFF, S.; ASTOLFI, M. A. M.; VIEIRA, I. S.; CONCEIÇÃO, J. C. J.; APPI, V. T.; SANTOS NETO, E. V.; CERQUEIRA, J. R.; MARQUES, A. The Paraná Basin, Brazil. In: LEIGHTON, M. W.; KOLATA, D. R.; OLTZ, D. F.; EIDEL, J. J. (Ed.). Interior cratonic basins. Tulsa: American Association of Petroleum Geologists, p. 681-708, 1990.

ZALÁN, P. V.; WOLFF, S.; CONCEIÇÃO, J. C. J.; VIEIRA, I. S.; ASTOLFI, M. A. M.; APPI, V. T.; ZANOTTO, O. A. A divisão tripartite do Siluriano da Bacia do Paraná. Revista Brasileira de Geociências, São Paulo, v. 17, n. 3, p. 242-252, 1987.