

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS, LETRAS E ARTES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

CARLOS HENRIQUE DA GRAÇA

**VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS E SUBSUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO PIRAPÓ - PARANÁ**

Maringá, PR
2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS, LETRAS E ARTES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

CARLOS HENRIQUE DA GRAÇA

**VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS E SUBSUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO PIRAPÓ - PARANÁ**

Tese apresentada como requisito básico para a obtenção do título de Doutor ao Programa de Pós-Graduação em Geografia - Curso de Doutorado (Análise Ambiental), Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Estadual de Maringá - PR.

ORIENTADOR: Prof. Dr. HÉLIO SILVEIRA

Maringá, PR
2019

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá - PR, Brasil)

G729v

Graça, Carlos Henrique da

Vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais da bacia hidrográfica do Rio Pirapó - Paraná / Carlos Henrique da Graça. -- Maringá, PR, 2019. 140 f.: il. color., figs., tabs., maps.

Orientador: Prof. Dr. Hélio Silveira.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Departamento de Geografia, Programa de Pós-Graduação em Geografia, 2019.

1. Bacia hidrográfica - Rio Pirapó (PR)- Vulnerabilidade à contaminação da água. 2. Escoamento superficial. 3. Agroquímicos. 4. Modelo MMF. 5. DRASTIC natural e pesticide. I. Silveira, Hélio, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes. Departamento de Geografia. Programa de Pós-Graduação em Geografia. III. Título.

CDD 23.ed. 918.162

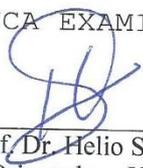
Marinalva Aparecida Spolon Almeida - 9/1094

**VULNERABILIDADE A CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E
SUBSUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRAPÓ-PARANÁ**

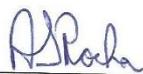
Tese de Doutorado apresentada a Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Geografia, área de concentração: Análise Regional e Ambiental, linha de pesquisa Análise Ambiental.

Aprovada em 26 de abril de 2019.

BANCA EXAMINADORA



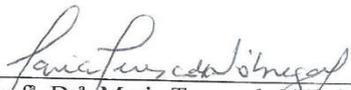
Prof. Dr. Helio Silveira
Orientador - UEM



Prof. Dr. Anderson Sandro da Rocha
Membro convidado - UTFPR



Prof. Dr. Eudes José Arantes
Membro convidado - UTFPR



Prof. Dr.ª Maria Teresa de Nobrega
Membro convidado- UEM



Prof. Dr. Eduardo Souza de Moraes
Membro convidado - UEM

Dedico

*a minha filha e esposa
Luna e Franciele...*

...e ofereço

*aos meus pais
Edivaldo e Conceição.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me abençoado na conclusão de mais essa etapa de minha vida, dando-me força para continuar mesmo entre as minhas dificuldades e limitações. Ao meu orientador Prof. Dr. Hélio Silveira, hoje um grande amigo, levo os meus mais sinceros agradecimentos pelos vários anos de dedicação e incentivos que me trouxeram inúmeras conquistas, realizações, conhecimento e, principalmente, respeito pela pessoa, que mostrou bons exemplos de dedicação, responsabilidade e profissionalismo, além de orientador um grande professor.

Agradeço as colegas que de forma direta ou indireta contribuíram para que o trabalho fosse realizado, com destaque a Professora Dr^a. Maria Teresa de Nóbrega com suas contribuições desde a graduação, pessoa de um enorme conhecimento e carisma. À Francieli S. Marcatto que sempre esteve disposta a colaborar. E aos amigos da Falcon Farms - Consultoria Agrícola e Ambiental, Rodolfo F. Ribeiro e David Castanho Filho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo período de concessão da bolsa.

Aos meus familiares pelo incentivo.

E finalmente, as pessoas mais importantes na minha vida.

Aos meus pais Edivaldo e Conceição pelos exemplos de vida, educação, dedicação, amor e por nunca terem poupado esforços para que eu pudesse alcançar meus objetivos e realizar sonhos. Aos meus irmãos Weferson e Rodrigo pela amizade e exemplos de dedicação e conquistas, saibam que sempre me espelhei em vocês. Também não poderia deixar de mencionar as minhas cunhadas Carina e Flávia e sobrinhas Isadora e Eduarda. E em especial a duas pessoas que no momento de fraquezas me incentivaram a continuar, minha esposa Franciele, que vem me acompanhando e me suportando durante esse período de estudos, anos nos quais, pude descobrir novas motivações e inspirações para sempre buscar ser mais e melhor, por ter ao meu lado alguém assim tão compreensiva e dedicada, e a minha filha Luna, mesmo sem saber o que tudo isso representa trouxe novas motivações para que eu continuasse com minha jornada.

E novamente a Deus pela minha família e amigos.

Muito Obrigado!

(...) *Emancipate yourselves from mental slavery
None but ourselves can free our minds
Have no fear for atomic energy
Cause none of them can stop the time
How long shall they kill our prophets
While we stand outside and look?
Some say it's just a part of it
We've got to fulfill the book (...)*

*Trecho da música Redemption Song
Bob Marley (1979)*

RESUMO

O objetivo desse trabalho é estabelecer uma classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais nas escalas anual, trimestres seco e chuvoso, visando contribuir com a gestão mais efetiva da bacia hidrográfica do rio Pirapó – Paraná. Utilizando, para isso, a aplicação de modelos semi-empíricos preditivos de Morgan, Morgan e Fenney (MMF – modificado) e *DRASTIC natural e pesticide* como base para as classificações. Os resultados mostram que vulnerabilidades à contaminação das águas superficiais apresentou maior porcentagem ligada à vulnerabilidade média, corresponde cerca de 63% da área da bacia. Essa classificação, está relacionada a ocorrência de solos profundos (Latosolos e Nitossolos) e resistentes ao desprendimento de partículas, com valores mais baixos de escoamento superficial influenciados pela redução na intensidade da precipitação, além de estar sobre áreas de declividade moderadas, com predomínio de classes entre 6 e 15%. A classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre seco e chuvoso, apresentou um padrão marcado pelas diferenças na precipitação, sendo intensificada a vulnerabilidade no trimestre chuvoso e reduzida no trimestre seco. No trimestre seco predominou a vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais baixa, com 85,66% da área da bacia. A vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre chuvoso apresentou um predomínio na classe média, com 51,84% da área da bacia. Para o índice *DRASTIC natural* a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais com maior ocorrência foi a média, com 71,68%, estando associada a ocorrência de solos argilosos, elevada profundidade da superfície freática. No trimestre seco a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais, índice *DRASTIC natural*, apresentou predomínio da classe baixa que representa cerca de 54,98% da área da bacia. A vulnerabilidade predominante para a contaminação das águas subsuperficiais no trimestre chuvoso, índice *DRASTIC natural*, foi a média, com 67,03% da área da bacia. No índice *DRASTIC Pesticide* 66,43% da área da bacia foi classificada com alta vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais, isso refletiu diretamente a presença dos cultivos temporários com intensivo uso de agroquímicos. No trimestre seco a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais, índice *DRASTIC pesticide*, predomina a classe média, com 69,03% da área da bacia, seguida pela média e elevada. A vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais na bacia no trimestre chuvoso, índice *DRASTIC pesticide*, teve como predomínio as vulnerabilidades elevada e média, correspondem aproximadamente 94% respectivamente para área da bacia. Para ambos os trimestres as estimativas apresentaram uma intensificação significativa nas vulnerabilidades quando comparado as estimativas anteriores, índice *DRASTIC natural*, devido a presença de áreas agrícolas aliada ao uso intensivo de agroquímicos. A partir da aplicação desses modelos, constatou-se que a bacia do Pirapó tende a ser mais vulnerável a contaminação das águas superficiais, uma vez que, foram registrados a presença nitratos, nitritos e fósforo em concentrações superiores aos padrões da CONAMA 375/2005, que são associados a utilização de fertilizantes na agricultura, em detrimento da vulnerabilidade das águas subsuperficiais. Assim, considera-se que o estudo possa contribuir no desenvolvimento ações e condições mais favoráveis a proteção das águas superficiais e subsuperficiais da bacia, priorizando áreas específicas de proteção e estratégias para o monitoramento de suas águas.

Palavras-chave: Vulnerabilidade à contaminação, escoamento superficial, agroquímicos, modelo MMF e *DRASTIC natural e pesticide*.

Abstract

The objective of this work is to establish a classification of the vulnerability to surface and subsurface water contamination in the annual scales, dry and rainy quarters, aiming to contribute to the more effective management of the Pirapó - Paraná river basin. Using, for this, the application of predictive semi-empirical models of Morgan, Morgan and Fenney (modified MMF) and natural DRASTIC and pesticide as basis for the classifications. The results show that vulnerability to surface water contamination presented a higher percentage related to the average vulnerability, corresponding to about 63% of the basin area. This classification is related to the occurrence of deep soils (Oxisols and Nitosols) and resistant to particle detachment, with lower surface runoff values influenced by the reduction in precipitation intensity, besides being over moderate slope areas, with predominance of classes. between 6 and 15%. The classification of vulnerability to surface water contamination in the dry and rainy quarter showed a pattern marked by differences in precipitation, with vulnerability in the rainy quarter intensified and reduced in the dry quarter. In the dry quarter, vulnerability to low surface water contamination predominated, with 85.66% of the basin area. Vulnerability to surface water contamination in the rainy quarter was predominant in the middle class, with 51.84% of the basin area. For the natural DRASTIC index the vulnerability to contamination of the most frequent subsurface waters was average, with 71.68%, being associated with the occurrence of clay soils, high depth of the water table. In the dry quarter, vulnerability to subsurface water contamination, the natural DRASTIC index, was predominant in the lower class, representing about 54.98% of the basin area. The predominant vulnerability to subsurface water contamination in the rainy quarter, natural DRASTIC index, was the average, with 67.03% of the basin area. In the DRASTIC Pesticide Index 66.43% of the basin area was classified as highly vulnerable to subsurface water contamination, this directly reflected the presence of temporary crops with intensive use of agrochemicals. In the dry quarter the vulnerability to subsurface water contamination, DRASTIC pesticide index, predominates in the middle class, with 69.03% of the basin area, followed by the medium and high. The vulnerability to contamination of subsurface waters in the basin in the rainy quarter, the DRASTIC pesticide index, was dominated by high and medium vulnerabilities, corresponding approximately 94% respectively for the basin area. For both quarters, estimates showed a significant intensification of vulnerabilities when compared to previous estimates, natural DRASTIC index, due to the presence of agricultural areas combined with intensive use of agrochemicals. From the application of these models, it was found that the Pirapó basin tends to be more vulnerable to surface water contamination, since the presence of nitrates, nitrites and phosphorus in concentrations higher than the standards of CONAMA 375/2005 were recorded. associated with the use of fertilizers in agriculture to the detriment of vulnerability of subsurface waters. Thus, it is considered that the study may contribute to the development of actions and conditions that are more favorable to the protection of surface and subsurface waters of the basin, prioritizing specific areas of protection and strategies for monitoring their waters.

Keywords: Vulnerability to contamination, surface runoff, agrochemicals, MMF model e *DRASTIC natural e pesticide*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da área de estudo.....	32
Figura 2 - Unidades litoestratigráficas da bacia do rio Pirapó - PR.....	34
Figura 3 - Hipsometria da bacia do rio Pirapó - PR.....	37
Figura 4 - Declividade e classes de relevo da bacia do rio Pirapó - PR.....	38
Figura 5 – Tipos de solos da bacia do rio Pirapó - PR.....	40
Figura 6 - Cobertura vegetal e uso da terra na bacia do rio Pirapó - PR.....	44
Figura 7 – Fluxograma conceitual do modelo MMF.....	46
Figura 8 – Localização e destruição dos poços na bacia do rio Pirapó – PR.....	61
Figura 9 – Distribuição da precipitação média anual (1976 - 2016) na bacia do rio Pirapó – PR.	65
Figura 10 – Distribuição temperatura média anual estimada na bacia do rio Pirapó – PR.....	66
Figura 11 – Distribuição evapotranspiração real média anual na bacia do rio Pirapó – PR.....	67
Figura 12 – Distribuição da chuva efetiva anual na bacia do rio Pirapó – PR.....	69
Figura 13 – Distribuição da precipitação efetiva por passagem direta na bacia do rio Pirapó – PR.....	70
Figura 14 – Distribuição da precipitação efetiva interceptada pelo dossel da planta e atingiu a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas na bacia do rio Pirapó – PR.....	71
Figura 15 – Distribuição da energia cinética da precipitação efetiva na bacia do rio Pirapó – PR.	73
Figura 16 – Distribuição da energia cinética por passagem direta na bacia do rio Pirapó – PR.	74
Figura 17 – Distribuição da energia cinética interceptada pelo dossel da planta e atingiu a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas na bacia do rio Pirapó – PR.....	75
Figura 18 – Distribuição do escoamento superficial estimado na bacia do rio Pirapó – PR.....	77
Figura 19 – Distribuição do destacamento de partículas do solo por escoamento superficial na bacia do rio Pirapó – PR.....	79
Figura 20 – Distribuição destacamento de partículas do solo por impacto das gotas de chuva na bacia do rio Pirapó – PR.....	80
Figura 21 – Distribuição taxa de desprendimento anual na bacia do rio Pirapó – PR.....	83
Figura 22 – Distribuição da capacidade de transporte de sedimentos por escoamento superficial na bacia do rio Pirapó – PR.....	84

Figura 23 – Distribuição da precipitação e temperatura do ar média mensal na bacia do rio Pirapó – PR, com identificação do trimestre seco (azul claro) e chuvoso (azul escuro).....	86
Figura 24 – Classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais, face ao uso de agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.	87
Figura 25 – Classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre seco, face ao uso de agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.....	89
Figura 26 – Classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre seco, face ao uso de agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.....	90
Figura 27 – parâmetro D – profundidade do nível d’água para bacia do rio Pirapó – PR.	95
Figura 28 – Parâmetro R – recarga total dos aquíferos na bacia do rio Pirapó – PR.	96
Figura 29 – Parâmetro A – material do aquífero na bacia do rio Pirapó – PR.....	98
Figura 30 – Parâmetro S – Tipos de solos na bacia do rio Pirapó – PR.....	99
Figura 31 – Parâmetro T – Topografia na bacia do rio Pirapó – PR.....	102
Figura 32 – Parâmetro I – Influencia da zona vadosa na bacia do rio Pirapó – PR.	103
Figura 33 – Parâmetro C – condutividade hidráulica na bacia do rio Pirapó – PR.....	104
Figura 34 – Índice DRASTIC natural – vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais na bacia do rio Pirapó – PR.	107
Figura 35 – Índice DRASTIC Pesticide – vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais, face intensificação por agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.	108
Figura 36 – Índice DRASTIC natural – vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais no trimestre seco na bacia do rio Pirapó – PR.....	110
Figura 37 – Índice DRASTIC natural – vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais no trimestre chuvoso na bacia do rio Pirapó – PR.....	111
Figura 38 – Índice DRASTIC Pesticide – vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais no trimestre seco, face intensificação por agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.	114
Figura 39 – Índice DRASTIC Pesticide – vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais no trimestre chuvoso, face intensificação por agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.....	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Área ocupada por tipos de usos na bacia do rio Pirapó – PR.....	43
Tabela 2 – Dados de entrada para o modelo sobre cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.	47
Tabela 3 – Índices dos fatores C e P atribuídos às classes de cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.....	48
Tabela 4 – Valores dos coeficientes de regressão das equações mensais e anual.	50
Tabela 5 – Dados de entrada para o modelo sobre cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.	52
Tabela 6 – Valores de coeficiente de intensificação da vulnerabilidade à contaminação (agrotóxico) por classes de cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.	54
Tabela 7 – Intervalos de classes da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais...	54
Tabela 8 – Classes de vulnerabilidade pelo índice DRASTIC.....	56
Tabela 9 – Índice do Parâmetro D – Profundidade do Nível d’água.....	57
Tabela 10 – Índice do Parâmetro R – Recarga total do aquífero.....	58
Tabela 11 – Índice do Parâmetro A – material do aquífero e seus valores típicos.....	59
Tabela 12 – Índice do Parâmetro S – tipos de solos e seus valores típicos.....	59
Tabela 13 – Índice do Parâmetro T – Topografia.....	60
Tabela 14 – Índice do Parâmetro I – Influência da zona vadosa.....	60
Tabela 15 – Índice do Parâmetro C – condutividade hidráulica.....	62
Tabela 16 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais (face pesticida) na bacia do rio Pirapó - PR.	85
Tabela 17 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais trimestre seco e chuvoso (face pesticida) na bacia do rio Pirapó - PR.....	88
Tabela 18 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais – <i>DRASTIC natural</i> e <i>DRASTIC Pesticide</i> na bacia do rio Pirapó - PR.....	106
Tabela 19 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais nos trimestres seco e chuvoso - <i>DRASTIC natural</i> na bacia do rio Pirapó - PR.....	109
Tabela 20 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais nos trimestres seco e chuvoso - <i>DRASTIC Pesticide</i> na bacia do rio Pirapó - PR.....	113

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Informações sobre os postos pluviométricos e estações meteorológicas da bacia do rio Pirapó – PR.	49
Quadro 2 - Parâmetros <i>DRASTIC</i> e os respectivos pesos.....	55
Quadro 3 - Parâmetros <i>DRASTIC</i> Pesticide e os respectivos pesos.	56

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1 Gestão de recursos hídricos	18
2.2 Ocupação humana e contaminação dos recursos hídricos.....	19
2.3 A agricultura e as modificações na paisagem.....	21
2.4 Agricultura e o uso intensivo do solo	22
2.5 A agricultura e os agroquímicos	26
2.6 Vulnerabilidade de contaminação das águas superficiais e subsuperficiais.....	29
3 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	32
3.1 Aspectos do meio físico.....	33
3.2 Aspectos históricos e socioeconômicos.....	41
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	45
4.1 Vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais.....	45
4.1.1 Precipitação efetiva	45
4.1.2 Energia cinética	47
4.1.3 Escoamento superficial.....	47
4.1.4 Capacidade de transporte do escoamento superficial	52
4.1.5 Taxa de desprendimento total.....	53
4.1.6 Classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais	53
4.2 Vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais	55
4.2.1 Parâmetro D – Profundidade da superfície freática.....	57
4.2.2 Parâmetro R – Recarga total do aquífero	58
4.2.3 Parâmetro A – Material do Aquífero.....	58
4.2.4 Parâmetro S – Tipo de Solo.....	59
4.2.5 Parâmetro T – Topografia	59
4.2.6 Parâmetro I – Influência da Zona Vadosa	60
4.2.7 Parâmetro C – Condutividade hidráulica	60
4.3 Elaboração dos produtos cartográficos.....	62
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	64
5.1 Classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais	64
5.1.1 Precipitação efetiva	68
5.1.2 Energia cinética	72
5.1.3 Escoamento superficial.....	76
5.1.4 Capacidade de transporte do escoamento superficial	78
5.1.5 Taxa de desprendimento total.....	81
5.1.6 Classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais	85
5.2 Vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais	93
5.2.1 Parâmetro D - Profundidade da superfície freática	93
5.2.2 Parâmetro R - Recarga total do aquífero	94
5.2.3 Parâmetro A – material do aquífero	97

5.2.4 Parâmetro S – Tipos de solo	97
5.2.5 Parâmetro T – Topografia	100
5.2.6 Parâmetro I – Influência da zona vadosa.....	100
5.2.7 Parâmetro C – Condutividade hidráulica	100
5.2.8 Classificação dos índices <i>DRASTIC natural</i> e <i>DRASTIC Pesticide</i>	105
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	116
REFERÊNCIAS	118

1 INTRODUÇÃO

A promoção de qualquer forma de desenvolvimento em uma região leva a sociedade (rural ou urbana) a causar impactos negativos no ambiente em que vivem, podendo ser percebidos pelo mau uso do solo e da água. Processos como erosão, lixiviação e modificação da cobertura vegetal, independente da ação humana, ocorrem de forma natural, mas quando o homem altera o ambiente, esses processos são acentuados, sendo consequências imediatas do mau uso do solo (SILVA *et al.*, 2007). Boa parte da quantidade e da qualidade da água é afetada pelo uso indiscriminado do solo e pela concentração de nutrientes, esgotos e produtos tóxicos em função do crescimento desordenado de áreas urbanas, industriais e agrícolas (SPERLING, 1996).

O uso e manejo dos solos são indicadores de grande importância para gestão dos recursos hídricos e a saúde de uma bacia hidrográfica, uma vez que a qualidade dos corpos d'água é função das ações que ocorrem ao longo das suas vertentes. A quantidade de contaminantes físico-químicos e biológicos em águas superficiais, por exemplo, aumenta diretamente com a presença humana e com a agricultura intensiva (BOUZADEAÑO *et al.*, 2008; SUTTON; FISHER, 2009). Por sua vez, a qualidade da água reduz à medida que resíduos e agroquímicos são dispostos nas vertentes (GRÜTZMACHER *et al.*, 2008; OLLI *et al.*, 2009).

O conhecimento do comportamento das propriedades dos solos e os efeitos impactantes causados pelo tipo de manejo, colaboram para maior conhecimento e precisão dos potenciais de escoamento e infiltração em bacias hidrográficas, por unidade de solo, posterior identificação e delimitação de áreas de risco de contaminação, tanto de águas superficiais quanto de águas subsuperficiais (SPADOTTO, 2012).

A escolha da bacia hidrográfica do rio Pirapó para a pesquisa se deu em virtude da grande importância que possui dentro do contexto agropecuário do norte-central paranaense, apresentando setor primário com grande representatividade na economia dos municípios que a compõe, juntamente com o fato de que suas águas serem fontes de abastecimento de mais de um milhão de habitantes e receptora de efluentes de origens variadas. Desse modo, justifica-se a necessidade do presente trabalho destacar a bacia, pois se infere que esteja ocorrendo sistematicamente alterações no meio natural e, portanto, à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais da bacia, proporcionada pela expansão das áreas urbanas e agrícolas, com consequente intensificação do despejo de efluentes, da demanda de insumos agrícolas e da formação de processos erosivos.

Desse modo, objetiva-se nesse trabalho estabelecer uma classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais nas escalas anual e nos trimestres seco e chuvoso, visando contribuir com a gestão mais efetiva da bacia hidrográfica do rio Pirapó – Paraná. Para isso, serão aplicados modelos semi-empíricos preditivos como os de Morgan, Morgan e Fenney (MMF – modificado, MORGAN, 2001) e *DRASTIC natural e pesticide* (ALLER *et al.*, 1987) como base para as classificações.

Pretende-se, como resultado final, a elaboração de informações que conduzam uma melhor utilização e gerenciamento dos recursos hídricos da bacia hidrografia do rio Pirapó. Esta avaliação é de grande importância e se constitui em instrumento fundamental na gestão dos recursos hídricos, diante das mais diversas atividades antrópicas, tornando-se importante na tomada de decisões.

O progresso da sociedade ao longo dos anos vem promovendo a contaminação das águas por substâncias químicas e orgânicas, tornando cada vez mais difícil e de maior custo o suprimento de água potável e de boa qualidade. A qualidade da água potável e a não contaminação dos alimentos somente pode ser assegurada através de programas de monitoramento ambiental, em especial, voltados ao gerenciamento dos recursos hídricos, que poderão avaliar e minimizar os riscos gerados pela contaminação das águas (SPERLING, 1996).

A água é um dos recursos mais importantes para a sobrevivência dos seres vivos, devendo ser muito bem gerida, de modo a não comprometer a qualidade de vida das gerações futuras. Um dos maiores desafios é diminuir os efeitos da carência e contaminação da água. Assim, devem ser realizadas ações preventivas, a fim de evitar contaminações futuras, e ações corretivas, com o fim de controlar as ameaças de contaminação representadas por atos passados e atuais (FOSTER *et al.*, 2006).

Neste contexto, o presente trabalho foi desenvolvido a partir do projeto “Paisagem, constituição e uso do solo e fragilidade ambiental: análise e diagnósticos nas áreas de abrangência das bacias hidrográficas do Pirapó e Paranapanema IV” (40004015012P0) onde se elaborou as premissas e hipóteses de investigação. O estudo assenta no princípio de que uma boa gestão dos recursos hídricos e o estudo da vulnerabilidade à contaminação dos mesmos, permitirá a órgãos públicos, responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, proteger de forma mais efetiva a quantidade e qualidade das águas superficiais ou subsuperficiais, visando a redução de atividades potencialmente contaminantes. Assim, as hipóteses de trabalho são:

- O estudo da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais é essencial nos processos de gestão dos recursos hídricos.
- Diante da demanda crescente de utilização das águas são necessários modos de avaliação que tragam resultados satisfatório e de boa aplicabilidade. Desse modo, os modelos adotados tem que trazer atributos na sua composição de fácil obtenção e uma maior simplicidade na aplicação.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Gestão de recursos hídricos

Os recursos hídricos são compreendidos como fontes de valor econômico essencial para a sobrevivência e desenvolvimento dos seres vivos. A poluição ou a contaminação desses recursos representa perdas, muitas vezes, irreversíveis para o sistema ambiental, afetando diretamente o ciclo hidrológico, quantidade e qualidade da água, fauna e flora, além, das atividades econômicas e a saúde humana (KOBAYAMA *et al.*, 2008).

Para Leal (1998) os recursos hídricos têm uma grande interação com os componentes do meio ambiente, principalmente, em relação ao uso e ocupação do solo: uso urbano, com lançamento de esgoto, deposição de resíduos, captação para abastecimento e impermeabilização do solo; o uso industrial, como lançamentos de poluentes; uso rural, como irrigação, carreamento de sedimentos, erosão de encostas e assoreamento dos cursos d'água.

Estudos em bacia hidrográfica permitem uma abordagem integrada sobre essa interação, onde, segundo Yassuda (1993, p. 8) a bacia é "palco unitário de interação das águas com o meio físico, o meio biótico e o meio social, econômico e cultural".

A gestão dos recursos hídricos vai englobar, entre outras ações, a caracterização ambiental da unidade de estudo, a avaliação dos impactos das atividades localizadas na área de influência, a investigação da capacidade de suporte do corpo receptor, especialmente no caso de descarga de efluentes, o monitoramento ambiental e a retroalimentação do processo de gestão como um todo, de forma a permitir um aperfeiçoamento do sistema adotado, visando à sustentabilidade e garantindo seus usos múltiplos (ESTEVEZ, 1998).

A Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9.433/1997, traz para esse enfoque de estudo o objetivo de assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos (BRASIL, 1997). A questão central que deve reger a gestão é a integração dos vários aspectos que interferem no uso dos recursos hídricos e na sua proteção ambiental.

As diretrizes para o gerenciamento ambiental devem ser definidas e concretizadas a partir da elaboração de um banco de dados sobre componentes sociais, econômicos e biogeofísicos. As decisões finais sobre providências, diretrizes e obras, que compõem a gestão dos recursos hídricos, segundo Garcez e Alvarez (2002), devem ser pautadas em fatos e números referentes à disponibilidade, à quantidade e qualidade, aos usos, ao controle e à conservação dos recursos hídricos.

As discussões e estudos que envolvem planejamento, controle e proteção das águas tornam-se relevantes em virtude da necessidade de aproveitamento e uso racional da água e do solo (VILAS BOAS, 2007). Tundisi (2006) e Tundisi e Matsumura - Tundisi (2011) apontam que a solução para os problemas referentes à água está centrada no desenvolvimento adequado de gestão e de procura permanente de inovações tecnológicas, e na adoção de medidas estruturais para a gestão integrada e preditiva das águas. Farias (2006) comenta que o gerenciamento dos recursos hídricos pode ser entendido como uma ferramenta que orienta o poder público e a sociedade, em longo prazo, na utilização e monitoramento dos recursos ambientais, na área de abrangência de uma bacia hidrográfica, buscando sempre promover a sua exploração de maneira sustentável. Neste sentido, a capacidade de gerenciar os conflitos resultantes da intensificação das atividades humanas e a degradação dos recursos hídricos é uma preocupação constante de pesquisadores, administradores, gerentes e tomadores de decisões.

A Política Nacional dos Recursos Hídricos, segundo Avanzi *et al.* (2009) é a materialização do interesse brasileiro no cumprimento de uma lei moderna, na perspectiva de assegurar a sustentabilidade dos recursos hídricos. Para os autores, a lei reconhece, com base na história da civilização humana, toda a importância da água para a sociedade e sua participação no desenvolvimento econômico-social, reconhecendo que a atribuição do valor econômico da água e a instituição de cobrança, pelo seu uso induzem a sua utilização racional.

2.2 Ocupação humana e contaminação dos recursos hídricos

A ocupação humana pode influenciar a qualidade das águas fluviais por meio do lançamento inadequado de resíduos líquidos e sólidos nos rios, da retirada da vegetação ciliar e da construção das edificações sobre as margens, atividade agrosilvopastoril entre outros fatores, provocando impactos de várias ordens (CESA, 2007). Para Basnyat *et al.* (2000) esses fatores são responsáveis por disponibilizar e regular a quantidade de compostos que serão carregados nos cursos d'água e, conseqüentemente, modificar suas características físicas, químicas e biológicas. A carga de contaminantes transportada ao longo dessa área entra nos corpos receptores de forma intermitente, provenientes do escoamento superficial e subsuperficial (GIANANTE, 2006).

A urbanização tende a apresentar maiores problemas ambientais devido à geração de resíduos tanto doméstico quanto industrial (KNAPIK *et al.*, 2008), os quais acabam dispostos em rios, deteriorando a qualidade dos recursos hídricos. A composição físico-química do

chorume é extremamente variável, dependendo de fatores que vão desde as condições pluviométricas locais até tempo de disposição e características do próprio lixo (CELERE *et al.*, 2007). Além disso, a malha urbana serve como corredor da água da chuva, transportando cargas de poluentes (metais pesados, resíduos e materiais contaminados, entre outros) até os rios (SCHNEIDER *et al.*, 2011).

Com a preocupação de estudar as águas urbanas, alguns pesquisadores iniciaram seus trabalhos visando o melhor conhecimento sobre os aspectos de qualidade e disposição das águas pluviais que escoam sobre uma superfície. Gnecco *et al.* (2005) estudaram os efeitos da primeira carga de lavagem (*first flush*) oriundo do escoamento superficial das vias de tráfego e dos telhados dos prédios da Universidade de Gênova (Itália), mostrando que os sólidos suspensos respondem por 70% da carga inicial de lavagem.

Prestes *et al.* (2006) ao avaliar amostras de águas de drenagem urbana em uma avenida de tráfego intermediário de veículos da cidade de Curitiba/PR, observaram uma boa relação do cobre e cádmio com os sólidos suspensos das águas de escoamento, confirmando que o escoamento superficial representa uma fonte importante de metais pesados para águas superficiais.

Utilizando dados de pluviometria, Veronez (2011), realizou um monitoramento hídrico e do uso do solo da bacia do Igarapé Praquiquara, no estado do Pará, para identificar a influência da precipitação pluviométrica e de atividades antrópicas sobre a qualidade dos recursos hídricos de bacias hidrográficas localizadas na Amazônia Oriental, teve como resultados uma intensificação da contaminação em períodos mais chuvosos.

A concentração de poluentes que são transportadas pelo escoamento pluvial de diferentes superfícies urbanas da cidade de Chongqing, China, foi estudado por Wang *et al.* (2013), que apresentaram valores elevados da concentração de sólidos totais, de demanda química de oxigênio, fósforo total, amônia, ferro, cádmio e chumbo foram obtidos nas amostras do escoamento de ruas com tráfego urbano e nas áreas comerciais.

A impermeabilização do solo, pela malha asfáltica, não permite que haja reposição eficiente de água no solo, o que pode levar à redução do nível do freático (POFF *et al.*, 2006), podendo afetar a recarga de rios e lagos diminuindo a quantidade de água disponível para dissolução de poluentes.

De acordo com Knapik *et al.*, (2008) é devido à geração de poluentes domésticos e industriais que as regiões urbanizadas tendem a oferecer maiores problemas ambientais. Estudos recentes têm se concentrado no aumento da geração e do transporte de sedimentos e poluentes por superfícies impermeáveis e atividades urbanas, os quais trazem mudanças

químicas, físicas e biológicas ao meio natural (GRIMM *et al.*, 2008; LEDFORD; LAUTZ, 2015).

2.3 A agricultura e as modificações na paisagem

Em áreas utilizadas para a agricultura, modificações na superfície do solo são realizadas para que se possam introduzir diferentes culturas. A relação entre o manejo e a qualidade do solo pode ser avaliada pelo seu efeito nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (DORAN; PARKIN, 1994). Dentre as propriedades físicas do solo, a estrutura é uma propriedade sensível ao manejo, cuja qualidade pode ser analisada segundo variáveis relacionadas com sua forma (ALBUQUERQUE *et al.*, 1995) e/ou com sua estabilidade (CAMPOS *et al.*, 1995). Entretanto, o efeito do manejo sobre as propriedades físicas do solo é dependente da sua textura e mineralogia, as quais influenciam a resistência e a resiliência do solo a determinada prática agrícola (SEYBOLD *et al.*, 1999).

O modo de preparo do solo para o plantio, juntamente com o tempo de uso, promove grandes alterações nas propriedades físicas do solo (BLAINSKI *et al.*, 2008), podendo resultar em avançado nível de compactação de suas camadas superiores (OLIVEIRA *et al.*, 2003), gerando resistência à penetração mecânica do sistema radicular das plantas e redução da aeração do solo (SILVA; RIBEIRO, 1997).

O solo mantido em estado natural, sob vegetação nativa, apresenta características físicas como estrutura, permeabilidade, densidade e porosidade adequadas ao desenvolvimento normal das plantas (ANDREOLA *et al.*, 2000). Na medida em que se intensifica o uso agrícola os atributos físico-hídricos do solo sofrem alterações, geralmente adversas ao crescimento vegetal, que ficam mais nítidas quando os sistemas de uso são comparados com o estado do solo ainda sob vegetação natural (SANTOS *et al.*, 2011).

Ao estudar os principais tipos de solos na bacia do rio Pirapó diante dos efeitos relacionados as diferentes formas de uso e ocupação do solo, Marcatto (2016) indicou maior degradação das propriedades físicas e hídricas nos Latossolos e Nitossolos Vermelhos de textura argilosa, cultivados com culturas de grãos. Para os Latossolos Vermelhos de textura média, a maior degradação foi observada na cana-de-açúcar e para os Argissolos Vermelhos de mesma textura, todos os usos promoveram alterações significativas nas características dos solos.

Para os Neossolos Litólicos/Regolíticos, na mesma bacia, Marcatto e Silveira (2017) descrevem que, quando cultivados com pastagem e cultura de grãos são sensíveis às alterações

impostas pelo tipo de uso, com modificações em suas propriedades físico-hídricas, sendo necessário buscar o correto manejo do solo para a melhoria de sua qualidade estrutural, reduzindo as perdas de solo por erosão e o volume de sedimentos que chegam aos cursos d'água.

2.4 Agricultura e o uso intensivo do solo

No geral, a modificação da cobertura do solo altera sua estrutura superficial e rugosidade, faz com que haja aumento ou redução do escoamento superficial em eventos pluviométricos (MELLO *et al.* 2003; SCHNEIDER *et al.*, 2011). Quando a rugosidade da superfície é aumentada, pela presença de plantas ou pelo terraceamento, menores cargas de constituintes superficiais do solo podem potencialmente alcançar os rios (CHEN *et al.*, 2009; SUTTON; FISHER, 2009).

A compactação do solo influencia diretamente no desenvolvimento do sistema radicular das espécies cultivadas e, além disso, solos que apresentam compactação em camadas subsuperficiais, podem apresentar grande capacidade de escoamento superficial (SEIXAS, 1988; COSTA; CARVALHO, 1996). Como consequência direta do aumento da compactação do solo, a capacidade de infiltração diminui, podendo igualar-se à quantidade de precipitação (SILVEIRA *et al.*, 2013), favorecendo o escoamento em superfície.

Marcatto (20016) ao estudar as características físico-hídricas dos solos relacionada aos tipos de uso e manejo dos solos na bacia do rio Pirapó, identificou uma variação grande na capacidade de infiltração da água e porosidade do solo nos cultivos temporários quando comparados as áreas de pastagem e floresta nativa, em especial na cana-de-açúcar, onde foram identificados valores mais elevados de porosidade total e macroporosidade em superfície como resultado do manejo empregado na cana-de-açúcar. Essas perturbações nos aspectos físico-hídricos do solo sob cultivo convencional acabam majorando a ação da água como agente erosivo, removendo partículas do solo e transportando-as vertente abaixo (TUCCI; CLARKE, 1997; LIMA, 2000).

Didone *et al.* (2014) relatam problemas de erosão em muitas áreas sob plantio direto no sul do Brasil devido à presença limitada de resíduos de culturas, remoção de estruturas para controle de escoamento superficial (terraços), cultivo em declive e compactação do solo.

O carreamento de partículas superficiais do solo favorece o transporte de agroquímicos em solução ou adsorvidos em partículas de solo para os rios (LUCHESE *et al.*; 2001; LUCHINI, 2003), contribuindo para a existência de metais pesados nas águas superficiais (PASCHOAL, 1979).

Além do tipo de manejo empregado, Assouline (2013) destaca outros fatores que devem ser considerados no processo de infiltração de água no solo: o tempo de precipitação; a composição química do solo e da água; a variabilidade espacial das propriedades hidráulicas devido à heterogeneidade do solo; a topografia; a temperatura e as atividades biológicas. Para Keesstra *et al.*, (2012) a função filtradora do solo é um importante serviço ecossistêmico para a proteção das águas subterrâneas e superficiais.

Quando o solo tem a sua capacidade de infiltração ou capacidade de campo atingida, somente uma parte da água infiltra e o restante escoar na superfície. Para Pruski *et al.* (2008), existem diversos fatores que interferem no aumento das taxas de escoamento superficial, contudo, a intensidade e a duração da pluviosidade representam um dos principais. Villela e Mattos (1975), atentam para o fato de que o aumento da intensidade e duração da pluviosidade, aceleram a rapidez do solo em atingir os níveis máximos de infiltração, favorecendo o escoamento. Este fator, segundo Pruski *et al.* (2008), também deve ser relacionado com a declividade do terreno, visto que, quanto maior a declividade, maior deverá ser a vazão máxima de escoamento, isso sem considerar solos não florestados.

Quanto maior a porcentagem de cobertura vegetal, a rugosidade da superfície do solo e a evapotranspiração da cultura, maiores serão as taxas de infiltração de água no solo quando ocorrer uma chuva e, conseqüentemente, menores serão as perdas por escoamento superficial. A inclinação do declive do terreno é outro fator que influencia fortemente as perdas de solo e água por erosão hídrica, pois, à medida que ela aumenta, maiores serão o volume e a velocidade do escoamento superficial e menor será a infiltração de água no solo. Com isso, aumenta a capacidade de transporte das partículas de solo pela enxurrada, assim como a própria capacidade desta de desagregar solo por ação de cisalhamento, principalmente quando concentrada nos sulcos direcionados no sentido da pendente do terreno (COGO *et al.*, 2003).

As florestas configuram-se como grandes limitadores do escoamento superficial, favorecendo a infiltração das águas pluviais, devido à sua função de retardo (ANJOS; RAIJ, 2004; PRIMAVESI, 2006). Muitos trabalhos têm ressaltado a importância da manutenção de cobertura vegetal para a conservação do solo (BERTOL *et al.*, 1989; FARIA *et al.*, 1998; COGO *et al.*, 2003; CARDOSO *et al.*, 2012; LORENZON *et al.*, 2013). A cobertura vegetal aumenta a macroporosidade da camada superficial e protege os agregados do impacto direto das gotas de chuva, sendo, dessa forma, capaz de manter altas taxas de infiltração.

A textura e a estrutura são as características que mais influenciam na movimentação da água no solo. Aqueles de textura grossa (arenosos) possuem maior quantidade de macroporos do que os de textura fina (argilosos) e, conseqüentemente, apresentam, quando saturados,

maiores valores de condutividade hidráulica e taxa de infiltração. Solos sob áreas florestada, apresenta taxas de infiltração maiores do que os solos descobertos, pois a ação de redução do impacto das gotas de chuvas pelas copas das árvores em diferentes extratos, aliado a matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição, permitem ao solo receber as gotas de precipitação com reduzida força cinética e reduzida capacidade de escoamento (REFOSCO; PINHEIRO, 1998; ANJOS; RAIJ, 2004).

A infiltração de água no solo é influenciada por vários fatores, como preparo, cobertura vegetal, rugosidade superficial, porosidade e densidade do solo, quantidade de carbono orgânico, tamanho e nível de estabilidade dos agregados e teor de água no solo. Esses fatores que influenciam a infiltração, conseqüentemente, interferem no escoamento superficial. Segundo Carlesso *et al.* (2011) o uso e cobertura da terra afetam grandemente a infiltração e tem uma influência importante na interceptação da chuva.

O manejo do solo afeta a capacidade de infiltração à medida que interfere nas propriedades do solo e nas condições da superfície (cultivos agrícolas e irrigação) e nos fatores naturais que incluem precipitação, mudança de estação, umidade e temperatura (CECILIO, 2002). Segundo Barros *et al.* (2014), o desencadeamento de processos hidrológicos, como escoamento superficial, erosão e transporte de solutos, é controlado pela variabilidade da infiltração da água no solo, que é influenciada pela heterogeneidade espacial do relevo e do solo e por fatores espaciais e temporais, alterações no uso do solo e variação climática.

A capacidade de infiltração mostra, segundo Silveira *et al.* (2013) o potencial que diferentes solos possuem de absorver água pela superfície, considerando tempo da precipitação e taxa de infiltração. Outro fator importante, é a variabilidade de solos devido à sua origem, posição na vertente, bem como a existência de camada florestada sobre sua superfície (CICHOTA *et al.*, 2003; SOUZA, 2009).

Importante considerar que uma parte das águas oriundas da precipitação infiltram em áreas florestadas e outra parte é transferida para a atmosfera por evapotranspiração ou transpiração dos vegetais (SILVEIRA *et al.*, 2013). Villela e Mattos (1975), apresenta alguns fatores que influenciam nesta capacidade, como a umidade, permeabilidade, temperatura e a profundidade dos solos. Carvalho *et al.* (2000), acrescentam os fatores tipo de argila, presença de camadas subsuperficiais adensadas ou compactadas, presença de matéria orgânica e umidade do solo. Pruski *et al.* (2008), atentam para os fatores textura e estrutura do solo, que caracterizam a quantidade de macroporos presentes no solo e que, portanto, quanto maior a quantidade de macroporos, mais facilmente as águas pluviais infiltram, considerando o comprimento de vertente e a declividade (ANJOS; RAIJ, 2004).

Outro fator que pode ser limitante, refere-se ao preparo e manejo do solo agrícola, que se forem executados de maneira inadequada, pode-se igualmente reduzir o potencial de infiltração do solo, principalmente em solos descobertos. Com pouca cobertura vegetal na superfície do solo, a porosidade e a infiltração diminuem, causando a intensificação do processo de erosão do solo (CARVALHO *et al.*, 2015). Sponseller *et al.* (2001) afirmam que muitas práticas de uso da terra podem aumentar entradas de sedimentos nos rios, alterando as características do substrato e morfologia do canal. Estes impactos resultam no assoreamento do leito que, conforme Andrade *et al.* (2007), pode modificar ou deteriorar a qualidade da água, prejudicar a fauna e a flora e provocar o decréscimo da velocidade da água resultando também na redução da disponibilidade hídrica.

Além disso, o conhecimento da velocidade de infiltração, que refere-se a quantidade de água absorvida pelo solo em uma unidade de tempo e da condutividade hidráulica, indica a capacidade de movimentação de água pelos poros, auxiliam na implantação de sistemas de irrigação, drenagem do solo, conservação do solo e da água, conservação da recarga do lençol freático e no controle do deflúvio superficial, tornando-se de grande importância ao manejo do solo e da água (BEUTLER *et al.*, 2001; SOUZA *et al.*, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2013). Nesse sentido, diversos estudos têm sido realizados com o intuito de avaliar como as diferentes formas de manejo têm influenciado no processo de perda de solo e de água (SILVA; KATO, 1998; ALVES; CABEDA, 1999; CASSOL; LIMA, 2003; MELLO *et al.*, 2003; VOLK *et al.*, 2004; CÂMARA; KLEIN, 2005; CARVALHO *et al.*, 2009, GONÇALVES; MORAES (2012); SANTOS *et al.*, 2016, MARCATTO, 2016).

A taxa de infiltração de água e a sua redistribuição no solo são fundamentais no controle da formação do escoamento superficial, erosão, transporte de solutos em superfície, na disponibilidade de água para as plantas, na vazão de base dos rios e na recarga de aquíferos em subsuperfície (BERTOL *et al.*, 2014). Silva e Kato (1998), promovendo simulações de chuva em solo classificado como Latossolo Vermelho Amarelo textura argilosa, quando desprovido de cobertura vegetal, obtiveram taxa de infiltração estável na presença de cobertura morta, evidenciando dessa maneira a importante função desempenhada pela cobertura vegetal no favorecimento à elevação da taxa de infiltração de água no solo.

Alves e Cabeda (1999) determinaram a capacidade de infiltração em um Argissolo Vermelho-escuro, submetido ao preparo convencional e ao sistema plantio direto, usando chuva simulada com duas intensidades. Os resultados mostraram que o preparo convencional favoreceu o selamento superficial do solo, refletindo, assim, uma maior taxa de decréscimo da infiltração, menor infiltração acumulada e menor taxa constante de infiltração. O preparo

convencional apresentou capacidade de infiltração 41% inferior à encontrada para o plantio direto.

Câmara e Klein (2005), estudando o efeito da escarificação nas propriedades de um Latossolo Vermelho Distrófico típico, constataram que a capacidade inicial, bem como a final de infiltração, aos 120 minutos, foi afetada pelo manejo do solo, observando-se uma diferença na capacidade inicial de infiltração a favor do plantio direto escarificado de 2,2 vezes e na taxa final de 3,77 vezes. Gonçalves e Moraes (2012) analisaram a infiltração da água no solo, influenciada por alterações na porosidade devido às práticas de manejo, e observaram valores mais elevados em sistemas de manejo direto.

Santos *et al.* (2016) demonstraram as diferenças entre as taxas de infiltração, quando comparado com diversas técnicas de conservação do solo e coberturas, concluindo que as taxas básicas de infiltração são menores para as condições de solo nu e feijão cultivado em declive. A textura e estrutura do solo influenciam diretamente na velocidade da infiltração, que pode diminuir com o aumento do tempo de aplicação de água.

Nos solos da bacia do Pirapó condicionados a diferentes tipos de usos identificou que a velocidade de infiltração e condutividade hidráulica revelaram valores superiores na camada superficial (0-20cm) para todos os usos e solos, exceto para o Latossolo sob cana-de-açúcar e para o Argissolo com floresta nativa, que apresentaram valores superiores em profundidade (MARCATTO, 2016). As piores condições de permeabilidade, ocorreram no Latossolo com cana-de-açúcar e no Argissolo com pastagem, concordando com os dados físicos de densidade do solo e porosidade total.

2.5 A agricultura e os agroquímicos

A implantação de sistemas agrícolas de uso intensivo do solo tem ocasionado prejuízos expressivos aos recursos hídricos. O uso dos solos para as atividades agrícolas intensivas faz com que haja uma alta rotatividade de culturas, e junto com estas, diferentes tipos de manejo devem ser realizados, demandando a introdução sistemática de diferentes agroquímicos para controle de ervas daninhas e pragas, ou resíduos para correção de acidez e a fertilidade dos solos (RAMALHO *et al.*, 2000; RANDHIR; TSVETKOVA, 2009).

A agricultura moderna demonstra-se como grande consumidora e difusora de insumos agrícolas (SPADOTTO *et al.*, 1998; PINHEIRO, 2004), tem-se caracterizado como agente poluidor não pontual ou difuso, mesmo apresentando baixa concentração de contaminantes,

porém, com grande capacidade de difusão nos solos, rios e lençol freático (LUCHESE *et al*, 2001; LUCHINI, 2003).

As fontes difusas de contaminação possuem uma dispersão maior no corpo hídrico, dificultando a quantificação e caracterização da fonte poluidora. As áreas com maior frequência desse tipo de contaminação são caracterizadas por atividades no entorno dos rios, sendo comum às práticas agrícolas pelo uso de suplementos e defensivos (TOMAZ, 2006), intensificado com a velocidade do escoamento, gerando uma capacidade de arraste maior e, conseqüentemente, maior carga de poluentes é depositada nos rios.

Na atualidade a maior preocupação quanto a contaminação das águas (superficiais e subsuperficiais) está diretamente relacionada a agricultura, especialmente pelo intensivo uso de agroquímicos na produção. Pejon e Zuquette (1993) afirmam ser de fundamental importância definir áreas potenciais de escoamento e infiltração, para os estudos agrônômicos, bem como à construção civil. Essa importância decorre da dependência dos coeficientes de deflúvio, que podem favorecer deslizamentos, carreamento de insumos e resíduos agrícolas, urbanos ou industrial em direção a nascentes, córregos e rios.

Os lençóis freáticos subterrâneos podem ser contaminados por pesticidas através da lixiviação da água e da erosão dos solos. Esta contaminação também pode ocorrer superficialmente, devido à intercomunicabilidade dos sistemas hídricos, atingindo áreas distantes do local de aplicação do agroquímico (BRIGANTE, 2002; VEIGA *et al*, 2006).

Segundo Macêdo (2002), os resíduos dos pesticidas, ao entrarem no ecossistema, podem passar por vários processos que afetam diferentes compartimentos do ambiente agrícola, como a evaporação de resíduos dos pesticidas da superfície da cultura ou do solo, que contaminaria a atmosfera do agroecossistema.

O escoamento superficial ou a lixiviação de pesticidas pelo perfil do solo pode contaminar o próprio solo, as águas superficiais e subterrâneas, sendo este último processo o mais complexo e com maior possibilidade de ocorrer. De acordo com Merten e Minella (2002), a contaminação do solo e da água pode ser acentuada em áreas manejadas em sistema de preparo convencional, ou seja, em situações em que os solos são submetidos a preparos intensivos e manejados sem a presença de resíduos orgânicos na superfície. Nestas condições, o solo fica mais suscetível à degradação de sua estrutura e, conseqüentemente, à erosão e ao escoamento superficial.

Goss (1992) estabeleceu critérios para avaliar a possibilidade de um agroquímico atingir águas superficiais ao ser utilizado na agricultura, onde estes produtos são divididos entre

aqueles que podem ser transportados dissolvidos em água e aqueles que são transportados associados a sedimentos em suspensão.

Dores e De-Lamonica-Freire (2001) realizaram um estudo com o objetivo de analisar a possibilidade de contaminação de diversos agroquímicos utilizados na cidade de Primavera do Leste, MT, verificando que existe um grande número de princípios ativos que podem ser transportados dissolvidos em água como: clorpirifós etil, lamda cialotrina, metomil, mancozeb, triadimefon, atrazina, metribuzina, simazina, flumetsulan, fomesafen, glifosato, imazetapir, imazoquin, metolaclor, clorimuron etil. Destes, somente os produtos clorpirifós etil, lamda cialotrina e mancozeb não são contaminantes potenciais de águas subterrâneas por apresentarem alta afinidade pela matéria orgânica do solo, podendo ser transportados superficialmente, tanto dissolvidos em água como associados ao sedimento. A trifluralina apresenta alto potencial para ser transportada associada a partículas de sedimentos, devido à sua elevada meia vida no solo, a qual é de aproximadamente 170 dias.

Dentre os cultivos agrícolas de maior impacto quanto à contaminação e poluição do ambiente aquático está a cultura do arroz irrigado que apresenta conhecidamente alto potencial de deposição de agroquímicos. De acordo com Primel *et al.* (2005), a quantidade de herbicidas utilizados nesta cultura influencia diretamente os níveis de herbicidas encontrados nas águas superficiais do entorno das lavouras.

Nas últimas décadas, no Brasil, o uso de agroquímicos aumentou cerca de 190% em relação ao mundo (CARNEIRO *et al.*, 2012; RIGOTTO *et al.*, 2012; SIAGRO, 2018), o que têm intensificado os riscos ao meio ambiente e a saúde humana. Em meio a essa preocupação, são desenvolvidos constantemente índices par avaliar a vulnerabilidade dos corpos d'água a contaminação por agroquímicos (GOMES *et al.*, 2006), no entanto, para que esses índices possam ser utilizados na avaliação de áreas específicas, é necessário levar em consideração as características de cada agroquímico, o que traz complexidade a aplicação, além desses índices demandarem diversos dados de entrada, um bom conhecimento técnico sobre composição química dos produtos e sua dispersão no ambiente, o que limita ainda mais a suas aplicações (MINGOTI *et al.*, 2016).

Diversos são os trabalhos que buscam caracterizar metodologias que sintetizem ou simplifiquem a utilização dos índices que apontam vulnerabilidades dos recursos hídricos, quanto a contaminação por agentes nocivos, no Brasil e no mundo, especialmente os voltados a avaliação da contaminação promovida pela utilização de agroquímicos (DAVIDSON *et al.*, 1968; RAO *et al.*, 1985; STEENHUIS *et al.*, 1987; ALLER *et al.*, 1987; FOSTER *et al.*, 1988; GUSTAFSON, 1989; GOSS, 1992, COHEN *et al.*, 1995; LEVITAN *et al.*, 1995; NEVES *et*

al., 1998; FERRACINI *et al.*, 2001; FILIZOLA *et al.*, 2002; SINKEVICH *et al.*, 2005; MILHOME *et al.*, 2009; OLIVEIRA *et al.*, 2009; SILVEIRA *et al.*, 2009; PINHEIRO *et al.*, 2010; PRUDÊNCIO *et al.*, 2010; SPADOTTO *et al.*, 2012; HERRERO-HERNÁNDEZ *et al.*, 2013; GAMA *et al.*, 2013; MACARY *et al.*, 2014; MINGOTI *et al.*, 2016).

2.6 Vulnerabilidade de contaminação das águas superficiais e subsuperficiais

Os modelos de vulnerabilidade de contaminação das águas superficiais e subsuperficiais vêm sendo cada vez mais utilizados para dar suporte aos planos de gestão ambiental dos órgãos governamentais e não-governamentais, como demonstraram diversas investigações nos últimos anos (RAHMAN, 2008; MAIA, 2011), com maior interesse para os levantamentos voltados as investigações sobre as águas subsuperficiais ou subterrâneas, devido a importância que ela assume como reservatório de água potável e também pela dificuldade de descontaminação uma vez atingida por algum composto contaminante em relação a superficial.

Vários métodos de avaliação de vulnerabilidade das águas têm sido desenvolvidos, aplicados e testados em várias regiões, desde os mais simples até os mais complexos (POLEMIO *et al.*, 2009).

Na análise dos impactos ambientais provocados por agroquímicos estão envolvidos diversos fatores que possuem variação espacial e temporal. Neves *et al.* (1998) utilizando SIG como uma ferramenta de auxílio na representação espacial no processamento de dados, constituiu uma relação entre planos de informações de condutividade hidráulica dos solos e declividade da microbacia do ribeirão Espraiado - Ribeirão Preto, para identificar espacialmente as áreas com maiores riscos de contaminação do ponto de vista ambiental e as áreas com um maior risco considerando os produtos e alguns aspectos da sua aplicação, produzindo, com isto, uma visão espacial da situação da área.

Ao estudar, também, a Bacia do Córrego do Espraiado, em Ribeirão Preto/SP, Gomes *et al.* (2002), identificaram áreas de solos que apresentavam potencialidades de infiltração e escoamento de águas superficiais, que propiciaram informações quanto aos níveis de risco relacionado à contaminação do lençol freático, concluindo que o potencial de infiltração de águas pluviais no solo, classificados como alto, indica condição ambiental de vulnerabilidade do solo, ante a carga de agroquímicos utilizados na lavoura.

Silveira *et al.* (2009) e Prudêncio *et al.* (2010) baseados na proposta de Neves *et al.* (1998), estabeleceram uma proposta metodológica para avaliar o risco de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais por agroquímicos, utilizando informações levantadas na

bacia ribeirão Lajeado - PR, onde relacionaram dados sobre características do relevo, clima dos solos e seus usos. Concluíram que grande parte da bacia apresentou baixo a médio risco de contaminação das águas superficiais, contrariamente, prevaleceu o média a alto risco de contaminação das águas subsuperficiais. Os resultados obtidos estão diretamente relacionados as características do relevo da bacia que exhibe formas mais suavizadas, com predomínio de declividade inferiores a 8% e as condições de drenagem dos solos, que favorecem a infiltração da água nos solos.

Mingoti *et al.* (2016), recentemente apresentou um índice para caracterização da suscetibilidade dos solos à contaminação do lençol freático, baseado em diversas propriedades dos solos em escala exploratória com o SIG, na área do bioma Cerrado, onde identificaram que as áreas mais susceptíveis à contaminação das águas subterrâneas estão localizadas nas regiões Sudeste e Centro-leste do Mato Grosso, Oeste da Bahia, Sudoeste de Goiás e Norte de Mato Grosso do Sul, onde se sugere que sejam priorizadas ações de gerenciamento do uso de agroquímicos, devido a intensiva prática agrícola.

Os métodos mais utilizados, devido a sua facilidade, são os de índices e sobreposição (AUGE, 2004; HUAN *et al.*, 2012), baseados na combinação de parâmetros com fatores hidrogeológicos do aquífero e outras variáveis com um valor numérico para cada atributo (ALMASRI, 2008). Em uma forma mais qualitativa, eles empregam um sistema de valores numéricos e pesos aos atributos que constituem o ambiente analisado, permitindo a obtenção de classes de vulnerabilidade.

Dentre os métodos mais utilizados, dois ganham destaque: o método *GOD* (FOSTER, 1987; FOSTER; HIRATA, 1988), que trata da vulnerabilidade geral a partir da combinação de três parâmetros físicos do aquífero, e o método *DRASTIC* (ALLER *et al.*, 1987), que se constitui em um sistema padronizado de avaliação da vulnerabilidade de aquíferos a partir de dados de sete parâmetros hidrológicos, morfológicos e físicos. Conforme Thirumalaivasan *et al.* (2003), o modelo *DRASTIC* foi originalmente desenvolvido como uma ferramenta fácil de usar para avaliação de vulnerabilidade de aquíferos englobando diversas configurações hidrogeológicas baseadas no índice de vulnerabilidade.

O índice de vulnerabilidade *DRASTIC* é útil em escala regional para priorizar áreas de vulnerabilidade alta, moderada e baixa, as quais poderiam ser seguidas por investigações de campo detalhadas. Hamza *et al.* (2007), ressalta que o índice *DRASTIC*, pode incluir duas versões: a genérica (normal/natural) *DRASTIC*, aplicada no caso dos poluentes inorgânicos, e a *DRASTIC* pesticidas, aplicada no caso dos pesticidas.

Como resultados da avaliação da vulnerabilidade podem ser obtidos mapas que apresentam zonas com maior ou menor vulnerabilidade à contaminação, que geralmente são construídos para o aquífero livre. Segundo Monteiro *et al.* (2008), a principal finalidade destes mapas é servir de instrumentos na definição de políticas públicas tanto no planejamento do uso e cobertura da terra como no gerenciamento das águas subterrâneas.

Com ampla utilização e aplicação no mundo esses índices são utilizado em diversos trabalhos no Brasil: Melo Junior (2002); Nobre *et al.* (2006); Meneses *et al.* (2009); CUTRIM; CAMPOS (2010); LINHARES *et al.* (2013); MOURA (2014); SANTOS *et al.* (2016) e BORGES (2017), entre outros.

3 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia do rio Pirapó está localizada na porção norte central do Estado do Paraná, ocupando uma área territorial de 5.098 Km² (Figura 1). A bacia é drenada pelo rio Pirapó e seus 60 tributários diretos, entre os quais se destaca o rio Bandeirantes do Norte. A nascente está situada na área urbana da cidade de Apucarana e a foz, no município de Jardim Olinda, onde desagua no rio Paranapanema, divisa com o Estado de São Paulo (SEMA, 2013).

A área da bacia abrange total ou parcialmente 33 municípios, dentre os quais utilizam abastecimento por água superficial e/ou subterrânea para o consumo humano nas cidades. No total são 9 municípios que utilizam águas superficiais do Pirapó ou afluentes, além de mais de 60 postos outorgados para a exploração subterrânea da água, gerenciados pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e Companhias Autônomas Municipais (ÁGUAS PARANÁ, 2015).

Os municípios que compõe a bacia apresentam população total superior a 1 milhão de habitantes (IBGE, 2010), destacando-se Maringá, Apucarana, Araongas e Sarandi como os mais populosos. Quanto aos outros municípios, mais de 50% possui população inferior a 10 mil habitantes.

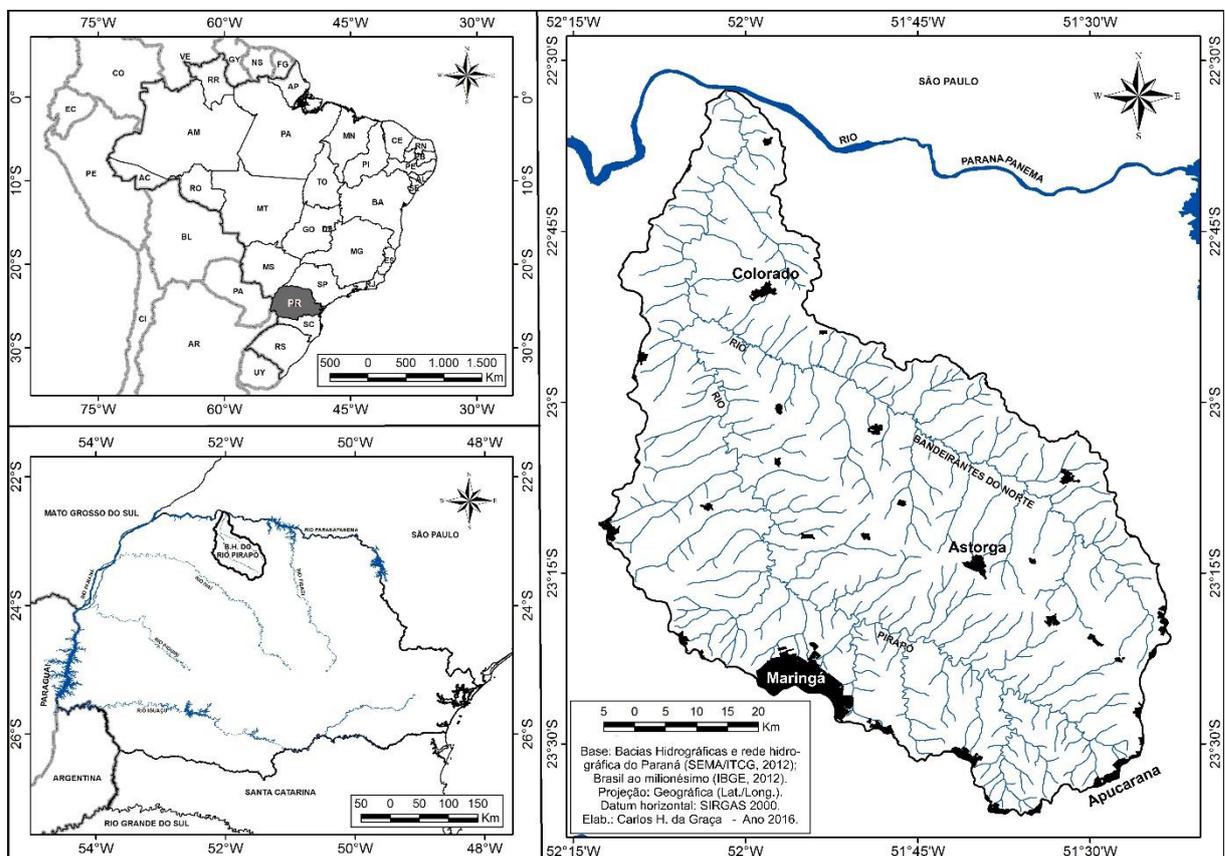


Figura 1 – Localização da área de estudo.

3.1 Aspectos do meio físico

O clima predominante na região da bacia, segundo a classificação proposta por Köppen (1948), é subtropical úmido mesotérmico (Cfa), apresentando verões quentes e geadas pouco frequentes durante o outono e inverno, com tendência de concentração de chuvas nos meses de verão. As temperaturas médias dos meses mais quentes são superiores a 22°C e a dos meses mais frios inferiores a 18°C. Os valores pluviométricos médios anuais variam entre 1.200 a 1.600 mm, sendo os meses de dezembro, janeiro e fevereiro os mais chuvosos com médias que variam entre 125 a 200 mm, julho e agosto são os meses mais secos com médias entre 25 a 75 mm (CAVIGLIONE *et al.*, 2000).

O substrato geológico da bacia caracterizado pela presença de uma zona de transição entre diferentes unidades litológicas, constituído por rochas formadas na era Mesozóica como os basaltos da Formação Serra Geral, os arenitos das Formações Caiuá, Santo Anastácio e Adamantina (Quaternário/Holoceno) e, ainda os sedimentos recentes quaternários inconsolidados de deposição fluvial (MINEROPAR, 2001) (Figura 2).

Para Fernandes e Coimbra (1996) o vulcanismo gerador da Formação Serra Geral marcou o final da sedimentação na Bacia do Paraná, durante o Cretáceo Inferior, resultando em subsidência mecânica causada pelo peso das rochas basálticas. A evolução tectônica da região resultou na ocorrência de grandes alinhamentos estruturais (FERREIRA, 1982; ALMEIDA, 1986; SOARES, 1991).

Na bacia a Formação Serra Geral engloba litologias relacionadas com o *Trapp* basáltico, caracterizado pelas rochas efusivas básicas, com basaltos maciços e amigdaloides, cinzentos a pretos, formados em espessos pacotes, geralmente, intercalados por material sedimentar, denominados intratrapianos (PICCIRILLO *et al.*, 1988).

Sobrepostos aos basaltos encontram-se os arenitos das Formações Caiuá, Santo Anastácio e Adamantina. A Formação Caiuá caracteriza-se por arenitos finos a médios, arroxeados, com estratificação cruzada evidenciando condições deposicionais fluviais e eólicas (JABUR; SANTOS, 1984, MINEROPAR, 2001).

A Formação Santo Anastácio é composta por arenitos muito finos a médios, com raros leitões de lamitos avermelhados, essencialmente quartzosos e maciços, com pequena quantidade de matriz silto-argilosa e estruturas sedimentares com estratificações dos tipos cruzada e plano paralelo (MINEROPAR, 2001).

A Formação Adamantina apresenta por arenitos muito finos a finos, bancos de lamitos e siltitos, depositados em ambiente de planície aluvial (PAULA-SILVA, 2003).

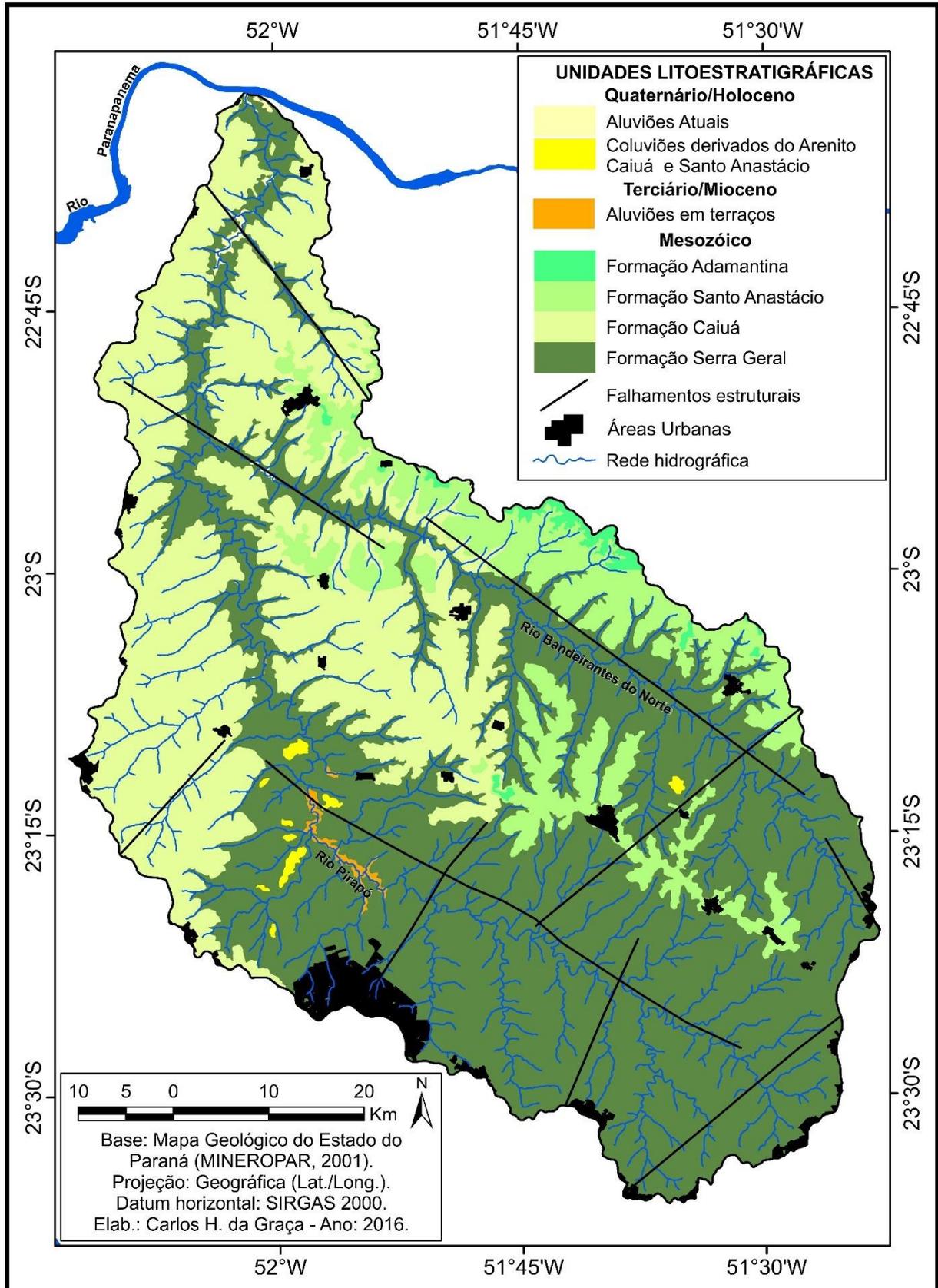


Figura 2 - Unidades litoestratigráficas da bacia do rio Pirapó - PR.

Os depósitos de sedimentos inconsolidados recobrem as litologias mais antigas e são formados por processos hidráulico-deposicionais fluviais, condicionado às calhas de drenagem dos rios e às planícies de inundação. A deposição dos sedimentos teve início no Quaternário e continua avançando, devido à ação do intemperismo, erosão e retrabalhamento dos sedimentos anteriormente formados. Os depósitos de terraço mais antigos passam, com o avanço do processo erosivo, a constituir paleoterraços (MINEROPAR, 2001).

Na bacia do Pirapó, devido suas características geológicas, são encontrados apenas dois tipos de aquíferos, Caiuá e Serra Geral, que ocupam, respectivamente, 42,29% e 57,71% da área total da bacia. No contexto, regional as ambas as unidades configuram-se em importantes sistemas de aquíferos, tanto que na região de afloramentos dos arenitos cerca de 80% do abastecimento público é feito por água subterrânea (BETTÚ, *et al.* 2006) e o Serra Geral corresponde a principal fonte de captação de água subterrânea no Terceiro Planalto Paranaense (SILVA *et al.* 2011).

O Sistema Aquífero Caiuá foi classificado por Rosa Filho (1982) como granular, do tipo livre a semiconfinado. Por ser arenito superficial sem confinamento, são aquíferos livres, com alta permeabilidade e maior homogeneidade em sua composição química. Tal fato pode gerar problemas de contaminação, já que se encontra exposto à rápida infiltração de líquidos potencialmente prejudiciais, como também pode ser afetado pela infiltração da água de esgoto e da chuva, que pode carregar tanto adubos quanto agrotóxicos, comprometendo sua integridade (SILVA *et al.* 2011).

O Sistema Aquífero Serra Geral, foi classificado como do tipo fissural (fraturado), e, pelo menos em sua porção superior, considerado como aquífero livre em conjunto com o sistema aquífero Caiuá (CELLIGOI, 2000). A Formação Serra Geral constitui-se em um aquífero heterogêneo e anisotrópico que se caracteriza por uma condutividade hidráulica muito variável, complexa e de difícil avaliação (FRAGA, 1986). Em termos hidrogeológicos, a ocorrência de água subterrânea está condicionada a fraturamentos e zonas vesiculares (BETTÚ, *et al.* 2006), resultantes do resfriamento dos derrames basálticos, ou quando essas estruturas primárias, posteriormente, sofreram deformações estruturais rígidas (falhas e fraturas) intercomunicando-se e ampliando as possibilidades de armazenamento e circulação de água (SCHNEIDER *et al.* 1982).

A caracterização de ambos os sistemas como aquíferos livres (ROSA FILHO, 1982; CELLIGOI, 2000) vai elevar o acesso ao abastecimento humano e, conseqüentemente, aumentar o risco de contaminação. Segundo Tedesco e Reginato (2004) a origem da contaminação das águas subterrâneas do aquífero livre está relacionada com as atividades

agrícolas (práticas de cultivo que dispensam resíduos orgânicos e inorgânicos) e domésticas (lançamento das águas residuárias sem tratamento prévio).

Os aquíferos livres apresentam recarga direta, com o nível da água variando conforme a quantidade de chuva, variações significativas na precipitação, resultará em mudanças na posição do nível estático, e em períodos de chuvas intensas, há um aumento da zona saturada que eleva esse nível, enquanto em períodos de estiagem o nível (MOON *et al.*, 2004). O topo, desse sistema, é limitado pela própria superfície livre da água, chamada de superfície freática, sobre pressão atmosférica (BETTÚ, *et al.* 2006), onde se desenvolve o lençol freático.

Regionalmente a bacia do rio Pirapó está inserida sobre a área de abrangência da unidade morfoestrutural da Bacia Sedimentar do Paraná, unidade morfoescultural do Terceiro Planalto Paranaense, mais especificamente, nas subunidades morfoescultural Planalto Maringá e Planalto de Apucarana (SANTOS *et al.*, 2006).

O relevo da bacia apresenta uma diferença altimétrica de 608 metros, com altitudes variando entre 264 metros, próximas a calha do rio Paranapanema no município de Jardim Olinda, a 872 metros no limite superior extremo da bacia, município de Apucarana (Figura 3).

O relevo apresenta, de modo geral, uma maior monotonia nas suas formas, com predominância de declividades inferiores a 8%. Entretanto, a montante da bacia o relevo se faz mais dissecado com presença de vales entalhados e declividades mais acentuadas (superiores a 20%) (Figura 4). Essas características são confirmadas por Nóbrega *et al.* (2015) que descrevem que grande parte da bacia apresenta relevo modelado por colinas amplas a médias, de topos largos, achatados e/ou arredondados e vertentes longas e de fraca declividade. No alto vale do rio Pirapó na região de suas nascentes, onde a rede de drenagem é mais densa, o relevo mantém-se colinoso, com topos mais estreitos e vertentes mais curtas e com declividades maiores. Observa-se ainda vertentes em patamares, alternando entre segmentos retos de fortes declividades com segmentos de fracas e/ou moderadas declividades.

As formações litológicas associadas às características do relevo são condições determinantes para a diversidade pedológica na bacia. Nos setores onde os solos são oriundos da alteração de rochas básicas são encontrados os Latossolos Vermelhos de textura argilosa, sobre declividades entre 6 a 12%; Nitossolos Vermelhos de textura argilosa ou muito argilosa em declividades entre 6 a 20%; e o Neossolos Litólicos e/ou Regolíticos em áreas com declividades acentuadas (superiores a 20%).

Na região sobre as formações areníticas, predominam os Latossolos Vermelhos de textura média, em áreas de relevos planos a suaves ondulados (inferiores a 8%); e os Argissolos Vermelhos de textura arenosa/média, em porções com declividades superiores a 6% (Figura 5).

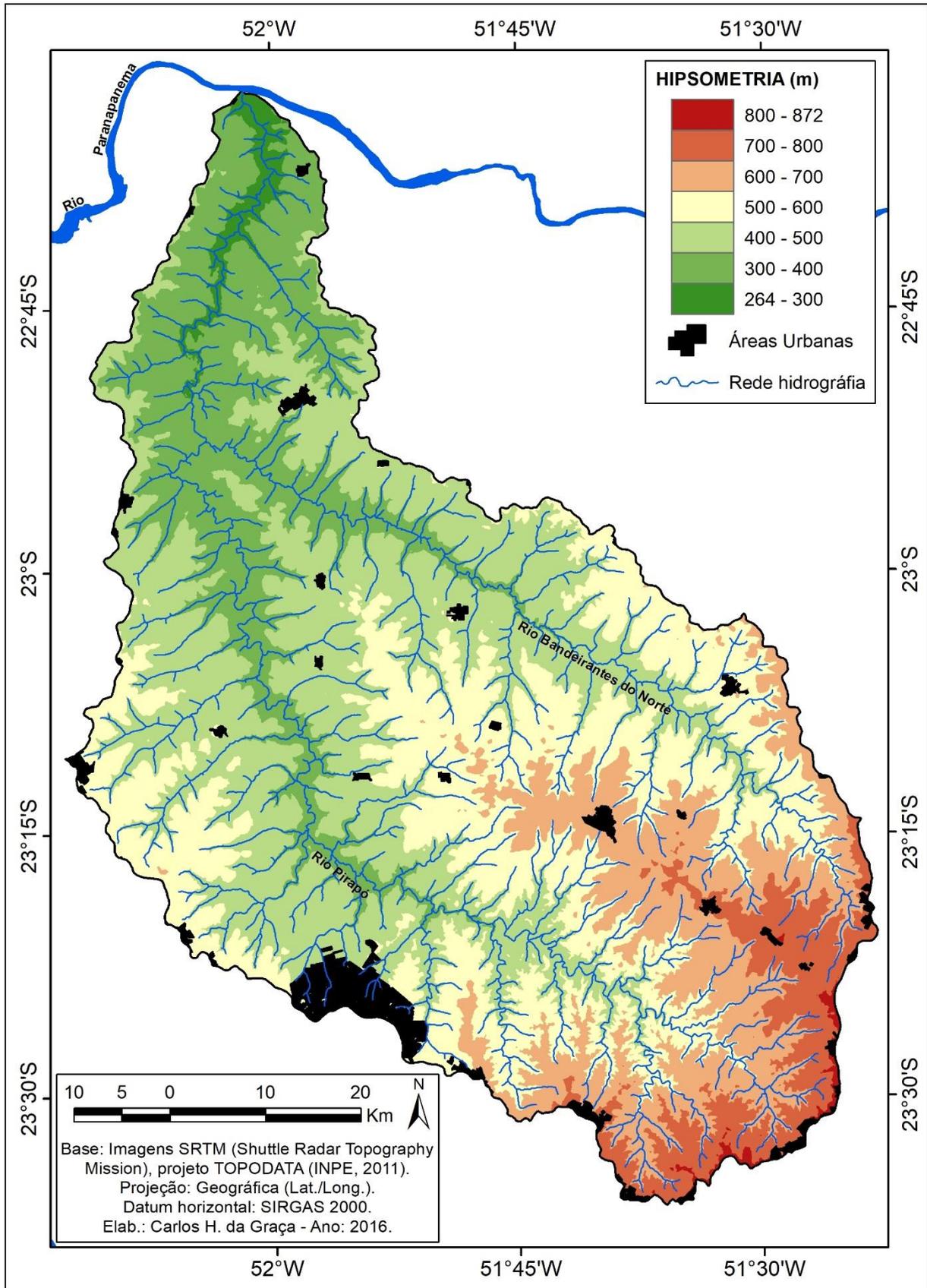


Figura 3 - Hipsometria da bacia do rio Pirapó - PR.

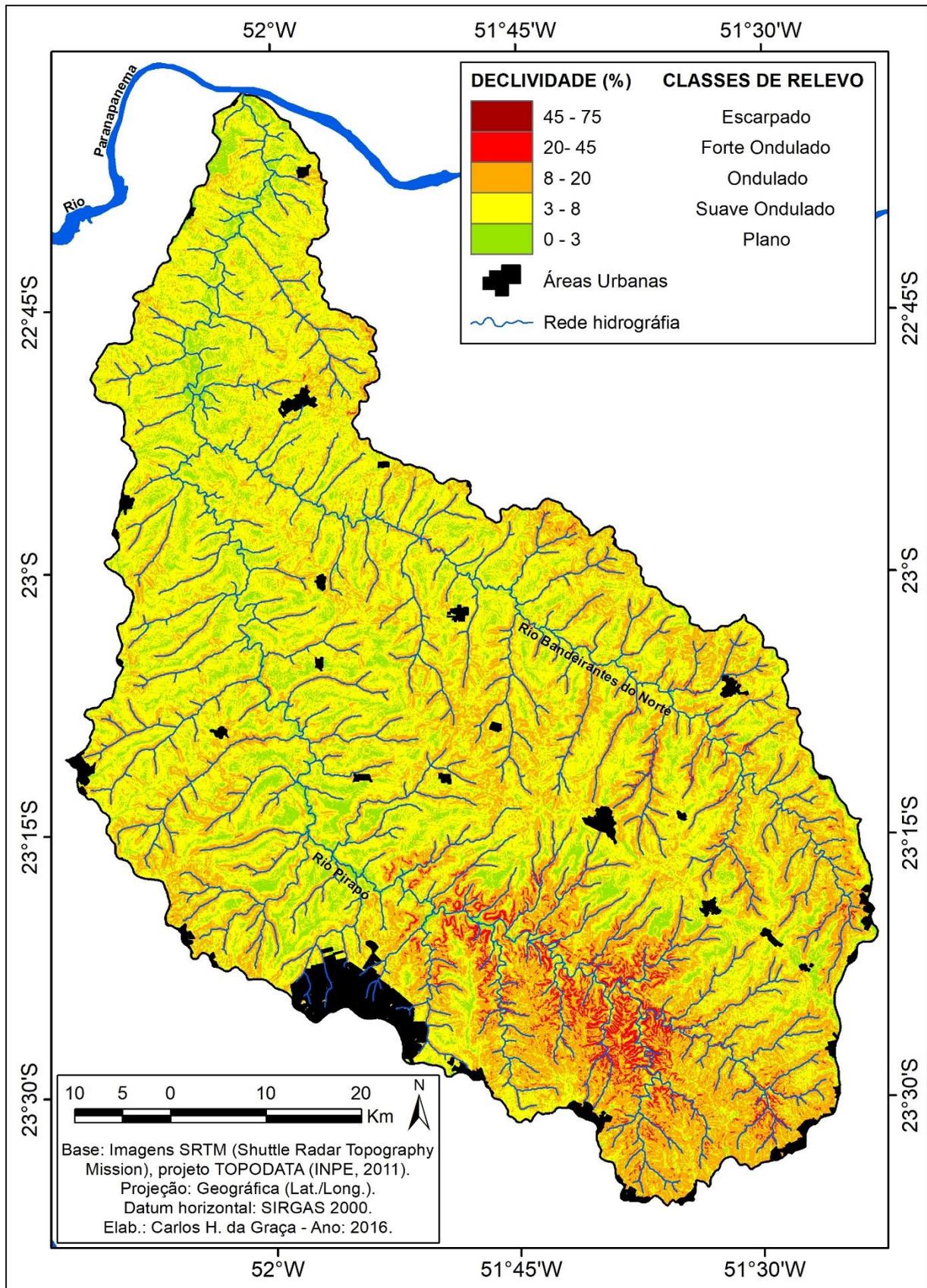


Figura 4 - Declividade e classes de relevo da bacia do rio Pirapó - PR.

O modelado do relevo, entre o curso principal e os afluentes, em grande parte apresenta colinas amplas a médias com topos largos e vertentes longas de baixa declividade que permitem o desenvolvimento de solos espessos, em geral superiores a 250 cm. Em direção aos canais de drenagem, o comprimento das vertentes e suas declividades dão origem a solos com espessuras variadas (NAKASHIMA; NÓBREGA, 2003).

Os Latossolos Vermelhos são profundos e bastante intemperizados, localizados em áreas de topos vertentes e mais planas, devido a isso apresenta alto potencial agrícola na maioria dos casos. Representa cerca de 50% da área da bacia, constituídos por Latossolos Vermelhos de textura argilosa ou muito argilosa e de textura média (EMBRAPA, 2007). Ambos são profundos e bem drenados, variando apenas a composição textural e a fertilidade natural. Quando apresentam textura argilosa ou muito argilosa são naturalmente mais férteis e menos suscetíveis à erosão do que os com textura média (FASOLO *et al.*, 1988; KER, 1998, NOBREGA *et al.*, 2015).

Os Nitossolos Vermelhos representam 26% da área da bacia. Possuem a fração argila rica em sesquióxidos de ferro, sendo derivados de rochas eruptivas básicas, apresentam coloração uniforme, avermelhados, argilosos ou muito argilosos, porosos e bem drenados (EMBRAPA, 2007; 2013). Embora sejam solos bem drenados, suas características físico-químicas e estruturais (agregados poliédricos) tornam-se naturalmente mais denso e com uma porosidade predominantemente fissural. Às vezes, apresentam traço retrátil que pode diminuir sua permeabilidade (EMBRAPA, 2013, NÓBREGA *et al.* 2015), proporcionando redução na infiltração de água e, conseqüente, aumento no escoamento superficial (FASOLO *et al.*, 1988).

Os Argissolos Vermelhos apresentam uma baixa ocorrência na bacia, cerca de 16%, com maior representatividade no setor centro-norte da bacia, no baixo vale do Pirapó, associados a relevos mais dissecados. É um solo caracterizado pela presença de horizonte diagnóstico B textural, com acúmulo de argila em profundidade devido à mobilização e perda de argila na parte mais superficial (EMBRAPA, 2013). Apresenta média a baixa fertilidade natural, pois, na maioria dos casos está classificado como distrófico e se ocorrer em áreas com baixas declividades apresenta grande potencial agrícola. Tendem a ser mais suscetíveis aos processos erosivos devido ao gradiente textural em profundidade, que implica diferenças de infiltração dos horizontes superficiais e subsuperficiais (CUNHA, 2002).

Os Neossolos Litólicos/Regolíticos são solos mais recentes, ainda em formação e predominantemente ocorrem em área com declividade mais acentuadas, o que potencializa sua suscetibilidade a erosão. Aparecem como manchas localizadas no setor sul da bacia, no alto vale do Pirapó, e recobrem cerca de 8% de sua área total (EMBRAPA, 2007, 2013).

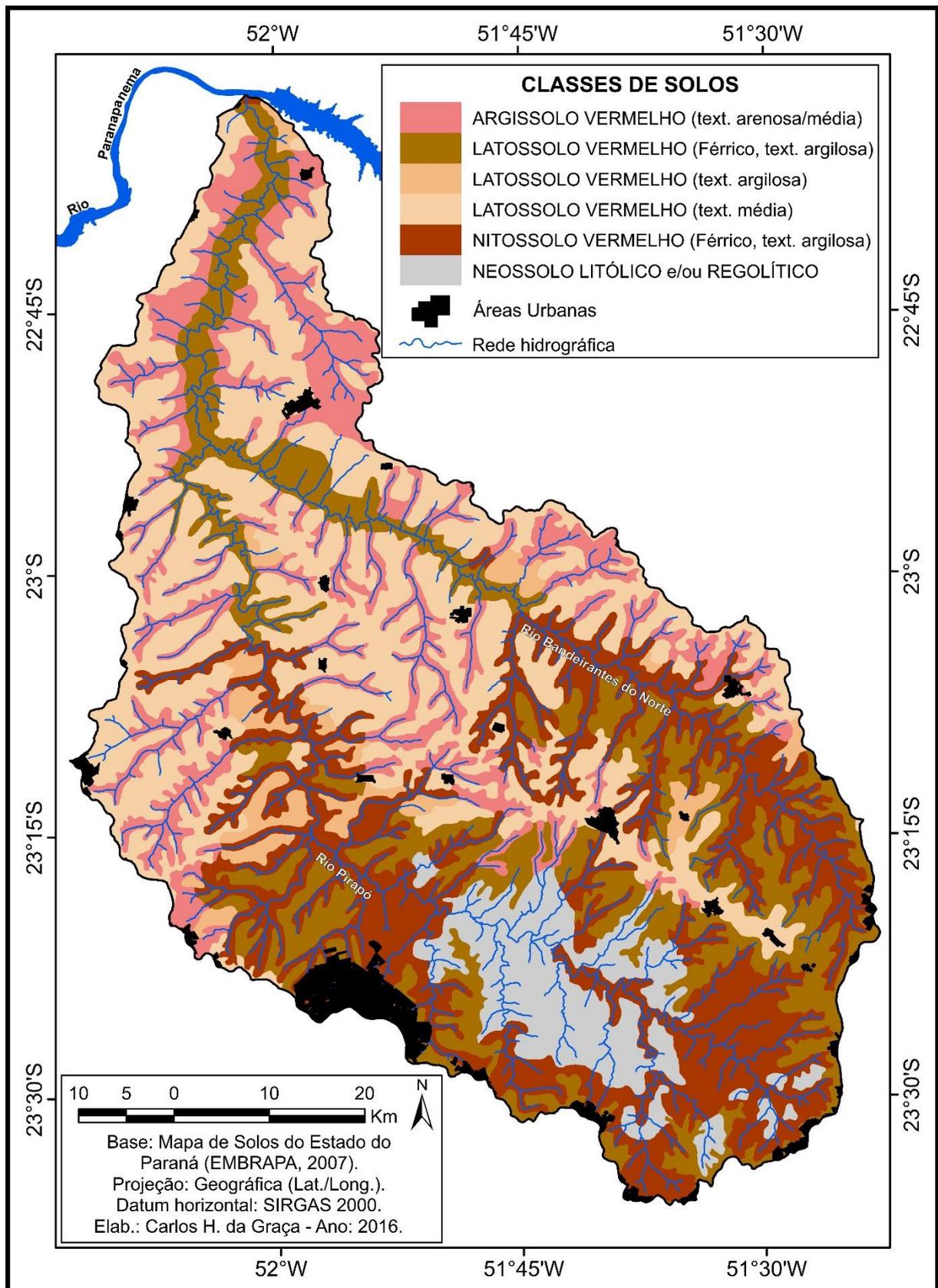


Figura 5 – Tipos de solos da bacia do rio Pirapó - PR.

A vegetação natural remanescente na bacia é representada pelas formações da Floresta Estacional Semidecidual (Montana, Submontana e Aluvial), caracterizando-se pela perda de folhas e modificação fisionômica na estação seca, com florística mais empobrecida em relação às Ombrófilas (RODERJAN *et al.*, 2002), e por pequenos resquícios de savana arborizada (Cerrado relictual), encontradas entre o interflúvio dos rios Pirapó e Bandeirantes do Norte, entre as cidades de Astorga e Sabáudia, estendendo-se em uma área de 40 km² em altitudes superiores a 600 m (PAULA, 2008).

O cerrado no Paraná, segundo Maack (2012) é um relicto de um antigo clima semiárido pleistocênico, com componentes florísticos formados por gramíneas e ervas baixas, com associação de arbustos e árvores baixas e altas.

Atualmente restam alguns poucos remanescentes de vegetação nativa na bacia, preservados em forma de reservas legais em espaços rurais e urbanos, que na grande maioria apresentam fortes evidências da antropização.

3.2 Aspectos históricos e socioeconômicos

A colonização da bacia do rio Pirapó teve início entre os anos de 1930 e, mais efetivamente, a partir da década de 1940, quando foram estabelecidos os primeiros núcleos urbanos da região pela Companhia de Melhoramentos Norte do Paraná (SERRA, 2001).

No Norte paranaense a colonização ocorreu por meio de empresas privadas apoiadas pelo Estado, estabelecendo uma relação de troca. Assim, o Estado cederia as terras devolutas à empresa mediante um baixo custo e, em troca, a empresa aplicaria seu capital financeiro na estruturação do espaço rural e urbano (SERRA, 1993; MORO, 2003).

A rápida ocupação ocorrida no Norte e Noroeste paranaense se deve, principalmente, a expansão da lavoura cafeeira. O desenvolvimento foi atrelado às condições favoráveis tanto dos fatores físicos (solo e clima) quanto aos econômicos (crise econômica mundial de 1929), sendo, segundo Padis (1981) significativos para o processo de colonização.

O café representou para o Paraná, a partir de 1930, o início de uma nova fase no processo de desenvolvimento de sua economia, provocando um aumento significativo na sua produção agrícola (CANCIAN, 1981; TRINTIN, 2005).

Durante anos de intensiva produção de café, a partir da década de 1960, após sucessivos eventos climáticos desfavoráveis, como secas e o estopim da geada “negra” em 1975, atrelado aos incentivos fiscais do governo para erradicação dos cafezais, houve o declínio desse ciclo

econômico e o avanço da modernização da agricultura em todo o Norte e Noroeste do Paraná (MORO, 1991).

As características do solo da região facilitaram a modernização da agricultura visando a produção intensiva e extensiva de grãos para gerar excedentes, influenciando na criação de grandes complexos agroindustriais, no qual a atuação das cooperativas agropecuárias foram fatores decisivos para o progresso econômico do território (SERRA, 2009). As culturas mais importantes são a soja, o milho, o trigo e mais recente, a partir da década de 1990, a cana-de-açúcar, havendo ainda pastagens.

As mudanças técnicas agrícolas ocorridas diante do acelerado processo de substituição das culturas desencadearam também uma série de transformações na estrutura agrária e, conseqüentemente, nos aspectos socioeconômicos da organização do espaço rural (FAJARDO, 2008).

A substituição das pequenas propriedades com agricultura de subsistência por grandes propriedades, com lavouras especializadas e o abandono do campo como espaço de moradia, provocou um intenso êxodo rural, chegando a atingir taxas negativas de crescimento populacional, direcionando a mão-de-obra excedente para os centros urbanos maiores (MORO, 1991, SERRA *et al.*, 2012).

Os municípios mais populosos da bacia situam-se no alto vale, onde se concentram estruturas ferroviárias, rodoviárias, bem como a produção industrial e a maior parte da atividade produtiva agrícola, principalmente próximo a Maringá e Apucarana. Esses municípios têm crescido e atraído a população dos municípios de menor porte devido a sua dinâmica econômica, sendo percebida uma migração intrarregional, associando população rural migrando para áreas urbanizadas, seja dentro do próprio município ou para os centros estaduais próximos, como Londrina, Maringá, além de Curitiba.

A região se caracteriza como um dos polos agropecuários e industriais do estado, destacando-se a produção de soja e milho, além de manter os maiores cultivos de café e cana-de-açúcar. A indústria é bem representativa e os fluxos populacionais indicam a dinâmica econômica de alguns municípios. A configuração econômica atual da bacia é composta, principalmente, por municípios de pequeno porte, com economia dependente do setor primário (agropecuária). Para os municípios maiores o setor de comércio e prestação de serviços são os que mais contribuem na composição do PIB (Produto Interno Bruto), como ocorre no município de Maringá e Araongas (IPARDES, 2016).

Na bacia do Pirapó predomina a ocupação rural, principalmente a agricultura intensiva, com áreas de pecuária, atividades industriais associadas as cidades de maior porte e agroindustriais.

A cobertura vegetal e uso da terra (novembro de 2016) da bacia está diretamente relacionada a dependência dos municípios em relação ao setor primário de produção, com predominância de culturas extensivas como cultivos temporárias (cultivo de soja, milho e trigo) e a cana-de-açúcar, que ocupam juntos aproximadamente 70% da área total da bacia (Tabela 1 e Figura 6), aonde ocorrem sobre variadas classes pedológicas e, principalmente sobre relevo com declividades menos acentuadas e vertentes alongadas, como descrito por Nóbrega *et al.* (2015).

Os cultivos de soja, milho e trigo se concentram na parte centro-sul da bacia, no alto vale, destacando-se nos municípios de Maringá, Marialva, Rolândia e Sabáudia. A cana-de-açúcar se concentra no norte da bacia e em alguns municípios do médio vale, como Paranacity, Colorado, Nova Esperança e Mandaguaçu (Figura 6).

As pastagens ocupam cerca de 23% da área total da bacia, concentrando-se nas áreas de relevo mais dissecado, no alto vale do Pirapó, com predomínio de solos rasos e, em partes do setor médio, nas áreas de solos de textura média/arenosa, diminuindo a sua representatividade em direção ao norte da bacia, baixo vale do Pirapó, onde vem sendo substituída sistematicamente pelo cultivo da cana-de-açúcar (Tabela 1 e Figura 6).

Todos os outros usos somados ocupam uma área de aproximadamente 9,6% da bacia, sendo representados pelas áreas urbanas, cultivos permanentes e floresta/matias (Tabela 1 e Figura 6). Embora, sejam dados de uso e ocupação mais recente, as áreas mapeadas para a bacia são bem próximas das descritas no Plano de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Piraponema – Pirapó para os anos de 2011 a 2013 (ÁGUAS PARANÁ, 2015) e para o ano de 2015 (MARCATTO, 2016).

Tabela 1 - Área ocupada por tipos de usos na bacia do rio Pirapó – PR.

Tipos de uso	Área	
	Km ²	(%)
Áreas urbanas	123,22	2,42
Cultivo de cana-de-açúcar	1.117,06	21,91
Cultivos permanentes (café e laranja)	58,55	1,15
Cultivos temporários (soja, milho, trigo)	2.307,83	45,27
Pastagem	1.182,18	23,19
Silvicultura (eucalipto)	3,02	0,06
Floresta/Mata	306,14	6,01

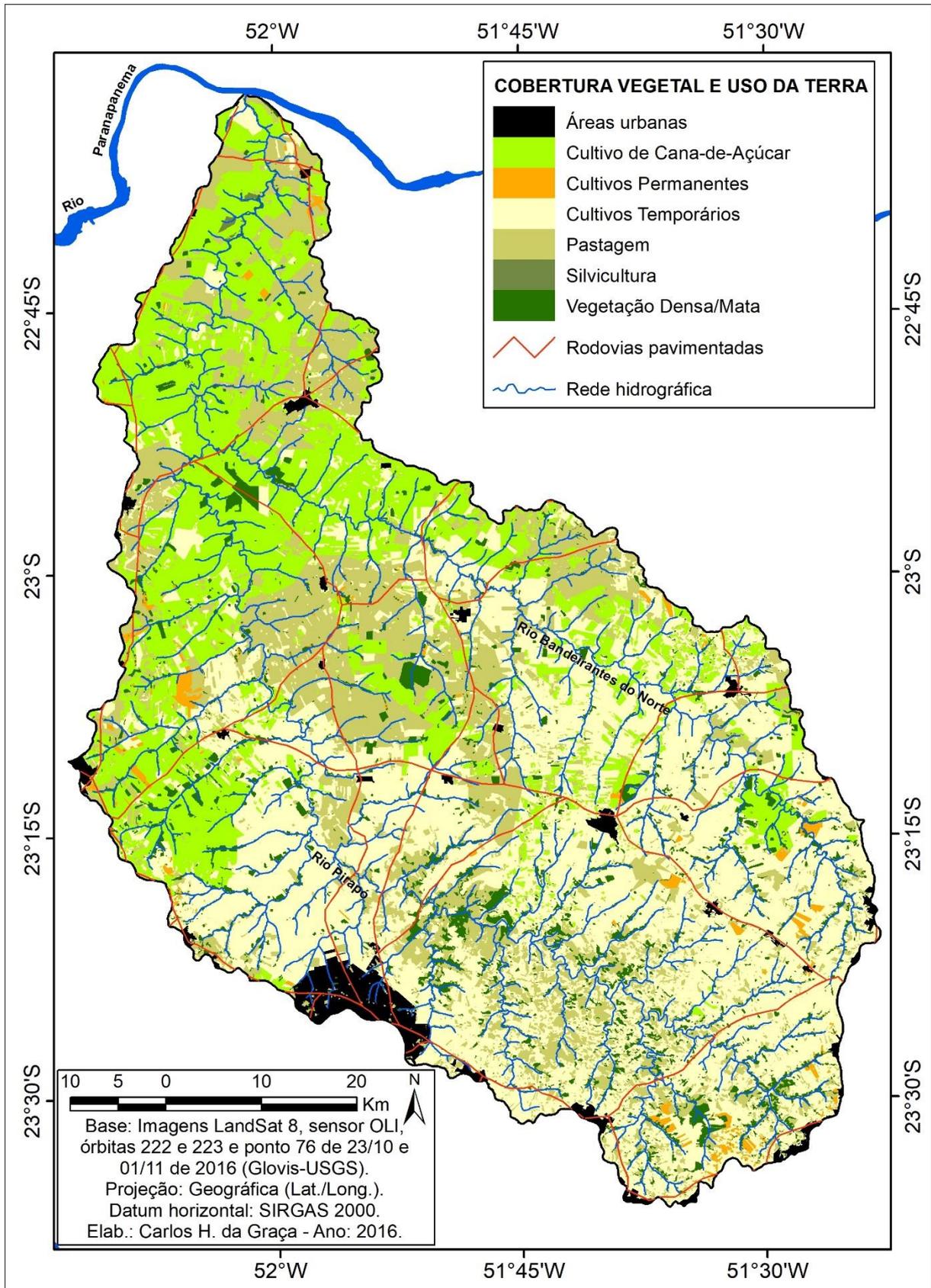


Figura 6 - Cobertura vegetal e uso da terra na bacia do rio Pirapó - PR.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste item são apresentados os principais métodos, procedimentos técnicos e materiais utilizados nas diferentes etapas do trabalho. Para desenvolvimento da pesquisa foram adotadas metodologias que visam a junção de vários dados de entrada para se estabelecer as classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais da bacia do rio Pirapó, definidas nas escalas de análise anual, trimestre seco e chuvoso.

4.1 Vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais

A vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais foi proposta baseando-se nos resultados obtidos com a aplicação do modelo semi-empírico de Morgan, Morgan e Finney (1984 - MMF) revisado por Morgan (2001), com algumas modificações propostas por Vigiak *et al.* (2006) e Luger *et al.* (2018). Trata-se de um modelo anual médio de predição de erosão que está estruturado em duas fases: a fase aquosa (cálculo da energia da chuva e volume do escoamento superficial) e a fase solo/sedimentar (cálculo do destacamento do solo e taxas de transporte do solo) (VIGIAK *et al.*, 2006) (Figura 7).

4.1.1 Precipitação efetiva

A fase da água determina a energia cinética da precipitação que é uma função da precipitação efetiva anual, trimestre seco e chuvoso (ER, eq. 1), dada com base no fator de interceptação (1-A) que representa a proporção da precipitação permanentemente interceptada pelo tipo de cobertura do solo. Os valores típicos de A para os diferentes tipos de cobertura do solo foram atribuídos com base em Morgan (1995) e Vigiak *et al.* (2006) (Tabela 2).

$$ER = R*(1-A) \quad (\text{eq. 1})$$

Onde: ER – precipitação efetiva anual, trimestre seco e chuvoso, mm; R – precipitação média anual, trimestre seco e chuvoso, mm; A – proporção (entre 0 – 1) da precipitação interceptada pela cobertura do solo.

A precipitação efetiva anual, trimestre seco e chuvoso (ER) foi dividida entre a que atinge a superfície do solo como passagem direta (DT – eq. 2) e aquela que é interceptada pelo dossel da planta e que atinge a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas

anual, trimestre seco e chuvoso (LD – eq. 3). A divisão é uma função direta da porcentagem de cobertura do dossel (CC, $m^2.m^{-2}$) (Tabela 2).

$$LD = ER * CC \quad (\text{eq. 2})$$

$$DT = ER - LD \quad (\text{eq. 3})$$

Onde: LD – precipitação efetiva com passagem direta anual, trimestre seco e chuvoso, mm; ER – precipitação efetiva anual, trimestre seco e chuvoso, mm; CC – Porcentagem de cobertura do dossel (entre 0 e 1) Morgan (2001) e Vigiak *et al.* (2006); DT – precipitação efetiva interceptada pelo dossel da planta, mm.

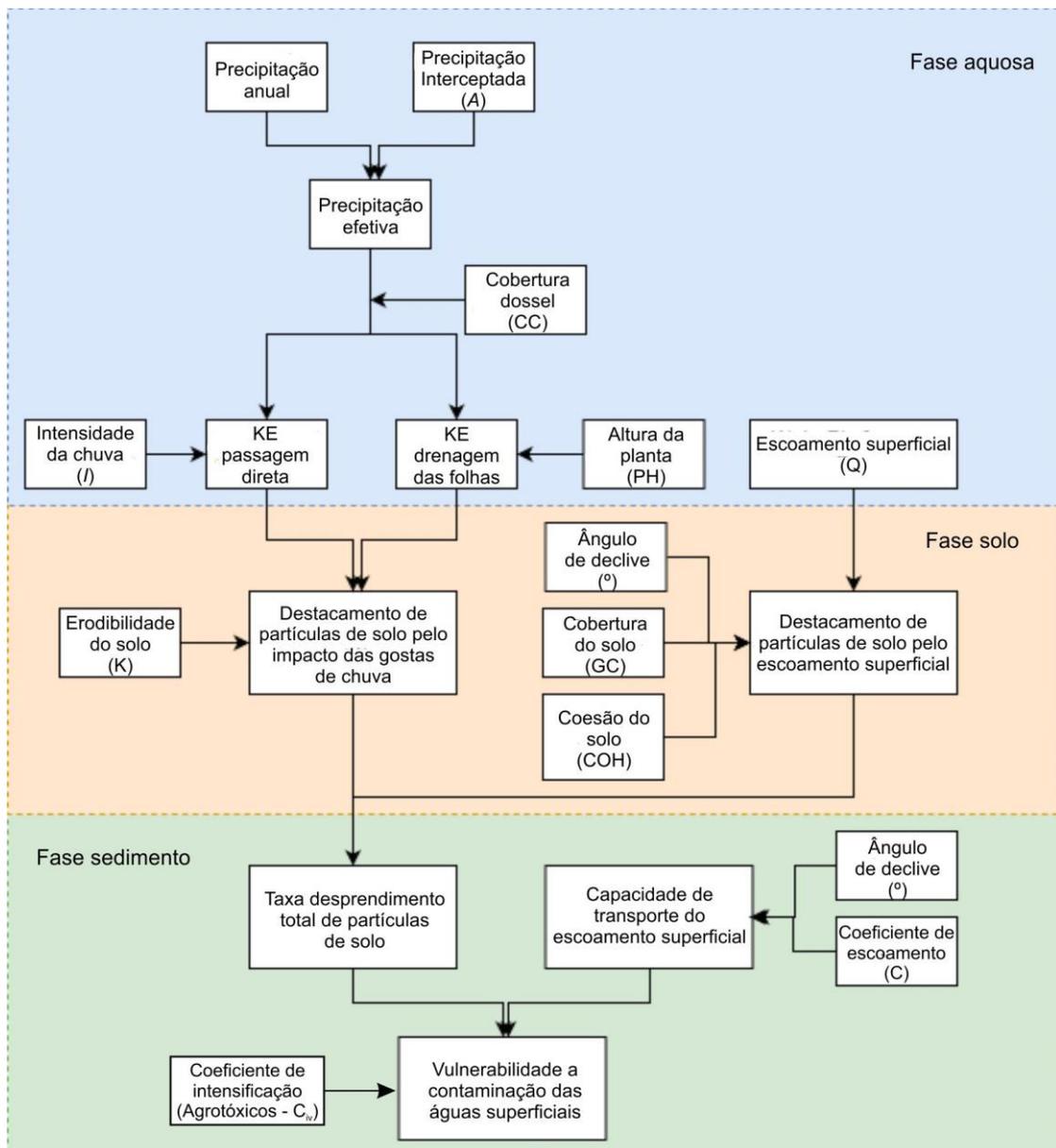


Figura 7 – Fluxograma conceitual do modelo MMF. Adaptado de Luger *et al.* (2018).

4.1.2 Energia cinética

A energia cinética total da chuva anual, trimestre seco e chuvoso (KE , MJ. ha⁻¹) é dada pela soma da energia cinética da precipitação direta anual, trimestre seco e chuvoso (KE_{DT} – eq. 4), que é função da intensidade da chuva erosiva (I , mm.h⁻¹), e da energia cinética por escoamento de haste ou gotejamento das folhas anual, trimestre seco e chuvoso (KE_{LD} – eq. 5), que é função da altura da vegetação (PH), como proposto por Brant (1990) (Tabela 2). Os valores de correção linear e angular utilizados na eq. 4 foram propostos por Rufino *et al.* (1993), assumindo padrões de erosividade da chuva da região 4 do estado de Paraná que compreende a área da bacia (TERASSI *et al.*, 2016).

Quando a eq. 5 produz valores negativos, a energia de drenagem das folhas assume valor igual a zero (MARGAN, 2001).

$$KE_{DT} = DT*(0,1673+0,0402\log I) \quad (\text{eq. 4})$$

$$KE_{LD} = (0,158*PH^{0.5}) - 0,587 \quad (\text{eq. 5})$$

Onde: KE_{DT} – energia cinética com passagem direta anual, trimestre seco e chuvoso, MJ.ha⁻¹; DT – precipitação efetiva interceptada pelo dossel da planta anual, trimestre seco e chuvoso, mm; I – intensidade de chuva erosiva, foi adotado o valor típico de 25 mm.h⁻¹ relacionado aos climas tropicais (HUDSON, 1965 *apud* VIGIAK *et al.*, 2006); KE_{LD} – energia cinética por escoamento de haste ou gotejamento das folhas anual, trimestre seco e chuvoso, MJ.ha⁻¹.ano⁻¹; PH – altura da vegetação, m.

Tabela 2 – Dados de entrada para o modelo sobre cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.

Cobertura vegetal e uso da terra	(1-A)	CC	PH (m)	GC
Vegetação densa/Matas	0,30	0,67	3,93	0,89
Cultivos permanentes (café e laranja)	0,30	0,52	1,50	0,77
Cultivos temporários (soja, milho e trigo)	0,17	0,30	0,67	0,49
Cultivos de cana-de-açúcar	0,25	0,37	0,91	0,55
Pastagem	0,30	0,20	0,08	0,60
Silvicultura	0,28	0,30	8,00	0,73

Fonte: Brant (1990), Morgan (1995) e Vigiak *et al.*, 2006.

4.1.3 Escoamento superficial

Para a bacia optou-se pela utilização do modelo hidrológico WaterPix – simplificado, proposto por Espinoza-Dávalos e Bastiaanssen (2016, 2017), destoando do modelo original (MMF - MORGAN, 2001) que determina o escoamento superficial por meio das equações de

Kirkby (1976), que têm apresentado limitações de uso, por exigir dados de entrada pouco acessíveis, e erros de estimativas (FENG *et al.*, 2014).

O modelo adotado, segundo Agnindhira, (2016) e Luger *et al.* (2018), representa uma maneira simples de estimar o escoamento superficial (eq. 6), sendo estabelecido pela multiplicação da diferença entre a precipitação (P) e a evapotranspiração real (ETR), nas escalas anual, trimestre seco e chuvoso, com o coeficiente de escoamento (C).

$$Q_{\text{anual}} = (P - \text{ETR}) * C \quad (\text{eq. 6})$$

Onde: Q_{anual} – escoamento superficial anual, trimestre seco e chuvoso, $\text{mm} \cdot \text{ha}^{-1}$; P – Precipitação anual, trimestre seco e chuvoso, mm; ETR - Evapotranspiração real anual, trimestre seco e chuvoso, mm; C – coeficiente de escoamento, adimensional.

O coeficiente de escoamento foi calculado a partir da multiplicação dos fatores de proteção por tipo de uso e manejo do solo (c e p – tabela 3) (VIGIAK *et al.* 2006) da Equação Universal de Perda de Solo - EUPS (WISCHMEIER; SMITH, 1978), com os ângulos de declive do terreno (S, graus), baseado na relação proposta nas recomendações do *Soil Conservation Service* (SCS – USDA) (PRUSKI, 2008).

Os valores aplicados ao uso e manejo do solo (fator c) foram estabelecidos a partir dos trabalhos de Vázquez-Fernández (1996) e Tomazoni e Guimarães (2005). A atribuição dos valores da prática conservacionista (fator p) seguiu os critérios de Bertoni e Lombardi Neto (2005), sendo o plantio em contorno a principal prática adota na bacia (Tabela 3).

Tabela 3 – Índices dos fatores C e P atribuídos às classes de cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.

Cobertura vegetal e uso da terra	Factor (c)	Factor (p)
Vegetação densa/Matas	0,001 ¹	0,1 ¹
Cultivos permanentes (café e laranja)	0,135 ²	0,5 ¹
Cultivos temporários (cana-de-açúcar, soja, milho e trigo)	0,5 ¹	0,5 ¹
Pastagem	0,01 ¹	0,4 ¹
Silvicultura (Eucalipto)	0,04892 ³	0,21 ¹

Fonte: Fator C - ¹Tomazoni e Guimarães (2005); ²Vázquez-Fernández (1996) e ³Oliveira et al. (2007); Fator P - ¹Bertoni e Lombardi Neto (2005).

Os dados pluviométricos foram obtidos em postos pluviométricos do Instituto das Águas do Paraná e em estações meteorológicas da rede do IAPAR/SIMEPAR, no município de Apucarana, e INMET, no município de Maringá, com série temporal compreendida entre 1976 a 2016. Os postos e estações foram escolhidos seguindo a distribuição realizada por Terassi (2015), que considerou a qualidade dos dados disponibilizados (sequência contínua) e as

semelhanças entre as características climáticas e hipsométricas (Quadro 1). Os resultados obtidos de precipitação serão analisados e comparados com os trabalhos de Ribeiro (1987), Baldo *et al.* (2012) e Terassi *et al.* (2014) que realizaram a distribuição e caracterização da pluviosidade na bacia.

O preenchimento das falhas encontradas nas séries históricas de precipitação foi realizado utilizando o método de ponderação regional (VILLELA; MATTOS, 1975), eq. 7, amplamente utilizado nas estimativas de precipitação (OLIVEIRA *et al.*, 2010) e tem como base o registro pluviométrico de três postos localizados o mais próximo possível do posto em que se verifica a falta de dados. A escolha dos postos vizinhos foi estabelecida em conformidade com a altitude aproximada e menor distância em relação ao posto pluviométrico com dados faltantes, conforme sugerido por Leivas *et al.* (2006).

$$P_x = \frac{\bar{P}_x}{3} \left(\frac{P_a}{\bar{P}_a} + \frac{P_b}{\bar{P}_b} + \frac{P_c}{\bar{P}_c} \right) \quad (\text{eq. 7})$$

Onde: P_x - precipitação do mês faltante; \bar{P}_x - precipitação média mensal da estação x ; P_a , P_b e P_c - precipitações mensais reais dos postos pluviométricos selecionados para o preenchimento; e \bar{P}_a , \bar{P}_b e \bar{P}_c - precipitações médias mensais destes mesmos postos.

Quadro 1 - Informações sobre os postos pluviométricos e estações meteorológicas da bacia do rio Pirapó – PR.

N. posto	Código (ANEEL)	Município	Lat.	Long.	Alt.
1	2252013	Jardim Olinda	22°33'03''	52°02'11''	318
2	2251069	Centenário do Sul	22°49'22''	51°35'44''	500
3	2252010	Paranacity	22°49'59''	52°06'00''	250
4	2251033	Colorado	22°53'53''	51°53'17''	487
5	2351065	Santa Fé	23°02'25''	51°48'20''	485
6	2351050	Iguaraçu	23°10'59''	51°49'59''	581
7	2351053	Rolândia	23°12'00''	51°27'00''	653
8	2352039	Nova Esperança	23°13'19''	52°20'59''	497
9	2351051	Astorga	23°14'14''	51°39'41''	572
10	2351045	Maringá/Guaipó	23°24'00''	51°52'26''	584
11	2351048	Arapongas	23°24'00''	51°25'59''	793
12	83767	*Maringá	23°25'00''	51° 57'00''	542
13	2351008	*Apucarana	23°30'00''	51° 32'00''	746
14	2351043	Cambira	23°39'46''	51°36'09''	601

Fonte: Instituto das Águas do Paraná; Instituto Nacional de Meteorologia – INMET; Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR; Sistema Meteorológico do Paraná - SIMEPAR. *Estações meteorológicas. Adaptado de Terassi (2015).

Os valores de temperatura média anual e mensais do ar foram estimados aplicando os coeficientes de regressão linear das equações mensais e anual propostos por Pinto e Alfonsi (1974) (eq. 8 e Tabela 4), que leva em consideração as informações de latitude e altitude do ponto a ser considerado. Na bacia, utilizou-se as localizações dos postos pluviométricos como referência para os cálculos.

Para a validação dos valores estimados foi aplicado o método de coeficiente de correlação linear de Pearson (r), visando determinar o grau de associação dos dados estimados com os dados de temperatura média das estações meteorológicas (PAIVA *et al.*, 2010; GRAÇA; SILVEIRA, 2018), no caso de Apucarana e Maringá. Foram utilizados para medir o nível de correlação linear os dados médios mensais de temperatura do ar referentes ao período compreendido entre 1976 a 2016.

$$Y = a + b \cdot x_1 + c \cdot x_2 \quad (\text{eq. 8})$$

Onde: Y – estimativa da temperatura ($^{\circ}\text{C}$); x_1 – altitude (m); x_2 – latitude (minutos); a , b e c – coeficiente de regressão das equações mensais e/ou anual.

Tabela 4 – Valores dos coeficientes de regressão das equações mensais e anual.

Meses	Estimativas das temperaturas médias compensadas			Meses	Estimativas das temperaturas médias compensadas		
	a	b	c		a	b	c
Jan.	37	-0,0056	-0,0072	Jul.	49,5	-0,0034	-0,022
Fev.	38,7	-0,0055	-0,0084	Ago.	54	-0,0037	-0,0238
Mar.	40,5	-0,0053	-0,0105	Set.	54,3	-0,0038	-0,0229
Abr.	47,2	-0,0046	-0,0170	Out.	48,3	-0,0052	-0,0172
Mai.	46,6	-0,0038	-0,0190	Nov.	46,4	0,0055	-0,0148
Jun.	46,5	-0,0036	-0,0199	Dez.	37,8	-0,0060	-0,0081
Anual	45,6	-0,0047	-0,0159				

Fonte: Pinto e Alfonsi (1974).

Posteriormente, ao preenchimento dos dados faltantes de precipitação e a estimativa da temperatura do ar foi aplicada a estatística descritiva básica para determinar as médias anuais e mensais para definir o trimestre seco e chuvoso.

A evapotranspiração real (ETR) anual, trimestre seco e chuvoso foi estimada por meio do método proposto por Turc (1954), desenvolvido no Instituto Nacional de Pesquisas Agrônomicas Francês a partir da relação entre precipitação e temperatura média anual, trimestre seco e chuvoso (eq. 9 e 10).

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

$$L = 300 + 25T + 0,05T^3 \quad (\text{eq. 10})$$

Onde: ETR - Evapotranspiração real média anual, trimestre seco e chuvoso, mm; P - Precipitação média anual, trimestre seco e chuvoso, mm; L -Parâmetro empírico dado pela eq. 10; T - Temperatura média anual, trimestre seco e chuvoso (°C).

Os valores de energia cinética derivados da fase aquosa são utilizados na fase solo do modelo para estimar o destacamento de partículas do solo pelo impacto das gotas de chuva (F – eq. 11) e pelo escoamento (H – eq. 12) aplicando uma simplificação das equações de erosão descrita por Meyer e Wischmeier (1969 *apud* LUGER *et al.*, 2018).

O primeiro depende da capacidade de separação do solo (erodibilidade, K – eq. 13), enquanto que o segundo depende da coesão do solo (COH). O destacamento do solo devido o escoamento e a capacidade de transporte dependem ainda do volume do escoamento superficial (Q), dos fatores de cobertura (GC e C) e do declive (S).

$$F = K*KE*10^{-3} \quad (\text{eq. 11})$$

$$H = ZQ^{1.5}\sin S(1-GC)*10^{-3} \quad (\text{eq. 12})$$

Onde: F - destacamento de partículas do solo pelo impacto das gotas de chuva, t.ha⁻¹.ano⁻¹, K – erodibilidade dos solos, g.J⁻¹; KE – energia cinética total da chuva efetiva, MJ.ha⁻¹.ano⁻¹; H - destacamento de partículas do solo por escoamento superficial, t.ha⁻¹.ano⁻¹; Z – resistência do solo; Q – escoamento superficial, mm.ha⁻¹.ano⁻¹; S – ângulo de declive do terreno, graus; GC - porcentagem de cobertura do solo (entre 0 e 1), valores típicos extraídos de Vigiak *et al.* (2006) (Tabela 2).

Os valores de K, erodibilidade dos solos (eq. 13), foram estimados pelo método proposto por Bouyoucos (1935) utilizando dados da composição granulométrica dos solos da bacia apresentados por Marcato (2016) e Marcato e Silveira (2017), para profundidades de até 0,4 metros sobre diferentes tipos de cobertura e usos da terra (Tabela 5).

$$K = \left(\frac{\%Areia + \%Silte}{\%Argila} \right) / 100 \quad (\text{eq. 13})$$

Para a aplicação na eq. 12 os valores de coesão da superfície do solo (COH, kPa) são convertidos em resistência do solo (Z, eq. 14) baseado na simplificação do trabalho de Rauws e Govers (1988 *apud* MORGAN, 2001). Para solos soltos e não coesos, Z = 1,0. Devido à falta

de dados sobre a coesão dos solos na bacia os valores típicos utilizados foram extraídos de Morgan, Quinton e Rickson (1993) (Tabela 5). A identificação dos valores foi realizada a partir das classes texturais dos solos (MARCATO, 2016; MARCATO; SILVEIRA, 2017).

$$Z = \frac{1}{(0.5COH)} \quad (\text{eq. 14})$$

4.1.4 Capacidade de transporte do escoamento superficial

A capacidade de transporte do escoamento superficial (TC, eq. 15) estimada representa a fase sedimentar do modelo, definida como a concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado (GOVERS, 1990).

$$TC = CQ^2 \sin S * 10^{-3} \quad (\text{eq. 15})$$

Onde: TC - capacidade de transporte do escoamento anual, trimestre seco e chuvoso, t.ha⁻¹; C - coeficiente de escoamento, eq. 6; S - ângulo de declive, graus.

Tabela 5 – Dados de entrada para o modelo sobre cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.

Solos	Tipos de usos	Prof. (cm)	Granulometria (%)			M.O. (g.dm ⁻³)	K - erodibilidade (g.J ⁻¹)	COH (kPa)
			Areia	Silte	Argila			
LV	(p)	0 - 40	5,04	26,2	68,76	40,63	0,0454	12
	(c)		8,995	21,855	69,15	26,53	0,0446	
	(f)		5,815	30,32	63,865	39,63	0,0566	
NV	(p)	0 - 40	10,045	25,27	64,685	42,29	0,0546	12
	(c)		8,595	19,27	72,135	30,56	0,0386	
	(f)		6,57	23,97	69,46	29,89	0,0440	
LVm	(p)	0 - 40	84,875	2,535	12,59	7,39	0,6943	2
	(c)		82,44	2,6	14,96	7,06	0,5684	
	(ca)		74,51	3,43	22,06	13,09	0,3533	
	(f)		80,5	2,615	16,885	29,89	0,4922	
PV	(p)	0 - 40	78,565	9,14	12,295	17,46	0,7133	2
	(c)		87,195	2,98	9,825	9,07	0,9178	
	(ca)		85,93	2,935	11,135	6,71	0,7981	
	(f)		83,46	3,765	12,775	18,14	0,6828	
RL/RR	(p)	0 - 19	24,8	47	28,2	42,98	0,2546	3
	(c)	0 - 16	9,4	67,9	22,7	32,91	0,3405	
	(f)	5 - 30	5,6	62,1	32,3	66,49	0,2096	

LV – Latossolo Vermelho (text. argilosa); NV - Nitossolo Vermelho (text. argilosa); LVm - Latossolo Vermelho (text. média); PV – Argissolo Vermelho (text. arenoso); RL/RR – Neossolo Litólico/Regolítico (text. franco-argilosa); p – pastagem; c – cultivos temporários; ca – cana-de-açúcar; f – floresta; M.O. – Matéria orgânica. Fonte: Morgan, Quinton e Rickson (1993); Marcato (2016) e Marcato e Silveira (2017).

4.1.5 Taxa de desprendimento total

A taxa de desprendimento total anual, trimestre seco e chuvoso dos solos (TD, $t \cdot ha^{-1}$) foi, estimada pelo somatório entre o destacamento das partículas do solo pelo impacto da gota de chuva (F) e o destacamento das partículas do solo pelo escoamento superficial (H) anual, trimestre seco e chuvoso. O impacto das gotas de chuva aumenta a capacidade de transporte do fluxo e, através do destacamento das partículas do solo, provoca concentrações mais altas de sedimentos, Savat (1979) argumenta que a interação da chuva com o fluxo de escoamento aumenta a ocorrência de processos erosivos e, conseqüentemente, a carga de sedimentos transportados e depositados em porções mais baixas do relevo e em rios.

4.1.6 Classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais

A classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais foi realizada em função da relação da capacidade de transporte do escoamento superficial com a taxa anual de desprendimento de partículas do solo, uma vez que, a água representa a principal forma de dispersão de contaminantes no ambiente (NEVES *et al.*, 1998; SPADOTTO, 2002), assim quanto maior o desprendimento de partículas do solo, maior a chance de transporte dessas partículas junto com contaminantes.

O produto dessa relação foi associado a possibilidade de carreamento de agroquímicos por fluxo superficial perfazendo uma relação de intensificação da vulnerabilidade à contaminação (eq. 16).

Na bacia a utilização de agroquímicos assume maior importância em detrimento as outras formas de contaminação devido a predominância da agricultura intensiva e, também da pecuária, que reflete num modelo de desenvolvimento voltado prioritariamente à monocultura químico-dependente.

Para cada tipo de uso identificado na bacia foi atribuído um valor de potencialização (entre 0 e 1) de acordo com o consumo de agroquímicos em cada cultura (tabela 6), baseado no *Plano de Vigilância e Atenção à Saúde de Populações Expostas aos Agroquímicos do Estado do Paraná 2017 a 2019* da Secretaria do Estado da Saúde do Paraná (SESA, 2018).

No estado do Paraná, os maiores consumidores de agroquímicos são os cultivos temporários (soja, milho, trigo e cana) responsáveis por cerca de 80% do total, seguido pela pastagem com 2,23% e os cultivos permanentes (citros e café) com cerca de 2% (SIAGRO, 2018).

Os valores atribuídos foram definidos de acordo com Alves Filho (2002), que apresenta um estudo de que apenas 10% dos agroquímicos aplicados diretamente nas plantas ou no solo atingem efetivamente seu alvo, o restante tem como destino final o solo, sendo lavados das folhas através da ação da chuva ou da água de irrigação (SCORZA JUNIOR *et. al.*, 2010). Assim, assume-se que todos os cultivos identificados na bacia intensificam em 90% o risco de contaminação por área com agroquímicos (eq. 16, tabela 6).

$$V_{as} = \frac{TC}{TX} + \exp^{(C_{iv})} \quad (\text{eq. 16})$$

Onde: V_{as} - vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais anual, trimestre seco e chuvoso; TC – Capacidade de transporte pelo escoamento superficial anual, trimestre seco e chuvoso, $t \cdot ha^{-1}$; TD – taxa de desprendimento total anual dos solos anual, trimestre seco e chuvoso, $t \cdot ha^{-1}$; C_{iv} - coeficiente de intensificação da vulnerabilidade à contaminação (agroquímicos) (tabela 6).

Os valores de coeficiente de intensificação da vulnerabilidade à contaminação foram definidos estabelecendo uma relação ente a porcentagem de usos de agroquímicos (% US) por cultivo no Estado e porcentagem do fator de intensificam do risco de contaminação (% FIR) (Tabela 6). Para as áreas com vegetação densa/matras e silvicultura adotou-se o valor zero (0), devido ao não registro de utilização de agroquímicos nesses tipos de usos.

Tabela 6 – Valores de coeficiente de intensificação da vulnerabilidade à contaminação (agrotóxico) por classes de cobertura vegetal e uso da terra da bacia do rio Pirapó – PR.

Cobertura vegetal e uso da terra	% US	% FIR	C_{iv}
Vegetação densa/Matas	0,0	0,0	0,0
Cultivos permanentes (café e laranja)	2,0%	90%	0,02
Cultivos temporários (cana-de-açúcar, soja, milho e trigo)	80%	90%	0,9
Pastagem	2,23%	90%	0,024
Silvicultura (Eucalipto)	0,0	0,0	0,0

Proposto pelo autor.

A vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais foi classificada seguindo uma divisão simples dos valores que se enquadram entre zero (0) e seis (6) (tabela 7).

Tabela 7 – Intervalos de classes da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais.

Classes V_{as}	Intervalos
Muito Elevada	4,8 – 6,0
Elevado	3,6 – 4,8
Média	2,4 – 3,6
Baixa	1,2 – 2,4
Muito baixa	0,0 – 1,2

Proposto pelo autor.

4.2 Vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais

A vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais foi estabelecida com base no método DRASTIC proposto por Aller *et al.* (1987), para a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA), que constitui em um sistema padronizado de avaliação da vulnerabilidade de águas subterrâneas (LINHARES *et al.*, 2014).

A principal finalidade deste método é estimar a vulnerabilidade intrínseca ou natural da água subterrânea, considerando que o contaminante é introduzido à superfície do terreno e migra verticalmente até o aquífero por infiltração (LOBO-FERREIRA; CABRAL, 1991; OLIVEIRA *et al.*, 1997). O modelo foi desenvolvido para avaliar áreas superiores a 0,4 Km².

O método baseia-se na soma ponderada de sete parâmetros (Quadro 2), os quais são quantificados com valores que vão de zero (0) a dez (10), sendo que, para cada parâmetro é atribuído um peso pré-determinado (entre 1 e 5) que mostra a sua importância na quantificação da vulnerabilidade (Quadro 2).

Quadro 2 - Parâmetros *DRASTIC* e os respectivos pesos.

Parâmetros <i>DRASTIC</i>	Peso
D – Profundidade da superfície freática (Depth to water)	5
R – Recarga total (Total recharge)	4
A – Material do aquífero (Aquifer material)	3
S – Tipo de Solo (Soil type)	2
T – Topografia (Topography)	1
I – Influencia da zona vadosa ¹ (Influence of the vadosa zone)	5
C – Condutividade hidráulica (Hydraulic conductivity)	3

Adaptado de Aller *et al.* (1987).

Os valores dos parâmetros são multiplicados pelos respectivos pesos e somados para estabelecer o índice DRASTIC (eq. 17). O enquadramento do índice varia entre 23 e 226, de modo que, quanto maior o valor obtido, maior será a vulnerabilidade natural do aquífero à contaminação (quadro 3).

$$DRASTIC = \sum_{n=1}^n P_n(w_n) \quad (\text{eq. 17})$$

Onde: P_n – Parâmetros aplicados a modelo; w – peso atribuído a cada parâmetro.

¹ Zona vadosa - corresponde a porção superficial do material geológico, situada entre a superfície do terreno e o topo do aquífero. caracteriza-se por ser um meio cujos poros estão ocupados pela água nas fases líquidas e gasosa.

Os valores obtidos pelo índice DRASTIC são divididos em intervalos de classes que vão representar o nível de vulnerabilidade à contaminação (Quadro 3).

Os intervalos de vulnerabilidade são definidos como: Muito elevada - o aquífero é vulnerável à maioria dos contaminantes, com alta probabilidade de contaminação e rápido impacto; Elevada - o aquífero é vulnerável à muitos tipos de poluentes, com exceção dos que foram fortemente absorvidos; Moderada/Média - o aquífero é vulnerável a alguns tipos de poluentes quando lançados de forma contínua; e Baixa - o aquífero é vulnerável somente a poluentes despejados com alta intensidade e por longos períodos de tempo (ALLER *et al.*, 1987).

Tabela 8 – Classes de vulnerabilidade pelo índice DRASTIC.

Índice DRASTIC	Vulnerabilidade
> 200	Muito elevada
160 – 200	Elevada
120 – 160	Moderada/Média
< 120	Baixa

Adaptado de Aller *et al.* (1987).

Para áreas com ocupação intensiva de atividades agropecuárias, onde pode haver uma intensificação na disponibilidade de contaminantes devido ao uso de produtos químicos, Aller *et al.* (1987) propôs o índice DRASTIC Pesticide, que deriva do índice original. A forma de cálculo (eq. 17), os parâmetros utilizados (Quadro 2) e os intervalos de classificação (Tabela 8) foram mantidos, sendo modificados apenas os fatores de ponderação atribuídos em alguns parâmetros (Quadro 3), que levou em consideração os processos de atenuação dos agroquímicos nos solos e na zona vadosa. O enquadramento dos resultados do cálculo do índice varia entre 26 e 256, apresentando uma intensificação em relação ao índice original.

Quadro 3 - Parâmetros DRASTIC Pesticide e os respectivos pesos.

Parâmetro DRASTIC	Peso
D – Profundidade do nível d'água (Depth to water)	5
R – Recarga total (Total recharge)	4
A – Material do aquífero (Aquifer material)	3
S – Tipo de Solo (Soil type)	5
T – Topografia (Topography)	3
I – Influencia da zona vadosa (Influence of the vadosa zone)	4
C – Condutividade hidráulica (Hydraulic conductivity)	2

Adaptado de Aller *et al.* (1987).

Os parâmetros atribuídos aos índices DRASTIC natural e DRASTIC Pesticide estão relacionados aos fatores hidrogeológicos, morfológicos, físicos e de parametrização das características dos aquíferos (LINHARES *et al.*, 2014), sendo definidos em escala anual e trimestre seco e chuvoso, modificando apenas os valores do parâmetro recarga total para estabelecer as escalas, por ser esse o único parâmetro condicionado a variação pluviométrica e de temperatura do ar. A seguir serão definidos e descritos cada um dos parâmetros utilizados.

4.2.1 Parâmetro D – Profundidade da superfície freática

A profundidade do lençol freático ou zona saturada foi estimada por meio da aplicação do modelo HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) (RENNÓ *et al.*; 2008; NOBRE *et al.*, 2011). O HAND pode ser entendido como um DEM normalizado pela drenagem, seus valores das distâncias verticais extraídos pelo modelo são computados a partir da topografia proveniente de imagens SRTM corrigidas aplicando o LDD (*Local Drain Direction*), com a geração do fluxo de direção e a hidrografia (RENNÓ *et al.*; 2008). O modelo mede a diferença altimétrica entre um ponto qualquer e o ponto da drenagem mais próxima da grade do MDT e o respectivo ponto de escoamento na drenagem mais próxima, considerando a trajetória superficial de fluxo (*flowpath*) que liga topologicamente os pontos da superfície com a rede de drenagem (PIRES; BORMA, 2013).

Os valores finais de profundidade do lençol freático foram obtidos pela limitação dos valores do HAND a, no máximo, o valor da profundidade média aproximada dos solos representado na bacia. Essa etapa é necessária para evitar valores muito altos de profundidade do lençol freático (MINGOTI *et al.*, 2016).

Os valores do nível estático (NE) após serem interpolados foram classificados seguindo os intervalos definidos por Aller *et al.* (1987). Para cada intervalo classificado é atribuído um índice relacionado a profundidade do nível d'água (Tabela 9).

Tabela 9 – Índice do Parâmetro D – Profundidade do Nível d'água.

Parâmetro D - Profundidade do Nível d'água	Índice
<1,5	10
1,5 – 4,6	9
4,6 – 9,1	7
9,1 – 15,2	5
15,2 – 22,9	3
22,9 – 30,5	2
>30,5	1

Fonte: Aller *et al.* (1987).

4.2.2 Parâmetro R – Recarga total do aquífero

A estimativa da recarga total do aquífero foi realizada aplicando a equação de balanço hídrico (eq. 18) baseado nos trabalhos de Lobo-Ferreira *et al.* (1995), Oliveira (2004) e Collischonn e Dornelles (2013), por ser um modo aceitável e prático de estimar a recarga (LOBO-FERREIRA *et al.*, 1995; EILERS, 2004). As informações sobre a precipitação (P) e estimativas da evapotranspiração real (ETR) e do escoamento superficial (Q_s) nas diferentes escalas de análise são apresentadas no item 4.1.

$$R = P - ETR - Q_s \quad (\text{eq. 18})$$

Onde: R – recarga total do aquífero anual, trimestre seco e chuvoso, mm; P – precipitação média anual, trimestre seco e chuvoso, mm; ETR – Evapotranspiração média anual, trimestre seco e chuvoso, mm; Q_s – Escoamento superficial anual, trimestre seco e chuvoso, mm.ha⁻¹.

Os resultados da aplicação da estimativa de recarga foram classificados seguindo os intervalos definidos por Aller *et al.* (1987). Para cada intervalo classificado é atribuído um índice relacionado a recarga total (Tabela 10).

Tabela 10 – Índice do Parâmetro R – Recarga total do aquífero.

Parâmetro R – Recarga total do aquífero (mm)	Índice
>254	9
178 – 254	8
102 – 178	6
51 – 102	3
<51	1

Fonte: Aller *et al.* (1987).

4.2.3 Parâmetro A – Material do Aquífero

O material do aquífero é representado pelas características geológicas, obtidas por meio do *Mapa Geológico do Estado do Paraná* (MINEROPAR, 2001).

O material do aquífero foi classificado seguindo os intervalos definidos por Aller *et al.* (1987). Para cada intervalo classificado é atribuído um índice relacionado as características geológicas (Tabela 11). Os valores típicos aplicados na definição dos índices foram definidos segundo Lobo-Ferreira *et al.* (2002).

Tabela 11 – Índice do Parâmetro A – material do aquífero e seus valores típicos.

Descrição das unidades	Índice*	Descrição das unidades	Índice*
Folhelho/argilito	1 – 3 (2)	Arenito maciço	4 – 9 (6)
Rocha ígnea/metamórfica sã	2 – 5 (3)	Calcário maciço	4 – 9 (6)
Rocha ígnea/metamórfica alterada	3 – 5 (4)	Areia/pedregulho	4 – 9 (8)
Till	4 – 6 (6)	Basalto	2 – 10 (9)
Intercalações de arenito, calcário e folhelhos	5 – 9 (6)	Calcário carstificado	9 – 10 (10)

Adaptado de Aller *et al.* (1987). * Valores típicos estão entre parênteses.

4.2.4 Parâmetro S – Tipo de Solo

O solo foi caracterizado a partir da classificação dos solos da bacia (EMBRAPA, 2007). A atribuição dos valores ao parâmetro seguiu o proposto por Oliveira *et al.* (1997), tendo como base as características granulométricas e matéria orgânica dos solos, informações retiradas dos trabalhos de Marcato (2016) e Marcato e Silveira (2018), detalhados na tabela 5, do item 4.1. Assim, adotou-se para a classificação desse parâmetro o valor médio relacionado a classe textural do solo e classe textural com matéria orgânica apresentada na tabela 12 e 14.

Os tipos de solo foram classificados seguindo os intervalos definidos por Aller *et al.* (1987). Para cada intervalo classificado é atribuído um índice relacionado às características do solo (Tabela 12).

Tabela 12 – Índice do Parâmetro S – tipos de solos e seus valores típicos.

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		

Adaptado de Aller *et al.* (1987).

4.2.5 Parâmetro T – Topografia

A declividade do terreno foi obtida por meio de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) do Projeto TOPODATA (INPE, 2011). A topografia foi classificada seguindo os intervalos definidos por Aller *et al.* (1987). Para cada intervalo classificado é atribuído um índice relacionado as características da declividade do terreno (Tabela 13).

Tabela 13 – Índice do Parâmetro T – Topografia.

Topografia (Declividade %)	Índice
>18	1
12 – 18	3
6 – 12	5
2 – 6	9
<2	10

Adaptado de Aller *et al.* (1987).

4.2.6 Parâmetro I – Influência da Zona Vadosa

Os valores atribuídos a influência da zona vadosa foram determinados por meio da ponderação entre as características dos solos e as geológicas da bacia (parâmetro S e A), uma vez que, na forma original do índice esse parâmetro é redundante a geologia da formação aquífera (SIMAS, 2014). A ponderação consistiu em estabelecer uma média simples entre os índices atribuídos aos parâmetros S e A da área de estudo (Tabela 14).

Tabela 14 – Índice do Parâmetro I – Influência da zona vadosa.

Tipos de solo	Índice (S)	Material do aquífero	Índice (A)	Índice (I) ponderado
Neossolos Litólico/Regolítico (text. franco-argilo arenosa)	10	Basalto	9	9
Argissolo Vermelho (text. arenosa)	9	Arenito maciço	6	8
Latossolo Vermelho (text. média)	8			7
Latossolo Vermelho (text. argilosa)	5	Basalto	9	6
Nitossolo Vermelho (text. argilosa)	6			7

Adaptado de Aller *et al.* (1987).

4.2.7 Parâmetro C – Condutividade hidráulica

Para estimar os valores Condutividade hidráulica foram utilizadas informações de 329 poços tubulares profundos, outorgados pelo Instituto das Águas do Paraná, distribuídos na bacia de acordo com as unidades aquíferas: Caiuá (59 poços), Serra Geral (248 poços) e na zona de transição das unidades (22 poços) (Figura 9).

Os documentos com informações dos poços são disponibilizados no Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) do Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2018).

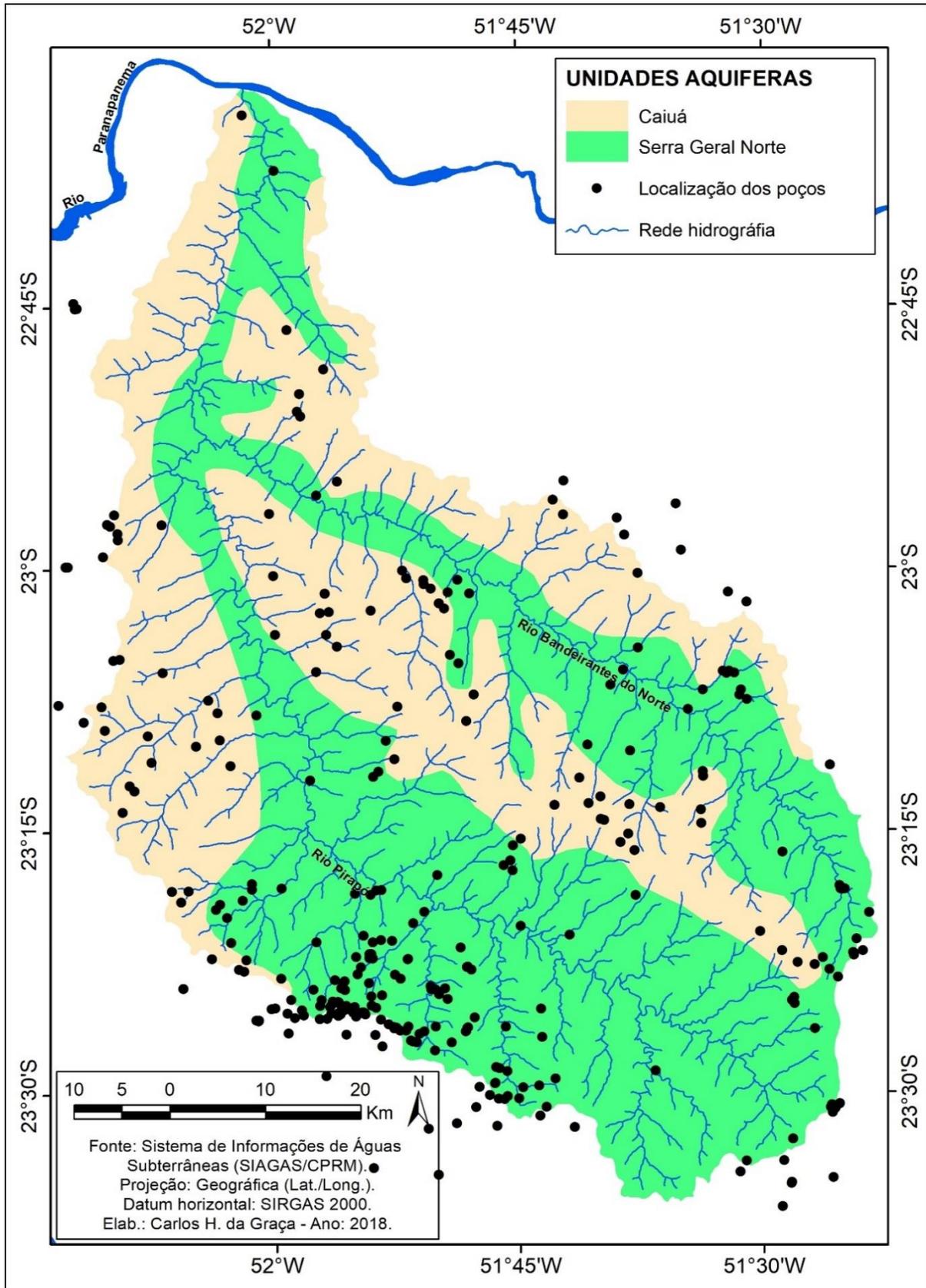


Figura 8 – Localização e destruição dos poços na bacia do rio Pirapó – PR

Os valores de condutividade hidráulica foram obtidos por meio do cálculo da transmissividade dos aquíferos, utilizando o método proposto por Jacob (1950) e adaptado por Diniz *et al.* (2014) (eq. 19; eq. 20). Para os cálculos foram utilizadas informações retiradas dos documentos dos 329 poços (SIAGAS-CPRM, 2018), descritos anteriormente.

$$t = \frac{(0,183*V)}{(\Delta S)} \quad (\text{eq. 19})$$

$$K = \frac{t}{b} \quad (\text{eq. 20})$$

Onde: t – transmissividade, m².dia⁻¹; V – vazão, m³.hora⁻¹ (duração de 12 horas de bombeamento), ΔS – variação do rebaixamento, m (diferença entre os valores de nível dinâmico e o nível estático); K – condutividade hidráulica, m.dia⁻¹; b – espessura satura, m (diferença entre os valores de profundidade do poço e o nível estático)

A condutividade hidráulica foi classificada seguindo os intervalos definidos por Aller *et al.* (1987). Para cada intervalo classificado é atribuído um índice relacionado as características do aquífero (Tabela 15).

Tabela 15 – Índice do Parâmetro C – condutividade hidráulica.

Condutividade Hidráulica m.dia	Índice
> 81,5	10
40,7 – 81,5	8
28,5 – 40,7	6
12,2 – 28,5	4
4,1 – 12,2	2
< 4,1	1

Adaptado de Aller *et al.* (1987).

4.3 Elaboração dos produtos cartográficos

A elaboração do produtos cartográficas foi baseada em informações obtidas junto a órgãos oficiais especializados, tais como: o Instituto das Águas do Paraná - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (SUDERHSA), Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), Instituto de Terras, Cartografia e Geociências (ITCG), Minerais do Paraná (MINEROPAR), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE), U.S. Geological Survey (USGS - GLOVIS) e em consultas de trabalhos realizados na área de estudo.

A rotina de elaboração das bases cartográficas e geração dos diretórios – banco de dados SIG (*Sistema de Informação Geográfica*) específicos foi realizado no *software* Arcgis (ArcMap) 10.4.1 *free trial* (ESRI - *Environmental Systems Research Institute*). O material gerado foi editado no sistema de projeção Geográfica e *Datum* horizontal SIRGAS 2000.

Para espacialização da pluviosidade, temperatura do ar e evapotranspiração da bacia, foi gerado um banco de dados com os respectivos valores de cada variável, sendo interpolados utilizando método Kriging (*Ordinary-spherical*), muito aplicado para a espacialização de fenômenos geográficos, mais especificamente, os climáticos (CARVALHO; ASSAD; 2005; MONTEBELLER *et al.*, 2007; SILVA *et al.*; 2010).

A informações sobre hipsometria e declividade foram extraídas de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) do Projeto TOPODATA (INPE, 2011). A declividade, em porcentagem (%) e em ângulo (°) foi obtida por meio da ferramenta *Slope* (*ArctoolBox – Spacial Analyst Tools – Surface*).

As informações sobre os tipos de solos foram obtidas do *Mapa de Solos do Estado do Paraná* (EMBRAPA, 2007). Assim como, as informações sobre as unidades litoestratigráficas foram retiradas do *Mapa Geológico do Estado do Paraná* (MINEROPAR, 2001).

Os tipos de uso e ocupação do solo na bacia foram estabelecidos por meio de classificação supervisionada (MAXVER) de imagens de satélite LandSat 8, sensor OLI (órbitas 222 e 223 e ponto 76 de 23/10 e 01/11 de 2016), obtidas via sítio eletrônico do U.S Geological Survey (USGS-GLOVIS), bem como, em trabalhos de campo para coleta dos pontos de amostragens visando minimizar erros de interpretação visual das classes estabelecidas durante a rotina de processamento, sendo estabelecidas as classes: área urbana; cultivo de cana-de-açúcar; cultivo permanentes (café, laranja e outras); cultivos temporários (soja, milho, trigo, cana-de-açúcar e outras); pastagem; vegetação densa/mata e corpos hídricos.

Os produtos da aplicação dos métodos, modelo MMF – modificado e índice DRASTIC, que resultaram na classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais e subterrâneas anual e trimestre seco e chuvoso foram gerados a partir dos arquivos vetoriais dos tipos de solos, geologia, tipos de usos do solo e dos *rasters* de pluviosidade, temperatura do ar, evapotranspiração (ETR) e declividade.

Para atribuição dos valores considerados em cada variável descrita nas metodologias foi necessária a reclassificação dos arquivos bases, com rotinas realizadas em ambiente da extensão *ArctoolBox*. Posteriormente os planos de informações gerados foram direcionados a ferramenta *Raster Calculator* (*ArctoolBox – Spacial Analyst Tools – Map Algebra*), onde foi realizado todos os cálculos descritos na metodologia.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais

A aplicação do modelo MMF - modificado (MORGAN, 2001) para estimar a produção de sedimentos, gerou informações relevantes sobre o comportamento intrínseco da bacia hidrográfica perante sua vulnerabilidade à processos erosivos e capacidade de transportar contaminantes superficialmente. Desse modo, a classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais foi definida nas escalas anual e trimestres seco e chuvoso. Para não ser uma exposição de resultados morosa e prolongada, os resultados para os trimestres serão apresentados como vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais.

Dentro do modelo os valores de pluviosidade total serviram de base para a estimativa da energia da chuva na bacia, que seguiu a definição da precipitação efetiva total (ER), por passagem direta (DT) e interceptada pelo dossel da planta e que atinge a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas (LD), além da energia cinética (KE) que derivada dos valores de precipitação efetiva e, assim como associada a temperatura média anual estimada e evapotranspiração serviram para estabelecer o escoamento superficial, parâmetros que estão diretamente relacionados aos tipos de cobertura vegetal e uso da terra.

A cobertura vegetal, neste sentido, atua como regulador do balanço de energia das chuvas, reduzindo os efeitos negativos da erosão, diminuindo a energia cinética das gotas da chuva e a velocidade do escoamento superficial (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

O resultado dos totais pluviométricos anuais mostrou que a bacia do rio Pirapó apresenta uma significativa variabilidade espacial média anual, com valores entre 1200 a 1700 mm e redução gradativa de aproximadamente 480 mm no sentido sul-norte (Figura 9), condicionada pela variação altimétrica do relevo e pela proximidade ao clima Tropical (RIBEIRO, 1987; BALDO *et al.*, 2012; TERASSI *et al.*, 2014).

Quanto à temperatura média estimada verificou-se que o aquecimento é mais intenso no setor norte-noroeste, mais próximo à foz do rio Pirapó, onde os valores médios anuais chegam a 23°C, com tendência a redução gradativa desses valores em direção ao setor sul da bacia, apresentando valores médios estimados inferiores a 20°C (Figura 10). Valores próximos a esses foram encontrados por Ribeiro (1987) e Terassi e Silveira (2013) na bacia.

Associados as variações na distribuição da precipitação média anual e temperatura média anual estimada, os valores de evapotranspiração real apresentam uma média de 1024 mm, com valores mais intensos no setor norte da bacia, chegando a 1144 mm anuais, e redução

no setor sul, com valores inferiores a 950 mm (Figura 11), concordando com os valores estabelecidos por Caviglione *et al.*, (2000).

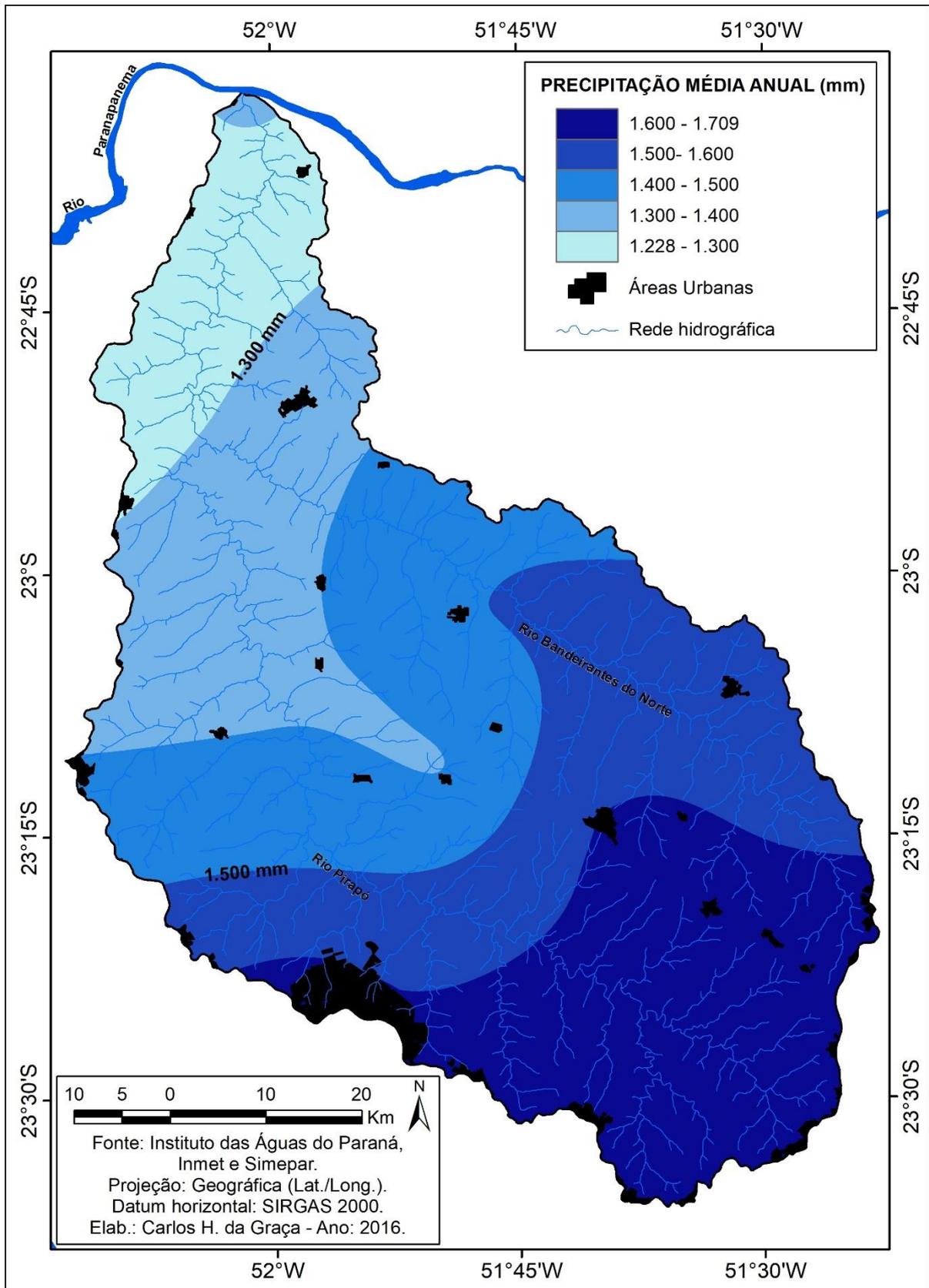


Figura 9 – Distribuição da precipitação média anual (1976 - 2016) na bacia do rio Pirapó – PR.

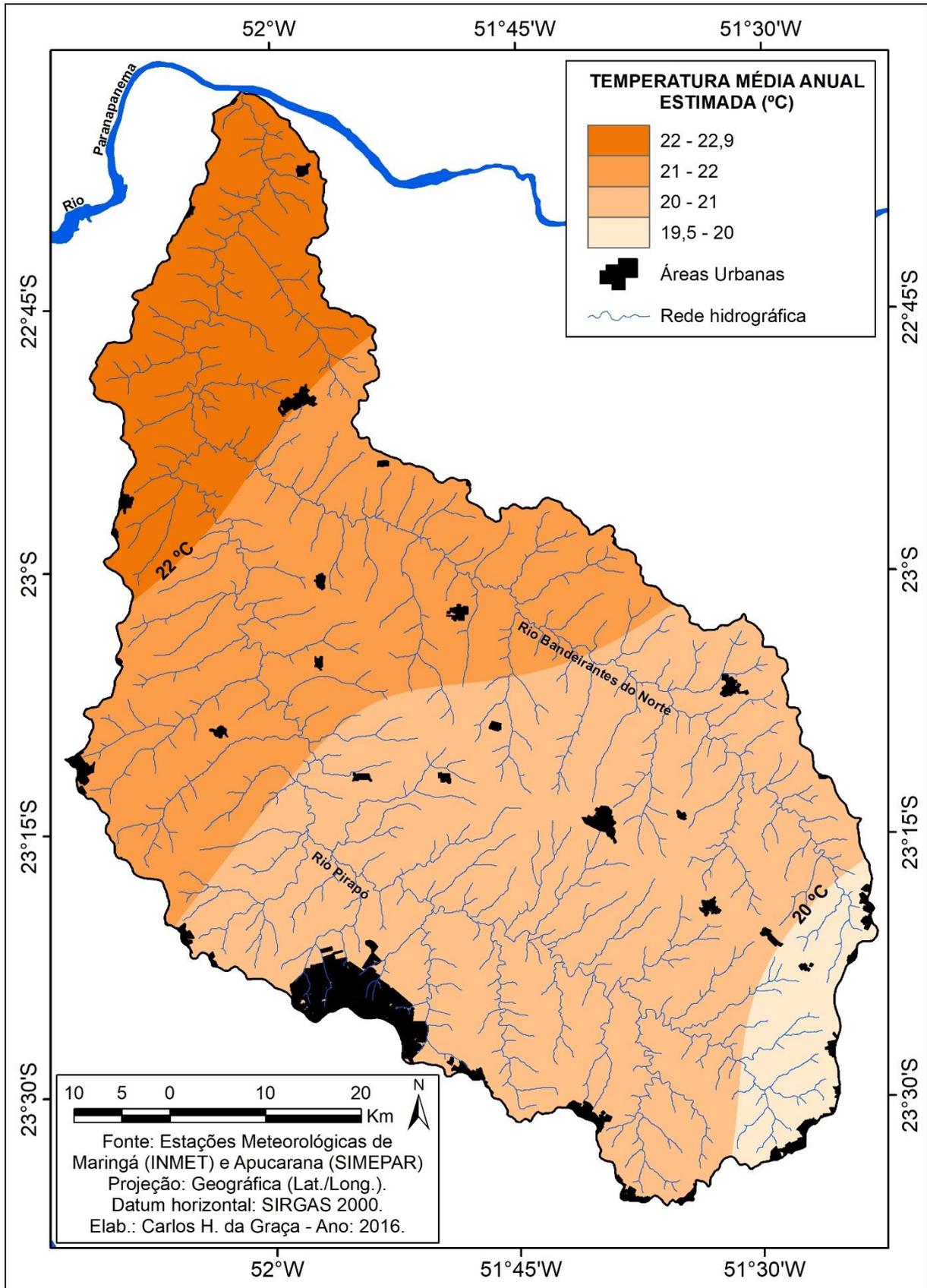


Figura 10 – Distribuição temperatura média anual estimada na bacia do rio Pirapó – PR.

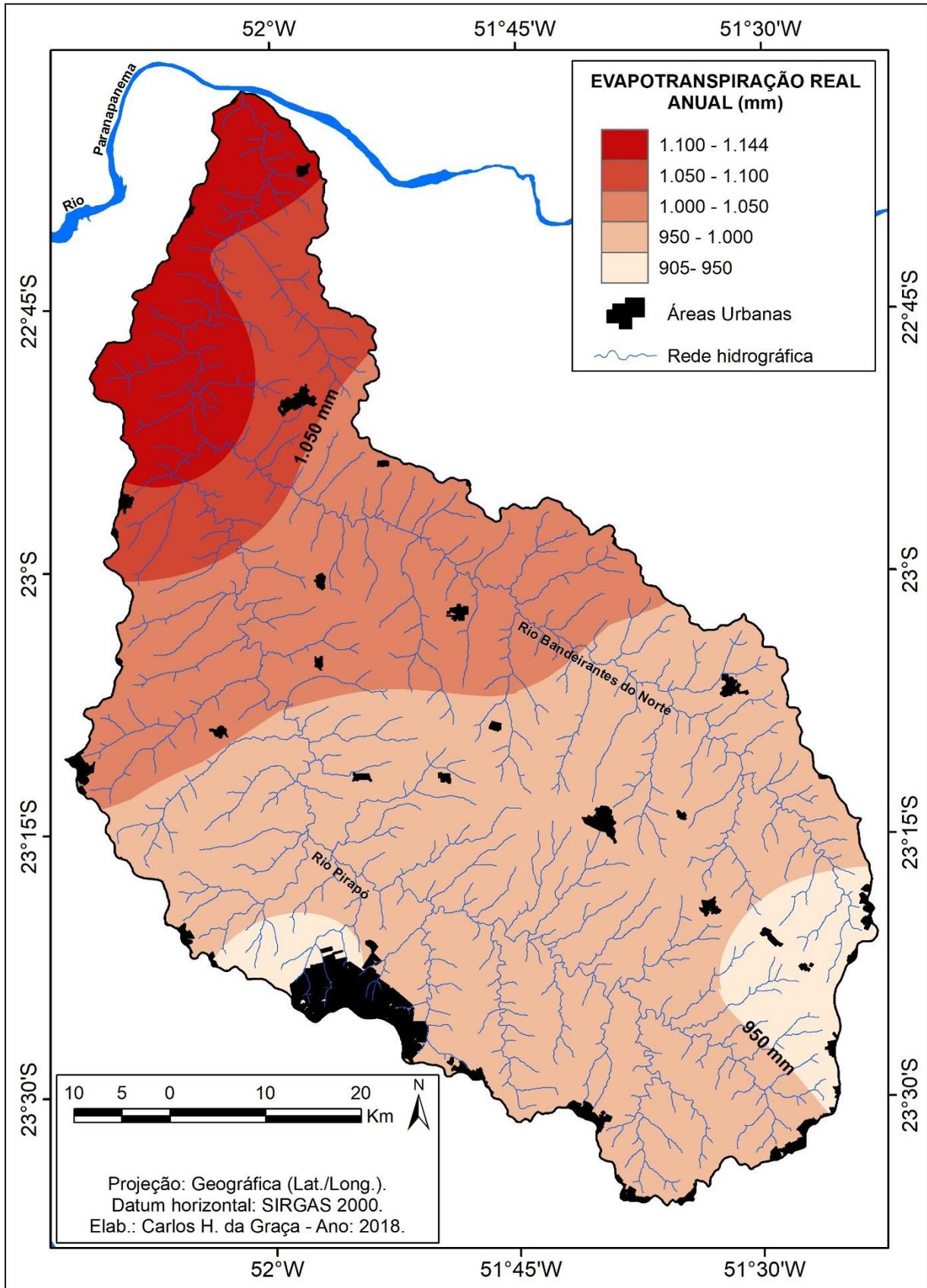


Figura 11 – Distribuição evapotranspiração real média anual na bacia do rio Pirapó – PR.

5.1.1 Precipitação efetiva

A precipitação efetiva, dentro do período estudado, apresentou uma média de 1160 mm, correspondendo a 79% da precipitação total interceptada pela vegetação, com valores entre 1418 e 860 mm e maior intensidade no setor centro-sul da bacia (Figura 12), que representa os maiores acumulados de precipitação total e intenso uso agrícola do solo.

A precipitação efetiva, na agricultura, é uma parte da precipitação total, que infiltra no solo, mas que fica nas camadas mais superficiais. O restante da água são perdas por escoamento superficial e por drenagem profunda (STEENHUIS *et al.*, 1995).

A cobertura vegetal além de reduzir a força das gotas da chuva, fornece através do escoamento pelo tronco, o auto abastecimento de água no solo e a lixiviação de alguns íons (JOHNSON, 1990). A interceptação, em especial, auxilia na redistribuição da água da chuva no local, e por isso, quanto mais protegida pela cobertura vegetal estiver a superfície, menor será a ocorrência da erosão hídrica (PINESE JUNIOR *et al.*, 2008).

Entre os totais anuais de precipitação efetiva, cerca de 56% atingiu o solo com passagem direta, aproximadamente 40% foi interceptada pelo dossel da planta e atingiu a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas e os 4% restantes correspondem a parte interceptada, armazenada pelo dossel e em seguida evaporada.

O valor médio anual da precipitação efetiva com passagem direta corresponde a 654 mm, com intervalos entre 1002 e 226 mm (Figura 13), concentrando-se mais no setor sul da bacia, onde ocorrem os valores mais expressivos de precipitação e ocupado com culturas temporárias, que são mais vulneráveis a ocorrência de escoamento em superfície.

A precipitação interceptada pelo dossel da planta e que atinge a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas apresentou um valor médio anual de 467 mm, distribuídos entre os intervalos de 137 a 798 mm (Figura 14). É mais representativa nas áreas com ocorrência de floresta ou silvicultura, onde prevalece a infiltração da água no solo.

Em áreas sob o cultivo de cana-de-açúcar, Bezerra e Cantalice (2006), observaram que quanto maiores às percentagens de cobertura do solo, proporcionadas pelos diferentes estágios de desenvolvimento da cultura, menores as taxas de desagregação, decorrentes do menor impacto das gotas de chuva na superfície do solo.

Souza *et al.* (2010) avaliaram híbridos do milho como plantas protetoras do solo, como medida promissora, podendo minimizar o efeito do processo erosivo, principalmente nos períodos de maior ocorrência de precipitação. Em áreas com pouca ou nenhuma cobertura vegetal a desagregação do solo é mais intensa.

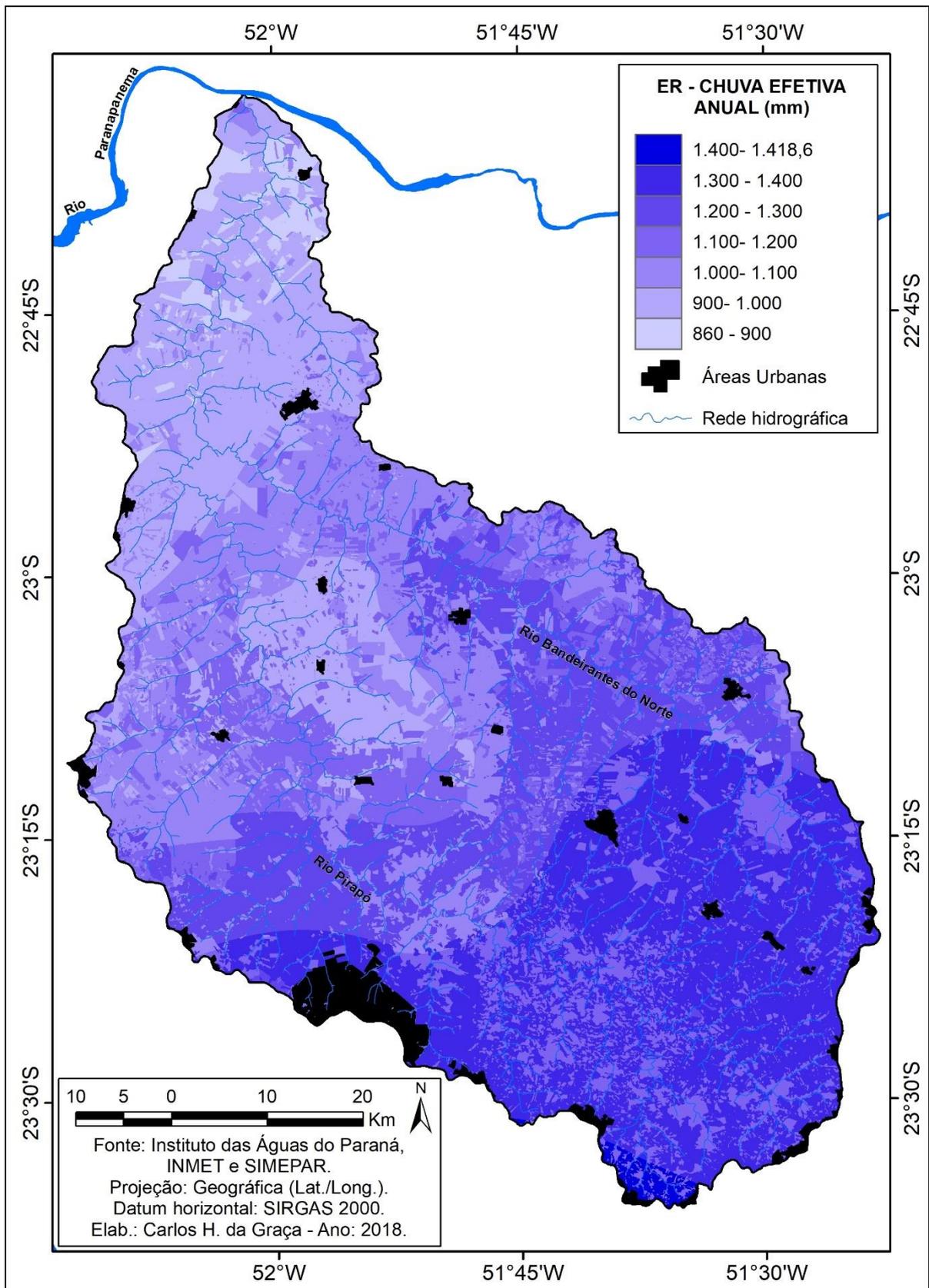


Figura 12 – Distribuição da chuva efetiva anual na bacia do rio Pirapó – PR.

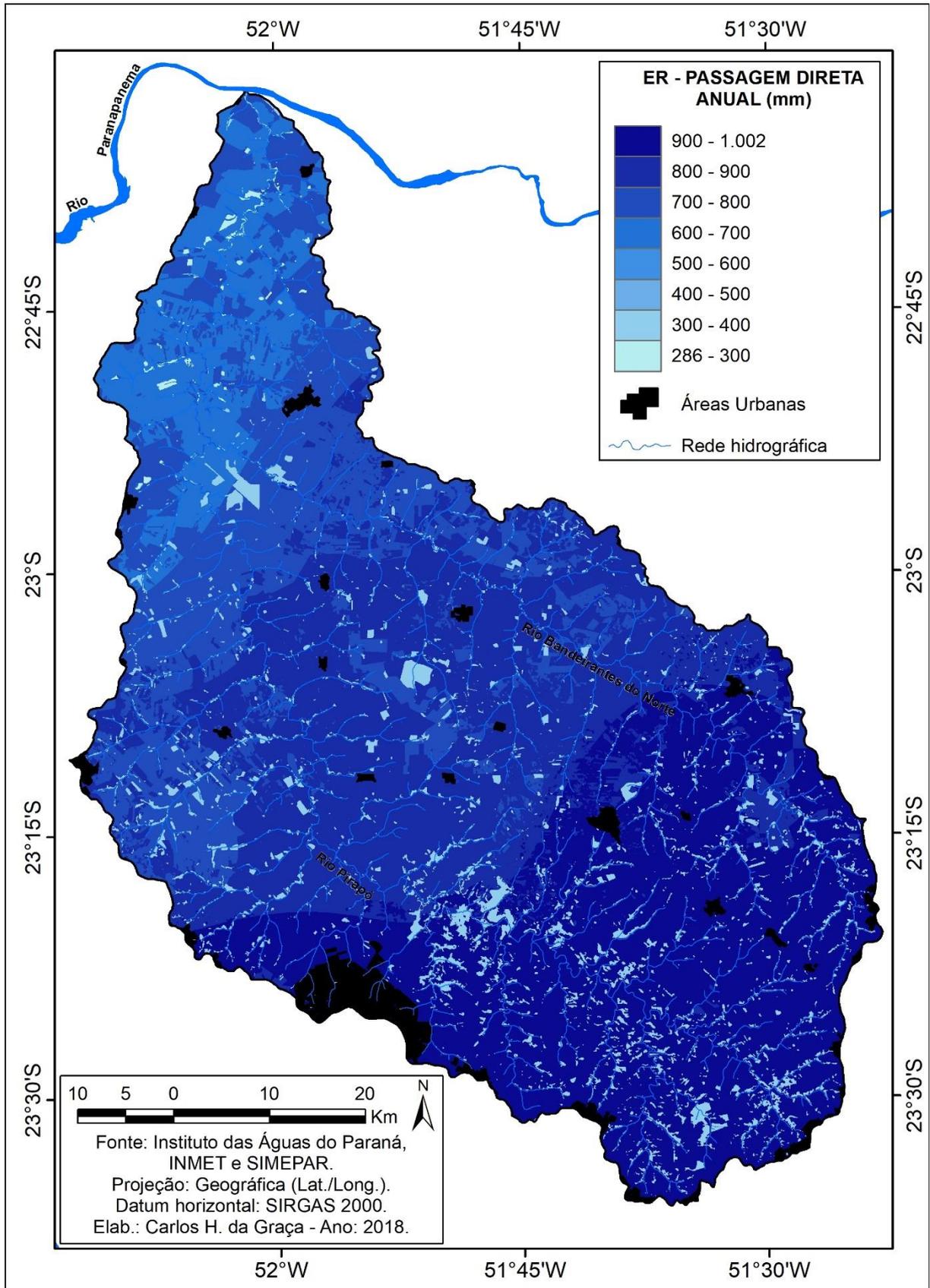


Figura 13 – Distribuição da precipitação efetiva por passagem direta na bacia do rio Pirapó – PR.

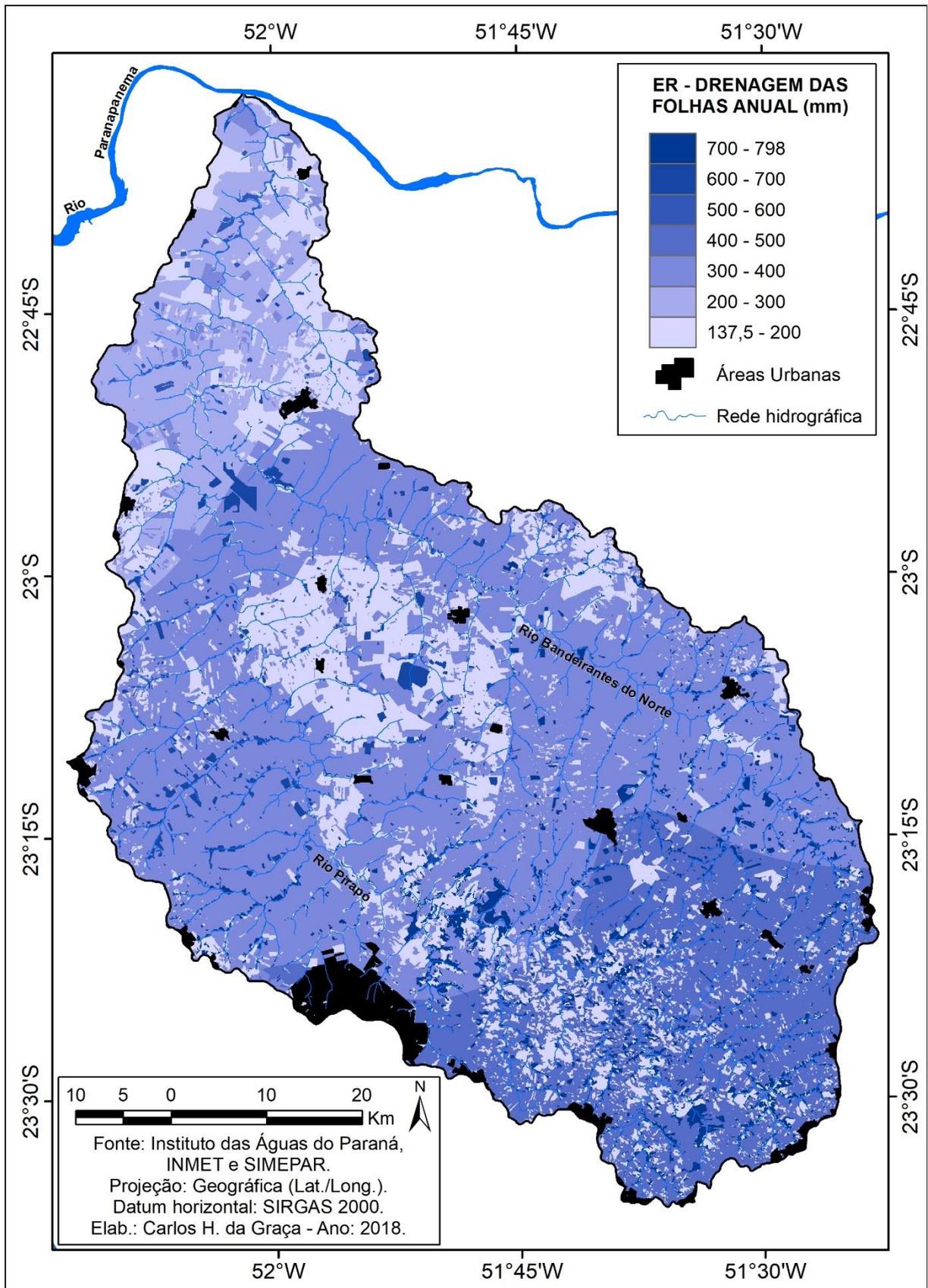


Figura 14 – Distribuição da precipitação efetiva interceptada pelo dossel da planta e atingiu a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas na bacia do rio Pirapó – PR.

5.1.2 Energia cinética

A energia cinética da chuva é considerada o principal fator responsável pela desagregação do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1958) e é dependente das características da chuva (LAL; ELLIOT, 1994). Segundo Amorim *et al.* (2001), é importante conhecer o valor da energia cinética da chuva responsável pela desagregação do solo, pois essa energia tem correlação com o desprendimento das partículas do solo. Na bacia a energia cinética foi estabelecida em função da precipitação efetiva, sendo dividida entre a com passagem direta e interceptada pelo dossel das plantas e atingiu a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas.

Os valores de energia cinética total são mais significativos na porção centro-sul da bacia, com valores superiores a $2500 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, comportamento similar ao encontrado por Terassi *et al.* (2016), embora os valores obtidos sejam menores, com intervalos entre 1773 a $2998 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Figura 15). Os valores mais baixos encontrados em relação a outros trabalhos que contemplaram a região da bacia (RUFINO *et al.*, 1993; WALTRIK *et al.*, 2012 e TERASSI *et al.*, 2016) pode ser explicado, em parte, pela diferença entre a aplicação dos valores de precipitação, uma vez que, nesses trabalhos foram utilizados valores totais de pluviosidade.

Os totais de energia cinética com passagem direta são mais representativos sobre as áreas da bacia com cultivos temporárias (soja, milho, trigo e cana-de-açúcar), representado cerca de 66% dos valores acima da média da bacia, que é de $1546 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Os valores representativos ficaram entre 687 e $2405 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Figura 16).

A distribuição dos valores de energia cinética interceptada pelo dossel das plantas que atingiu o solo por escoamento de haste ou gotejamento das folhas apresentou um padrão mais homogêneo, com aproximadamente 90% da bacia concentrando valores abaixo de $500 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Os maiores valores, como era de se esperar, são encontrados onde ocorrem a cobertura vegetal densa/mata, com totais chegando a $2033 \text{ MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Figura 17).

Segundo Spohr *et al.* (2009) quanto maior a porcentagem de cobertura vegetal, a rugosidade da superfície do solo e a evapotranspiração da cultura, maiores serão as taxas de infiltração de água no solo quando ocorrer uma chuva. Além disso, com a presença de plantas, grande quantidade de água é transpirada, reduzindo a umidade do solo, contribuindo para o aumento da taxa de infiltração e a redução do volume de escoamento (BARROS *et al.*, 2009).

O escoamento superficial somente se inicia quando a intensidade de chuva é superior à taxa de infiltração instantânea do solo (PINESE JUNIOR *et al.*, 2008), favorecendo o transporte

dos materiais de solo que foram desagregados pelo impacto direto e/ou indireto da chuva (PRUSKI, 2006).

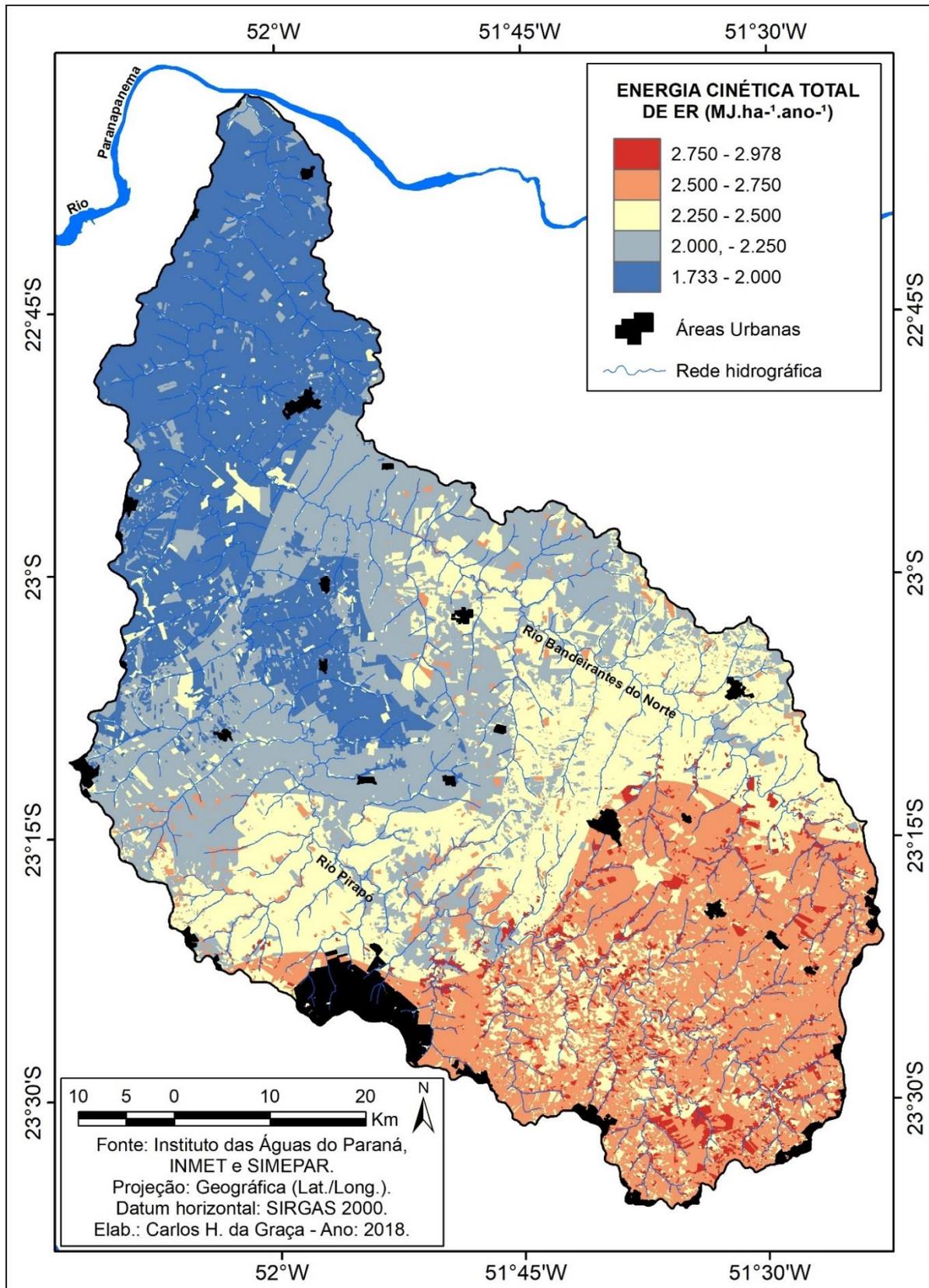


Figura 15 – Distribuição da energia cinética da precipitação efetiva na bacia do rio Pirapó – PR.

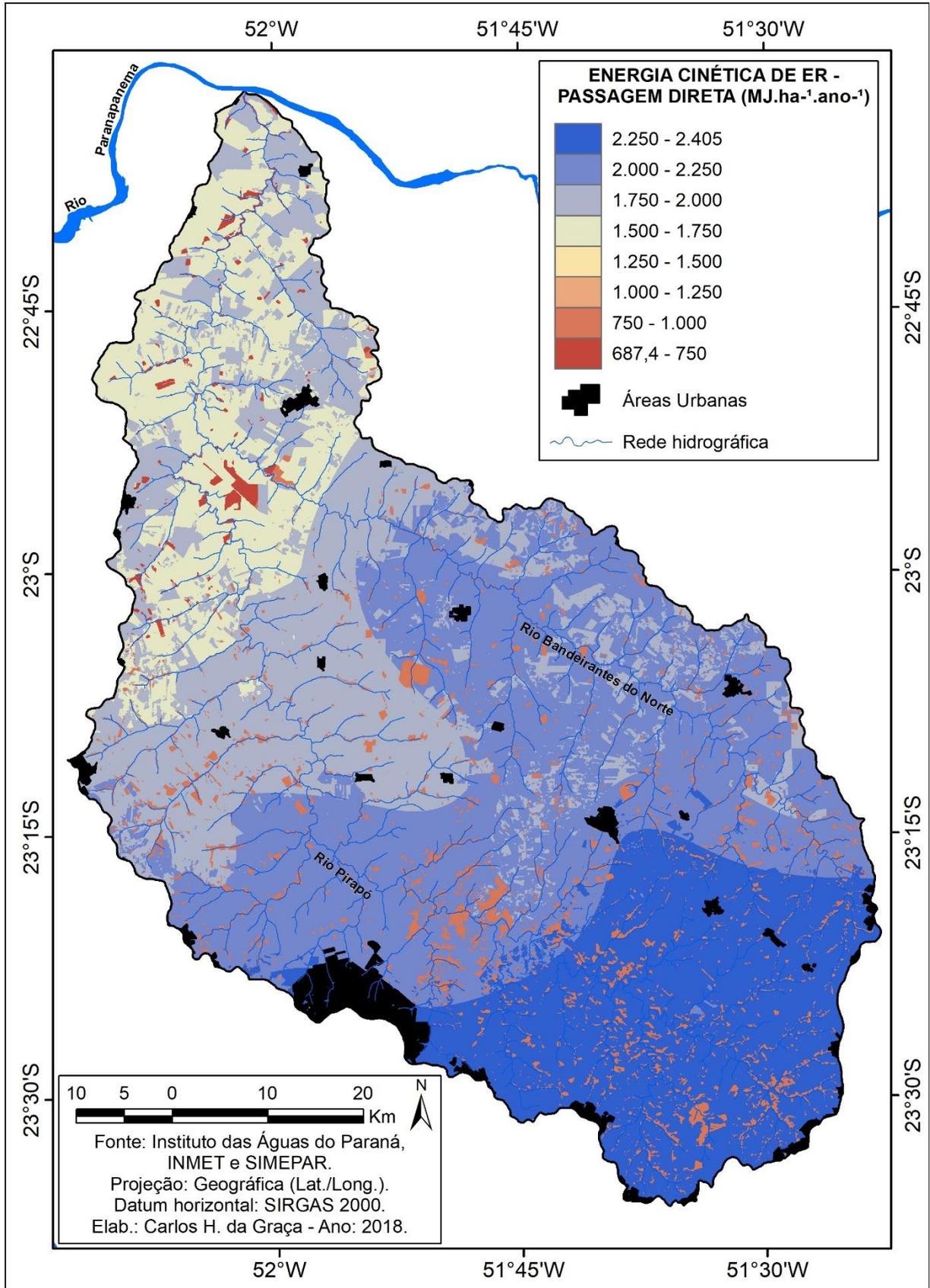


Figura 16 – Distribuição da energia cinética por passagem direta na bacia do rio Pirapó – PR.

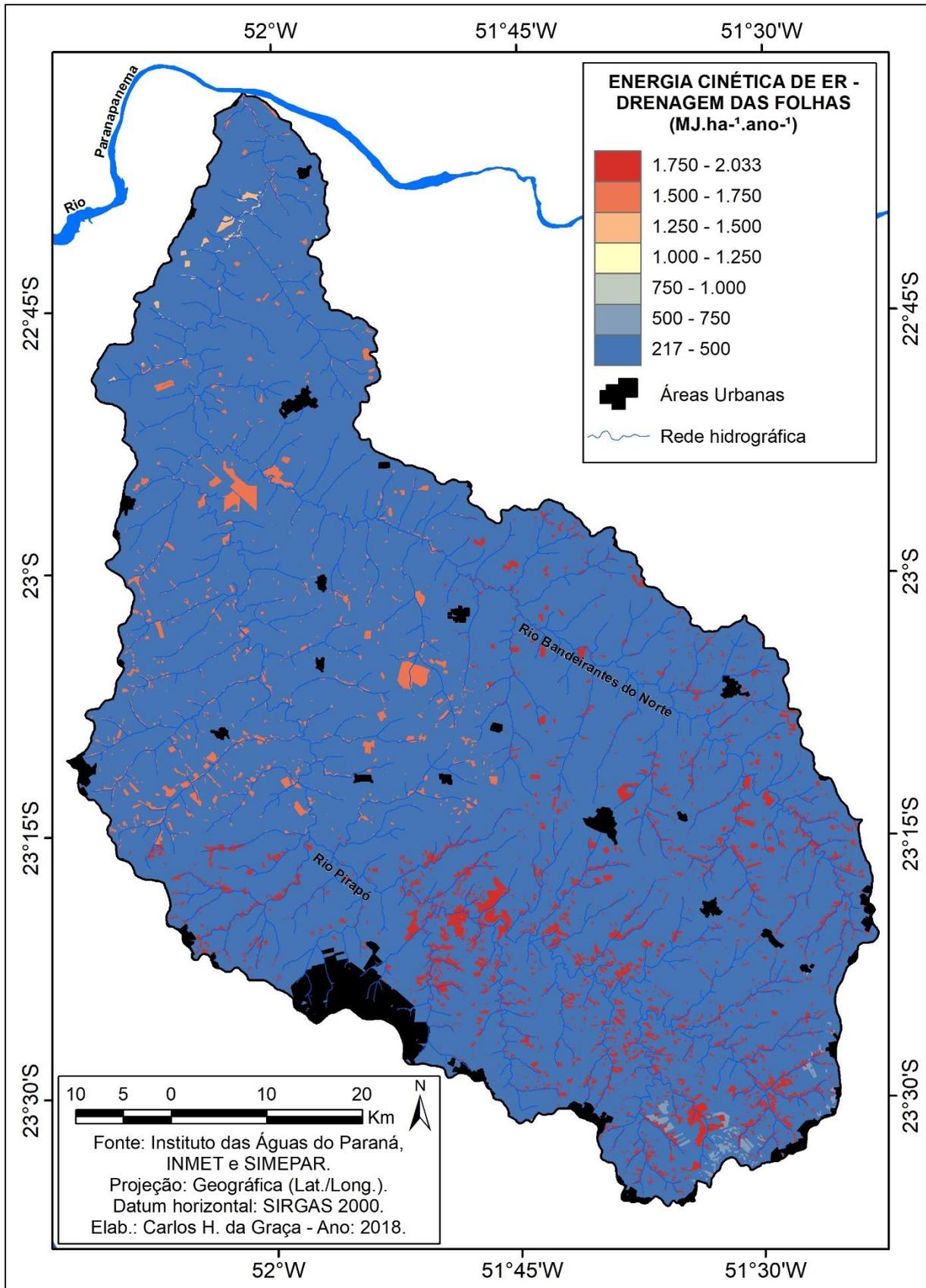


Figura 17 – Distribuição da energia cinética interceptada pelo dossel da planta e atingiu a superfície por escoamento de haste ou gotejamento das folhas na bacia do rio Pirapó – PR.

5.1.3 Escoamento superficial

O escoamento superficial estimado representou uma parte importante dentro do trabalho, uma vez que, sua ocorrência está diretamente relacionada a carga de sedimentos transportada no interior da bacia. Além das condições climáticas, como o volume precipitado e a intensidade têm-se outros fatores que ajudam a romper com o equilíbrio natural do solo, como a declividade do terreno, a capacidade de infiltração da água no solo e a sua resistência à ação erosiva da água, a distância percorrida pelo escoamento superficial, a rugosidade superficial do terreno, o volume de cobertura do solo dada a ocorrência da chuva e o uso e manejo do solo (PRUSKI, 2006).

De modo geral, o escoamento superficial não apresentou valores tão elevados, sendo predominantemente, identificados valores médios entre 10 e 50 mm.ha⁻¹.ano⁻¹, que ocorrem em cerca de 65% da área da bacia (Figura 18), associados a presença de solos mais profundos e bem drenados, como os Latossolos e Nitossolos sobre cultivo temporários.

Os valores mais elevados de escoamento superficial foram identificados no setor sul da bacia, com valores acima de 100 mm.ha⁻¹.ano⁻¹ (Figura 18), que estão relacionados a presença de declividades mais acentuados em solos rasos, como o Neossolos Litólicos/Regolíticos, que pode ser agravado considerando o uso por cultivos temporários, facilitando a formação do escoamento superficial e a ocorrência de processos erosivos (SARTORI *et al.*, 2005).

Os menores valores são encontrados no setor norte da bacia, inferiores a 10 mm.ha⁻¹.ano⁻¹ (Figura 18), onde predominam solos de textura média/arenosa, como os Argissolos. Segundo Brady e Weil (2013) solos arenosos são bem drenados, porém não retém muita umidade com a finalidade de disponibilizá-la para as plantas. Seus grãos são muito grandes, e a água passa rapidamente pelo perfil. Em termos da relação infiltração e escoamento, pode ser problemático se o horizonte superficial do solo for arenoso, e o horizonte logo abaixo for mal drenado. Além disso, também sofre influência devido a redução da precipitação e maiores taxas de evapotranspiração real.

No trabalho desenvolvido por Pinese Junior *et al.* (2008) o escoamento superficial se mostrou inversamente proporcional à cobertura vegetal, indicando que esta é uma proteção eficaz para a contenção do fluxo superficial, por oferecer uma barreira física contra o aumento da energia cinética do escoamento, ou seja, quando mais densa é a cobertura vegetal e a serrapilheira no solo, mais eficaz é a planta no controle da erosão. Além da ação destrutiva que promove no solo, o escoamento superficial constitui o principal meio de contaminação dos

mananciais de água superficial devido ao transporte de sedimentos e produtos químicos (OLIVEIRA *et al.*, 2005).

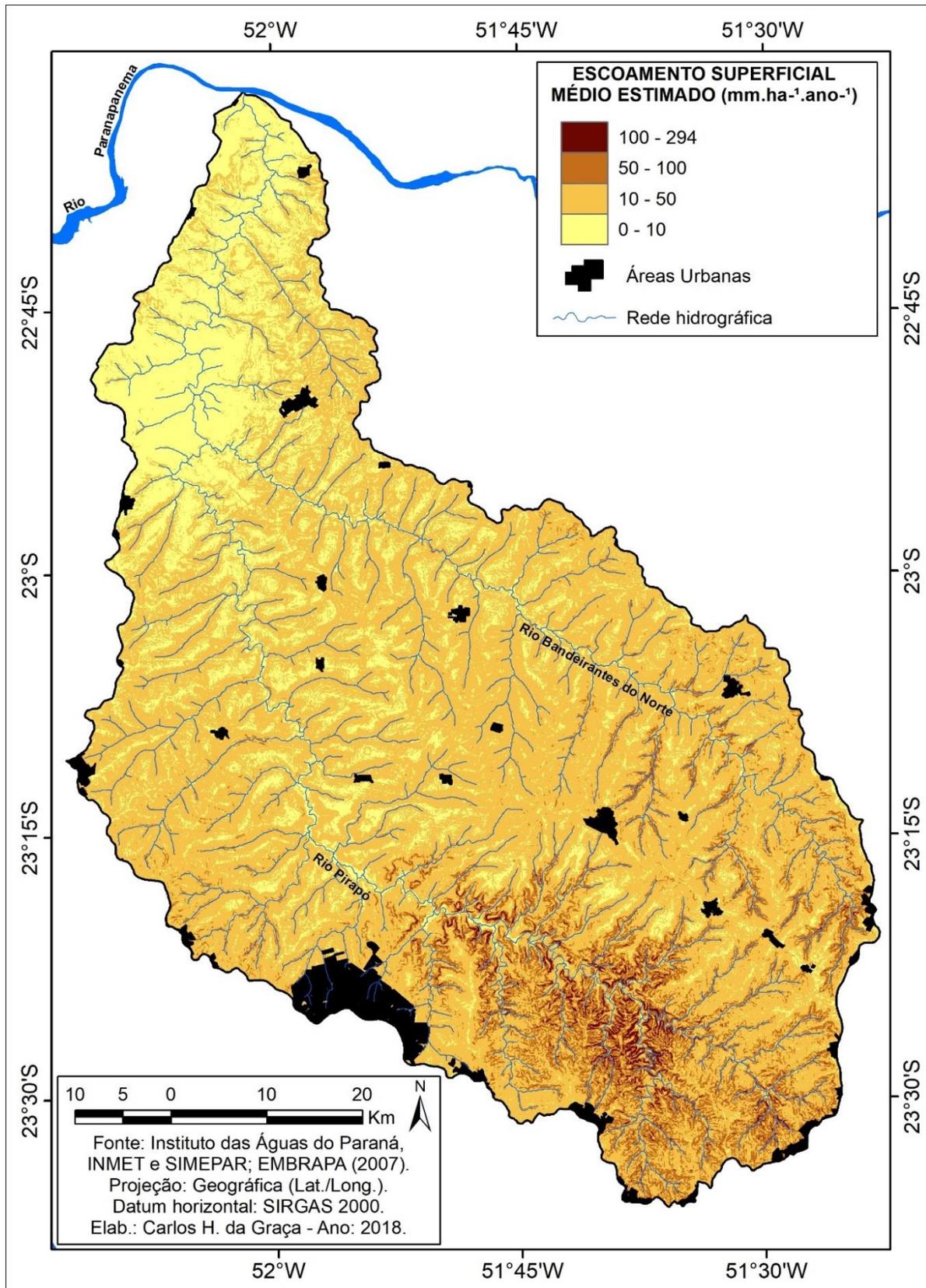


Figura 18 – Distribuição do escoamento superficial estimado na bacia do rio Pirapó – PR.

5.1.4 Capacidade de transporte do escoamento superficial

O transporte de partículas, relacionadas com a erosão hídrica, consiste na transferência das partículas de solo desagregadas de seu local de origem para outro, seja pelo salpicamento decorrente do impacto das gotas da chuva, seja pelo escoamento superficial (PRUSKI, 2006). Pode-se entender que a energia de impacto das gotas é responsável pela desagregação da maior parte do material que será transportado na bacia. Guy *et al.* (1987) sugerem que 85% dos sedimentos da erosão hídrica têm origem no impacto das gotas de chuva e 15% são atribuídos ao escoamento superficial.

Para o destacamento de partículas dos solos por escoamento superficial o modelo assume que esse processo ocorre somente quando o solo não é protegido pela cobertura do solo. Segundo Morgan (2001) como uma primeira aproximação, isto parece razoável, uma vez que, quando uma cobertura vegetal está presente, a velocidade de cisalhamento do fluxo é transmitida para as plantas e não para o solo.

Os maiores valores, próximos a $15 \text{ t.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, relacionados a esse processo são identificados no setor sul da bacia, em áreas com presença de solos rasos (Neossolos Litólicos/Regolíticos) e declividades acentuadas, superiores a 16%, próxima as calhas dos rios (Figura 18). Para Cogo *et al.* (2003), a declividade do terreno é um fator que influencia fortemente as perdas de solo e água por erosão hídrica, pois à medida que ela aumenta, aumentam o volume e a velocidade da enxurrada e diminui a infiltração de água no solo.

O destacamento de partículas do solo por impactos das gotas da chuva apresentou um maior poder erosivo quando relacionado ao destacamento de partículas dos solos por escoamento superficial, segundo Hudson (1995) isso ocorre devido ao impacto da gota de chuva que tem energia cinética 256 vezes maior que a energia do escoamento superficial.

Os valores relacionados a esse processo são mais significativos, principalmente no setor centro-norte da bacia, com totais superando as $100 \text{ t.ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ (Figura 19), onde são encontrados solos de textura média e arenosa. Esse enquadramento vai de encontro com as análises realizadas por Marcatto (2016), que apontaram uma maior suscetibilidade a formação de processos erosivos nos solos com textura média e arenosa quando comparados aos solos com textura argilosa, isso para diferentes tipos de usos na bacia.

A taxa de destacamento anual apresentou valores totais similares aos encontrados pelo destacamento de partículas dos solos por impactos das gotas da chuva (Figura 20 e 21), uma vez que ele é função desse processo com destacamento de partículas dos solos por escoamento superficial.

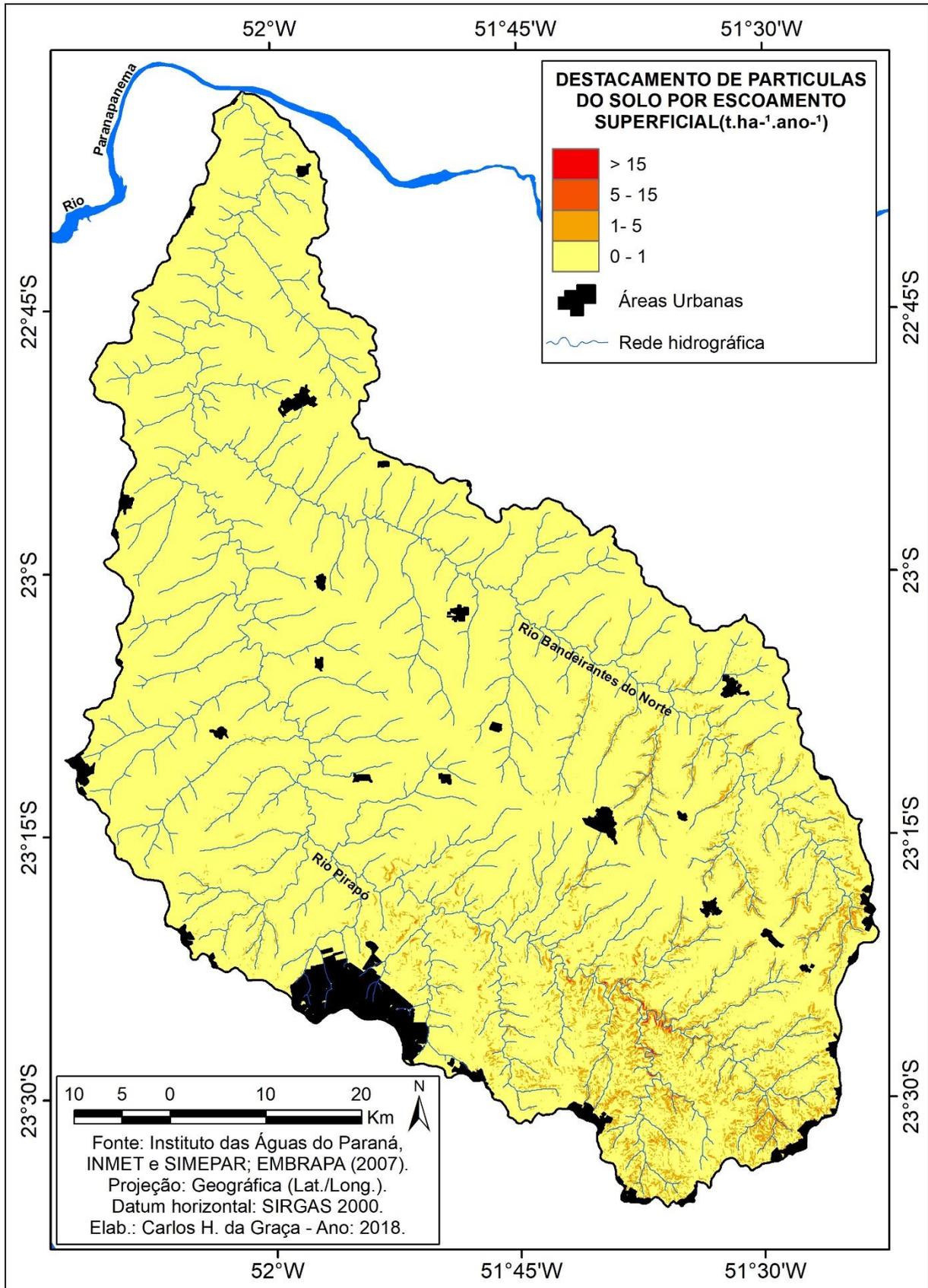


Figura 19 – Distribuição do destacamento de partículas do solo por escoamento superficial na bacia do rio Pirapó – PR.

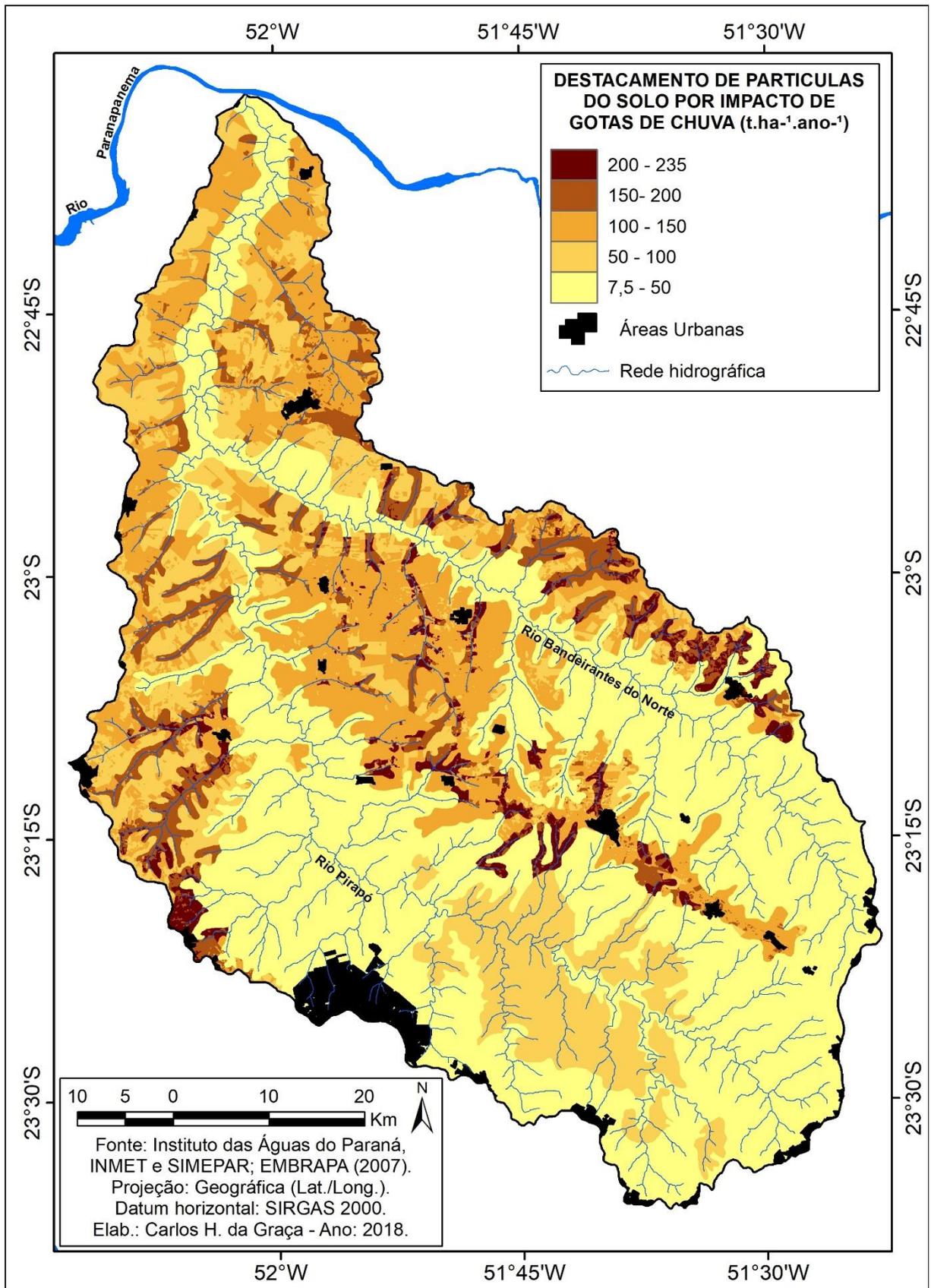


Figura 20 – Distribuição destacamento de partículas do solo por impacto das gotas de chuva na bacia do rio Pirapó – PR.

5.1.5 Taxa de desprendimento total

Os valores anuais da taxa de destacamento de partículas assumem maior importância por representar o total de sedimentos disponíveis por tipo de solo e uso do solo para transporte, podendo ser depositado em setores mais baixos do relevo e nos leitos dos rios. A deposição, consiste no posicionamento do material que foi desagregado e transportado durante eventos de precipitação intensos e, segundo Volk (2006), ocorre quando a carga de sedimentos na enxurrada é maior do que sua capacidade de transporte.

A capacidade de transporte de sedimentos por escoamento superficial apresentou valores relativamente baixos, com média de aproximadamente 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹, com maiores valores concentrados na setor sul e redução gradativa no sentido norte da bacia (Figura 22), influenciada principalmente pela redução nos valores de precipitação.

O padrão de distribuição identificado para a capacidade de transporte de sedimentos contrasta com a destruição obtida pela taxa destacamento anual, uma vez que, onde o transporte de sedimento apresenta valores mais elevados os solos tendem a ser menos resistentes ao destacamento de suas partículas, gerando desequilíbrio de forças na bacia.

As consequências do processo erosivo são apontadas por Pruski (2006), tendo o escoamento superficial como o principal responsável em transportar e dispersar nutrientes químicos, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas no ambiente. As perdas por erosão tendem a elevar os custos de produção, o aumento da necessidade do uso de corretivos e fertilizantes, redução do rendimento operacional das máquinas agrícolas, a contaminação e o assoreamento dos mananciais e a redução no volume de água que atinge o lençol freático, causando problemas à qualidade e disponibilidade de água.

Diante disso, foram relacionados os valores de capacidade de transporte de sedimento e taxa anual de desprendimento para estabelecer a vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais. Essa classificação segue o princípio que em áreas intensamente agrícolas a probabilidade dos sedimentos serem transportados são grandes, devido as alterações sistemáticas promovidas nesse ambiente, além disso, tem-se a excessiva utilização de agroquímicos ao longo dos ciclos produtivos.

No estado do Paraná, levando em consideração o consumo de agroquímicos por cultura no ano de 2017 as que mais consumiram foram: soja (52,27%), milho (18,35%), trigo (8,03%), feijão (2,83%), pastagens (2,23%), batata (1,64%), citros (1,43%), cana-de-açúcar (1,15%), fumo (0,54%), mandioca (0,36%) e de um total de 100.122,7 toneladas. O consumo de acordo com a finalidade de uso também em 2017 foi: herbicidas (60,58%), fungicidas (12,12%),

inseticidas (10,96%), acaricida/inseticida (5,65%) e adjuvante (4,21%). Os ingredientes ativos mais consumidos em 2017 foram: glifosato e seus equivalentes (29,86%), paraquate (7,43%), atrazina (5,02%), 2,4-D e seus equivalentes (4,66%), óleo mineral (3,20%), mancozebe (2,68%), acefato (2,53%) e imidacloprido (2,50%). Nas microrregiões de Maringá e Apucarana, o consumo de agroquímicos correspondem cerca de 9% do total do Estado, sendo mais representativo o uso de fertilizantes e herbicidas, como o glifosato (SIAGRO, 2018).

O transporte dos agroquímicos pode ocorrer de muitas formas, incluindo a migração em água (em suspensão ou dissolvidos), em partículas do solo (adsorvidos) ou no estado de vapor pelo ar do solo. Os sistemas de produção intensivos elevam a necessidade do uso de agroquímicos, aumentando os níveis de nitrato, fosfato e as concentrações residuais dos agroquímicos ou de seus metabólitos, resultantes dos processos de biodegradação no solo, que, por sua vez, podem comprometer a qualidade das águas superficiais e subterrâneas (PIMENTEL; LEVITAN, 1991; CHAIM, 1995).

Segundo Bailey *et al.* (1974), os agroquímicos que permanecem na superfície do solo podem ser carregados por meio da difusão e transporte turbulento dos agroquímicos dissolvidos nos poros do solo pelo fluxo do escoamento; pela dessorção de partículas do solo dentro dos limites do movimento líquido; pela dissolução dos agroquímicos nos particulados estacionários; e redirecionamento dos agroquímicos retidos nos particulados e sua subsequente dissolução ou suspensão na água em movimento. Os fatores que afetam a perda por escoamento incluem: clima, relevo do local, estrutura e textura do solo, propriedade dos agroquímicos e manejo.

Os agroquímicos que chegam ao solo por aplicação direta ou foliar podem ser adsorvidos fortemente próximo à superfície do solo. De acordo com Larson *et al.* (1995), os agroquímicos que permanecem na superfície por longos períodos de tempo, por serem fortemente adsorvidos e resistentes à degradação e volatilização, serão mais susceptíveis ao transporte por escoamento, enquanto a incorporação do composto ao solo reduzirá esse risco.

A sincronização da precipitação pluviométrica com respeito à aplicação de agroquímicos é particularmente importante. A efetiva profundidade de superfície do solo que interage com o escoamento está ao redor de 2 a 10 mm, e os agroquímicos que estão nesta zona ativa declinam com o tempo (LEONARD, 1990), passando a influenciar mais na contaminação das águas subsuperficiais, relacionado ao processo de lixiviação. A quantidade de agrotóxico que lixivia abaixo da zona radicular depende das propriedades físico-químicas do agroquímico, das condições agroclimáticas, e do tempo necessário para que a água transporte a molécula. Sob condições normais, a quantidade é tipicamente menor do que 1% da massa aplicada, mas sob certas circunstâncias pode atingir mais de 5% (FLURY; FLUHLER, 1996). Nessa fase,

dependo da profundidade do solo, o contaminante pode ser depurado, assim não sendo mobilizado em camadas mais profundas.

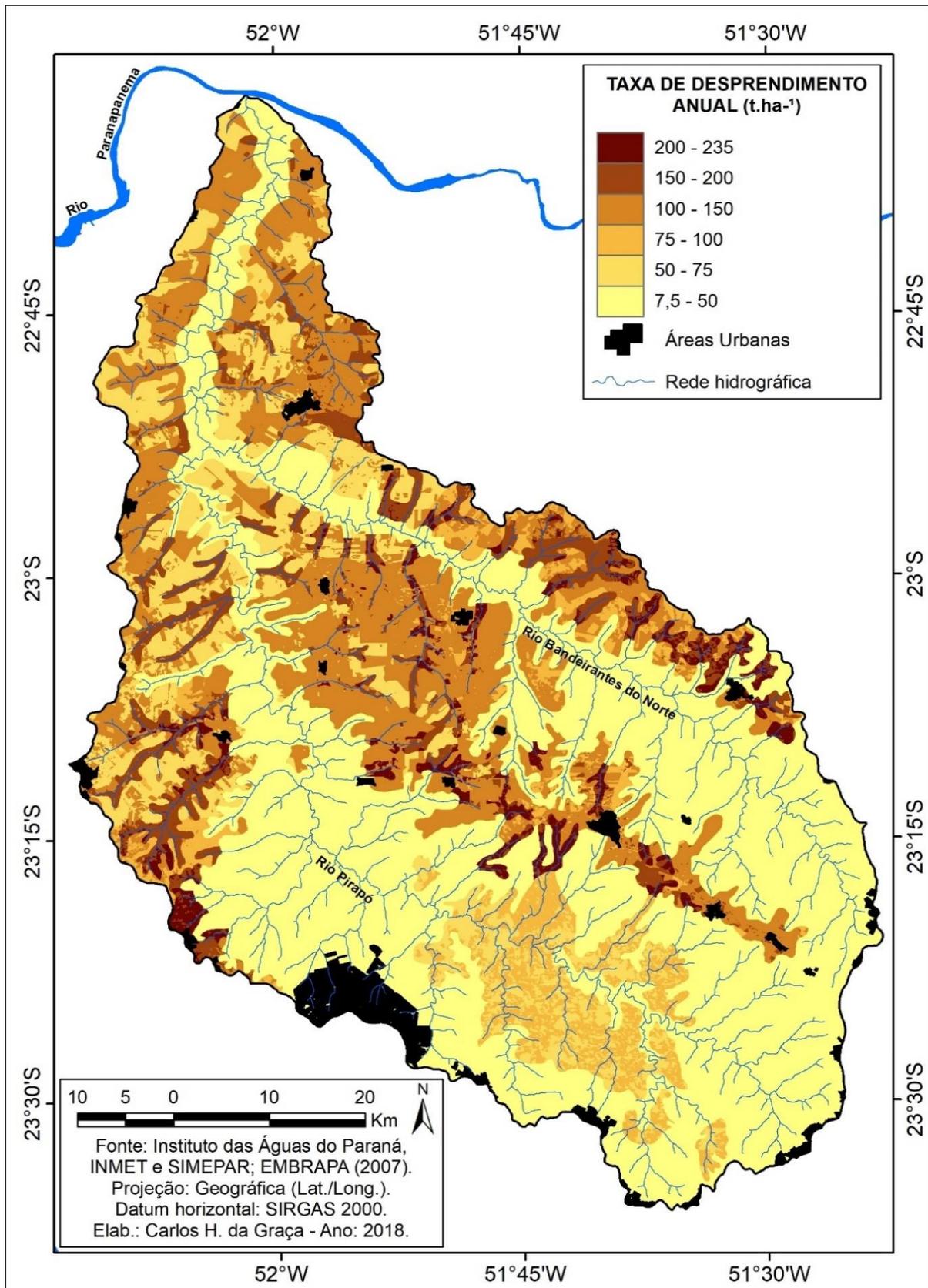


Figura 21 – Distribuição taxa de desprendimento anual na bacia do rio Pirapó – PR.

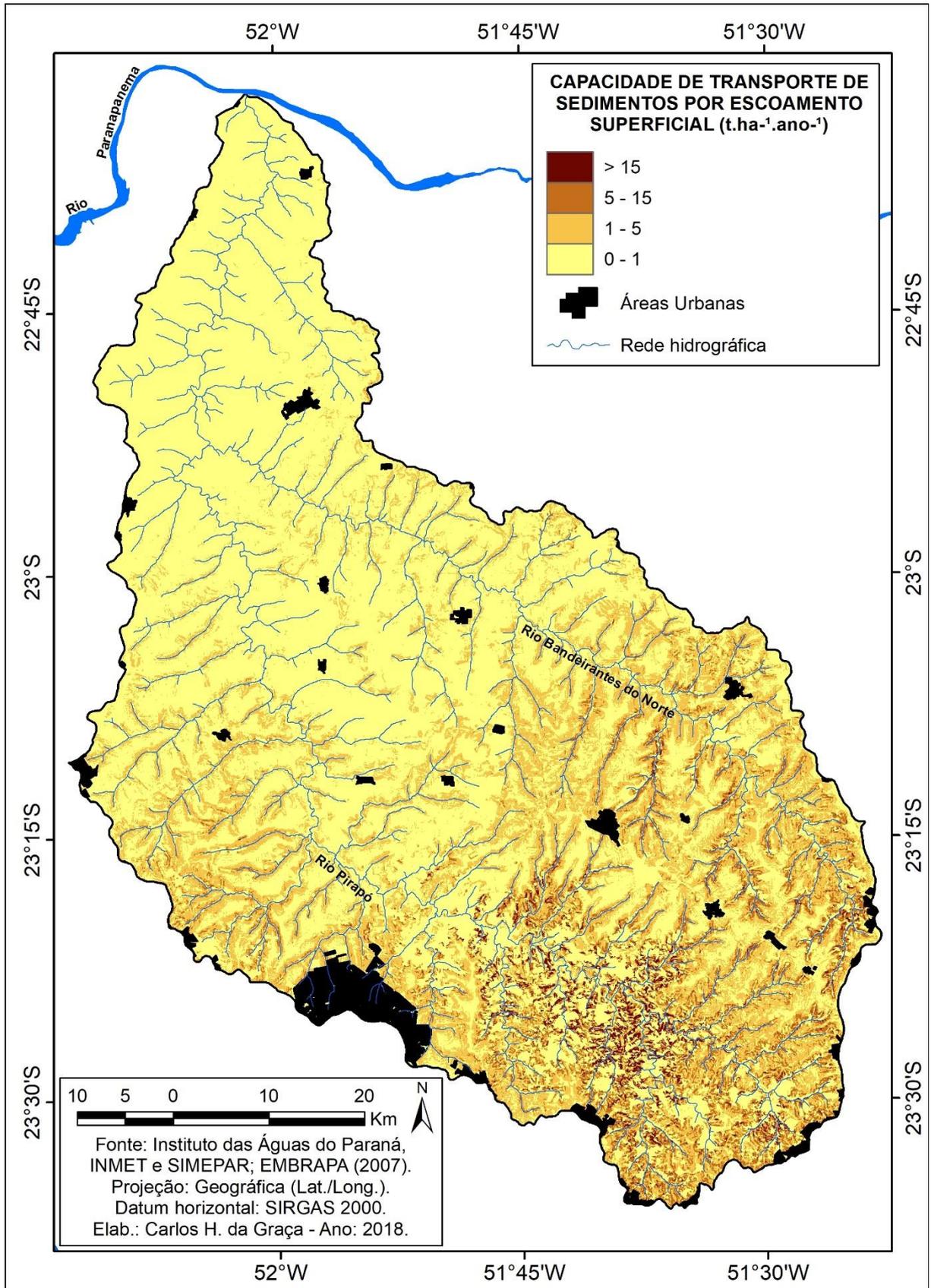


Figura 22 – Distribuição da capacidade de transporte de sedimentos por escoamento superficial na bacia do rio Pirapó – PR.

4.1.6 Classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais

Desse modo, dentro do conceito de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais, os agroquímicos serviram como índice potencializador dentro da relação capacidade de transporte e taxa anual de destacamento de partículas do solo.

Na bacia foram encontradas 5 classes de vulnerabilidade, a maior porcentagem esteve ligada à vulnerabilidade média, que corresponde cerca de 63% da área da bacia, seguida pelas classes baixa e alta, com valores próximos a 23% e 7%, respectivamente (Tabela 16).

A distribuição das classes de vulnerabilidade mostrou uma forte associação entre os tipos de usos utilizados na bacia e as maiores capacidades de transporte de sedimentos por escoamento. Nas áreas com tipos de usos relacionados aos cultivos temporários a classificação foi média a elevada, e a capacidade de transporte de sedimentos é maior a classificação foi elevada, sendo o setor sul o mais vulnerável, devido a presença de declividades mais acentuadas e maior intensidade pluviométrica, que proporcionam valores mais elevados de escoamento superficial e conseqüentemente, maior capacidade de transporte de sedimentos. Em setores da bacia onde ocorrem pastagem e áreas florestadas, as classes foram identificadas como baixa a muito baixa, respectivamente (Figura 24).

Tabela 16 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais (face pesticida) na bacia do rio Pirapó - PR.

INTERVALOS	CLASSES	Área*	
		(Km ²)	(%)
4,8 - 6,0	Muito Elevada	38,72	0,78
3,6 - 4,8	Elevada	353,87	7,11
2,4 - 3,6	Média	3133,15	62,98
1,2 - 2,4	Baixa	1142,33	22,96
0,0 - 1,2	Muito Baixa	306,71	6,17

Fonte: Autor. *Não foram consideradas as áreas urbanas no cálculo.

Nos setores da bacia onde são identificadas a vulnerabilidade muito elevada e elevada a contaminação das águas superficiais, são predominantemente ocupados por cultivos temporários, associados com valores mais intenso de escoamento superficial sobre áreas de declividades mais acentuadas. A diferenciação entre as classes está relacionada aos solos, onde são encontrados solos rasos (Nessolos Litólicos/Regolíticos) a possibilidade de ocorrer escoamento é maior quando relacionada aos outros solos e assim, uma maior capacidade de transporte de contaminantes.

Para os setores com média vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais, sua classificação, está relacionada a ocorrência de solos profundos e resistentes ao desprendimento de partículas, com valores mais baixos de escoamento superficial influenciados pela redução na intensidade da precipitação, além de estar sobre áreas de declividade moderadas, com predomínio de classes ente 8 e 15%. Mesmo sobre condições físicas mais atenuantes, os usos predominantes estão relacionados aos cultivos temporários que apresentam altos valores de usos de agroquímicos que intensificam os riscos nesses setores da bacia.

Nos setores classificados como baixa e muito baixa vulnerabilidade contaminação das águas superficiais, sua classificação está associada a presença de áreas florestadas e pastagens, usos com pouca ou nenhuma utilização de agroquímicos, reduzindo os riscos, mesmo ocorrendo em áreas com taxas de escoamento e transporte de partículas elevados.

A classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais nos trimestres seco e chuvoso, apresentou um comportamento semelhante na distribuição espacial das classes vulnerabilidade anual, diferenciando apenas no grau de intensidade dos riscos, que está diretamente relacionada a variação na distribuição mensal das chuvas na bacia.

Os trimestres seco e chuvoso que está diretamente relacionado ao comportamento e distribuição das médias mensais de precipitação na bacia que foram definidos a partir dos estudos realizados por Ribeiro (1987), Caviglione *et al.*, 2000, Baldo *et al.* (2012), Terrassi *et al.* (2014) e Terrassi e Silveira (2016), onde identificaram que os meses mais chuvosos são janeiro, fevereiro e dezembro e os meses mais secos junho, julho e agosto (Figura 23). A temperatura do ar apresentou o mesmo comportamento mensal (Figura 23), assim como descrito por Ribeiro (1987); Caviglione *et al.* (2000) e Terrassi; Silveira (2016).

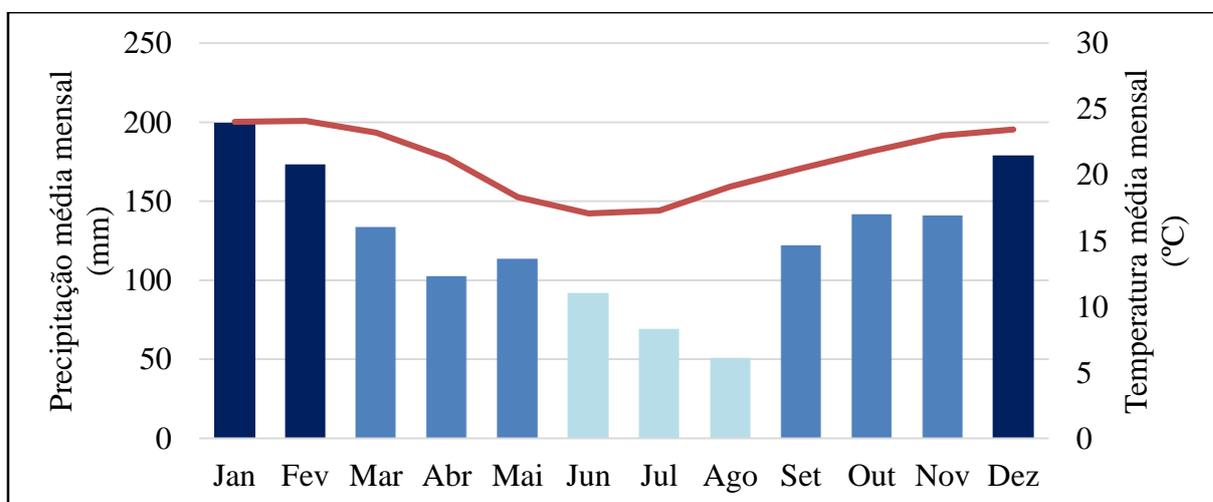


Figura 23 – Distribuição da precipitação e temperatura do ar média mensal na bacia do rio Pirapó – PR, com identificação do trimestre seco (azul claro) e chuvoso (azul escuro). Adaptada de Ribeiro (1987), Baldo *et al.* (2012), Terrassi *et al.* (2014) e Terrassi e Silveira (2016).

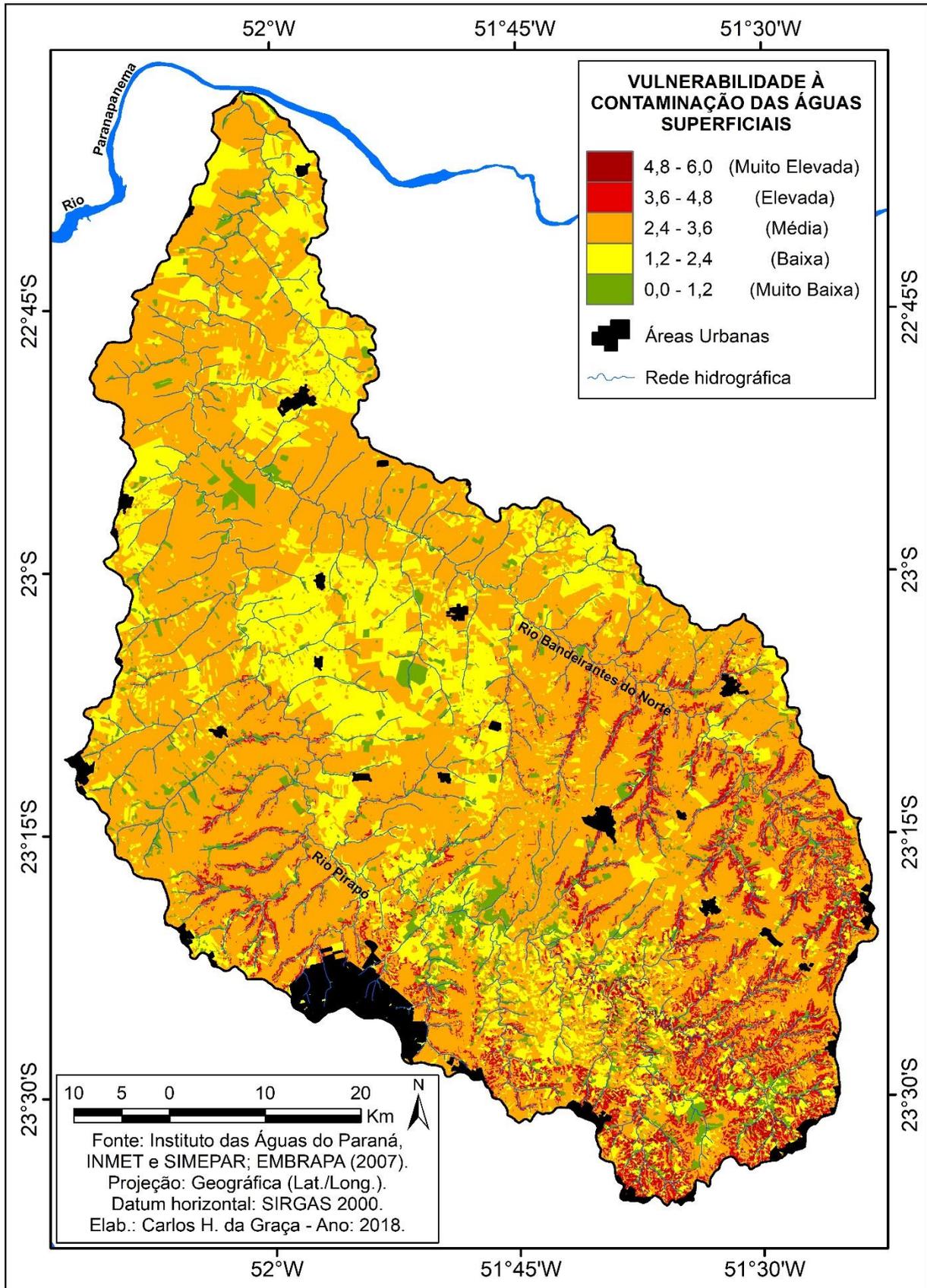


Figura 24 – Classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais, face ao uso de agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.

Para a vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais do trimestre seco foram identificadas 4 classes que vão de muito baixa a elevada, sendo a mais representativa a vulnerabilidade baixa, correspondendo a cerca de 85,66% da área da bacia, seguida pela vulnerabilidade média, com 7,74%, vulnerabilidade muito baixa, com 6,17% e vulnerabilidade elevada, com 0,44% (Tabela 17, Figura 25).

A classificação mais ponderada no trimestre seco está relacionada com a redução dos valores pluviométricos médios mensais entre junho e agosto registrados na bacia. Esses meses correspondem apenas a 14% da precipitação anual, com isso, tendem a reduzir também os valores de energia cinética e escoamento superficial que são os principais fatores relacionados ao transporte e deposição de material particulado em solução.

A vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais elevada e média são encontradas no setor sul da bacia, estando associada a ocorrência de declividades mais acentuadas, superiores a 16%, conjuntamente aos tipos de usos voltados aos cultivos temporários e uma maior concentração da precipitação, favorecendo a ocorrência de valores mais elevados de escoamento superficial e o transporte de material particulado.

Nas áreas com vegetação preservada a vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre seco é considerada muito baixa, por estar associada a menor ocorrência de escoamento superficial e maiores taxas de infiltração da água no solo, além de não apresentar registros de usos de agroquímicos.

Tabela 17 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais trimestre seco e chuvoso (face pesticida) na bacia do rio Pirapó - PR.

Intervalos	Classes	Superficial Seco		Superficial Chuvoso	
		(Km ²)	(%)	(Km ²)	(%)
4,8 - 6,0	Muito Elevada	-	-	159,02	3,20
3,6 - 4,8	Elevada	21,85	0,44	788,06	15,84
2,4 - 3,6	Média	384,84	7,74	2578,94	51,84
1,2 - 2,4	Baixa	4261,38	85,66	1142,05	22,96
0,0 - 1,2	Muito Baixa	306,70	6,17	306,71	6,17

Fonte: Autor. *Não foram consideradas as áreas urbanas no cálculo.

Para a vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais do trimestre chuvoso foram identificadas 5 classes entre muito baixa e muito elevada, com maior representatividade da vulnerabilidade média que corresponde a 51,84% da área da bacia, seguida pela vulnerabilidade baixa, com 22,96%, vulnerabilidade elevada, com 15,84%, vulnerabilidade muito baixa, com 6,17% e vulnerabilidade muito elevada, com 3,20% (Tabela 17, Figura 26).

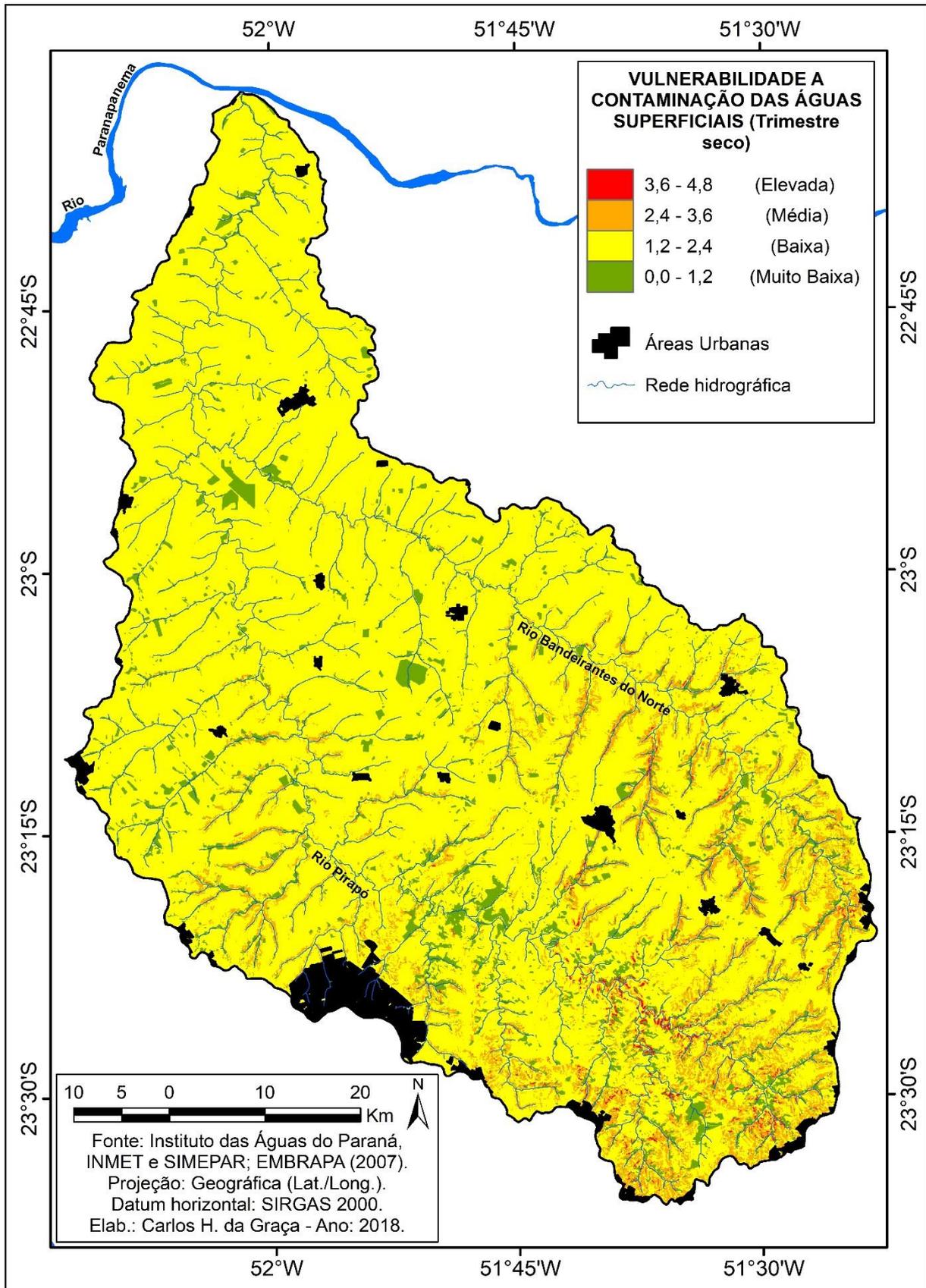


Figura 25 – Classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre seco, face ao uso de agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.

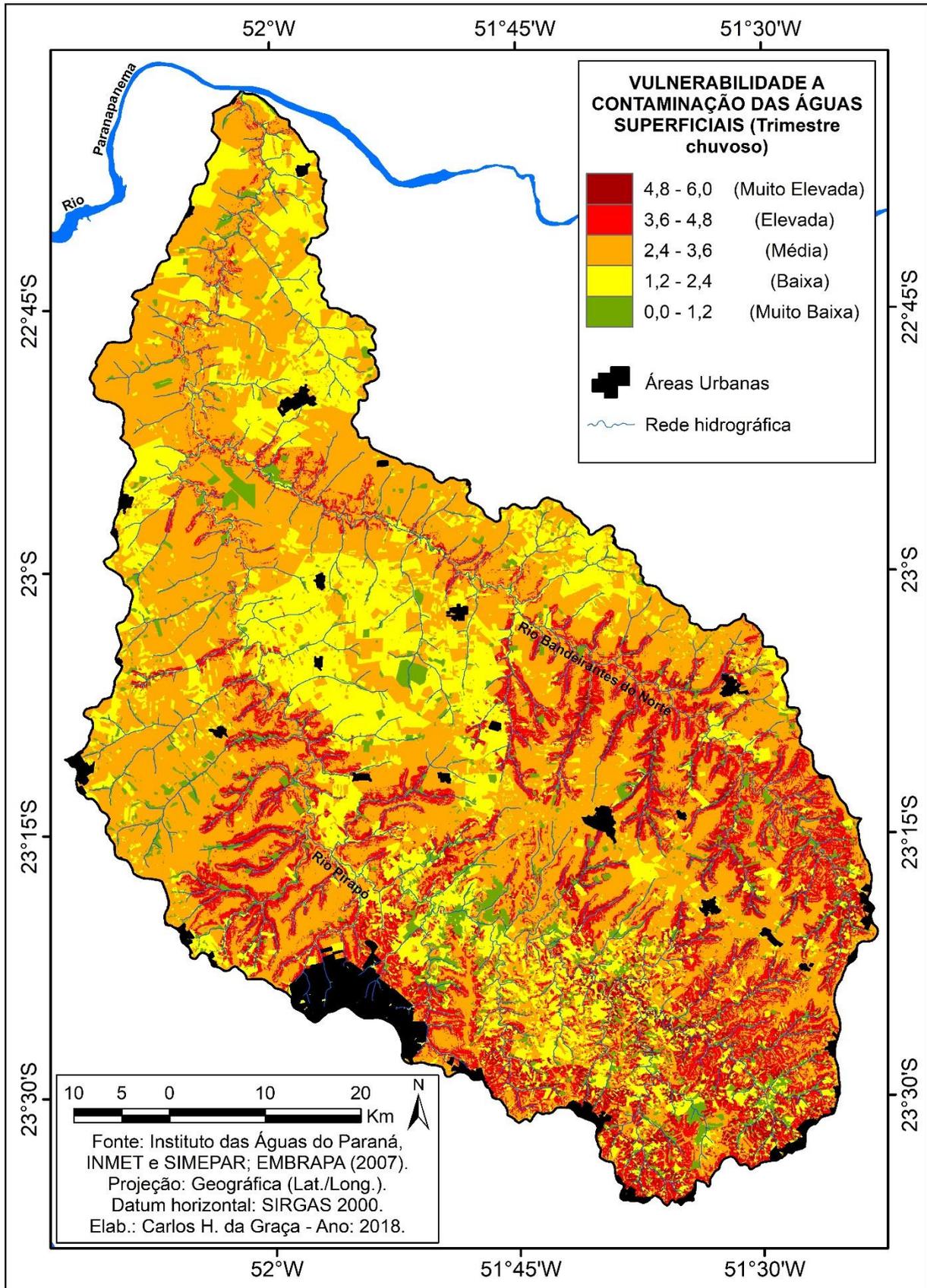


Figura 26 – Classes de vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre seco, face ao uso de agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.

Com o aumento nos valores pluviométricos registrados entre os meses de janeiro, fevereiro e dezembro, que concentram cerca de 36,4% da precipitação anual que ocorre na bacia, por isso há uma intensificação na taxa de desprendimento de partículas e no escoamento superficial, aliados ao maior uso de defensivos agrícolas nesse período, tendendo a aumentar os riscos de contaminação proporcionado pela maior carga de sedimento que chega aos leitos dos rios.

A vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre chuvoso elevada e muito elevada são encontradas no setores centro-sul da bacia, estando associada a ocorrência de declividades superiores a 12% e intensivo uso agrícola marcado por cultivos temporários, além da maior concentração de precipitação. Quando em locais com solos rasos (Neossolos Litólicos/Rególicos), tendem a apresentar valores mais elevados de escoamento superficial.

Nas áreas com vegetação preservada e gramíneas a vulnerabilidade à contaminação no das águas superficiais trimestre chuvoso está entre muito baixa e baixa, devido a menor ocorrência de escoamento superficial e maiores taxas de infiltração da água no solo, com pouca ou nenhuma utilização de agroquímicos.

O monitoramento da qualidade das águas superficiais da bacia do rio Pirapó ao longo dos últimos anos realizados em diversos trabalhos (CASSARO; CARREIRA, 2001; ALVES *et al.*, 2008; SGORLON, 2010; FREIRE, 2010; SCHNEIDER *et al.*, 2011; GORJON NETO, 2014 e SILVA, 2017), tem mostrado a presença de contaminação das águas superficiais relacionadas aos despejos de efluentes, domésticos e industriais, e pela utilização de agroquímicos e fertilizantes nas áreas agrícolas da bacia.

Em estudos desenvolvidos por Alves *et al.* (2008), Sgorlon (2010) e Gorjon Neto (2014) na bacia do Pirapó; Freire (2010) e Schneider *et al.* (2011) na bacia do ribeirão Maringá, tributário Pirapó, foram identificadas fontes de contaminação pontual e difusa atuando na bacia. Em relação à fonte pontual destaca-se o efluente vindo de estações de tratamento de esgoto da cidade de Maringá, lançada no ribeirão Maringá.

A contaminação difusa identificada provém do escoamento superficial de áreas urbanas, dos açudes de pesqueiros e, principalmente, do escoamento superficial sobre o solo agrícola. Segundo Gorjon Neto (2014), a contaminação difusa ocorre sempre associada a períodos de precipitação de maior intensidade, onde o escoamento superficial gerado por estas precipitações, associados ao tipo de solo promove um arraste dos materiais da superfície do solo até o curso principal do rio Pirapó. Esse material carregado em grande parte é composto por partículas de solo provenientes de áreas agrícolas onde ocorre o intenso uso de insumos na

produção. A água do escoamento superficial é o principal meio de transporte de substâncias tóxicas provindas dos herbicidas e praguicidas para os leitos dos rios (DREW, 1998).

Estudando a bacia do ribeirão Maringá afluente do rio Pirapó, Freire (2010), identificou concentrações de metais, como o Al (Alumínio), Cd (Cádmio), Pb (Chumbo), Cu (Cobre), Cr (Cromo), Mn (Manganês), Zn (Zinco), acima dos padrões estabelecido pela legislação vigente (CONAMA 357/2005), ou acima do que se poderia esperar, devido ao tipo de solo da região, apontando ação antrópica como a principal responsável pela alteração identificada. Uma das possíveis fontes destes elementos está na utilização de suplementos e defensivos agrícolas nas áreas rurais.

Segundo Freire *et al.* (2014) o ribeirão Maringá vem recebendo um enorme aporte de contaminantes diariamente, tanto de sólidos quanto de matéria orgânica e nutrientes, provenientes de diversas fontes, as quais podem ser atribuídas principalmente aos despejos domésticos e industriais. Essa contribuição se agrava em períodos chuvosos em que a área rural da bacia passa contribuir por meio do escoamento superficial.

As chuvas contribuem para o aumento da vazão do mesmo, o que eleva consideravelmente a carga de contaminantes. Para tanto, o acompanhamento espaço-temporal dessas mudanças serve de base para estudos de monitoramento ambiental da qualidade das águas, e fundamenta, essencialmente, o adequado gerenciamento dos recursos hídricos.

Ao longo do ano de 2016, Silva (2017) realizou o monitoramento da qualidade da água em 5 pontos distribuição na bacia do Pirapó. Durante o monitoramento foram identificadas diversas cargas de contaminante que estavam fora do padrão estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, destes merece destaque a presença de compostos de Nitrito, Nitrato e Fósforo acima do padrão recomendado em alguns meses (entre julho e setembro) do ano em quase todos os postos analisados, não sendo encontrado registros de glifosato. A maior concentração desses compostos nos meses de menor intensidade de chuva na bacia demonstra uma menor capacidade de autodepuração dos rios. Esses compostos, segundo Alves (2006) e Silva *et al.* (2011), são produtos da utilização de fertilizantes nitrogenados e fosfatados na agricultura, que são transportados até os leitos por carreamento em períodos de chuvas mais intensas, com a redução da vazão e do processo de autodepuração em períodos mais secos do ano, tendem a apresentar maior concentração nas águas superficiais.

Os pontos monitorados por que apresentaram concentrações acima do padrão de compostos utilizados na agricultura correspondem as áreas identificadas como média a elevada vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais anual e trimestre chuvoso, podendo servir de confrontante ao modelo aplicado.

5.2 Vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais

Para estabelecer a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais foram aplicados o índice *DRASTIC natural* e *DRASTIC Pesticide* (ALLER *et al.*, 1987), que correlaciona parâmetros de entrada a pesos previamente estabelecidos, sendo ambos os índices definidos nas escalas anual e trimestre seco e chuvoso. Assim como foi realizado para a vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais, o trimestre seco e chuvoso foi expresso apenas os resultados da classificação quanto vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais.

5.2.1 Parâmetro D - Profundidade da superfície freática

A profundidade da superfície freática é definida como a distância vertical que um determinado contaminante tem de percorrer para atingir o lençol freático e/ou aquífero. Lobo-Ferreira *et al.* (1995), ressalta que esta distância varia, dependendo do tipo de aquífero observado se livre, confinado ou semi-confinado.

Na bacia do Pirapó, devido suas características geológicas, são encontrados apenas dois tipos de unidades aquíferas a Caiuá e a Serra Geral, que ocupam, respectivamente, 42,29% e 57,71% da área total da bacia, ambos considerados para o estudo como aquíferos livres (ROSA FILHO, 1982; CELLIGOI, 2000, ATHAYDE, 2013). Segundo Tedesco e Reginato (2004) a origem da contaminação das águas subterrâneas do aquífero livre está relacionada com as atividades agrícolas (práticas de cultivo que dispensam resíduos orgânicos e inorgânicos) e domésticas (lançamento das águas residuárias sem tratamento prévio).

A quantificação da recarga dos aquíferos é, segundo Oliveira (2004), um processo estimativo, uma vez que não é passível de ser calculado diretamente. A recarga depende de vários fatores, tais como a precipitação, o escoamento superficial e a evapotranspiração.

A superfície freática na bacia apresenta valores estimados relativamente baixos, com predominância de profundidade abaixo de 15 metros, tendo pontos mais profundo chegando aproximadamente 70 metros, dentro dos valores encontrados por Borges (2017). A partir desses dados foram gerados 7 intervalos de profundidade, seguindo os critérios de Aller *et al.* (1987), podendo verificar que aproximadamente 80% da bacia apresenta vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais baixa a moderada, representada por intervalos superiores a 9,1 m (Figura 27).

Na área de estudo, a profundidade da superfície freática é maior nas zonas de interflúvios e menor quando se aproxima do corpo d'água superficial (rio), tendo como exceção a esse comportamento áreas sobre a ocorrência de Neossolos Litólicos/Regolíticos, onde a superfície freática está presente a aproximadamente 1,5 m de profundidade.

A profundidade do nível d'água tem relação diretamente proporcional ao tempo de migração de um potencial contaminante no trajeto entre a superfície do terreno e o lençol freático. Em regiões de menores profundidades há maior vulnerabilidade, dado o tempo de migração do contaminante da superfície ao lençol freático é pequeno e, portanto, há pouco retardamento por processos naturais atenuantes.

Os setores mais críticos, onde são encontrados valores baixos de profundidades são mais representativos na parte central da bacia, no geral, associada aos setores próximos as calhas do rio Pirapó e Bandeirantes do Norte.

5.2.2 Parâmetro R - Recarga total do aquífero

A recarga total do aquífero corresponde à parcela da precipitação que atinge o solo e infiltra em profundidade chegando à zona saturada do aquífero (OLIVEIRA, 2001). A recarga é o principal veículo de transporte de contaminantes sólidos ou líquidos no subsolo, normalmente, quanto maior a recarga, maior será o potencial de contaminação das águas subsuperficiais. A quantificação da recarga dos aquíferos é, segundo Oliveira (2004), um processo estimativo, uma vez que não é passível de ser calculado diretamente.

A recarga depende de vários fatores, tais como a precipitação, o escoamento superficial e a evapotranspiração. Esta associação de parâmetros resulta em condições bastante favoráveis à contaminação, pois o grande volume de água infiltrado tem grande potencial de migração pelos espaços vazios interconectados (poros) até a zona saturada do aquífero. Associadas a estas configurações, a constituição arenosa dos aquíferos na área de estudo, caracterizada por materiais pouco porosos e muito permeáveis, permitem rápido deslocamento do contaminante e desfavorecem a atuação de processos atenuantes naturais, como adsorção, reações bioquímicas e dispersão (MCGUFF; MCMULLEN, 2004).

Os valores de recarga total obtidos para a bacia, variaram entre 232 e 700 mm.ano⁻¹, com uma média de 468 mm.ano⁻¹, próximo aos valores definidos por Borges (2017). A distribuição foi bem homogênea entre os valores, sendo que apenas um pequeno setor da bacia localizado ao extremo norte apresentou valores de recarga menor que 254 mm.ano⁻¹. A partir desses dados, foram definidos dois intervalos de recarga, distribuídos entre 178 – 254 mm.ano⁻¹

¹ e maior que 254 mm.ano⁻¹ (Figura 28), que correspondem a uma elevada vulnerabilidade à contaminação.

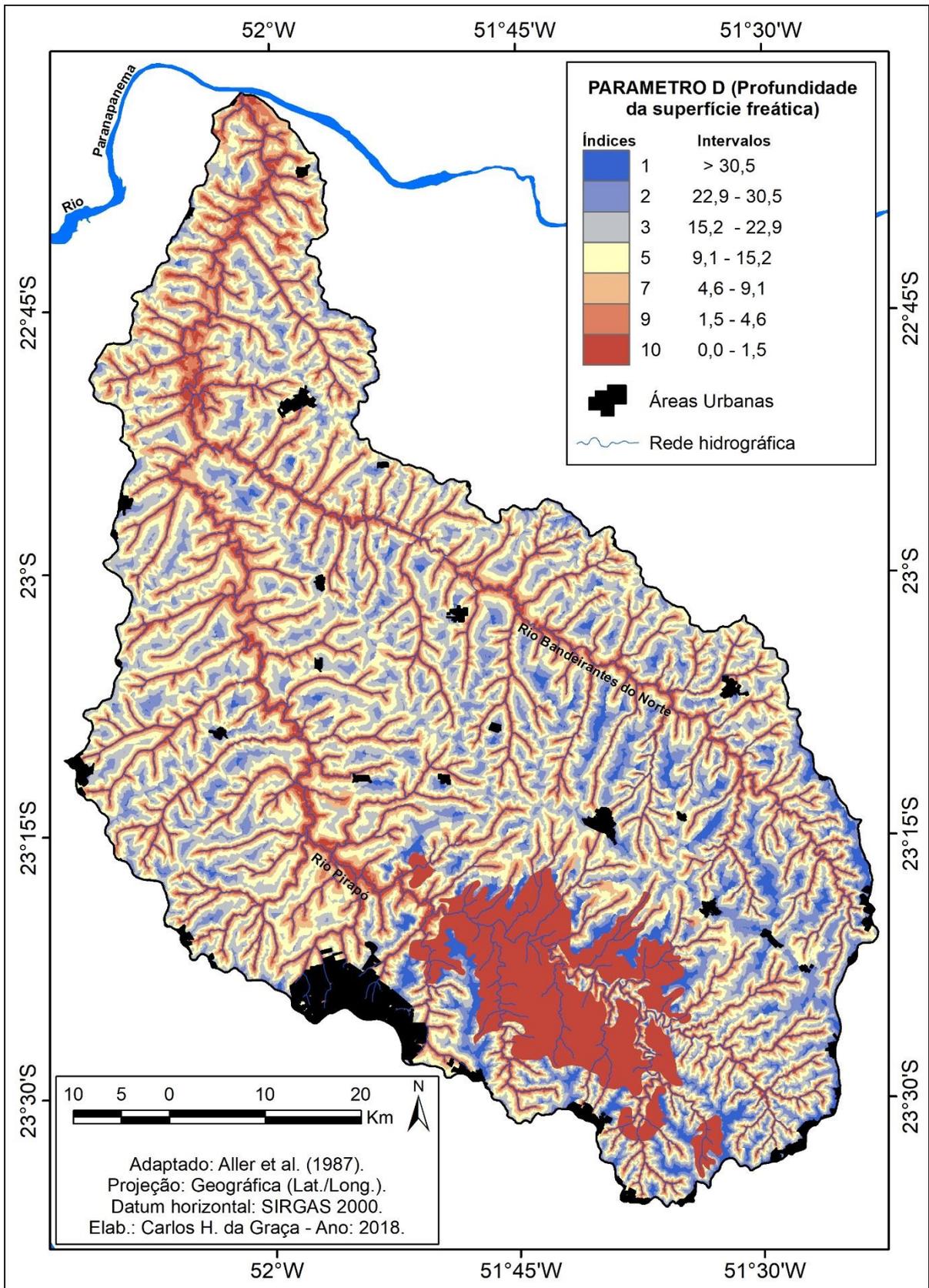


Figura 27 – parâmetro D – profundidade do nível d’água para bacia do rio Pirapó – PR.

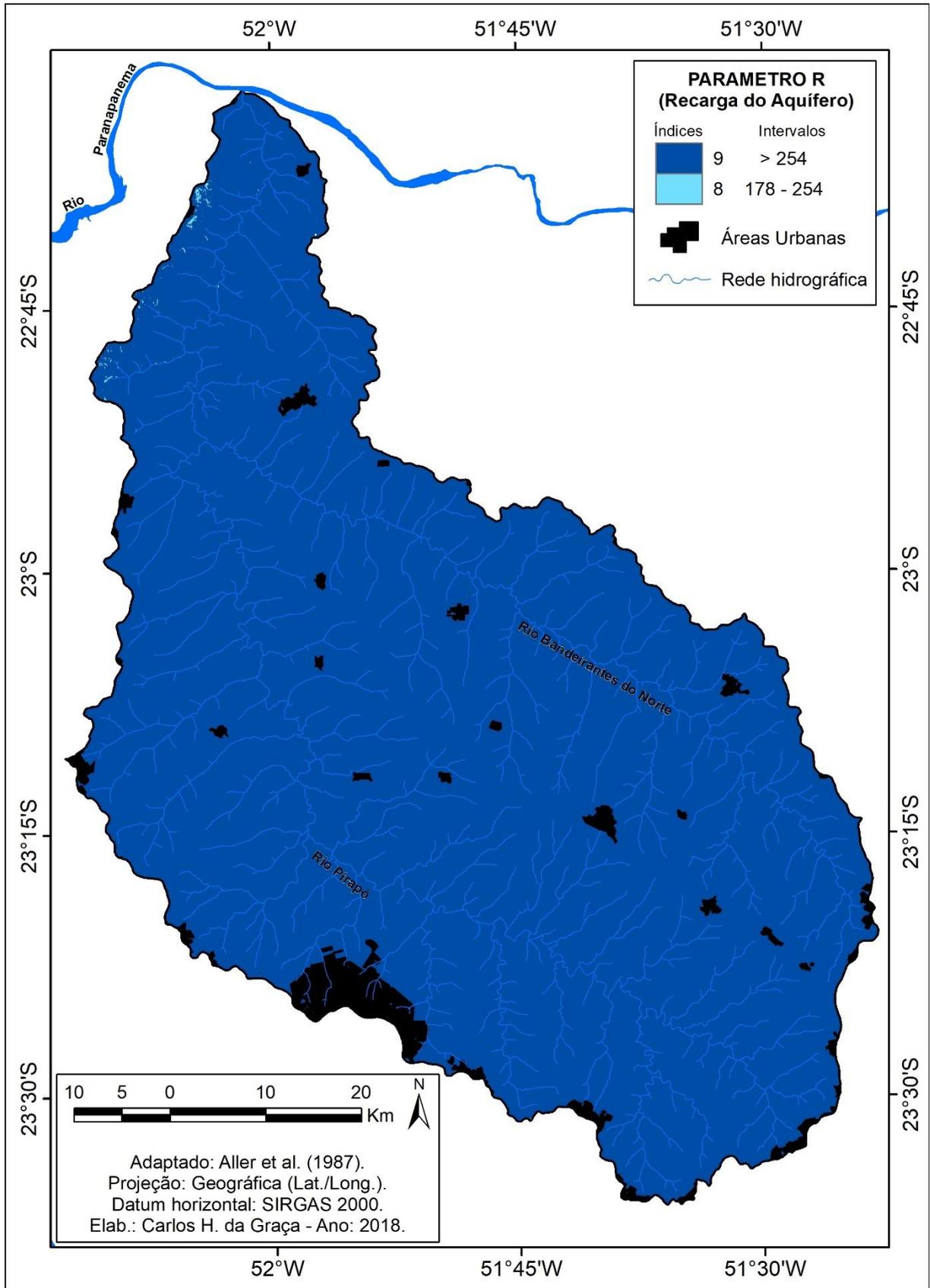


Figura 28 – Parâmetro R – recarga total dos aquíferos na bacia do rio Pirapó – PR.

5.2.3 Parâmetro A – material do aquífero

O parâmetro refere-se à capacidade do aquífero em atenuar os efeitos dos poluentes. Além deste efeito, determina também o fluxo de água subterrânea (porosidade do aquífero), que em conjunto com a transmissividade e condutividade hidráulica, determinam o tempo disponível para a ocorrência de processos de atenuação (LOBO-FERREIRA *et al.*, 1995; MCGUFF; MCMULLEN, 2004), tendo grande impacto no deslocamento dos contaminantes. Uma rocha de grão mais grosseiro ou mais fraturada, possui uma menor capacidade de atenuação (ALLER *et al.*, 1987).

O material do aquífero refere-se ao substrato geológico encontrado na bacia, sendo caracterizado em três classes: o arenito maciço (6), areia (8) e basalto (9) (Figura 29). A classe areia foi relacionada aos colúvios e aluviões. O basalto foi classificado em elevada vulnerabilidade devido a presença de fraturas na rocha, que podem favorecer a migração de contaminantes para o aquífero caso estejam abertas (ATHAYDE, 2013).

5.2.4 Parâmetro S – Tipos de solo

O solo corresponde a porção superficial da zona vadosa (não saturada) (CLEARY, 2007), onde encontra-se as raízes das plantas e intensa atividade microbiológica, refletindo normalmente a uma espessura inferior a 2 metros. 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 (MATOS, 2001). Além disso, é no solo onde ocorrem os processos de atenuação (CAPELLI *et al.*, 2001; PARALTA *et al.*, 2001), através da filtração, sorção e biodegradação (FERREIRA; ZUQUETTE, 1998). Em regiões de solos arenosos ou rasos, a vulnerabilidade do aquífero tende a ser maior do que em regiões com solo argiloso e profundo. O solo atua como filtro natural de poluentes e serve como meio para os processos de sorção e degradação de poluentes (SOUZA, 2009).

No fator tipo de solo foi constatada uma alta variabilidade nos índices aplicados devido a sua composição granulométrica e de matéria orgânica. De modo geral, quanto mais argiloso o solo, menos vulnerável será o aquífero, pois a percolação de materiais contaminantes é mais lenta. Os solos foram classificados com vulnerabilidade moderada a alta, Neossolos Litólico/Regolítico (textura franco-argilo arenosa) (10), Argissolo Vermelho (textura arenosa/média) (9), Latossolo Vermelho (textura média) (8), Latossolo Vermelho (textura

argilosa) (5) e Nitossolo Vermelho (textura argilosa) (5) (Figura 30), quanto mais elevado o valor aplicado no índice maior a vulnerabilidade do solo.

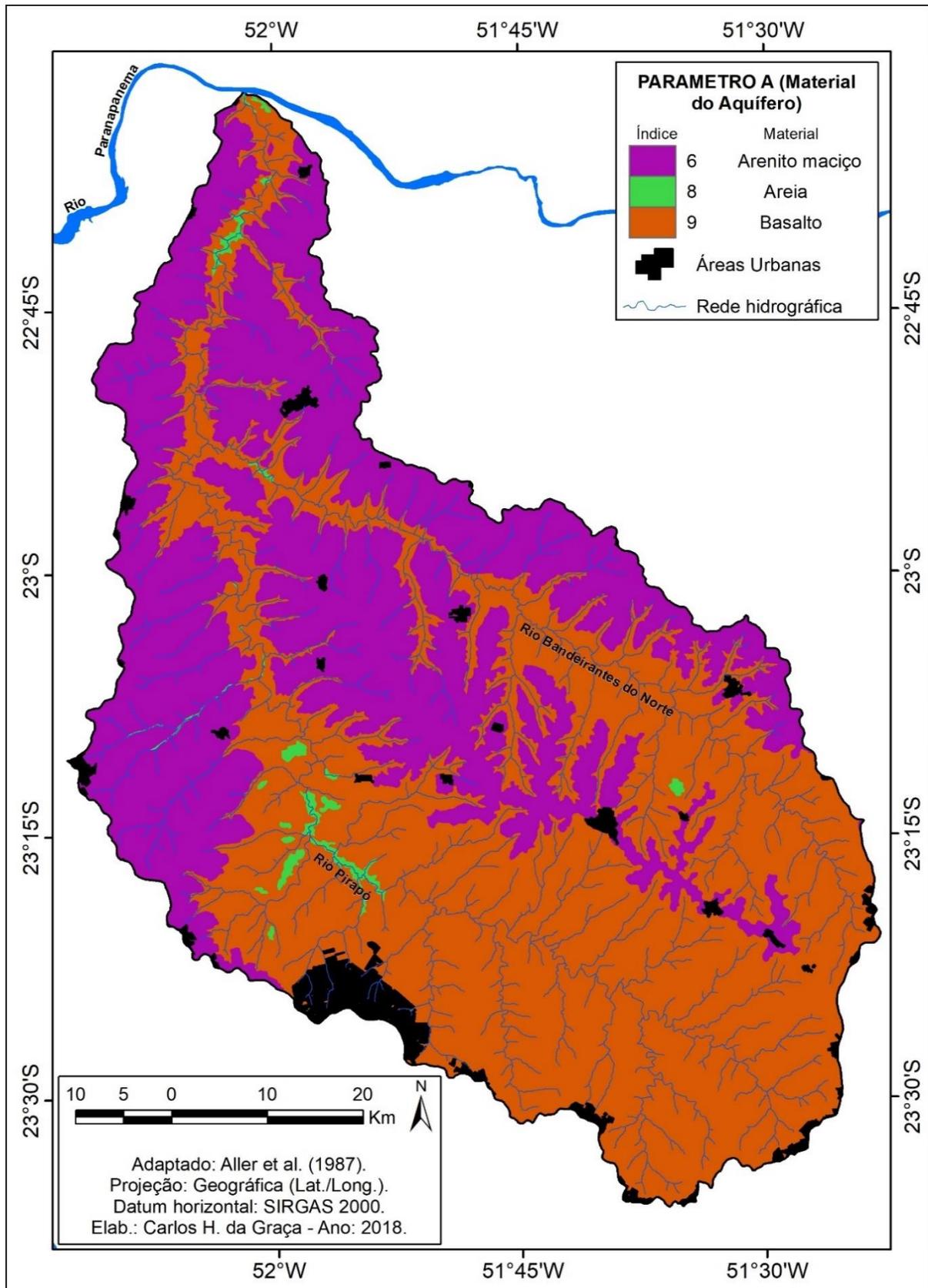


Figura 29 – Parâmetro A – material do aquífero na bacia do rio Pirapó – PR.

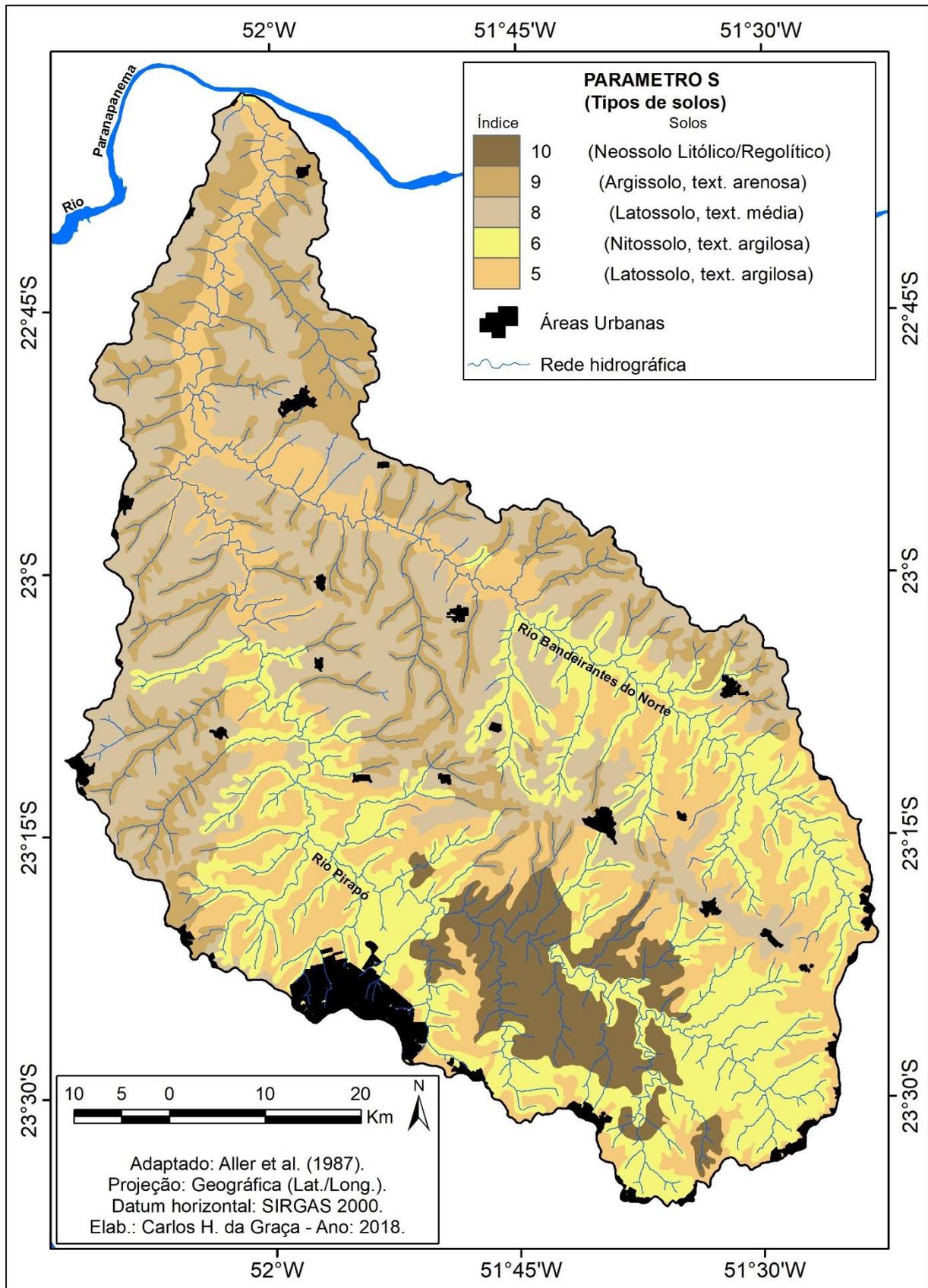


Figura 30 – Parâmetro S – Tipos de solos na bacia do rio Pirapó – PR.

5.2.5 Parâmetro T – Topografia

A topografia representada pela variação de declive do terreno, condicionando a velocidade e a direção do escoamento superficial do poluente e do gradiente hidráulico (PARALTA *et al.*, 2001). Verificou-se que cerca de 51% da área da bacia apresenta baixas declividades, inferior a 6%, sendo classificada com elevada vulnerabilidade (Figura 31).

As áreas com menor declive tendem a reter a água durante um maior período de tempo, permitindo uma maior infiltração de água e um maior potencial de migração de contaminantes, aumentando a vulnerabilidade das águas subterrâneas (RAHMAN, 2008).

5.2.6 Parâmetro I – Influência da zona vadosa

A zona vadosa corresponde à porção de solo, situada entre a linha freática e a superfície de solo, sendo também denominada zona não saturada (CLEARY, 2007). O meio da zona vadosa determina as características atenuantes do material abaixo dos horizontes típicos de solo e acima do nível d'água, funcionando como uma ponte dinâmica entre a atmosfera e as camadas mais profundas de solo saturado (WILSON *et al.*, 1997).

O impacto sobre esta área é função do tempo de contato entre o horizonte superficial do solo e o poluente. Quanto maior for este tempo, mais extenso é o desenvolvimento de processos de depuração, biodegradação, neutralização, filtração mecânica, reação química, volatilização e dispersão (PARALTA *et al.*, 2001; MCGUFF; MCMULLEN, 2004).

O índice típico desse parâmetro foi definido pela média dos índices estabelecidos para os tipos de solos e material do aquífero, assim sendo obtendo quatro classes de vulnerabilidade que variaram entre mediana e elevada (Figura 32).

5.2.7 Parâmetro C – Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica corresponde à aptidão que o material geológico de um aquífero tem de transmitir água em toda a sua espessura saturada, que por sua vez controla o fluxo da água através de um dado gradiente hidráulico (PARALTA *et al.*, 2001), sendo controlada pela porosidade e pela interconexão de espaços vazios no material que compõe o aquífero que pode ocorrer devido à porosidade primária, existência de fraturas e/ou existência de planos de estratificação (TODD; MAYS, 2004). As formações geológicas com alta condutividade hidráulica permitem a movimentação horizontal e vertical de grandes volumes

de água subterrânea, e, por associação, de grandes volumes de contaminantes em potencial. Com base nos valores obtidos a partir de revisão da literatura, foram encontrados valores de condutividade hidráulica relativamente baixos, que representaram baixa suscetibilidade do meio à contaminação.

Os valores de condutividade hidráulica na bacia estão dentro do padrão esperado em relação ao topo de aquífero e geologia (FREEZE; CHERRY, 1979; LEWIS, 1989), variando nos 329 postos analisados, de 0 a 24 m.dia⁻¹, com média de 12 m.dia⁻¹. A partir desses dados foram estabelecidos 3 intervalos condutividade, seguindo os critérios de Aller *et al.* (1987), podendo verificar que cerca de 92% da bacia apresenta vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais baixa, representada por intervalos inferiores a 4,1 m.dia⁻¹ (Figura 33). Os setores mais vulneráveis estão concentrados no setor centro-norte, distribuídos numa faixa transversal a bacia, com maior ocorrência sobre rochas basálticas.

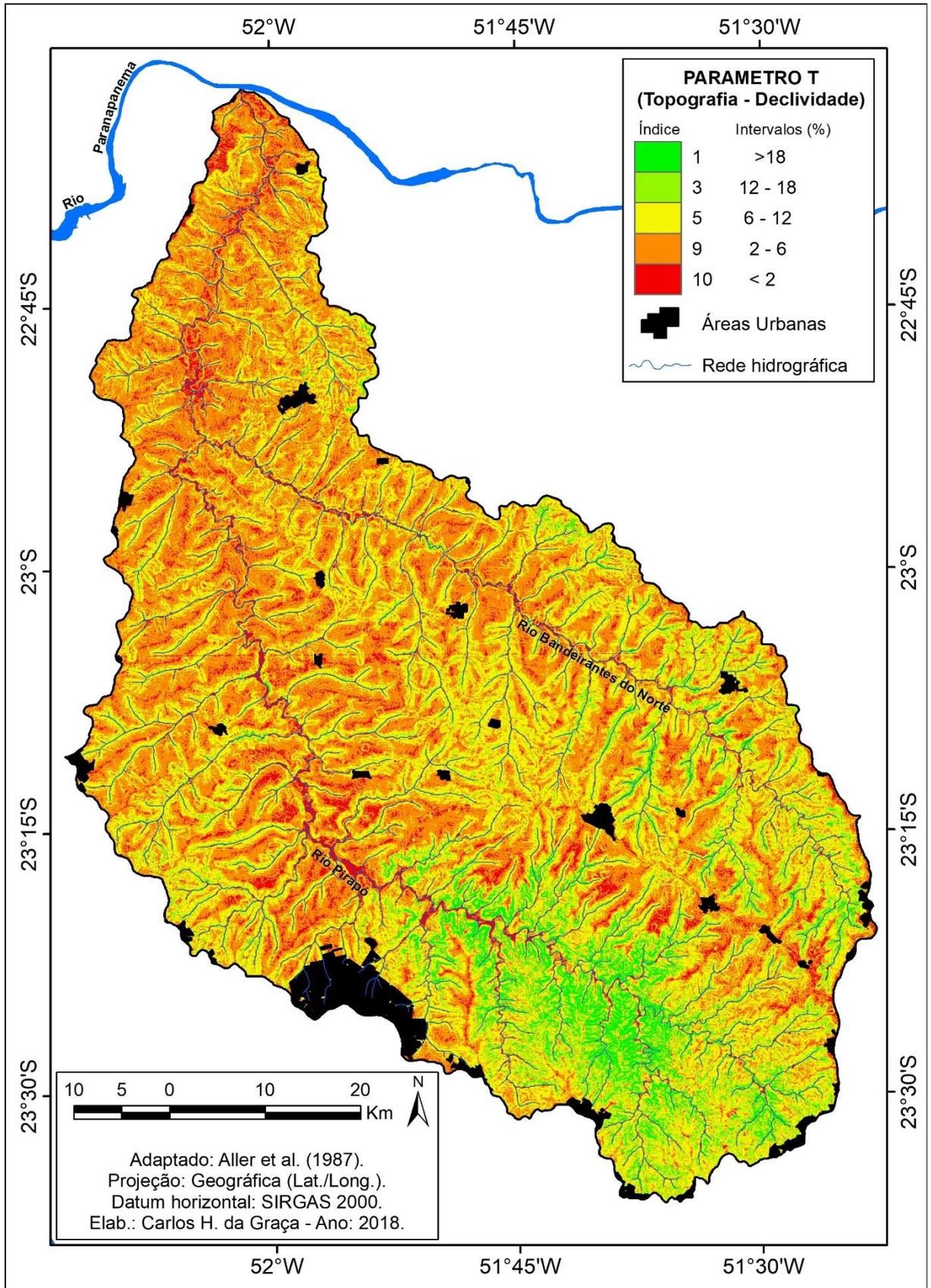


Figura 31 – Parâmetro T – Topografia na bacia do rio Pirapó – PR

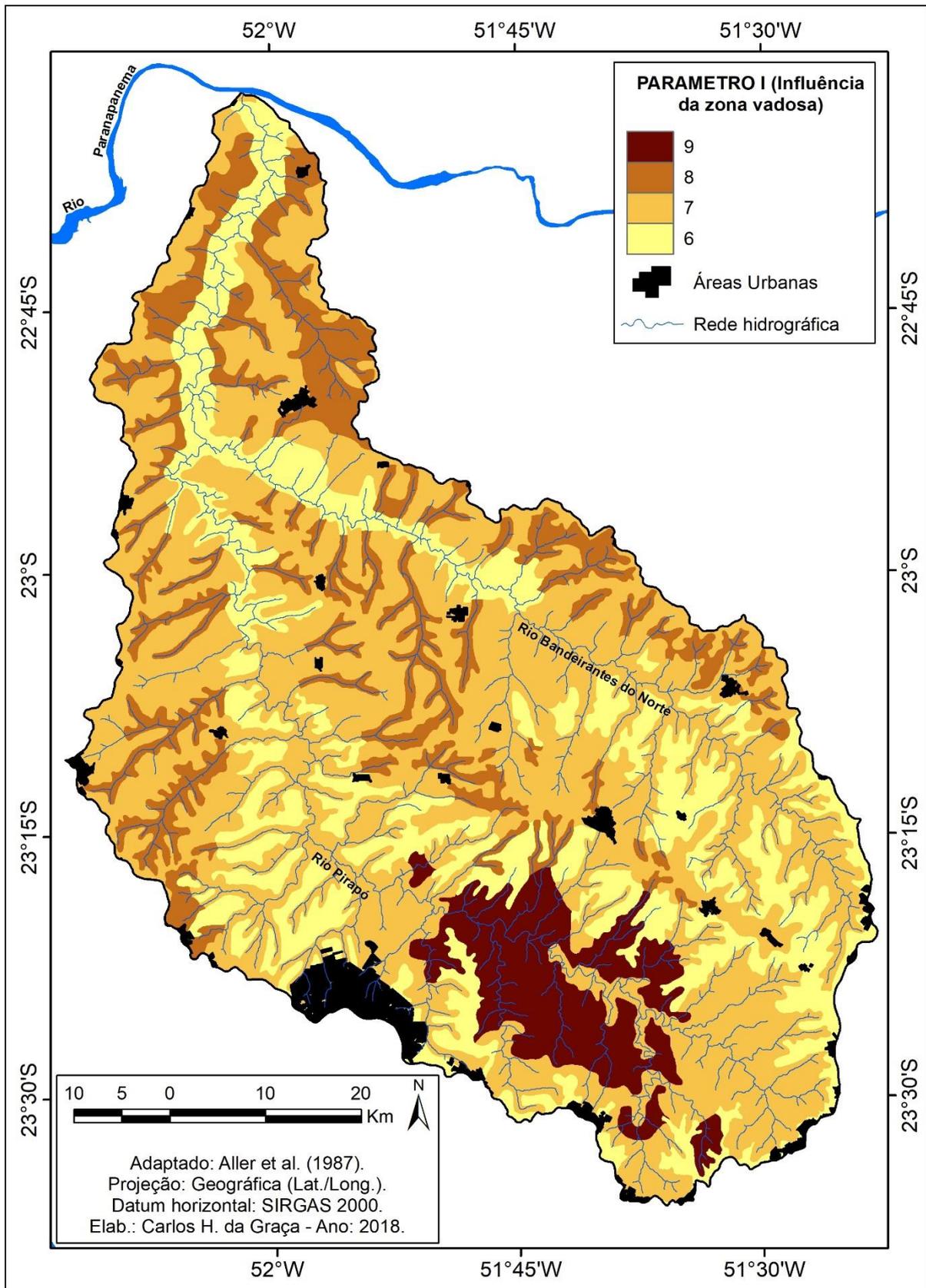


Figura 32 – Parâmetro I – Influência da zona vadosa na bacia do rio Pirapó – PR.

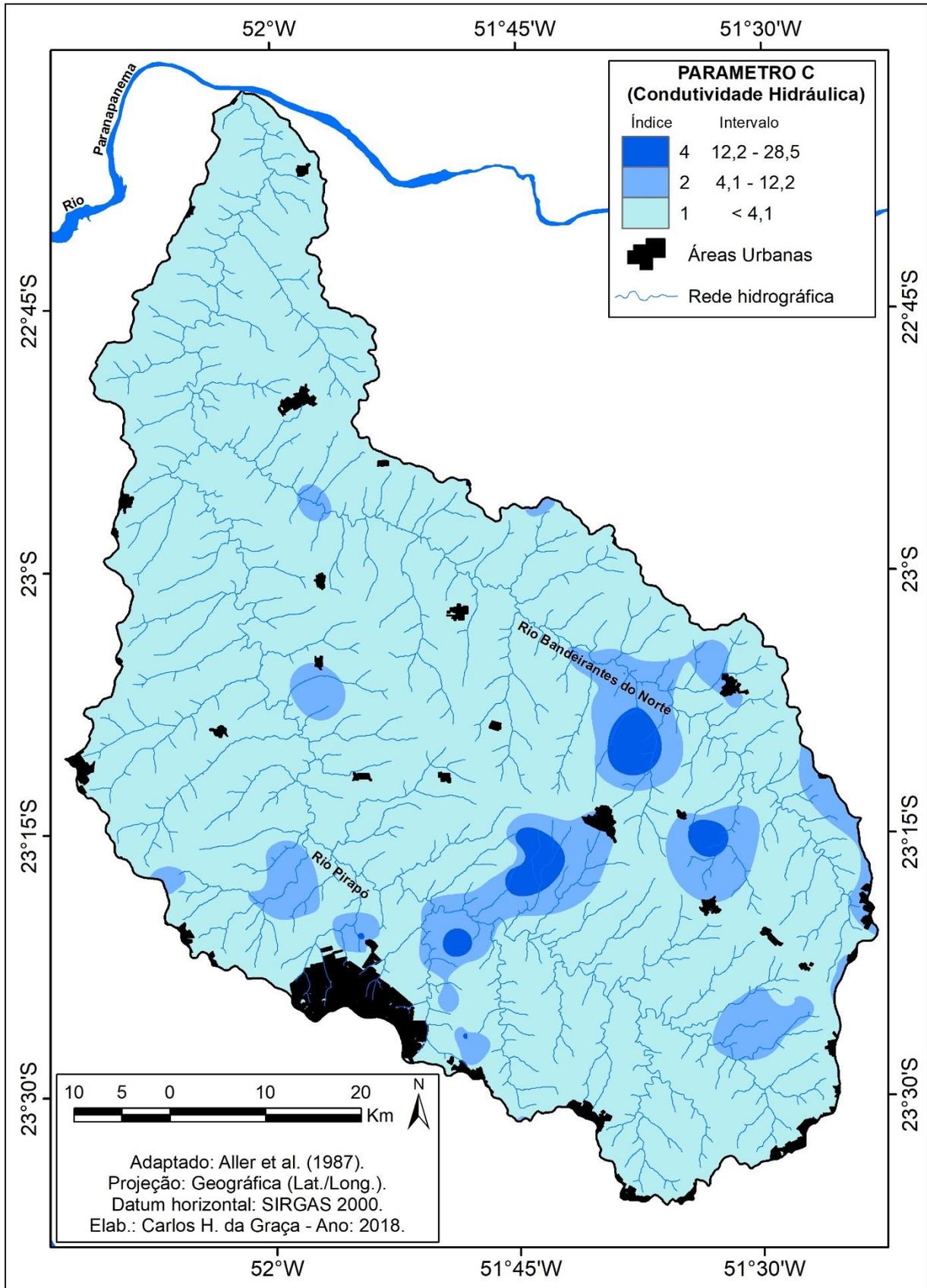


Figura 33 – Parâmetro C – condutividade hidráulica na bacia do rio Pirapó – PR.

5.2.8 Classificação dos índices *DRASTIC natural* e *DRASTIC Pesticide*

A partir dos resultados obtidos por meio dos parâmetros analisados na aplicação do índice *DRASTIC*, foi possível identificar a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais da bacia, tanto natural quanto intensificada pela utilização de agroquímicos, nas escalas anual e trimestre seco e chuvoso (Figuras 34, 35, 36 e 37).

Os valores dos índices de vulnerabilidade natural a contaminação das águas subsuperficiais da bacia variaram entre 105 e 200. Com esses dados, foram definidas três classes de vulnerabilidade: baixa, média e elevada, classificações e distribuição próxima as obtidas por Borges (2017). A vulnerabilidade média corresponde à maior parte da área de estudo, com 71,68% (Tabela 18, Figura 34). A vulnerabilidade média foi obtida devido, em grande parte, a variabilidade das características dos solos, quando constituídos de argilas e outros materiais, como a quantidade de material orgânica, dificultam a infiltração de contaminantes, e a elevada profundidade da superfície freática, que representa cerca de 80% da área da bacia. A diferença dessa classe para a vulnerabilidade baixa está relacionada às características do relevo, devido a predominância de declividades mais suaves, abaixo de 6%, possibilitando a maior infiltração e assim intensificando o risco de transporte de contaminantes para a subsuperfície.

As localidades que apresentaram baixa vulnerabilidade, 2,13%, estão associadas a ocorrência de elevada profundidade a superfície freática e baixa condutividade hidráulica material geológico, com presença de declividades mais acentuadas, superiores a 12%, sendo mais representativos nos setores norte e leste da bacia (Figura 34).

As áreas que apresentaram alta vulnerabilidade estão principalmente localizadas próximas aos cursos d'água e setor sul da bacia, corresponde a 26,19% da área total (Tabela 18). Elas são constituídas de solos rasos, elevada condutividade hidráulica e níveis estáticos próximos à superfície, o que facilita a infiltração de contaminantes.

Os valores dos índices de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais da bacia associado a utilização de agroquímicos, índice *DRASTIC Pesticide*, variaram entre 113 e 238 (ALLER *et al.*, 1987). Com esses dados, foram definidas quatro classes de vulnerabilidade: baixa, média, elevada e muito elevada (Figura 35), predominando a classe de vulnerabilidade alta, com 66,48% da área da bacia (Tabela 18). Nessa estimativa pode-se observar que houve uma intensificação significativa de 153,64% na vulnerabilidade elevada quando comparado a estimativa anterior, devido a presença de áreas agrícolas aliada ao uso intensivo de agroquímicos.

Na área de estudo existem diversas formas de uso e ocupação do solo, sendo que algumas podem ser potenciais fontes de contaminação, como as práticas agrícolas que utilizam fertilizantes com fontes nitrogenadas. O uso e ocupação do solo da bacia é caracterizado pela constante rotatividade de cultivos, principalmente, entre os cultivos temporários (soja, milho e trigo). Além da ocupação desses, existem cultivos de cana-de-açúcar e pastagem.

A área ocupada pela agricultura na bacia corresponde cerca de 78% da área (Tabela 1, pág. 37). Essas áreas apresentam grande risco de contaminação das águas subsuperficiais, pois as culturas existentes, na grande maioria, necessitam de nutrientes à base de nitrogênio, fósforo e potássio para o seu desenvolvimento, que podem ser lixiviados para camadas mais profundas e atingir o lençol freático ou aquíferos.

As áreas com vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficial muito elevada representam apenas 11,82% da bacia (Tabela 18, Figura 35). Essas áreas estão situadas nas áreas de aluviões, onde os níveis estáticos estão muito próximos à superfície. São áreas também compostas por Neossolos Litólicos/Regolíticos, por serem solos rasos apresentam menores profundidades da superfície freática e, assim, maior possibilidade de contaminação.

As áreas de vulnerabilidade média à contaminação das águas subsuperficial correspondem a 21,72% da bacia (Tabela 18, Figura 35). Essas classes estão localizadas sobre regiões com predominância de declividades acima de 16%, que favorece o escoamento superficial ao invés da infiltração, e apresenta profundidade elevada da superfície freática, com valores acima de 20 m.

Tabela 18 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais – *DRASTIC natural* e *DRASTIC Pesticide* na bacia do rio Pirapó - PR.

Intervalos	Classes	Área – <i>DRASTIC Natural</i>		Área - <i>DRASTIC Pesticide</i>	
		(Km ²)	(%)	(Km ²)	(%)
> 200	Muito Elevada	-	-	590,558	11,82
160 - 200	Elevada	1.308,74	26,19	3.319,23	66,43
120 - 160	Média	3.581,42	71,68	1.085,43	21,72
< 120	Baixa	106,340	2,13	1,285	0,03

Fonte: Aller *et al.* (1987). *Não foram consideradas as áreas urbanas no cálculo.

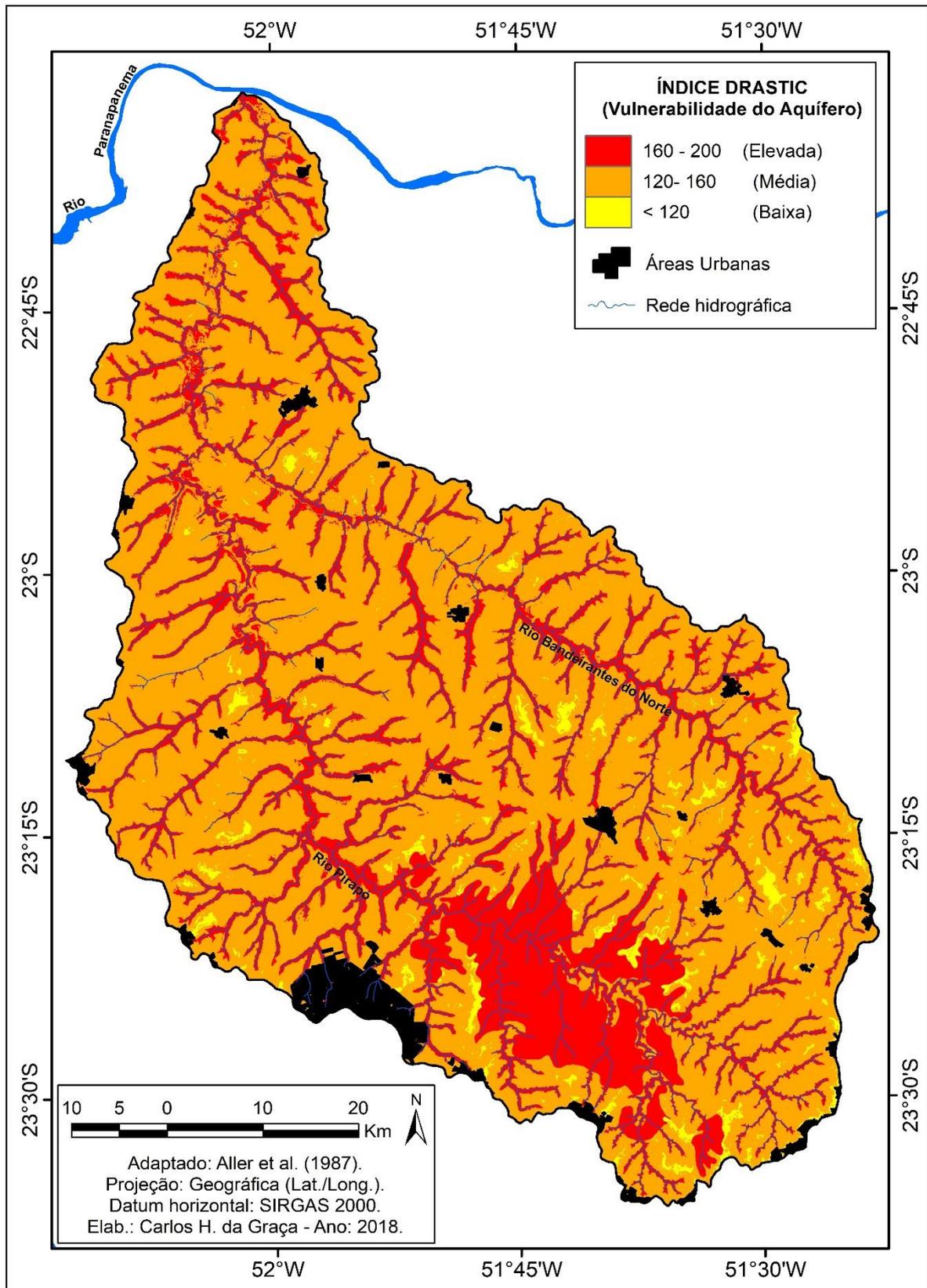


Figura 34 – Índice *DRASTIC natural* – vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais na bacia do rio Pirapó – PR.

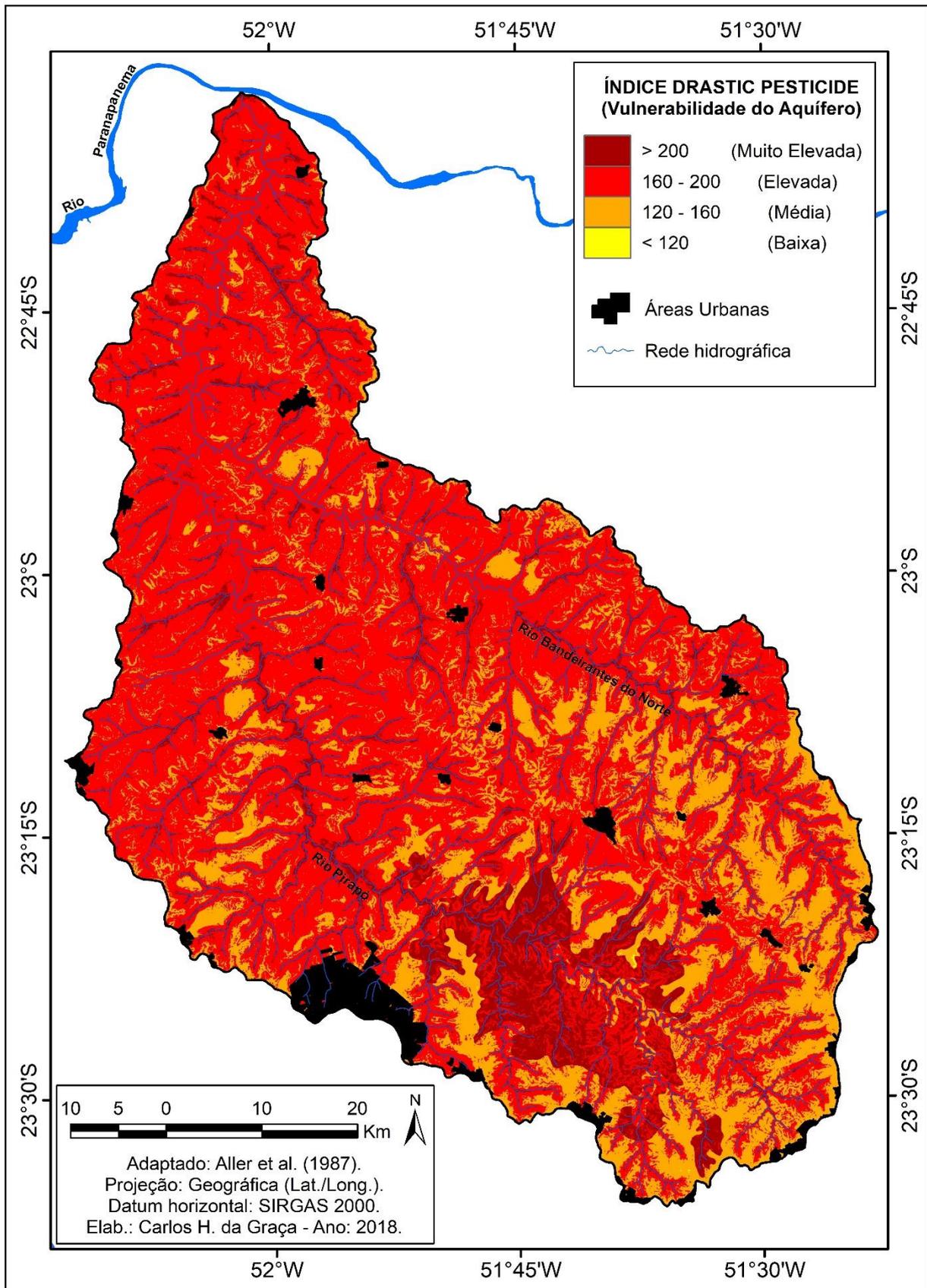


Figura 35 – Índice *DRASTIC Pesticide* – vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas, face intensificação por agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.

Os valores dos índices de vulnerabilidade natural a contaminação das águas subsuperficiais no trimestre seco variaram entre 75 e 179, com predominância da vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficial baixa, que representa 54,98% da área da bacia (Tabela 19, Figura 36), demonstrando que em períodos que ocorrem a redução nos valores de precipitação os riscos são menores, devido a menor quantidade de água disponível no sistema para infiltração e percolação. A vulnerabilidade baixa foi obtida considerando a elevada profundidade da superfície freática, que representa cerca de 40% da área da bacia, aliada a redução nos totais pluviométricos no trimestre e na taxa de recarga do aquífero, como consequência, a água que infiltra no solo tende a transportar menores cargas de contaminantes, sendo em grande parte, retidos nas camadas do solo sem atingir as águas subsuperficiais.

A ocorrência da vulnerabilidade média está diretamente ligada a presença da superfície estática em profundidades inferiores a 10 m da superfície sob solos profundos, que mesmo com a redução nos valores pluviométricos ainda são susceptíveis a contaminação pela proximidade da superfície (Figura 36). A classe de vulnerabilidade elevada está associada a ocorrência de solos rasos e profundidades da superfície freática inferiores a 1,5 m (Figura 36).

Os valores dos índices de vulnerabilidade natural a contaminação das águas subsuperficiais no trimestre chuvoso variaram entre 86 e 196, com predominância da vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficial média, que representa 67,03% da área da bacia (Tabela 19, Figura 37). Nesse trimestre devido a maior ocorrência de chuvas a taxa de recarga do aquífero se eleva, com isso, aumenta a possibilidade de transporte de contaminantes por percolação da água no solo.

A vulnerabilidade baixa ficou restrita a ocorrência de profundidades elevadas, acima de 20 m, da superfície estática. Diferentemente, as vulnerabilidades elevada e muito elevada estão relacionadas com a presença da superfície estática em menores profundidades, inferiores a 10 metros, ocorrendo nos setores centro-sul da bacia, com forte influência das taxas de recarga do aquífero que nesses setores tem valores elevados, que podem transportar maiores cargas de contaminantes depositado sobre o solo.

Tabela 19 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais nos trimestres seco e chuvoso - *DRASTIC natural* na bacia do rio Pirapó - PR.

Intervalos	Classes	<i>DRASTIC Seco</i>		<i>DRASTIC Chuvoso</i>	
		(Km ²)	(%)	(Km ²)	(%)
> 200	Muito Elevada	-	-	-	-
160 - 200	Elevada	206,08	4,05	809,86	15,91
120 - 160	Média	2.085,32	40,97	3.411,56	67,03
< 120	Baixa	2.798,00	54,98	867,97	17,05

Fonte: Aller *et al.* (1987). *Para calculadas das áreas classificadas não foi considera as áreas urbanas.

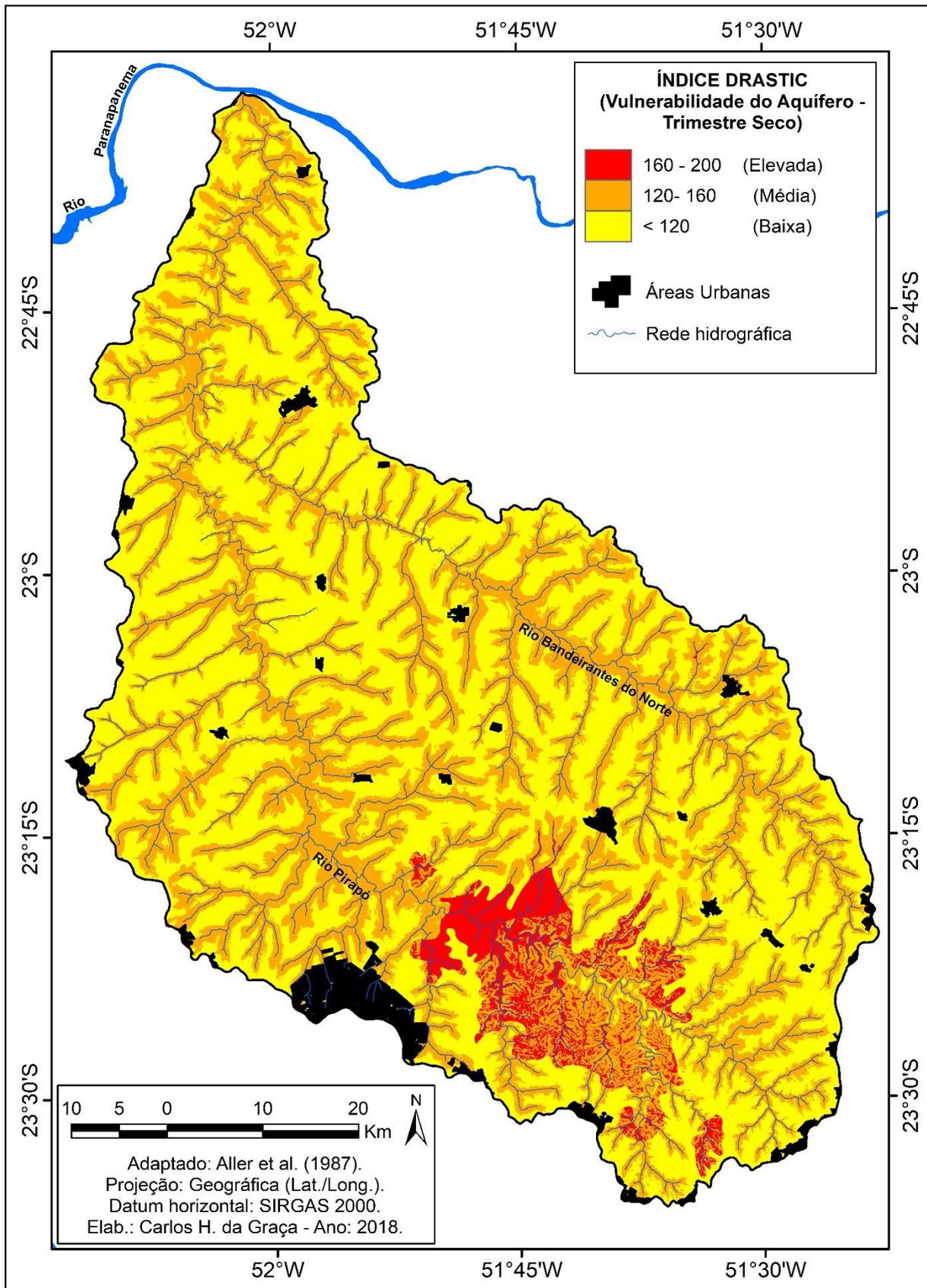


Figura 36 – Índice *DRASTIC* natural – vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no trimestre seco na bacia do rio Pirapó – PR.

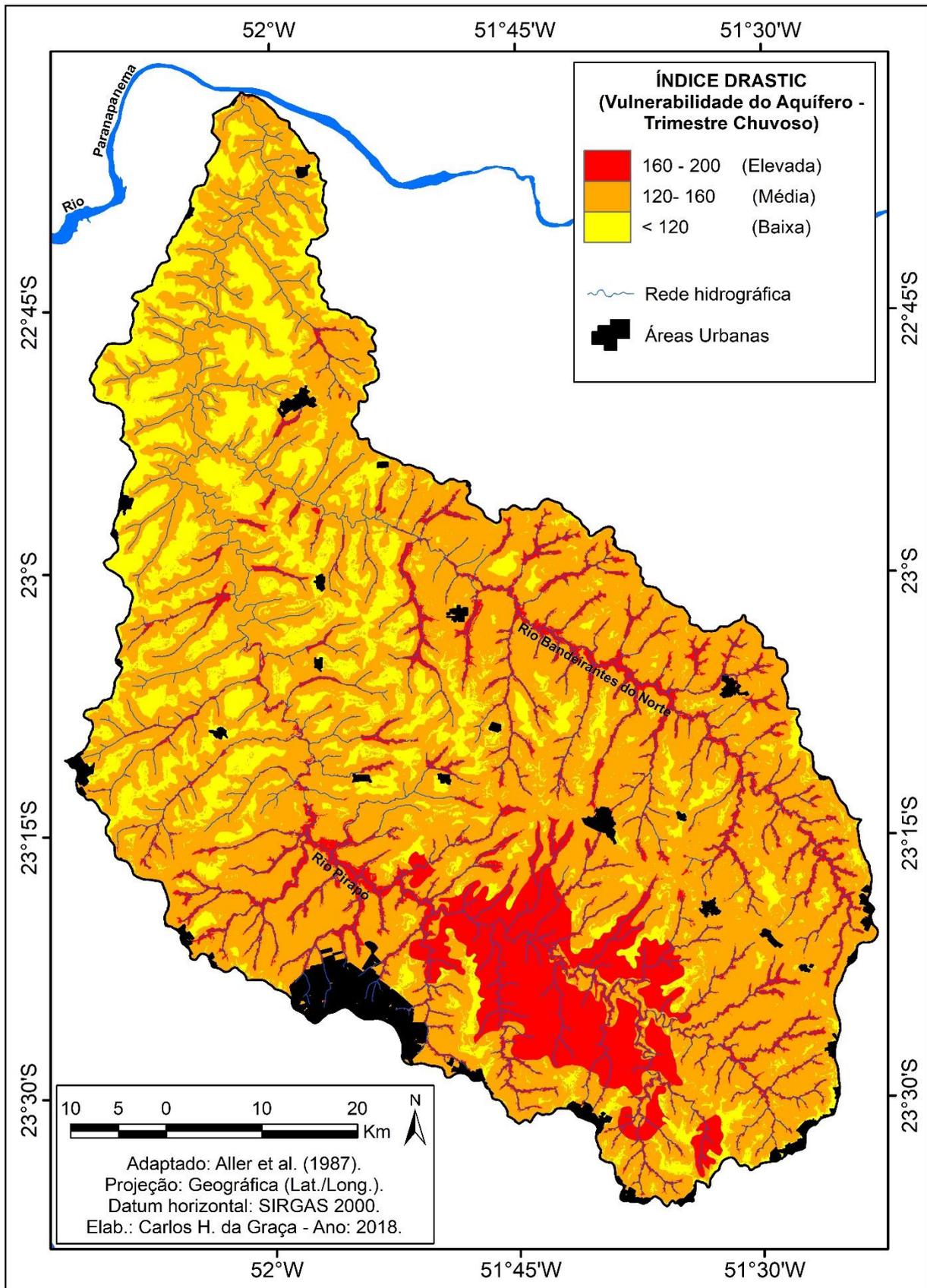


Figura 37 – Índice *DRASTIC* natural – vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no trimestre chuvoso na bacia do rio Pirapó – PR.

Os valores dos índices de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais da bacia no trimestre seco, associado a utilização de agroquímicos, com predomínio da vulnerabilidade média, que representa cerca de 69,03% da área total da bacia, seguido pela vulnerabilidade elevada, com 23,21% e vulnerabilidade baixa, com 6,70 (Tabela 20, Figura 38). Nessa estimativa pode-se observar que houve uma intensificação significativa na vulnerabilidade elevada quando comparado a estimativa anterior, devido a presença de áreas agrícolas aliada ao uso intensivo de agroquímicos, mesmo assim, os valores não foram tão elevados devido aos valores mais reduzidos de precipitação pluviométrica e, conseqüentemente, da recarga dos aquíferos.

As áreas com vulnerabilidade baixa são mais representativas nos extremos sul e centro-norte da bacia, associadas a ocorrência de solos mais profundos (Latosolos e Nitossolos), maior profundidade da superfície estática, acima de 20 metros, mesmo sobre declividades e tipos de usos variados.

A vulnerabilidade média ocorre onde a recarga do aquífero apresentou valores mais elevados e predomínio de declividades mais suavizadas, inferiores a 6%, que proporcionam um maior de infiltração da água nos solos, elevando o risco de transporte de contaminantes em subsuperfície.

Para a vulnerabilidade elevada o comportamento apresentado está associado as proximidades dos cursos d'águas, condicionado a profundidade da superfície estática que ocorre nessas áreas em profundidades inferiores a 3 metros.

No trimestre chuvoso a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais na bacia, associado a utilização de agroquímicos, com predomínio da vulnerabilidade elevada e média, ambas correspondem aproximadamente 94% da área da bacia (Tabela 20, Figura 39).

A vulnerabilidade elevada se concentra mais nas áreas próximas aos cursos d'águas, associada a ocorrência de declividades inferiores a 12%, solos variados e presença intensiva de cultivos temporários (soja, cana-de-açúcar), que apresentam altos índices de utilização de agroquímicos.

A vulnerabilidade média ocorre nos setores extremos da bacia, sendo mais predominante no setor centro-norte, associado a presença de profundidades elevadas da superfície estática e de solos mais profundos (Latosolos e Argissolos).

A intensificação das classes de vulnerabilidade elevada e média se deu pelo aumento nos valores pluviométricos, que nesse trimestre corresponde a cerca de 36,4% dos valores totais anuais registrados na bacia e, conseqüentemente, maiores taxas de recarga do aquífero são

registradas, chegando a aproximadamente 300 mm, proporcionando uma maior possibilidade de transporte de contaminantes em profundidade.

As vulnerabilidades baixa e muito elevada são pouco representativas nesse trimestre, ocorrendo em pequenas manchas nos setores norte e sul da bacia, respectivamente (Tabela 20, Figura 39). No caso da vulnerabilidade baixa sua classificação está relacionada a ocorrência de profundidades elevadas na superfície estática, superiores a 20 metros e solos mais profundos (Latosolos e Argissolos). Já a vulnerabilidade muito elevada ocorre em áreas com presença de solos rasos (Neossolos Litólicos/Regolíticos) sob cultivos agrícolas e valores de profundidade da superfície estática inferiores a 3 metros, apresentando poucas barreiras naturais contra o transporte de contaminantes.

Tabela 20 – Áreas das classes de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais nos trimestres seco e chuvoso - *DRASTIC Pesticide* na bacia do rio Pirapó - PR.

Intervalos	Classes	DRASTIC Pesticide seco		DRASTIC Pesticide chuvoso	
		(Km ²)	(%)	(Km ²)	(%)
> 200	Muito Elevada	54,05	1,06	305,426	6,00
160 - 200	Elevada	1.181,20	23,21	2.476,98	48,67
120 - 160	Média	3.513,03	69,03	2.296,00	45,11
< 120	Baixa	341,11	6,70	10,999	0,22

Fonte: Aller *et al.* (1987). *Não foram consideradas as áreas urbanas no cálculo.

Embora, as classificações da vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais tenham apresentado níveis preocupantes para a bacia, entre média a elevada, não foram encontrados registros de presença de agroquímicos ou de seus componentes acima dos padrões estabelecidos pela CONAMA 375/2005 em suas águas subterrâneas (SEMA, 2010 e SILVA *et al.* 2011, SANEPAR, 2018), demonstrando que mesmo tendo fatores que podem elevar a vulnerabilidade o sistema natural tem sido eficiente em autodepurar os possíveis contaminantes.

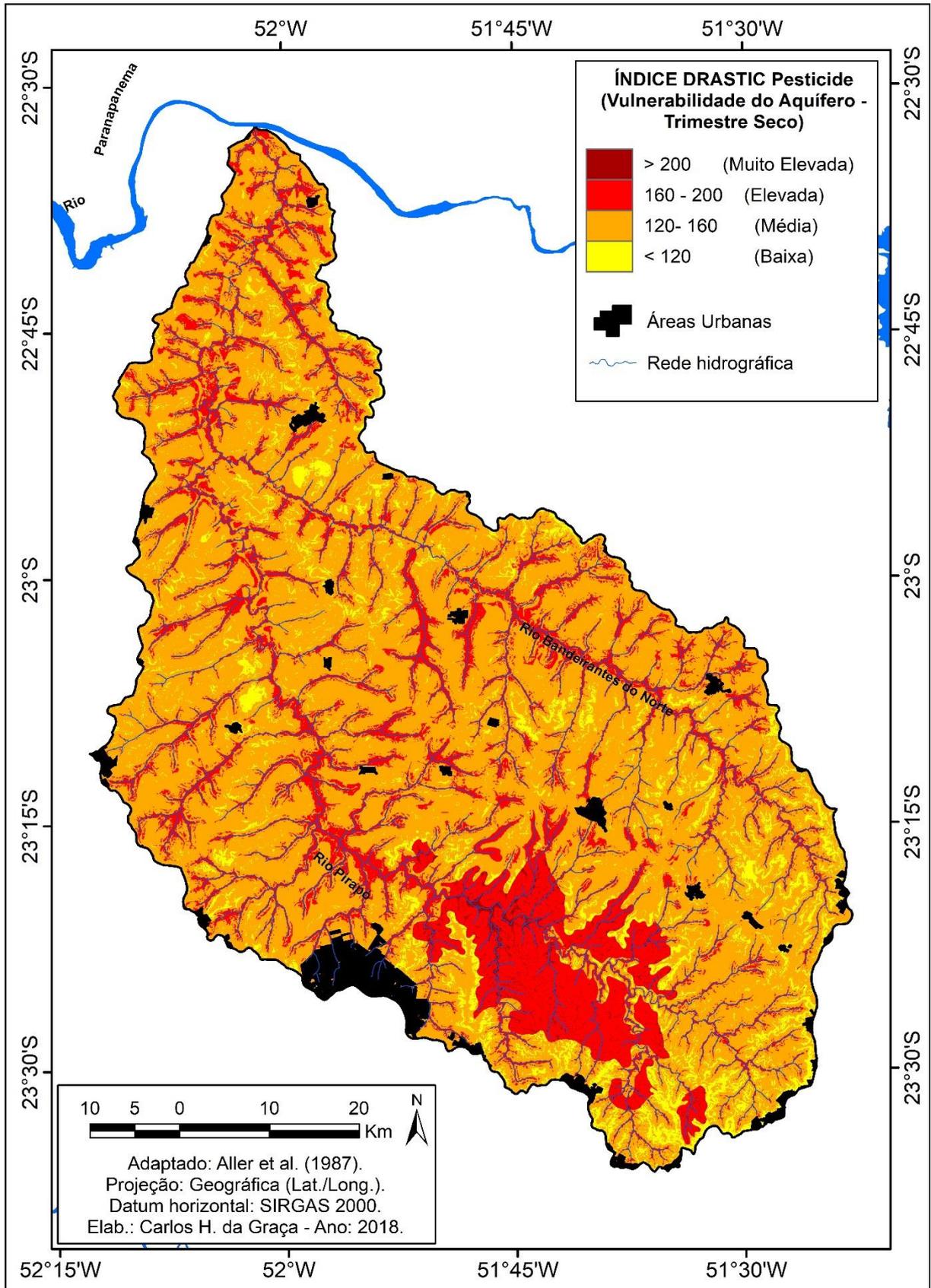


Figura 38 – Índice *DRASTIC Pesticide* – vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no trimestre seco, face intensificação por agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.

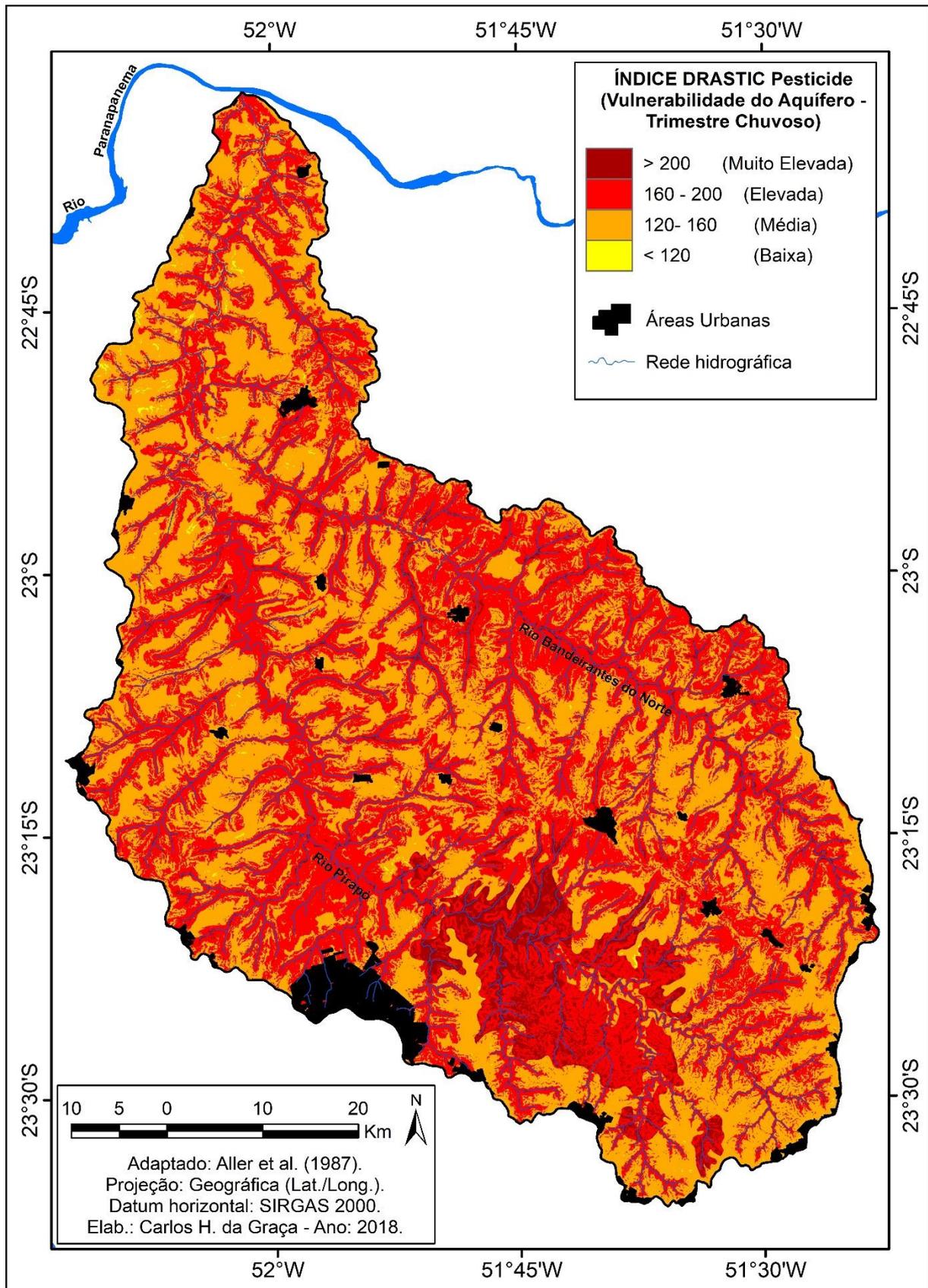


Figura 39 – Índice *DRASTIC Pesticide* – vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no trimestre chuvoso, face intensificação por agroquímicos na bacia do rio Pirapó – PR.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a aplicação do modelo voltado a estabelecer as vulnerabilidades à contaminação das águas superficiais foi possível identificar cinco classes de vulnerabilidade, a maior porcentagem esteve ligada à vulnerabilidade média, correspondente a cerca de 63% da área da bacia. Os setores da bacia onde são identificadas a vulnerabilidade muito elevada e elevada, são predominantemente ocupados por cultivos temporários, associados com valores mais intenso de escoamento superficial sobre áreas de declividades mais acentuadas.

Para a classificação da vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais nos trimestres seco e chuvoso, observou-se um padrão marcado pelas diferenças na precipitação, sendo intensificada a vulnerabilidade no trimestre chuvoso e reduzida no trimestre seco.

No trimestre seco predominou a vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais baixa, com 85,66% da área da bacia, seguida pela vulnerabilidade média, muito baixa e elevada. A classificação mais ponderada nesse trimestre está relacionada com a redução dos valores pluviométricos médios mensais entre junho e agosto registrados na bacia, com isso, tendem a reduzir também os valores de energia cinética e escoamento superficial responsáveis pelo transporte e deposição de material particulado em solução.

A vulnerabilidade à contaminação das águas superficiais no trimestre chuvoso apresentou um predomínio na classe média, com 51,84% da área da bacia, seguindo pela vulnerabilidade baixa, elevada, muito baixa e muito elevada. Com o aumento nos valores pluviométricos no trimestre houve uma intensificação na taxa de desprendimento de partículas e no escoamento superficial, aliados ao maior uso de defensivos agrícolas nesse período, aumentou os riscos de contaminação proporcionado pela maior carga de sedimento que chegam aos leitos dos rios.

Para a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais, estabelecida no índice *DRASTIC natural*, foram identificadas 4 classes que variaram entre baixa a muito elevada, com maior ocorrência foi a média, com 71,68%, estando associada a ocorrência de solos argilosos, elevada profundidade da superfície freática.

No trimestre seco a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais, índice *DRASTIC natural*, apresentou o predomínio da classe baixa que representa cerca de 54,98% da área da bacia. Esse predomínio está relacionado a redução na precipitação e, conseqüentemente, nos valores de recarga do aquífero.

A vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais no trimestre chuvoso, índice *DRASTIC natural*, predominante foi a média, com 67,03% da área da bacia, seguida pela

elevada, baixa e muito elevada. Nesse trimestre devido a maior ocorrência de chuvas a taxa de recarga do aquífero se eleva, com isso, aumentando a possibilidade de transporte de contaminantes por percolação da água no solo.

O índice *DRASTIC Pesticide* apresentou quatro classes de vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais: baixa, média, elevada e muito elevada. Dentro desse índice, 66,43% da área da bacia foi classificada como elevada vulnerabilidade, isso refletiu diretamente a presença dos cultivos temporários com uso intensivo de agroquímicos.

No trimestre seco a vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais, índice *DRASTIC pesticide*, predomina a classe média, com 69,03% da área da bacia, seguida pela elevada e baixa.

A vulnerabilidade à contaminação das águas subsuperficiais na bacia no trimestre chuvoso, índice *DRASTIC pesticide*, teve como predomínio as vulnerabilidades elevada e média, ambas correspondem aproximadamente 94% da área da bacia.

Para ambos os trimestres as estimativas apresentaram uma intensificação significativa nas vulnerabilidades quando comparado as estimativas anteriores, índice *DRASTIC natural*, devido a presença de áreas agrícolas aliada ao uso intensivo de agroquímicos.

A partir da aplicação desses modelos, constatou-se que a bacia do Pirapó tende a ser mais vulnerável a contaminação das águas superficiais, uma vez que, foram registrados a presença nitratos, nitritos e fósforo em concentrações superiores aos padrões da CONAMA 375/2005, que são associados a utilização de fertilizantes na agricultura, em detrimento da vulnerabilidade das águas subsuperficiais, que mesmo sendo classificadas como médio e alto risco, não foram encontrados registros de agroquímicos ou de seus componentes em concentrações suficientes acima do permitido, mostrando que o sistema natural da bacia está sendo, por enquanto, eficiente no processo de autodepuração dos contaminantes que infiltram em profundidade no solo, não descartando, com isso, um maior rigor na fiscalização quanto a utilização de produtos potencialmente contaminantes.

Dessa forma, pode-se assumir que os produtos deste estudo podem contribuir no desenvolvimento de protocolos de criação de condições mais favoráveis a proteção das águas superficiais e subsuperficiais da bacia, priorizando áreas específicas de proteção e estratégias para o monitoramento, auxiliando, dessa maneira, na tomada de decisões e na fiscalização quanto ao uso e ocupação do solo para a preservação ambiental e a manutenção da qualidade de vida da população que depende de suas águas. Vale ressaltar que o índice de vulnerabilidade, a rigor, não compreende o estudo da probabilidade de ocorrência de um evento, mas sim o potencial de contaminação existente.

REFERÊNCIAS

AGNINDHIRA, G. P. **Finding the Optimal Unsaturated Zone Storage Change Estimation Method to Improve Moisture Accounting in Vietnam: A case study of the Ca and the Downstream Red River Basin in Vietnam.** 2016. 70f. Dissertação (Mestrado em Ciências), Delft University of Technology, Netherlands, 2016.

ÁGUAS PARANÁ. **Elaboração do Plano das Bacias Pirapó, Paranapanema 3 e 4:** Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Piraponeia - PRODUTO 02: USO DO SOLO E EVENTOS CRÍTICOS. ENGEORPS ENGENHARIA S.A.1261-IAP-00-GL-RT-0002-R2. 2015. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/PIRAPONEMA/1261_IAP_01_GL_RT_00_02_corrigeo.pdf>. Acesso 23 de agosto de 2018.

ALBUQUERQUE, J.A.; REINERT, D.J.; FIORIN, J.E.; RUEDELL, J. PETRERE, C.; FONTINELLI, F. Rotação de culturas e sistemas de manejo do solo: efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos. **R. Bras. Ci. Solo**, 19:115-119, 1995.

ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J.H.; PETTY, R. J. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings, U.S. **EPA Report**. 1987.

ALMASRI, M. N. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p. 577-593, 2008.

ALMEIDA, F. F. M. Distribuição regional e relações tectônicas do magmatismo pós-Paleozóico no Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, 16(4): 325-349. 1986.

ALVES FILHO, J. P. **Uso de agrotóxicos no Brasil: controle social e interesses corporativos.** São Paulo: Annablume, 2002.

ALVES, E. C.; SILVA, C. F.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; FILHO, E. E. S.; CARNIEL, A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Acta Scientiarum Technology**, v. 30, n. 1, p. 39-48. 2008.

ALVES, M.C.; CABEDA, M.S.V. Infiltração de água em um Podzólico Vermelho-Escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 753-761, 1999.

AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; MATOS, A. T. Influência da declividade do solo e da energia cinética de chuvas simuladas no processo de erosão entre sulcos. **Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 124-130, 2001.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. de O. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.3, p.683-690. 2007.

ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; OLSZEWSKI, N. Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma Terra Roxa Estruturada. **Rev. Bras. Cia. Solo**, v.24, p.857-865, 2000.

ANDREOLI, C. V.; FERREIRA, A. C. Levantamento quantitativo de agrotóxicos como base para a definição de indicadores de monitoramento de impacto ambiental na água. **Revista Sanare**, Curitiba, v. 10, n. 10, p. 30-38, 1998.

ANJOS, L. H. C. e RAIJ, B. V. Indicadores de processos de degradação dos solos. In: ROMEIRO, A. R. (Org.). **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. Campinas, Imprensa oficial do Estado de São Paulo, 2004.

ASSOULINE, S. Infiltration into soils: conceptual approaches and solutions. **Water Resources Research**, v. 49, p. 1755-1772, 2013.

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.

AUGE, M. Vulnerabilidad de acuíferos. **Revista Latino-Americana de Hidrogeologia**, v. 4, p. 85-103, 2004.

AVANZI, J. C.; BORGES, L. A. C.; CARVALHO, R. Proteção legal do solo e dos recursos hídricos no Brasil. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 115-128, 2009.

BAILEY, G. W.; SWANK JUNIOR, A. R.; NICHOLSON, H. P. Predicting pesticide runoff from agricultura land: a conceptual model. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 3, p. 95-102, 1974.

BALDO, M. C.; DZIUBATE, E. R.; GALIANI, D. L. A. Variabilidade da Pluviosidade Temporal e Espacial na Bacia do Rio Pirapó – PR. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, V.2, N.5, p.1159 – 1172, 2012.

BARROS, C.A.P.; MINELLA, JPG; TASSI, R.; DALBIANCO, L; OTTONELLI, A.S. Estimativa da infiltração de água no solo na escala de bacia hidrográfica. **Rev. Bras. Cia. Solo**, v.38, p.557-564, 2014.

BARROS, L. S.; VALE JUNIOR, j. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; MOURÃO JUNIOR, M. Perdas de solo e água em plantio de *Acacia mangium wild* e savana em Roraima, norte da Amazônia. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 447-454, 2009.

BASNYAT, P; TEETER, L. D; LOCKABY, B. G; FLYNN, K. M. The use of remote sensing and GIS in the watershed level analyses of non-point source pollution problems. **Forest Ecology and Management**, v. 128, p. 65-73, 2000.

BERTOL, I.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Cobertura morta e métodos de preparo do solo na erosão hídrica em solo com crosta superficial. **Rev. Bras. Cia. Solo**, v.13, n.3, p.373-9, 1989.

BERTOL, O.J.; FAVARETTO, N.; MINELLA, J. Dinâmica da água no meio agrícola e sua relação com uso e manejo do solo. In: **Boletim informativo de Ciência do Solo da SBCS**, v.1, n.1, p. 42- 47, 2014.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 8ª ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BETTÚ, D. F., FERREIRA, F. J. F., SALAMUNI, E.; FERNANDES, L. A. Compartimentação estrutural e conectividade dos sistemas aquíferos Caiuá e Serra Geral no noroeste do Paraná – Brasil. **Revista Brasileira de Geofísica**, (2006) 24(3): 393-409. 2006.

BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; CRUZ, J.C.; PEREIRA FILHO, I.A. Resistência à penetração e permeabilidade de Latossolo Vermelho distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. **Rev. Bras. Cia. Solo**, v.25, p. 167 – 177, 2001.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B.. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Rev. Bras. Cia. Solo**, v. 30, n. 3, p. 565-573, 2006.

BLAINSKI, E.; TORMENA, C. A.; FIDALSKI, J.; GUIMARÃES, R. M. L. Quantificação da degradação física do solo por meio da curva de resistência do solo a penetração. **Rev. Bras. Cia. Solo**, Viçosa, v.32, p.975-983, 2008.

BORGES, V. M. **Avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação do sistema aquífero Serra Geral, Estado do Paraná**. 2017, 116f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

BOUYOUCOS, G. J. The Clay ratio as a criterion of susceptibility of soils to erosion. **Journal of the American Society of Agronomy**, 27: 738-741. 1935.

BOUZADEAÑO, R.; TERNERO-RODRÍGUEZ, M.; FERNÁNDEZ-ESPINOSA, A. J. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). **Journal of Hydrology**, v. 361, pp. 227–239. 2008.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Tradução técnica: LEPSCH, I. F. 3ª ed. Porto Alegre: Bookman, 686 p., 2013.

BRANDT, C.J. **Simulation of the size distribution and erosivity of raindrops and throughfall**. 1990.

BRASIL. **Política Nacional de Recursos Hídricos**: Lei 9.433/1997. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 18 de novembro de 2016.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; POVINELLI, J.; ELER, M. N.; SILVA, M. R. C.; DORNFELD, C. B.; NOGUEIRA, A. M. Avaliação ambiental do rio Mogi-Guaçu: resultados de uma pesquisa com abordagem ecossistêmica. São Carlos: **Rima**, 2002.

CABRAL, J. J. S. P., ANTONINO, A. C. D, AUDRY, P. SILVA, S. C.; SAMPAIO, E. Monitoramento da dinâmica da recarga do lençol freático numa área irrigada no vale do São Francisco. In: **X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, São Paulo. 1998. 9p.

- CÂMARA, R. C.; KLEIN, V. A. Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água. **Rev. Bras. Cia. Solo**, v. 29, p. 789-796, 2005.
- CAMPOS, R.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo do solo. **Rev. Bras. Cia. Solo**, 19:121-126, 1995.
- CANCIAN, N. A. **Cafeicultura paranaense: 1900/1970**. Curitiba: Editora Grafipar, 1981.154p.
- CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZI, J. C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Rev. Bras. Eng. Agríc. e Amb.**, v.16, n.6, p.632-638, 2012.
- CARLESSO, R., SPOHR, R.B., ELTZ, F.L.F., FLORES, C.H. Runoff estimation in southern Brazil based on Smith's modified model and the Curve Number method. **Agric. Water Manag.** 98, 1020–1026. 2011.
- CARNEIRO, F. F., PIGNATI, W., RIGOTTO, R. M., AUGUSTO, L. G. S., RIZOLLO, A., MULLER, N. M., ALEXANDRE, V. P., FRIEDRICH K., MELLO, M. S. C. **Dossiê Abrasco: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde 1ª Parte**. Rio de Janeiro: Abrasco; 2012.
- CARVALHO, D.F., EDUARDO, E.N., ALMEIDA, W.S., SANTOS, L.A.F., ALVES SOBRINHO, T. Water erosion and soil water infiltration in different stages of corn development and tillage systems. **Rev. Bras. Eng. Agríc. e Amb.**, 19, 1076–1082, 2015.
- CARVALHO, D.F.; CRUZ, E.S.; PINTO, M.F.; SILVA, L.D.B. & GUERRA, J.G.M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Rev. Bras. Eng. Agr. Amb.**, 13:3-9, 2009.
- CARVALHO, J.R.P.; ASSAD, E.D. Análise espacial da precipitação pluviométrica no Estado de São Paulo: comparação de métodos de interpolação. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.2, p.377-384, 2005.
- CASSARO, L.; CARREIRA, M. F. Fatores da degradação ambiental da bacia de captação de água para a cidade de Maringá. **Sanare - Revista Técnica da SANEPAR**, v. 16, n. 16, pp. 35-41. 2001.
- CASSOL, E.A.; LIMA, V.L. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesq. Agropec. Bras.**, 38:117-124, 2003.
- CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. Cartas climáticas do Paraná. Londrina: **IAPAR**. 2000. CD ROM...
- CELERE, M. S., OLIVEIRA, A. S., TREVILATO, T. M.; SEGURA-MUNOZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, p. 939-947, 2007.

CELLIGOI A. **Hidrogeologia da Formação Caiuá no estado do Paraná**. Sao Paulo. 2000. 95f. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

CESA, M. V. A influência da ocupação humana na qualidade da água dos recursos hídricos do ribeirão da Ilha. In: **Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo. 2007.

CHAIM, A. Impacto ambiental de agroquímicos e biopesticidas. **Revista Brasileira de Toxicologia**, São Paulo, v. 8, n. 1, p. 9-10, 1995.

CHEN, D. J.; LU, J.; SHEN, Y. N.; DAHLGREN, R. A.; JIN, S. Q. Estimation of critical nutrient amounts based on input–output analysis in an agriculture watershed of eastern China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 134, n. 3, p. 159-167, 2009.

CICHOTA, R., LIER, Q., BOJAS, C. A. L. Variabilidade espacial da taxa de infiltração em argissolo vermelho. **R. Bras. Cia. Solo**, v.27, p.789-798, 2003.

CLEARY, R. W. **Águas Subterrâneas**. Flórida. USA. 2007, 117p. Disponível em: <https://www.clean.com.br/Menu_Artigos/cleary.pdf>. Acesso em: 18 de janeiro de 2018.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n.4, p. 743-753, 2003.

COHEN, S.Z.; WAUCHOPE, R.D.; KLEIN, A.W.; EADSFORTH, C.V.; GRANEY, R.L. Offsite transport of pesticides in water: mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure & Applied Chemistry**, v. 67, n. 12, p. 2109-2148. 1995.

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

CONAMA. **Classificação dos corpos de água**. Diário Oficial da União, Brasília/DF. Resolução n. 357, 2005.

COSTA, A.; CARVALHO, P. T. Compactação de solos argilosos, seus efeitos nas características físicas e hídricas e no desenvolvimento da cultura de soja (*Glycine Max*, L., Merrill). **XIII Congresso Latino Americano de Ciência do Solo**. Solo-Suelo, Águas de Lindóia. Anais... Águas de Lindóia: SBCS, 1996. CD-ROM.

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). **Sistema de Informações de Águas Subterrâneas - SIAGAS**. 2018. Disponível em: <<http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/index.php>>. Acesso em: 23 de fevereiro de 2018.

CUNHA, J.E. **Funcionamento hídrico e suscetibilidade erosiva de um sistema pedológico constituído por Latossolo e Argissolo no município de Cidade Gaúcha – PR**. 2002. 175f. (Tese de Doutorado em Geografia Física), Universidade de São Paulo, São Paulo. 2002.

CUTRIM, A. O.; CAMPOS, J. E. G. Aplicação dos métodos Drastic e Posh para a determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação do aquífero Furnas na cidade de Rondonópolis-MT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 15, n. 2, p. 127-142, 2010.

DAVIDSON, J.M.; RIECK, C.E.; SANTELMANN, P.W. Influence of water flux and porous material on the movement of selected herbicides. **Soil Science Society of America Journal**, v.32, p.629-633, 1968. DOI: 10.2136/sssaj1968.03615995003200050017x.

DIDONE, E.J., MINELLA, J.P.G., REICHERT, J.M., MERTEN, G.H., DALBIANCO, L., DE BARROS, C.P.P., RAMON, R. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchment in Southern Brazil. **Journal Soil Sediment** 14, 1287–1297. <http://dx.doi.org/10.1007/S11368-013-0844-6>, 2014.

DINIZ, J. A. O. **Manual de cartografia hidrogeológica**. Recife: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2014. 119 p. Programa de Cartografia Hidrogeológica. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/MHB/Manual_de_Cartografia_Hidrogeologica.pdf>. Acesso em 22 de março de 2018.

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W., COLEMAN, D.C., BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Soil Science Society of America, p.3-21. 1994.

DORES, E.F.G.C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E.M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso - análise preliminar. **Química Nova**, v. 24, n. 1, p. 27-36.2001.

DREW, D. **Processos Interativos Homem-meio Ambiente**. 2. ed., Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1998.

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 (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). **Mapa de Solos do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos: EMBRAPA: Solos e Florestas, 2007. 95p. (ISSN 1517-2627)

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2013a. 353 p.

ESPINOZA-DÁVALOS, G. E.; BASTIAANSEN, W. G. M. **WaterPix Model**: Estimation of Runoff from Pixel-Scale Water Balances. 2016.

ESPINOZA-DÁVALOS, G. E.; BASTIAANSEN, W. G. M. **WaterPix**: A Data Based Water Balance Model for Water Accounting. 2017. <http://doi.org/10.5281/zenodo.1045574>

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAJARDO, S. Complexo agroindustrial, modernização da agricultura e a participação das cooperativas agropecuárias no Estado do Paraná. **Caminhos da Geografia (UFU)**, v. 09, n.27, p. 31-44, 2008.

FARIA, J.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; RUIZ, H.A.; COSTA, L.M. Effects of weed control on physical and micropedological properties of brazilian ultisol. **Rev. Bras. Cia. Solo**, v.22, p.731-41, 1998.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo**. 2006. 152f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2006.

FASOLO, OJ., CARDOSO, A., CARVALHO, AP., HOCHMÜLLER, DP., RAUEN, MJ.; PÖTTER, R.O. **Erosão: Inventário de áreas críticas no Noroeste do Paraná**. Londrina: IAPAR. 19 p. Boletim Técnico No 23. 1988.

FENG, T. et al. Modeling soil erosion using a spatially distributed model in a karst catchment of northwest Guangxi, China. **Earth Surface Processes and Landforms**, 39(15), pp. 2121–2130. 2014. doi: 10.1002/esp.3625.

FERNANDES, L.A.; COIMBRA, A.M. O Grupo Caiuá (Ks): revisão estratigráfica e contexto deposicional. **Revista Brasileira de Geociências**, v.24, n.3, p.164-176, 1994.

FERRACINI, V.L.; PESSOA, M.C.Y.P.; SILVA, A.S.; SPADOTTO, C.A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). Pesticidas. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 11, p. 1-16. 2001.

FERREIRA F. J. F. **Alinhamentos estruturais – magnéticos da região centro-oriental da Bacia do Paraná**: reavaliação da potencialidade e prospectividade em hidrocarbonetos. São Paulo: Consórcio CESP-IPT – Paulipetro, p. 144–166. 1982.

FERREIRA, J.; ZUQUETTE, L. V. Considerações sobre as interações entre contaminantes constituídos de hidrocarbonetos e os compostos do meio físico. **Geociências**, v. 17(2), 1998, p. 527-557.

FILIZOLA, H.F.; FERRACINI, V.L.; SANS, L.M.A.; GOMES, M.A.F.; FERREIRA, C.J.A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 5, p. 659-667. 2002.

FLURY, M.; FLUHLER, H. Modeling solute leaching in soils by diffusion-limited aggregation: basic concepts and application to conservative solutes. **International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences**, Oxford, v. 33, n. 5, p. 200-A, 1996.

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.; HIRATA, R. Riscos de poluição de águas subterrâneas: uma proposta metodológica de avaliação regional. In: V Congresso Brasileiro De Águas Subterrâneas. **Anais...** p. 175-185, 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.** São Paulo: Servemar, 2006.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. *Groundwater.* Prentice-Hall, 1979. 604p.

FRAGA, C. G. **Introdução ao zoneamento do sistema aquífero Serra Geral no Estado do Paraná.** 1986. 133f. Dissertação (Mestrado Geologia Geral e de Aplicação), Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo – USP, 1986.

FREIRE, R. BONIFÁCIO, C. M.; SCHNEIDER, R. M. Determinação de cargas poluidoras em cursos d'água de médio porte. In: BENINI, S. M.; DIAS, L. S.; BENINI, E. M. **Avaliações ambientais em bacias hidrográficas.** Tupã: ANAP, p. 124 - 144. 2014.

FREIRE, R. **Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá.** 2010. 175f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2010.

FUTCH, S.H.; SINGH, M. Herbicide mobility using soil leaching columns. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.62, p.520-529, 1999.

GAMA, A.F.; OLIVEIRA, A.H.B.; CAVALCANTE, R.M. Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense. **Química Nova**, v. 36, n. 3, p. 462-467. 2013.

GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. **Hidrologia.** 2ª Ed. São Paulo, Ed. Edgard Blücher, 2002. 291p.

GIANSANTE, A. E. Avaliação de cargas poluidoras difusas para planejamento ambiental em bacias hidrográficas: aplicação na Bacia do Ribeirão Pirai – SP. In: XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 30, Montevideo. **Anais...** Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), p.1-18. 2006.

GNECCO, I.; BERRETTA, C.; LANZA, L. G.; LA BARBERA, P. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy, **Atmospheric Research**, v.77, p.60-73, 2005.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Pesticidada: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente.** Curitiba, v.12, p.170 – 178, 2002.

GOMES, M.A.F.; SPADOTTO, C.A.; PEREIRA, A.S.; MATALLO, M.B.; LUCHINI, L.C. Movimento do herbicida tebutiuron em dois solos representativos das áreas de recarga do aquífero Guarani. **Rev. Bras. Eng. Agr. Amb.**, v.10, p.479-483, 2006.

GONÇALVES, F. C.; MORAES, M.H. Porosidade e infiltração de água do solo sob diferentes sistemas de manejo. **Irriga**, v.17, p.337-345, 2012.

GONÇALVES, W; PAIVA, H.N. Árvore para o ambiente urbano. **Série Arborização Urbana**, v.3, 243p., 2004.

GORJON NETO, A. **Monitoramento da qualidade da água na bacia do rio Pirapó**. 2014. 177f. Dissertação (Mestrado em engenharia urbana), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2014.

GOSS, D.W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v. 6, n. 3, p. 701-708. 1992.

GOVERS, G. Empirical relationships for the transport capacity of overland flow. Erosion, Transport and Deposition Processes. Jerusalem, **IAHS Publication** 189: 45-63. 1990.

GRAÇA, C. H.; SILVEIRA, H. Estimativa do comportamento da lâmina d'água no solo em anos atípicos (seco e chuvoso) nos municípios de São Carlos do Ivaí e Florai - PR. **Geografar**, v. 13, p. 231-252, 2018.

GRIMM, N.B.; FAETH, S.H.; GOLUBIEWSKI, N.E.; REDMAN, C.L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J.M. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, p. 756-760. 2008. DOI: 10.1126/science.1150195

GRÜTZMACHER, D. D.; GRÜTZMACHER, A. D.; AGOSTINETTO, D., LOECK, A. E., ROMAN, R.; PEIXOTO, S. C.; ZANELLA, R. Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Rev. Bras. Eng. Agr. Amb.**, V.12, n.6, pp. 632–637. 2008.

GUSTAFSON, D.I. Groundwater Ubiquity Score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, n. 4, p. 339-357. 1989.

GUY, B. T.; DICKINSON, W. T.; RUDRA, R. P. The roles of rainfall and runoff in the sediment transport capacity of interrill flow. Transactions of the ASAE, **St. Joseph**, v. 30, n. 5, p. 1378-1385. 1987.

HAMZA, M. H. et al. A GIS-based DRASTIC vulnerability and net recharge reassessment in an aquifer of a semi-arid region (Metline-Ras Jebel-Raf Raf aquifer, Northern Tunisia). **Journal of Environmental Management** **84**, 2007. p. 12–19.

HERRERO-HERNÁNDEZ, E.; ANDRADES, M.S.; ÁLVAREZ-MARTIN, A.; POSE-JUAN, E.; ODRIGUEZ-CRUZ, M.S.; SANCHEZ-MARTIN, M.J. Occurrence of pesticides and some of their degradation products in waters in a Spanish wine region. **Journal of Hydrology**, v. 486, p. 234-245. 2013.

HUAN, H.; WANG, J.; TENG, Y. 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**, v. 440, p. 14-23, 2012.

HUDSON, N. Soil conservation. 3. ed. Ames: Iowa State University Press, 1995. 391 p.

HUDSON, N.W. **The influence of rainfall on the mechanics of soil erosion with particular reference to Southern Rhodesia**. 1965. (Msc Thesis), University of Cape Town, Cape Town. 1965.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default_uf.shtm>. Acesso em 08 de outubro de 2016.

INPE (Instituto de Pesquisas Espaciais). **Projeto TOPODATA**. 2011. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em 15 de julho de 2016.

IPARDES (Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social). **Cadernos Municipais**. 2016. Disponível em: < http://www.ipardes.gov.br/index.php?pg_conteudo=1&cod_conteudo=30 >. Acesso em 08 de outubro de 2016.

JABUR, J. C.; SANTOS, M. L. Revisão estratigráfica da formação Caiuá. **Boletim de Geografia (UEM)**. Maringá, v.2 (2), p.91-106, 1984.

JACOB, C. E. **Flow of groundwater in Engineering hydraulics** (H. Rouse, ed.), Jonh Wiley and Sons, New York, pp. 321-386. 1950,

JOHNSON, R. G. The interception, throughfall and stemflow in a Forest in Highland Scotland and the comparison with other upland forests in the U. K. **Journal of Hidrology**, Amsterdam, v. 118, p. 281-287, 1990.

KEESSTRA, S.D.; GEISSEN, V.; MOSSE, K.; PIIRANEN, S.; SCUDIERO, E.; LEISTRA, M.; SCHAIK, L. van. Soil as a filter for groundwater quality. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.4, p.507-516, 2012. DOI: 10.1016/j. cosust.2012.10.007.

KER, J.C. **Latossolos do Brasil: uma revisão**. Geonomos, vol. 5, no. 1, p. 17-40. 1998.

KIRKBY, M.J. Hydrological slope models: the influence of climate. In: Derbyshire, E. **Geomorphology and Climate**. New York: John Wiley & Sons, 1976. p. 247-267.

KNAPIK, H. G.; FRANCA, M. S.; SCUISSATO, C.; FERNANDES, C. V. S. ; PORTO, M. F. A. . Avaliação da Qualidade da Água na Bacia do Alto Iguaçu: Aspectos conceituais sobre monitoramento, modelagem e dinâmica da matéria orgânica. In: **II Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**, Porto Alegre: ABRH, p. 1-14. 2008.

KOBIYAMA, M.; MOTA, A. A.; CORSEUIL, C. W. **Recursos Hídricos e Saneamento**. Ed. Organic Trading. Curitiba. 2008. 160 p.

KÖPPEN, W. Climatologia. Com um estudio de los climas de la tierra. In: IAPAR. **Cartas Climáticas Básicas do Estado do Paraná**. Londrina, 1948. 41p.

LAL, R.; ELLIOT, W. Erodibility and erosivity. In: Soil Erosion: Research Methods, In: LAL, R. (Ed), **Ankeny: Soil and Water Conservation Society**, pp.180–208. 1994.

LARSON, S. J.; CAPEL, E D.; GOOLSBY, D. A.; ZAUGG, S. D.; SANDSTROM, M. W. Relations between pesticide use and riverine flux in the Mississippi river basin. **Chemosphere, Oxford**, v. 31, p. 3305-3321, 1995.

LEAL, M. S. **Gestão ambiental de recursos hídricos: princípios e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM, 1998.

LEDFORD, S.H.; LAUTZ, L.K. Floodplain connection buffers seasonal changes in urban stream water quality. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 6, p. 1002-1016. 2015.

LEIVAS, J.F.; BERLATO, M.A.; FONTANA, D.C. Risco de deficiência hídrica decendial na metade sul do Rio Grande do Sul. **Rev. Bras. Eng. Agr. Amb.** v.10, n.2, p.397- 407, 2006.

LEONARD, R.A. Movement of pesticides into surface waters. In: CHENG, H.H. (Ed.). **Pesticides in the soil environment**. Madison: Sofi Science Society of America, p.303-349. 1990.

LEVITAN, L.; MERWIN, I.; KOVACH, J. Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 55, n. 3, p. 153-168, 1995.

LEWIS, M. A., 'Water' in Earth Science Mapping for planning, development and conservation. 1989.

LIMA, W. P. Importância das florestas para a produção de água. In: **SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ**, 3. Piracicaba: IPEF, ESALQ, 2000.

LINHARES, F. M.; ALMEIDA, C. N.; B. PASSERAT DE SILANS, A. M.; COELHO, V. H. R. Avaliação da vulnerabilidade e do risco à contaminação das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do rio Gramame (PB). **Soc. nat.** [online]. vol.26, n.1, pp.139-157. 2014.

LOBO-FERREIRA, J. P. C.; OLIVEIRA, M. M.; CIABATTI, P., **Desenvolvimento de um inventário das Águas Subterrâneas de Portugal**. 1º Volume, LNEC, Departamento de Hidráulica, Grupo de Investigação de Águas subterrâneas. 1995.

LOBO-FERREIRA, J.P.C., E CABRAL, M., 1991. **Proposal for an operational definition of vulnerability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources**, in the framework of the Meeting of the "European Institute for Water, Groundwater Work Group Brussels. 1991.

LOBO-FERREIRA, J.P.C., OLIVEIRA, M.M., E RAMOS, C. **Cartografia da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas do concelho de Montemor-o-Novo utilizando o método DRASTIC**. Relatório 46/02 – GIAS, LNEC, Lisboa. 2002.

LORENZON, A.; DIAS, H.; LEITE, H. Precipitação efetiva e interceptação da chuva em um fragmento florestal com diferentes estágios de regeneração. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 619-267, 2013.

LUCHESE, E. B., FAVERO, L. O. B. E LENZI, E. **Fundamentos da química do solo**. Rio de Janeiro. Ed. Freitas Bastos, 2001.

LUCHINI, L. C. **Comportamento de herbicidas no ambiente aquático**. Centro de pesquisa e desenvolvimento de proteção ambiental - Instituto Biológico, 2003.

LUGER, C.E.M.; MICHAILOVSKY, C. BASTIAANSEN, W.; BOGAARD, T. **Redesigning the Morgan-Morgan-Finney Soil Erosion Model for Global High-Resolution Application:** By using remote sensing data as the main source of input and coupling runoff calculation to the IHE hydrological model, WaterPix. Water Accounting, IHE Delft Institute for Water Education, Westvest- Netherlands. 2018. 28p. Disponível em:<file:///D:/%C3%81rea%20de%20Trabalho/Luger_2018_Redesign_MMF_model.pdf>.

Acesso em: 16 agosto de 2018.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná.** 4.ed. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2012, 526p.

MACARY, F., MORIN, S., PROBST, J. L.; SAUDUBRAY, F. A multi-scale method to assess pesticide contamination risks in agricultural watersheds. **Ecological Indicators**, 36. pp. 624-639. 2014.

MACÊDO, J. A. B. **Introdução à Química ambiental:** Química, Meio Ambiente e Sociedade. 2ª ed., CRQM: Juiz de Fora, Minas Gerais, pp. 487. 2006.

MAIA, P. H. P. Um novo método para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 15, n. 2, p. 29-40, 2011.

MARCATTO, F. S. **O efeito do uso e manejo nas propriedades físicas e hídricas dos solos da bacia hidrográfica do rio Pirapó - PR.** 2016. 103f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual de Maringá - UEM. 2016.

MARCATTO, F. S.; SILVEIRA, H. Relação entre as propriedades físico-hídricas dos solos e os tipos de uso da terra como subsídio ao manejo e conservação do solo e da água na bacia hidrográfica do rio Pirapó - PR. **Revista Brasileira de Geografia Física.** v.09, n.06, p.1769-1783, 2016.

MARCATTO, F. S.; SILVEIRA, H. Relação entre as propriedades físicas e hídricas e os tipos de uso da terra em Neossolos Regolíticos da bacia hidrográfica do rio Pirapó - PR. **Caderno de Geografia.** v.27, n.50, 2017.

MATOS, A. T. Contaminação de mananciais de água com resíduos de atividades agropecuárias. In: **I Encontro de Preservação de Mananciais da Zona da Mata Mineira**, Viçosa-MG, v.1. p. 66 – 69. 2001.

MCGUFF, H. E MCMULLEN, A. Exploring Aquifer Vulnerability for Hornby Island BC. In: **GIS 470 term project**, University of British Columbia. Canadá. 2004.

MELLO, E. L., BERTOL, L., ZAPAROLLI, A. L. V.; CARRAFA, M. R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico submetido à chuva simulada. **R. Bras. Cia. Solo**, v.27, p.901-909, 2003.

MELLO, E.L.; BERTOL, I.; ZAPAROLLI, V. & CARRAFA, M.R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico submetido à chuva simulada. **Rev. Bras. Cia. Solo**, 27:901-909, 2003.

MELO JUNIOR, H. R. Método DRASTIC: uma proposta de escala para normatização dos índices finais de vulnerabilidade. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, 2008.

MENESES, L. F.; SILVA, T. C. MOREIRA, C. L.G.; FIGUEIREDO, E. C. T. P. Elaboração de mapa de vulnerabilidade dos aquíferos superiores no município de João Pessoa-PB através de técnicas de geoprocessamento. **Revista Tecnológica**, v. 30, n. 1, p. 123-132, 2009.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.3 n.4, p.33-38, 2002.

MEYER, L. D.; WISCHMEIER, W. H. Mathematical simulation of the process of soil erosion by water', Transactions of the ASAE. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 12(6), pp. 754–758. 1969.

MILHOME, M.A.L.; SOUSA, D.O.B.; LIMA, F.A.F.; NASCIMENTO, R.F. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 363-372. 2009.

MINEROPAR. Atlas Geológico do Estado do Paraná. Curitiba. 2001. 125p. **CD ROM...**

MINGOTI, R., SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. C. Suscetibilidade à contaminação da água subterrânea em função de propriedades dos solos no Cerrado brasileiro. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.51, n.9, p.1252-1260, set. 2016.

MOON, S.; WOO, N.C.; LEE, K.S. 2004. Statistical analysis of hydrographs and water-table fluctuation to estimate groundwater recharge. **Journal of Hydrology**, v.292, 1-4, 15june 2004, p.198-209.

MONTEBELLER, C.A.; CEDDIA, CARVALHO, D.F.; VIEIRA, S.R.; FRANCO, E.M. Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado do Rio de Janeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.2, p426-435, 2007.

MONTEIRO, J. M.; VEIGA, L. B. E.; COUTINHO, H. L. C. Indicadores de desenvolvimento sustentável para avaliação de impactos associados à expansão da cana-de-açúcar para a produção de biocombustíveis: uma análise baseada nos indicadores de desenvolvimento sustentável da União Europeia. In: WORKSHOP INTERNACIONAL DE PESQUISA EM INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE-WIPIS, 2. **Anais [...]**. São Carlos: EESC/USP, 2008. p. 130-144., 2008. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/148255/1/artigo-11f.pdf>>. Acesso em: 16 janeiro 2019.

MORGAN, R.P.C. A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. **Catena**, 44, pp. 305–322. 2001.

MORGAN, R.P.C., MORGAN, D.D.V.; FINNEY, H.J. A predictive model for the assessment of soil erosion risk: **Journal of Agric. Eng. Res.**, 30, pp. 245-253. 1984.

MORGAN, R.P.C., QUINTON, J.N., RICKSON, R.J. **EUROSEM: A User Guide**. Silsoe College, Cranfield University. 1993.

MORGAN, R.P.C. *Soil Erosion and Conservation*. Longman. 1995. 198 pp.

MORO, D. A **Maringá espaço e Tempo: Ensaio de Geografia Urbana**. Maringá - PR: Programa de Pós-Graduação em Geografia - UEM, 2003. 238p.

MORO, D.A. **Substituição de culturas, modernização agrícola e organização do espaço rural, no norte do Paraná**. 1991. 353f. Tese (Doutorado) do Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1991.

MOURA, P. **Vulnerabilidade de Aquíferos: Uso dos Métodos DRASTIC e GOD na Porção Norte do Complexo Industrial e Portuário do Pecém, Estado do Ceará**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geologia), Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará, 2014.

NAKASHIMA, P.; NÓBREGA, M. T. Solos do Terceiro Planalto do Paraná – Brasil. In: **I ENCONTRO GEOTÉCNICO DO TERCEIRO PLANALTO PARANAENSE**, 2003. Maringá. Anais... Maringá: UEM, 2003. CD ROM.

NEVES, M. C.; GOMES, M. A.; LUIZ, A. J. B.; SPADOTTO, C. A. Sig na avaliação do impacto ambiental por agroquímicos. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. (Org). **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2º Edição, Brasília, Embrapa/SPI/CPAC, 1998, p.241- 250.

NOBRE, A.D.; CUARTAS, L.A.; HODNETT, M.G.; RENNÓ, C.D.; RODRIGUES, G.; SILVEIRA, A.; WATERLOO, M.; SALESKA, S. Height Above the Nearest Drainage: a hydrologically relevant new terrain model. *Journal of Hydrology*, v. 404, p.13-29, 2011. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.03.051.

NOBRE, R. C. M.; ROTUNNO, O. C.; MANSUR, W. J.; NOBRE, M. M. M.; COSENZA, C. A. N. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 94, p. 277-292, 2007.

NÓBREGA, M.T.; SERRA, E.; SILVEIRA, H.; TERASSI, P.M.B.; BONIFÁCIO, C.M. Landscape structure in the Pirapó, Paranapanema 3 and 4 Hydrographic Unit, in the state of Paraná. **Brazilian Journal of Biology**, v.75, n.4, 2015.

OLIVEIRA, A.M.M., PINTO, S.A.F. e LOMBARDI NETO, F. Caracterização de indicadores da erosão do solo em bacias hidrográficas com o suporte de geotecnologias e modelo predictivo. **Estudos Geográficos**, vol. 5, no. 1, pp. 63-86. 2007.

OLIVEIRA, E.; MAGGI, M.F.; MATOS, E.; RAMOS, M.S.; VAGNER, M.W.; LOPES, E.C. Technology of application of defensives and relations with the risk of contamination of the water and soil. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 2, n. 3, p. 161-169. 2009.

OLIVEIRA, G. C., DIAS JUNIOR, M. S., CURI, N. e RESCK, D. V. S. Compressibilidade de uma Latossolo Vermelho argiloso de acordo com a tensão de água no solo, uso e manejo. **R. Bras. Cia. Solo**, v.27, p.773-781, 2003.

OLIVEIRA, L. F. C.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, G. C. de. Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 126-136, 2005.

OLIVEIRA, L.F.C; FIOREZE, A.P.; MEDEIROS, A.M.M.; SILVA, M.A.S. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas em séries históricas de precipitação pluvial anual. **Rev. Bras. Eng. Agr. e Amb.**, Campina Grande, v.14, n.11, p.1186-1192, 2010.

OLIVEIRA, M. M. Aplicação de Dois Métodos Diferentes para a Estimativa da Recarga de Águas Subterrâneas numa Área de Estarreja. **IV Congresso da Água** (Lisboa APRH). 2004.

OLIVEIRA, M.M.; MOINANTE, M.J.; LOBO-FERREIRA, J.P., 1997. **Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com Base na Aplicação do Método DRASTIC**, Relatório Final. Lisboa, LNEC, Relatório 60/97 – GIAS, pp. 535. 1997,

OLIVEIRA, P.R.; CENTURION, J.F.; CENTURION, M.A.P.C.; ROSSETI, K.V.; FERRAUDO, A.S.; FRANCO, H.B.J.; PEREIRA, F.S.; BÁRBARO JUNIOR, L.S. Qualidade estrutural de um Latossolo Vermelho submetido à compactação. **R. Bras. Cia. Solo**, v.37, p. 604-612, 2013.

OLLI, G.; DARRACQ, A.; DESTOUNI, G. Field study of phosphorous transport and retention in drainage reaches. **Journal of Hydrology**, v. 365, n. 1, p. 46-55, 2009.

PADIS, A. C. **Formação de uma economia periférica: o caso do Paraná**. São Paulo. Ed. Hucitec, 1981, 235p.

PAIVA, R. G.; SILVEIRA, H.; BALDO, M. C. Variação espacial da temperatura média na escala topoclimática nos municípios de São Carlos do Ivaí e Florai - PR. **Boletim de Geografia (UEM)**. Maringá, v. 29 (1), p. 147-161, 2011.

PARALTA, E.A.; OLIVEIRA, M.M.; BATISTA, S.B.; FRANCÉS, A.P.; RIBEIRO, L.F.; CEREJEIRA, M. J. A aplicação de SIG na avaliação da vulnerabilidade aquífera e cartografia da contaminação agrícola por pesticidas e nitratos na região do Ribatejo. **Seminário sobre a Hidroinformática em Portugal**; LNEC, Lisboa. 2001.

PASCHOAL, A. D. **Pragas, praguicidas e a crise ambiental**. Rio de Janeiro. Editora FGV, 1979.

PAULA, P.F. **Levantamento fitogeográfico da vegetação de cerrado no interflúvio Pirapó/Bandeirantes, Sabáudia-PR**. 2008. 95f. Dissertação (Mestrado em Análise Regional e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

PAULA-SILVA, F. **Geologia de subsuperfície e hidroestratigrafia do Grupo Bauru no Estado de São Paulo**. Rio Claro, 2003. 166 p. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. 2003.

PEJON, O. J.; ZUQUETTE, L. V. Carta de potencial de escoamento superficial da folha de Piracicaba/SP. **Revista de Geociências**, São Paulo, v. 12, n. 2, p. 1015-1023, 1993

PICCIRILLO, E.M., BELLINI, G.; COMIN-CHIARAMONTI, P.; ERNESTO, M.; MELFI, A.J.; PACCA, I.G.; USSAMI, N. Significance of the Paraná flood volcanism in the Disruption of western Gondwanaland. In: PICCIRILLO, E.M; MELFI, A.J. (eds). **The Mesozoic flood volcanism of the Paraná basin: petrogenetic and geophysical aspects**. IAG-USP, p. 285–295, 1988.

PIMENTEL, D.; LEVITAN, L. Pesticides: amount applied and amounts reaching pests. In: PIMENTEL, D. (Ed.). **CRC handbook of management in agriculture**. 2ª ed. Boca Raton: CRC Press, 1991. p. 741-750.

PINESE JUNIOR, J. F.; CRUZ, L. M.; RODRIGUES, S. C. Monitoramento de erosão laminar em diferentes usos da terra, Uberlândia - MG. **Sociedade & Natureza (Online)**, Uberlândia, v. 20, n. 2, p. 157-175, 2008.

PINHEIRO, A. Monitoramento e avaliação da qualidade das águas. Indicadores de processos de degradação dos solos. In: ROMEIRO, A. R. (org.). **Avaliação e contabilização de impactos ambientais**. Campinas, Imprensa oficial do Estado de São Paulo, 2004.

PINHEIRO, A.; SILVA, M.R.; KRAISCH, R. Presença de pesticidas em águas superficiais e subterrâneas na bacia do Itajaí, SC. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 7, n. 2, p. 17-26. 2010.

PINTO, H. S.; ALFONSI, R. R. Estimativa das temperaturas médias, máximas e mínimas mensais no Estado do Paraná, em função de altitude e latitude. **Caderno de Ciências da Terra**, v.52. 1974. 28p.

PINTO, N. L. S., HOLTZ, A. C. T., MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. **Hidrologia Básica**. 11. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2008, 304p.

PIRES, E.G. BORMA. L.S. Uso do modelo HAND para o mapeamento de bacias hidrografias em ambiente de Cerrado. Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

POFF, N. L.; BLEDSOE, B. P.; CUHACIYAN, C. O. Hydrologic variation with land use across the contiguous United States: Geomorphic and ecological consequences for stream ecosystems. **Geomorphology**, v. 79, n. 2, p. 264-285, 2006.

POLEMIO, M.; CASARANO, D.; LIMONI, P. P. Karstic aquifer vulnerability assessment methods and results at a test site (Apulia, Southern Italy). **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 9, p. 1461- 1470, 2009.

PRESTES, E. C.; ANJOS, V. E.; SODRÉ, F. F.; GRASSI, M. T. L. Copper, lead and cadmium loads and behavior in urban stormwater runoff in Curitiba, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, Vol.17. N°.1, 53-60, 2006.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**. 18ª ed. São Paulo: Nobel, 2006.

PRIMEL, E.G.; ZANELLA, R.; KURZ, M.H.S.; GONÇALVES, F.F.; MACHADO, S.O.; MARCHEZAN, E. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na

região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, v. 28, n. 4, p. 605-609. 2005.

PRUDÊNCIO, E. A.; SILVEIRA, H.; MARQUES, A. J. Avaliação do risco de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais por agroquímicos na bacia do ribeirão Lajeado, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 32, n. 2 p. 179-186, 2010.

PRUSKI, F. F. Prejuízos decorrentes da erosão hídrica e tolerância de perdas de solo. In: PRUSKI, F. F. **Conservação do solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: UFV, 2006.

PRUSKI, F. F., BRANDÃO, V. S. E SILVA, D. D. **Infiltração da água no solo**. Viçosa. Ed. UFV, 2003.

PRUSKI, F., BRANDÃO, V. S. E SILVA, D. D. **Escoamento Superficial**. Editora da UFV, 4ª ed, 2008.

RACKE, K.D.; SKIDMORE, M.W.; HAMILTON, D.J.; UNSWORTH, J.B.; MIYAMOTO, J.; COHEN, S.Z. Biocide fate in tropical soil (Technical Report). **Pure and Applied Chemistry**, v.69, p.1349-1371, 1997.

RAHMAN, A. A. GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. **Applied Geography**, v. 48, p. 88-102, 2007.

RAMALHO, J. F. G. P., AMARAL SOBRINHO, N. M. B. D.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 35(7), 1289-1303. 2000.

RANDHIR, T. O., TSVETKOVA, O. Watershed-Scale Tradeoffs in Water Quantity and Quality Attributes for Conservation Policy. **Water, Air, & Soil Pollution**. v.201, n. 4, pp. 347-363. 2009.

RAO, P.S.C., HORNSBY, A.G.; JESSUP, R.E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Proceedings Soil and Crop Science Society of Florida**, v.44, p.1-8, 1985.

RAUWS, G., GOVERS, G. Hydraulic and soil mechanical aspects of rill generation on agricultural soils. **Journal of Soil Science**. 39, 111–124. 1988.

REFOSCO, J. C.; PINHEIRO, A. Impacto do desflorestamento sobre o regime hídrico de uma bacia hidrográfica. **Dynamis**, v.6, n.24, p. 49-59, 1998.

RENNÓ, C.D.; NOBRE, A.D.; CUARTAS, L.A; SOARES, J.V.; HODNETT, M.G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M.J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazônia. **Remote Sensing of Environment**, v.112, pp. 3469-3481, 2008.

RIBEIRO, A. G. Caracterização termo-pluviométrica da bacia hidrográfica do rio Pirapó - PR. **Boletim de Geografia** – UEM. Maringá. n.1, 1987.

RIGOTTO, R. M. CARNEIRO, F. F., MARINHO, A. M. C. P., ROCHA, M. M., FERREIRA, M. J. M., PESSOA, V. M., TEIXEIRA, A. C. A., SILVA, M. L. V., BRAGA, L. Q. V.; TEIXEIRA, M. M. O verde da economia no campo: desafios à pesquisa e às políticas públicas para a promoção da saúde no avanço da modernização agrícola. **Cien. Saúde Colet.**, 17(6):1533-1542. 2012.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACK, G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência e Ambiente**. Santa Maria, v.24, p.75-92, 2002.

ROSA FILHO, E.F. **Uma análise sobre a produtividade dos poços tubulares no Aquífero Caiuá** – Região Noroeste do Estado do Paraná. 1982. 394f. Dissertação (Mestrado), Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1982.

RUFINO, R. L.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. H. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná, através de pluviometria: terceira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, n.1, p. 439-444,1993.

SANEPAR (Empresa Paranaense de Saneamento). **Relatório Anual De Qualidade Da Sua Localidade**. 2018. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/agua/leia-o-relatorio-anual-de-sua-localidade>>. Acesso 18 de dezembro de 2018.

SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; SILVA, E. M.; SILVEIRA, P. M.; BECQUER, T. Qualidade física do solo sob sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesq. Agropecuária Brasileira**, v.46, p.1339-1348, 2011.

SANTOS, L. J. C.; FIORI, C. O.; CANALI, N. E.; FIORI, A. P.; SILVEIRA, C. T.; SILVA, J. M. F.; ROSS, J. S. Mapeamento Geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 7, p. 3-12, 2006.

SANTOS, R. G.; MARQUES, M. L.; STURARO, J. R. Geoprocessamento aplicado a análise do índice de vulnerabilidade DRASTIC no sistema aquífero guarani em ribeirão bonito - sp. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 68, n. 2, p.391-406, 2016.

SANTOS, T. E. M. dos; SOUZA, E. R. de; MONTENEGRO, A. A. A. Modeling of soil water infiltration with rainfall simulator in different agricultural systems. **Rev. Bras. Eng. Agr. Amb.**, v. 6, n. 20, p.513-518, 2016.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos. Parte 1: Classificação. **Rev. Bras. de Recursos Hídricos**, 2005.

SAVAT, J. Common and uncommon selectivity in the process of fluid transportation: field observations and laboratory experiments on bare surfaces. **Catena Supplement 1**: 139–60. 1982.

SCHNEIDER, R. M.; FREIRE, R., COSSICH, E. S.; SOARES, P. F; FREITAS, F. H.; TAVARES, C. R. G. Estudo da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de dois córregos da bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum. Technology**, v.33, p.295-303, 2011.

SCHNEIDER, R.L.; MÜHLMANN, H.; TOMMASI, E.; MEDEIROS, R. A.; DAEMON, R.F.; NOGUEIRA, A. A. Revisão Estratigráfica da Bacia do Paraná. In: **XXVIII CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA**, Salvador – BA, 1982.

SCORZA JUNIOR, R. P.; NÉVOLA, F. A.; AYELO, V. S.; **Avaliação da contaminação hídrica por agrotóxico. Boletim de pesquisa e desenvolvimento**. Dourados: EMBRAPA Agropecuária Oeste, 2010.

SEIXAS, F. **Compactação do solo devido à mecanização florestal**. IPEF – Instituto de pesquisas e estudos florestais, São Paulo, 1988.

SEMA (Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos). **Bacias hidrográficas do Paraná**: série histórica. 2.ed. Curitiba: Governo do Estado do Paraná, 2013, 140 p.

SERRA, E. A colonização empresarial e a repartição da terra agrícola no Paraná moderno. **Boletim de Geografia, Maringá**, n.1, p.49 -59, 1993.

SERRA, E. As Cooperativas do agronegócio e suas (novas) características no Paraná. **Geografia**, Londrina, v. 1, p. 139-153, 2009.

SERRA, E. Reflexões sobre a origem da crise agrária no norte do Paraná. **Boletim de Geografia**, Maringá, v.19, n.1, p. 45-58, 2001.

SERRA, E.; NÓBREGA, M.T.; ANDRADE, J.A. Paisagem, estudo de caso no espaço agrário do noroeste do Paraná. **Revista da ANPEGE**, v.8, n.10, p.85-99, 2012.

SESA (Secretaria do Estado da Saúde do Paraná). **Plano de Vigilância e Atenção à Saúde de Populações Expostas aos Agrotóxicos do Estado do Paraná 2017 a 2019**. Curitiba. 2018. Disponível em:<http://www.saude.pr.gov.br/arquivos/File/PlanoAgrotoxic30_05_18.pdf>. Acesso em: 08 de setembro de 2018.

SEYBOLD, C.A.; HERRICK, J.E. & BREJDA, J.J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Sci.**, 164:224-234, 1999.

SGORLON, J. G. **Monitoramento da Qualidade da Água do Médio Rio Pirapó**. 2010. 195f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2010.

SIAGRO (Agência de Defesa Agropecuária do Paraná – ADAPAR). **Banco de Dados de Agrotóxicos**. 2018. Disponível em: <<http://www.adapar.pr.gov.br/>>. Acesso em: 16 março 2018.

SILVA, A. J. N. e RIBEIRO, M. R. Caracterização de Latossolo Amarelo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no Estado de Alagoas: atributos morfológicos e físicos. **R. Bras. Cia. Solo**, Viçosa, 21, p. 677-684, 1997.

SILVA, A.M.; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2007. 153p.

SILVA, D. F.; SOUSA, F. A. S.; KAYANO, M. T. Escalas temporais da variabilidade pluviométrica na bacia hidrográfica do rio Mundaú. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 25, n.3, p. 147-155, 2010.

SILVA, G. M. F.; CELLIGOI, A.; PINESE, J. P. P. Análise das águas dos poços de abastecimento público na bacia do rio Pirapó através dos diagramas de Piper e Stiff. **Londrina**, v. 20, n.1, p. 115-128, 2011.

SILVA, L. H. B. R. **Monitoramento da qualidade e análise sedimentar da bacia hidrográfica do rio Pirapó - influência da vazão**. 2017. 105f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2017.

SILVA, L.C.; KATO, E. Avaliação de modelos para a previsão da infiltração de água em solos sob cerrado. **Pesq. Agropecu. Bras., Brasília**, v. 33, n. 7, p. 1149-1158, 1998.

SILVEIRA, A. L. L. da. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed., Porto Alegre: UFRGS/ABRH, p. 35-40. 2013.

SILVEIRA, H.; PRUDÊNCIO, E. A.; BALDO, M. C. Proposta metodológica para avaliação do risco de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais por agroquímicos em bacias hidrográficas: estudo de caso do ribeirão Lajeado-PR. **Percursos (Curitiba)**, v. 9, p. 97-111, 2009.

SIMAS, L.S.B. **Índices de vulnerabilidade à contaminação de massas de água subterrânea: aplicação à delimitação da Rede Ecológica Nacional no Concelho de Almada (Portugal)**. 2014. 71f. (Dissertação de Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade de Lisboa, 2014.

SINKEVICH, M. G., WALTER, M. T., LEMBO, A. J., RICHARDS, B. K., PERANGINANGIN, N., ABURIME, S. A.; STEENHUIS, T. S. A GIS-Based Ground Water Contamination Risk Assessment Tool for Pesticides. **Groundwater Monitoring & Remediation**, v. 25, n. 4, p. 82-91, 2005.

SOARES P. C. **Tectônica sinsedimentar cíclica na Bacia do Paraná: controles**. 1991. 148f. Tese (Professor Titular), Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1991.

SOUZA, F. S.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; AVANZI, J. C.; PINHO, R. G. Von; LIMA, G. C.. Índice de cobertura vegetal pela cultura do milho no período de chuvas intensas no sul de Minas Gerais. **Ciência agrotécnica**, Lavras, v. 34, n. 2, p. 345-351, 2010.

SOUZA, N.A. **Vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas: um estudo do Aquífero Bauru na zona urbana de Araguari, MG**. 2009. 135p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. 2009.

SOUZA, Z.M.S.; ALVES, M.C. Movimento de água e resistência à penetração em um Latossolo Vermelho de cerrado, sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.1, p.18-23, 2003.

SPADOTTO, C. A., LUIZ, A. J. B., GOMES, M. A.; NEVES, M. C. SIG na avaliação do impacto ambiental por agroquímicos. In: ASSAD, E. D. e SANO, E. E (Orgs.). **Sistemas de**

Informações Geográficas. Aplicações na agricultura. Brasília, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1998.

SPADOTTO, C.A.; HOLLER, W.A.; MARTINHO, P.R.R.; FOIS, N.S.; MORAES, D.A. de C.; DALCIO, J.; TRAJANO, S.R. da S. **Interfaces de modelos ambientais e sistemas de informação geográfica para a gestão territorial da contaminação de recursos hídricos.** Campinas: Embrapa Gestão Territorial, 2012. 37p.

SPERLING, M. V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** Editora: UFMG, v. 7., 2007. 473p.

SPOHR, R B.; CARLESSO, R.; GALLÁRRETA, C. G.; PRÉCHAC, F. G.; PETILLO, M. G. Modelagem do escoamento superficial a partir das características físicas de alguns solos do Uruguai. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 1, p. 74-81, 2009.

SPONSELLER, R.A., BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. Blackwell Science Ltd, **Freshwater Biology**. v. 46, p. 1409-1424. 2001.

STEENHUIS, T.S.; NAYLOR, L.M. A screening method for preliminary assessment of risk to groundwater from land-applied chemicals. **Journal of Contaminant Hydrology**. 1, no. 1: 395–406. 1987.

SUDERHSA (Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). **Atlas de Recursos Hídricos do Estado do Paraná.** 1998. 54p.

SUTTON, A. J.; FISHER, T. R. Historical changes in water quality at german Branch in choptank river basin. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 199, n. 4, pp. 353-369, 2009.

TEDESCO, M.; REGINATO, P.A.R. A contaminação da água usada para abastecimento por compostos orgânicos e biológicos na zona rural do município de Veranópolis. In: **XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas.** 2004.

TEDESCO, M.; REGINATO, P.A.R. A contaminação da água usada para abastecimento por compostos orgânicos e biológicos na zona rural do município de Veranópolis. In: **XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas.** Cuiabá. 2004.

TERASSI, P. M. B. **Variabilidade Pluviométrica e a Erosividade na Unidade Hidrográfica Pirapó, Paranapanema III e IV, Paraná.** 2015. 186f. Dissertação (Mestrado em análise ambiental), Universidade Estadual de Maringá, 2015.

TERASSI, P. M. B.; SILVEIRA, H.; GRAÇA, C. H. Distribuição espaço-temporal pluviométrica e a erosividade das chuvas na bacia hidrográfica do Rio Pirapó – PR. **Revista Formação (Online)**, v.2, 2014.

TERASSI, P. M. B.; SILVEIRA, Hélio; GRAÇA, C. H. Regiões pluviométricas homogêneas e a erosividade das chuvas na unidade hidrográfica Pirapó, Paranapanema III e IV - Paraná. **Caderno de Geografia**, v. 26, p. 507-521, 2016.

TERASSI, P.M.B.; SILVEIRA, H. Aplicação de sistemas de classificação climática para a bacia hidrográfica do rio Pirapó-PR. **Revista Formação (Online)**, v.1, n.20, p.111-128, 2013.

THIRUMALAIIVASAN, D.; KARMEGAM, M., VENUGOPAL, K. AHP-DRASTIC:software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS. **Environmental Modelling & Software**. 18, 2003. p. 645 - 656.

TODD, D. K.; MAYS, L. W. Ground Water Hydrology. 3ª ed. New York: John Wiley. 2004.

TOMAZ, P. **Contaminação Difusa**. São Paulo: Navegar Editora, 2006.

TOMAZONI, J.C.; GUIMARÃES, E. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Jirau. **Revista Brasileira de Cartografia**, no. 57, pp. 235-244. 2005.

TRINTIN, J.G. História e desenvolvimento da economia paranaense: da década de trinta a meados dos anos noventa do século XX. In: **Segunda Jornada de História Regional Comparadas**, Porto Alegre, 2005, 18 p.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: Revisão. **Rev. Bras. Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135 - 152, 1997.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, São Paulo, v. 1, n.70, p. 24-35, 2006.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA - TUNDISI, T. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo, Editora Oficina de Textos, 2011. 327 p.

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

USGS (U.S. Geological Survey). **Imagens de Satélite Landsat**. Disponível em: <<http://glovis.usgs.gov/>>. Acesso em 23 de outubro de 2016.

VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ, G.A., FORMAGGIO, A.R., EPIPHANIO, J.C.N. and GLERIANI, J.M. Determinação de sequências culturais em microbacia hidrográfica para caracterização do Fator C da EUPS, utilizando fotografia aérea. In: **Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 1996, Salvador. São José dos Campos: INPE, pp. 63-67. 1996.

VEIGA, M. M.; SILVA, D. M.; VEIGA, L. B. E.; FARIA, M. V. C. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil. **Caderno de Saúde Pública**.vol.22 n°.11 Rio de Janeiro, p. 2391-2399, 2006.

VERONEZ, P. B. **Análise da influência da precipitação pluviométrica e do uso do solo sobre a qualidade da água em microbacias hidrográficas no nordeste paraense, Amazônia Oriental**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2011.

VIGIAK, O., OKOBA, B. O., STERK, G. GROENENBERG, S. Modelling catchment-scale erosion patterns in the East African Highlands. *EarthSurface Processes and Landforms*30: 183 –196. 2005.

VILAS BOAS, C. L. Modelo Multicriterial para Análise de Alternativas de Uso Múltiplo de Reservatórios: estudo de caso do reservatório do Ribeirão João Leite/GO. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo - 2007

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

VOLK, L. B. S. **Condições físicas da camada superficial do solo resultantes do seu manejo e indicadores de qualidade para redução da erosão hídrica e do escoamento superficial**. 2006. 149f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

VOLK, L.B.S.; COGO, N.P. & STRECK, E.V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Rev. Bras. Cia. Solo**, 28:763-774, 2004.

WALTRICK, P. C.; MACHADO, M. A. M.; DIECKOW, J.; OLIVEIRA, D. Estimativas da erosividade de chuvas no estado do Paraná pelo método da pluviometria: Atualização com dados de 1986 a 2008. **Ver. Bras. Cia. Solo**, Viçosa, v.39, n.1, p.256-267, 2015.

WANG, S.; HE, Q.; AI, H.; WANG, Z.; ZHANG, Q. Pollutant concentrations and pollution loads in storm water runoff from different land uses in Chongqing. **Journal of Environmental Sciences**, v.25, n.3, p.502-510, 2013.

WILSON, G. W., FREDLUND, D. G. e BARBOUR, S. L. The Effect of Soil Suction on Evaporative Fluxes from Soil Surfaces. **Canadian Geotechnical Journal**, 34, p.145-155. 1997.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. **USDA Agricultural Handbook**, vol. 537. 1978.

YASSUDA, E. R. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Rev. Adm. Púb.**, v.27, n.2, p.5-18, 1993.