

urbe


Revista Brasileira de Gestão Urbana

scielo.br/urbe

  
PUCPRESS


# Modelagem espacial para identificação de áreas potenciais à geração de poluição difusa na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia – SP

*Spatial modeling to identify potential areas for the generation of diffuse pollution in the Cotia River Basin – SP*

Bruno Pereira Toniolo <sup>[a]</sup> 

Sorocaba, SP, Brasil

<sup>[a]</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba

Liliane Moreira Nery <sup>[a]</sup> 

Sorocaba, SP, Brasil

<sup>[a]</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba

Darllan Collins da Cunha e Silva <sup>[a]</sup> 

Sorocaba, SP, Brasil

<sup>[a]</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba

**Como citar:** Toniolo, B. P., Nery, L. M., & Silva, D. C. C. (2024). Modelagem espacial para identificação de áreas potenciais à geração de poluição difusa na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia – SP. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 16, e20220207. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.016.e20220207>

## Resumo

A escassez de dados referentes à poluição difusa nas bacias hidrográficas brasileiras dificulta a criação de modelos que permitam avaliar a geração de fontes poluidoras. Esse trabalho objetivou delimitar as áreas

BPT é Doutorando em Ciências Ambientais, e-mail: [bruno.toniolo@unesp.br](mailto:bruno.toniolo@unesp.br)

LMN é Doutoranda em Ciências Ambientais, e-mail: [liliane.nery@unesp.br](mailto:liliane.nery@unesp.br)

DCCS é Doutor em Ciências Ambientais, e-mail: [darllan.collins@unesp.br](mailto:darllan.collins@unesp.br)

com potencial de poluição difusa, assim como mensurar esta carga poluente, aplicando-se dois métodos: o Índice de Potencial Não Pontual (PNPI) e o Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo e Qualidade da Água (MQUAL). Esses dois modelos foram trabalhados em Sistema de Informações Geográficas (SIG) analisando Áreas de Contribuição (AC's) na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (SP). O PNPI médio da bacia hidrográfica foi classificado como baixo potencial de poluição difusa, porém, as áreas de alto potencial aumentam especialmente nas margens do Rio Cotia. O MQUAL indicou um aporte diário de poluentes significativo: aproximadamente 10 kg de Fósforo Total (FT), 200 kg de Nitrogênio Total (NT) e 8 toneladas de Sólidos Suspensos Totais (SST). Os usos e ocupações da terra que mais contribuem para a poluição difusa são: área urbana e indústria, de modo que a análise setorializada da bacia hidrográfica permitiu categorizar áreas de maior potencial de poluição difusa, uma ferramenta útil para compreensão dos efeitos da antropização nos recursos hídricos.

**Palavras-chave:** Poluição difusa. Geoprocessamento. Recursos hídricos.

## Abstract

*The scarcity of data on diffuse pollution in Brazilian hydrographic basins makes it difficult to create models that allow the assessment of the generation of polluting sources. Thus, this work aimed to simplify the identification of imminently polluting regions, applying two methods: the Non-Point Potential Index (PNPI) and the Mathematical Model of Correlation Land Use and Water Quality (MQUAL). These two models were developed in Geographic Information System (GIS) analyzing Contribution Areas (CA's) in the Cotia River Basin (SP). The average PNPI of the basin was classified as low potential for diffuse pollution, however, areas of high potential increased especially on the banks of the Cotia River. The MQUAL indicated a significant daily input of pollutants: approximately 10 kg of Total Phosphorus (PT), 200 kg of Total Nitrogen (NT) and 8 tons of Total Suspended Solids (TSS). The land uses and occupations that contribute most to diffuse pollution are urban area and industry, so the sectoral analysis of the watershed allowed to categorize areas of greater potential diffuse pollution, a useful tool for understanding the effects of anthropization on water resources.*

**Keywords:** Diffuse pollution. Geoprocessing. Water resources.

---

## Introdução

Os recursos naturais estão em constante modificação devido às atividades antrópicas e à evolução natural, e estas mudanças podem impactar de forma negativa na sociedade e no meio ambiente. (Lourenço et al., 2015; Simonetti et al., 2019). Corpos hídricos, por exemplo, recebem poluentes de origem pontual, como descargas de indústrias e redes de esgotos, ou de fontes não pontuais, através da superfície terrestre (Mansor et al., 2006), sendo influenciada pelo escoamento superficial (Ji et al., 2022) e pela erosão (Chen & Han, 2018).

Variáveis como cobertura da terra, erosividade, erodibilidade, declividade e intensidade pluviométrica interferem no transporte de cargas não pontuais (Batista et al., 2021; Wang et al., 2021). Nas áreas urbanas, as principais fontes de poluição difusa são o escoamento superficial das vias, acúmulo atmosférico de micropartículas secas e úmidas, chuva ácida, resíduos sólidos e lançamentos de efluentes com ou sem tratamento. Já nas áreas agrícolas, os dejetos de animais, pesticidas, fertilizantes e sedimentos contribuem para a poluição difusa, que pode ser intensificada através do carreamento de sólidos devido às erosões laminar e linear (Carvalho, 2011).

Os modelos de poluição difusa aparecem como instrumentos eficientes para estudar as cargas poluentes em análises espaciais e temporais. Estes modelos possuem abordagem empírica ou estatística (Shen et al., 2012). Os modelos empíricos são usados em regiões experimentais, exigem poucos dados de entrada, possuem processamento simplificado, dispensam calibração e validação, porém não consideram o fator de migração dos poluentes (Xiang et al., 2017), enquanto os modelos estatísticos fazem a conexão de parâmetros hidrológicos com parâmetros de sedimentos, exigem maior entrada de *inputs*, apresentam espacialmente informações mais claras, contudo precisam de constante calibração e validação (Shen et al., 2012).

A escolha de qual modelo de poluição difusa utilizar, depende da taxa de amostragem disponível para a área de estudo, baseando-se em uma série de fatores como uso de solo, hidrologia, relevo, clima e tipo de solo, por exemplo. Entre os modelos de poluição difusa, destacam-se o *Hydrologic Simulation Program-Fortran* (HSPF), o *Soil & Water Assessment Tool* (SWAT), o Modelo de Coeficientes Médios de Exportação (CME), o *Spreadsheet Tool for Estimating Pollutant Load* (STEPL), o *Potential Non-Point Pollution Index* (PNPI), o Modelo Matemático de Correlação do Solo e Qualidade de Água (MQUAL), o XP-Aqualm e o Moneris (Poonam et al., 2015).

A maioria destes modelos, com exceção do PNPI, MQUAL e CME, são complexos, exigindo séries históricas longas, tempo e recursos para a operação e aplicação de tais modelagens. Como, infelizmente, a maioria das bacias hidrográficas brasileiras não são instrumentadas, é recomendável a aplicação de modelos simplificados como o PNPI, MQUAL e CME, em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (Haupt, 2009; Steinke et al., 2012).

Nesta perspectiva, Li et al. (2022) ao simularem a distribuição da poluição difusa na bacia hidrográfica do rio Beiyun, optaram por utilizar o modelo PNPI, identificando uma taxa de precisão de 0,75 ao testar os resultados obtidos com dados de monitoramento da qualidade da água, concluindo que os dados simulados foram consistentes com as observações obtidas *in loco*. O modelo PNPI também foi utilizado em outras regiões sul-americanas, para identificar a pressão de poluição exercida no rio Rocha na Bolívia (Gossweiler et al., 2021) e para compor a construção de um Índice de Potencial Degradação Ambiental, como forma de compreender o estado de degradação de bacias hidrográficas (Arantes et al., 2022).

Dessa forma, o SIG associado a esses modelos matemáticos, podem contribuir de forma significativa nos estudos voltados para identificação e monitoramento de regiões potencialmente emissoras de carga poluidoras, bem como nos estudos que focam na questão do escoamento superficial, em especial os relacionados com as formas de transporte de sedimentos e nutrientes em suspensão decorrentes das atividades agropecuárias (Silva et al., 2022).

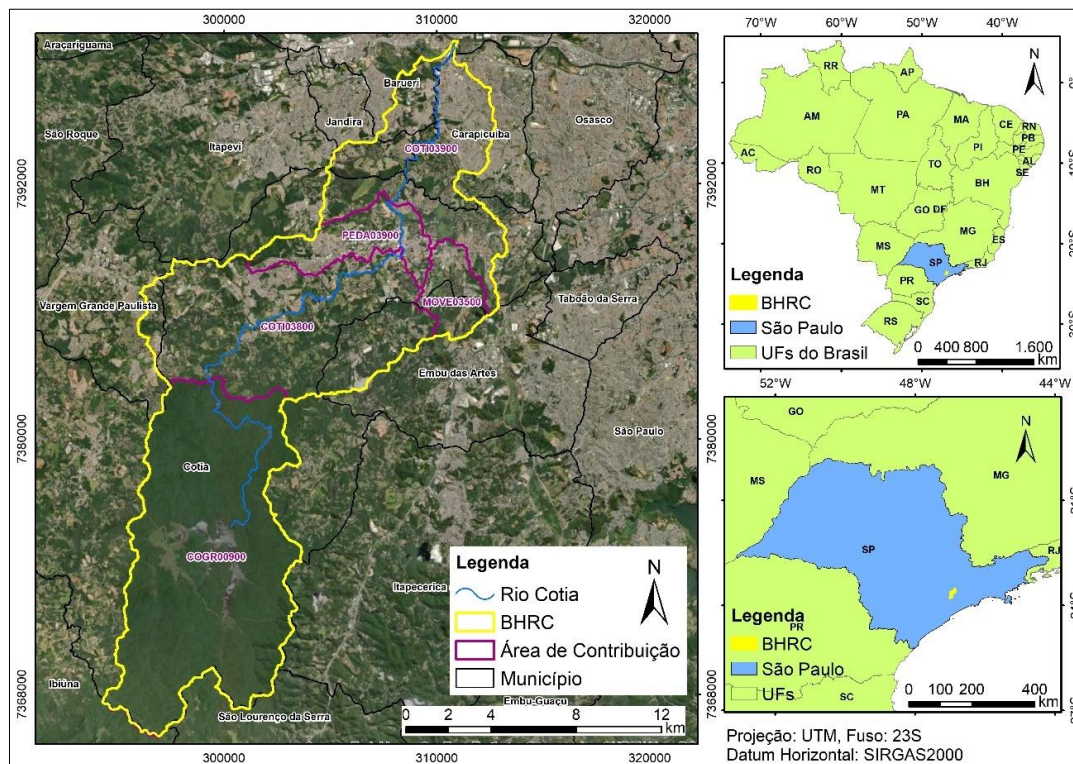
Além disso, os avanços na área da Tecnologia da Informação e Comunicação (TIC) facilita a obtenção e a divulgação de dados e informações. A integração dos SIGs com outras tecnologias, como *Cloud Computing*, *Web* e *Internet of Things (IoT)*, facilita a automatização da gestão dos recursos hídricos, pois os sistemas *Cloud Computing* fornecem uma plataforma rápida para processar e armazenar dados espaciais utilizados para detectar as mudanças que ocorrem no ambiente (Habeeb & Weli, 2021). Já a união *Web* e SIG, facilita o acesso à informação geográfica, ferramentas de geoanálise, bases de dados geográficas através da internet, enquanto a IoT ajuda a realizar análises espaciais em tempo real, tornando a combinação TIC e SIG uma ferramenta muito poderosa para tomadores de decisão (Habeeb & Weli, 2021).

Portanto, este estudo teve como objetivo delimitar áreas com potencial de poluição difusa, assim como mensurar esta carga poluente, pela aplicação de duas modelagens, PNPI e MQUAL respectivamente, na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC), para compreender a influência da mudança do uso e cobertura da terra na poluição difusa. Estudo semelhante não foi observado para a BHRC, sendo que a referida bacia hidrográfica é relevante no contexto do gerenciamento de recursos hídricos urbanos.

Ao demonstrar a contribuição de diferentes tipos de uso do solo para a carga total de poluição, esse estudo contribui para a análise espaço-temporal do risco de poluição difusa induzida pelas mudanças no uso da terra, fornecendo informações para subsidiar o controle e gestão da poluição, contribuindo de forma teórica e prática no contexto do gerenciamento dos recursos hídricos, monitoramento de bacias hidrográficas na garantia da qualidade da água em áreas urbanas.

## Área de estudo

A área de estudo se refere à Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC), localizada à oeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), contemplando os municípios de Barueri (2,80%), Carapicuíba (6,92%), Cotia (79,32%), Embu das Artes (7,01%), Jandira (2,81%) e Vargem Grande Paulista (1,15%). Possui uma área de 251,36 km<sup>2</sup>, sendo dividida em duas regiões com características específicas em relação às suas diferenças físicas e ambientais: Baixo Cotia e Alto Cotia (Figura 1) (SABESP, 2019).



**Figura 1** - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC). Fonte: Elaborado pelos autores.

O Baixo Cotia encontra-se altamente urbanizado, com córregos constantemente contaminados e assoreados, decorrentes de ocupação não planejada, falta de estrutura de saneamento básico e presença de atividades industriais, o que acaba comprometendo a qualidade da água tratada (São Paulo, 2007).

O Alto Cotia sofre pouca pressão antrópica devido a Reserva Florestal do Morro Grande, um dos maiores remanescentes florestais do Planalto Atlântico Paulista, porém o local já foi desmatado para a expansão da malha urbana, agricultura e exploração de carvão e lenha (Metzger et al., 2006). Nessa região estão localizadas as cabeceiras do Rio Cotia, as Represas Pedro Beicht e Cachoeira da Graça e o Sistema Produtor do Alto Cotia, implementado em 1916 e operado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), que fornece água para mais de 500 mil moradores da RMSP.

Em 2019 a população residente da BHRC era de aproximadamente 495 mil habitantes, em 2011 eram 445 mil habitantes e em 2020 eram 390 mil habitantes, apresentando uma taxa de crescimento populacional aproximada de 12% para ambos os períodos (SEADE, 2020).

A área de estudo situa-se num clima subtropical úmido denominado “Ca”, com verões quentes e invernos secos, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger (EMBRAPA, 2015), sendo que a temperatura média no inverno é de 16°C, enquanto no verão a temperatura média é de 22°C. A precipitação pluviométrica média anual da BHRC apresenta variação de 1380 a 1730 mm, com maior intensidade à montante da bacia (DAEE, 2020).

## Metodologia do trabalho

### *Determinação do potencial de poluição difusa (PNPI)*

O *Potential Non-point Pollution Index* (PNPI) foi elaborado por Munafò et al. (2005) em Sistemas de Informações Geográficas (SIG) para identificar as áreas mais vulneráveis à poluição difusa na bacia hidrográfica do rio Tiber, na Itália. Segundo Haupt (2009), este indicador é flexível e pode ser aplicado em bacias rurais, urbanas ou mistas, exigindo poucos dados de entrada e dispensando a necessidade de calibração e validação, diferentemente de modelos estatísticos e físicos.

Para o cálculo do PNPI é necessária a obtenção de três variáveis, as quais variam de 0 a 1 e são descritas a seguir (Munafò et. al, 2005).

- LCI (*Land Cover Indicator*), que mostra o potencial da poluição difusa gerada pelas classes de uso da terra;
- ROI (*Run-Off Indicator*), que indica o deslocamento do poluente e sua provável infiltração em função da inclinação do relevo, permeabilidade do solo e no uso da terra;
- DI (*Distance Indicator*), que considera a proximidade da carga poluente em relação ao corpo hídrico.

Após a determinação das variáveis, o PNPI é calculado conforme expressão abaixo (Equação 1):

$$\text{PNPI} = p\text{LCI} \times \text{LCI} + p\text{DI} \times \text{DI} + p\text{ROI} \times \text{ROI}$$

(1)

Sendo pLCI, pDI e pROI os pesos relativos de cada uma das variáveis que compõem o PNPI, com os valores respectivamente de 4,8, 2,6 e 2,6.

O PNPI varia de 0 a 10, sendo classificado de acordo com Haupt (2009) em:

- Classe I – Potencial muito baixo:  $\text{PNPI} \leq 4,5$ ;
- Classe II – Potencial baixo:  $4,5 < \text{PNPI} \leq 5,5$ ;
- Classe III – Potencial moderado:  $5,5 < \text{PNPI} \leq 6,5$ ;
- Classe IV – Potencial alto:  $6,5 < \text{PNPI} \leq 7,5$ ;
- Classe V – Potencial muito alto:  $\text{PNPI} > 7,5$ .

O PNPI e suas variáveis foram calculadas através do *software* ArcGIS (ESRI, 2016), utilizando o *Raster Calculator* e dados no formato matricial, que posteriormente foram convertidos em polígonos para o cálculo das áreas por classificação. Após o cálculo, o raster do PNPI foi recortado individualmente por cada Área de Contribuição (AC) da BHRC. Estas AC's equivalem às sub-bacias hidrográficas que foram delimitadas por Toniolo et al. (2021), em função dos cinco postos de monitoramento da qualidade da água existentes dentro da BHRC, denominados de COTI03900; COGR00900; COTI038000; PEDA03900 e MOVE03500 pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), os quais foram mantidos para identificação das AC. Ressalta-se que a delimitação do PNPI foi em análise multi-temporal, isto é, para os anos de 2002, 2011 e 2019, considerando o LCI variável em função do tempo e o ROI e o DI fixos.

### **Cálculo do indicador de uso da terra (LCI)**

O cálculo LCI é baseado no *Corine Land Cover* (CLC), o qual possui valores atribuídos a depender do grau poluente: regiões fortemente urbanizadas e de agropecuária intensa possuem coeficientes maiores, enquanto áreas vegetais preservadas possuem valores mais baixos (Munafò et al., 2005). Para a BHRC, os valores do LCI foram adaptados de Cecchi et al. (2007) e de Haupt (2009), variando de 0 a 1, conforme observado na Tabela 1.

As classes de uso do solo foram aproveitadas do mapeamento da região para o ano de 2002, feito pela Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (EMPLASA, 2006) e atualizado para os anos de 2011 e 2019 para a BHRC, utilizando o método de fotointerpretação conforme Novo (2010), sobre imagens aéreas fornecidas pela SABESP.

**Tabela 1** - Valores do indicador de uso da terra (LCI) para diferentes classes de uso e ocupação da terra

Classe de Uso e Ocupação da Terra	LCI
Aglomerado subnormal	0,856
Agropecuária	0,484
Área urbana	0,822
Aterro sanitário	0,811
Hidrografia	0,088
Indústria	0,778
Mineração	0,778
Pastagem	0,194
Reflorestamento	0,289
Solo exposto	0,689
Vegetação arbórea	0,056

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007) e Haupt (2009).

### **Cálculo do indicador de distância (DI)**

O DI é determinado pela extensão normalizada entre o pixel *i* e o corpo hídrico mais próximo, em função do escoamento. Assim, menor é a capacidade de transporte do poluente, quanto menor essa distância e maior é o valor do DI. A função potencial desenvolvida por Cecchi et al. (2007) para o cálculo do DI é apresentada na Equação 2:

$$DI = e^{(-DI_i \times k)} \quad (2)$$

Sendo:

DI<sub>i</sub> é a distância do pixel *i* ao rio medido em número de células, a variar numa escala de 0 a 1;

*k* é uma constante com valor de 0,090533.

O DI<sub>i</sub> foi obtido pelo comando *Euclidean Distance* do ArcGIS e dividido por 12,5 m, que é a resolução espacial do dado raster utilizado nesse estudo (ESRI, 2016).

### **Cálculo do indicador de run-off (ROI)**

A variável ROI é diretamente influenciada pelo tipo de solo e sua permeabilidade. Cecchi et al. (2007), organizaram os valores de *run-off* em função de diferentes tipos de solo e classes de uso da terra. Em virtude da inexistência de um mapa de permeabilidade para a BHRC, atribuímos classes de permeabilidade aos tipos pedológicos de solo na bacia hidrográfica com base no Manual Técnico de Pedologia

do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2007) e no mapa pedológico do Estado de São Paulo sintetizado por Rossi (2017). Quatro classes foram consideradas:

- Classe A – Latossolo Vermelho Amarelo, caracterizado como “bem drenado”;
- Classe B – Argissolo Vermelho Amarelo, caracterizado como “moderadamente drenado”;
- Classe C – Cambissolo Háptico caracterizado como “imperfeitamente drenado”;
- Classe D – Gleissolo Melânico, caracterizado como “mal drenado”.

A Tabela 2 contém os valores do ROI em função do tipo do solo e classes de uso de solo.

**Tabela 2** - Valores do indicador de run-off (ROI) de acordo com cada tipo de solo e classe de uso e ocupação da terra

Classe de uso e ocupação da terra	Classes de Permeabilidade			
	A	B	C	D
	Latossolo Vermelho Amarelo	Argissolo Vermelho Amarelo	Cambissolo Háptico	Gleissolo Melânico
Aglomerado subnormal	0,77	0,85	0,90	0,92
Agropecuária	0,41	0,64	0,76	0,82
Área urbana	0,77	0,85	0,90	0,92
Aterro Sanitário	0,46	0,69	0,79	0,84
Hidrografia	1,00	1,00	1,00	1,00
Indústria	0,89	0,90	0,92	0,94
Mineração	0,46	0,69	0,79	0,84
Pastagem	0,49	0,69	0,79	0,84
Reflorestamento	0,45	0,66	0,77	0,83
Solo exposto	0,57	0,72	0,81	0,86
Vegetação arbórea	0,36	0,60	0,73	0,79

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007) com base em IBGE (2007) e Rossi (2017).

De acordo com Cecchi et al. (2007), os valores do ROI devem ser retificados pela ação da declividade, por meio da soma dos valores indicados na Tabela 3. Se o valor retificado for maior que 1, o valor do ROI deve ser mantido como igual a 1.

**Tabela 3** - Coeficientes de correção do indicador de run-off (ROI) em função da declividade

Declividade (°)	Declividade (%)	Coefficiente de correção
≤ 2°50'	≤ 4,60	0
2°50' - 3°41'	4,60 - 6,43	0,1
3°41' - 4°32'	6,43 - 7,92	0,2
4°32' - 5°23'	7,92 - 9,42	0,3
5°23' - 6°14'	9,42 - 10,92	0,4
6°14' - 7°05'	10,92 - 12,42	0,5
7°05' - 7°56'	12,42 - 13,91	0,6
7°56' - 8°47'	13,91 - 15,42	0,7



8°47' - 9°38'	15,42 - 16,94	0,8
9°38' - 10°29'	16,94 - 18,48	0,9
≥ 10°29'	≥ 18,48	1

Fonte: Adaptado de Cecchi et al. (2007).

A união dos dados de classe de uso e ocupação da terra com os dados das classes de permeabilidade do solo foi feita a partir do comando *Spatial Join* do software ArcGIS. A correlação entre os pixels do raster de declividade média com os valores de ROI foi feita através do algoritmo *Add Surface Information*, utilizando o mesmo software (ESRI, 2016).

### Estimativa de carga poluidora difusa

A quantificação estimada dos poluentes foi obtida pelo Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo e Qualidade de Água (MQUAL), elaborado pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SEMA, 2003). Essa ferramenta se baseia em coeficientes de exportação (Equação 3), os quais são obtidos por meio de análises sob situações hidrológicas médias em período anual, estimando quanto uma bacia hidrográfica escoará de Coliformes Totais, Resíduos em Suspensão, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total e Fósforo Total aos seus corpos hídricos (IIEGA, 2009).

$$CD = A \times CE \quad (3)$$

Sendo:

CD a carga difusa (kg/dia);

A a área da classe de uso da terra (km<sup>2</sup>);

CE o coeficiente de exportação (kg x (km<sup>2</sup> x dia)<sup>-1</sup>).

O MQUAL possui três etapas, que simbolizam a ocorrência de geração e autodepuração das cargas poluentes das nascentes: módulo 1 – geração de cargas (topografia da bacia); módulo 2 – simulação dos principais tributários; e módulo 3 – simulação dos reservatórios (SEMA, 2003).

Para a BHRC, foi usado somente o primeiro módulo e como cargas difusas apenas o Fósforo Total (F<sub>T</sub>), Nitrogênio Total (N<sub>T</sub>) e Sólidos Suspensos Totais (SST), baseando-se na classificação proposta por Steinke et al. (2012), sendo que a Tabela 4 contém os coeficientes de exportação para cada classe de uso e ocupação da terra.

**Tabela 4** - Coeficientes de exportação (kg/km<sup>2</sup>/dia) do Fósforo Total (FT), Nitrogênio Total (NT) e Sólidos Suspensos Totais (SST) em função de diferentes classes de uso e ocupação da terra

Classe de uso e ocupação da terra	FT	NT	SST
Aglomerado subnormal	0,034	1,27	50
Agropecuária	0,346	2,95	230
Área urbana	0,034	1,27	50
Aterro sanitário	0,068	2,54	100
Hidrografia	-	-	-
Indústria	0,085	2,29	90

Mineração	0,051	1,90	75
Pastagem	0,028	0,50	30
Reflorestamento	0,039	0,60	20
Solo exposto	0,346	2,95	230
Vegetação arbórea	0,039	0,60	20

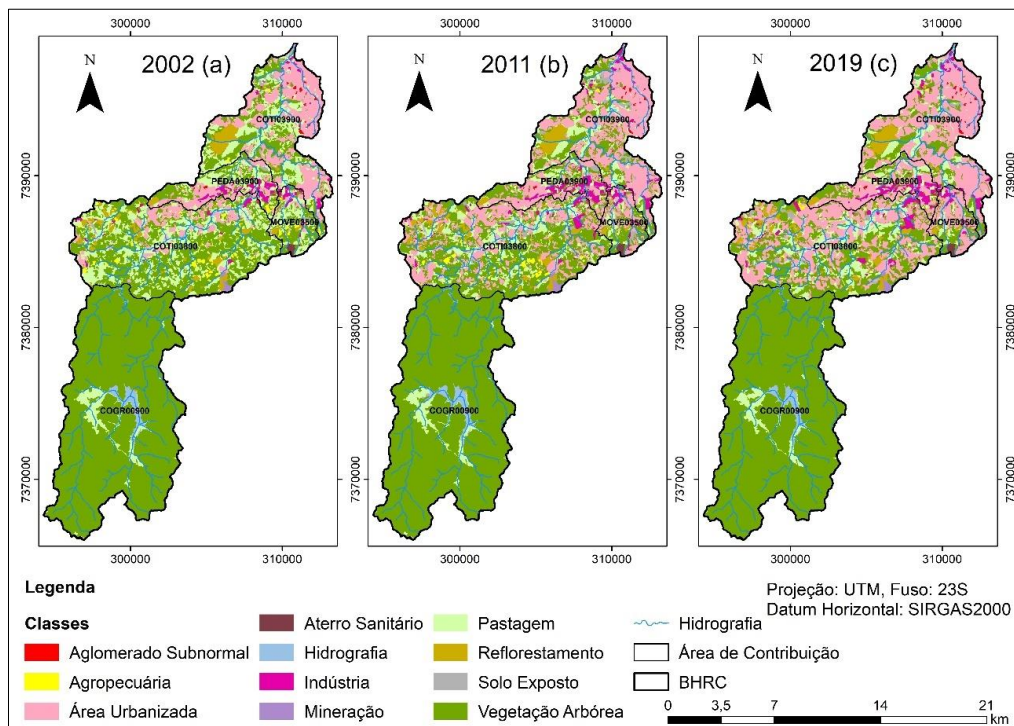
Fonte: Adaptado de SEMA (2003).

Os coeficientes de exportação para solo exposto foram determinados como iguais aos de agropecuária (Tabela 4), uma vez que o MQUAL não contempla esta classe de uso de solo (SEMA, 2003). Esta escolha se justifica pelo fato de que a ausência de cobertura vegetal favorece o carreamento dos nutrientes aos corpos hídricos, reduzindo assim o Índice de Qualidade das Águas (IQA), conforme Mansor et al. (2006). Fernandes et al. (2011) corroboram essa afirmação ao constatar em seu estudo correlações de Pearson com significância estatística ( $p < 0,05$ ) entre áreas cultiváveis e solo exposto com os parâmetros de Sólido Total (0,901 e 0,914 respectivamente) na microbacia hidrográfica da Glória em Macaé – RJ.

Com o apoio do *software* ArcGIS, foi gerado um mapa para cada poluente (FT, NT e SST) em cada um dos anos estudados (2002, 2011 e 2019), considerando os valores da Tabela 4 e utilizando a Equação 3.

## Resultados e discussão

Na Figura 2 é possível observar o uso e ocupação da terra da BHRC e verificar que a BHRC apresenta condições bastantes distintas entre o setor sul (Alto Cotia) e o setor norte (Baixo Cotia). Verifica-se que no Baixo Cotia estão localizadas as áreas urbanas, industriais e aglomerados subnormais dos municípios de Cotia e Carapicuíba. Essa região também é caracterizada pela falta de infraestrutura básica e saneamento (SABESP, 2019). A porção do Alto Cotia, equivalente a Reserva Florestal do Morro Grande e à AC COGR00900, que é majoritariamente composta por mata nativa, contendo o reservatório Pedro Beicht e a Represa das Graças.

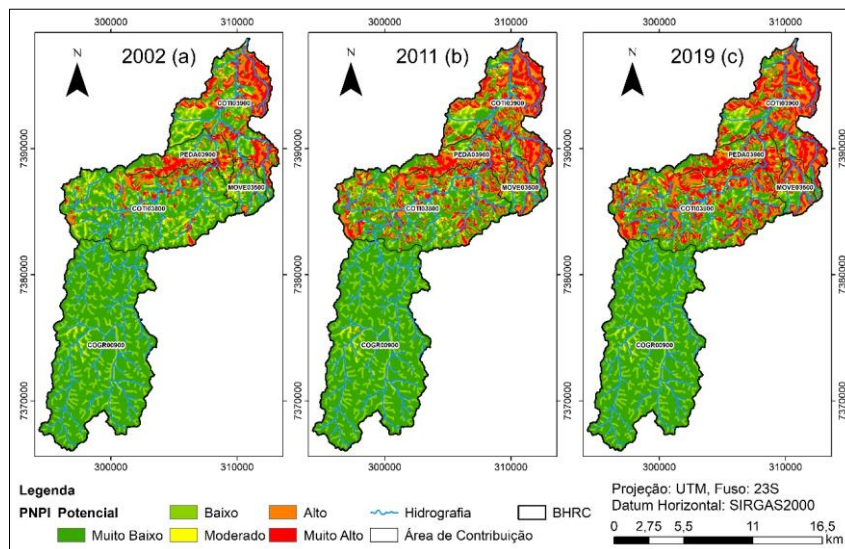


**Figura 2** – (a) Uso e ocupação da terra em 2002; (b) Uso e ocupação da terra em 2011; (c) Uso e ocupação da terra em 2019. Fonte: Elaborado pelos autores.

De forma geral, a BHRC possuía, em relação a sua área total para o ano de 2002, um percentual de 81,13% de áreas naturais e 18,87% de áreas antropizadas; em 2011, um percentual de 71,61% de áreas naturais e 28,39% de áreas antropizadas; e em 2019, um percentual de 66,40% de áreas naturais e 33,60% de áreas antropizadas.

Na Figura 3 observamos a representação do *Potential Non-Point Point Index* (PNPI), sendo possível afirmar que a BHRC teve um aumento significativo da classe de potencial muito alto em decorrência da expansão da malha urbana, possuindo em 2002 (Figura 3a) 2.163,34 ha nesta classe (correspondente a 8,62% da área total); em 2011 (Figura 3b) 3.581,31 ha (14,28%); e em 2019 (Figura 3c) 4.516,94 ha (18%).

Houve um crescimento de 109% aproximadamente entre 2002 e 2019, especialmente nas AC's à jusante do exutório da BHRC, que correspondem as sub-bacias hidrográficas COTI03900, PEDAO3900 e MOVE03500. As classes de uso da terra mais frequentes na categoria de potencial muito alto são: aglomerado subnormal (com risco médio à poluição difusa igual a 8,77); área urbana (8,05); indústria (7,91); mineração (7,82); e aterro sanitário (7,68).



**Figura 3** – Distribuição espacial do potencial de poluição difusa (PNPI) na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia (BHRC) em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.

A classe do PNPI “alta” teve um aumento de aproximadamente 87% de 2002 a 2019, sendo que em 2002 (Figura 3a) esta classe correspondia a 6,75% da área da BHRC, 10,75% em 2011 (Figura 3b) e 12,63% em 2019 (Figura 3c). As áreas com alto potencial de poluição difusa relacionam-se com áreas agrícolas, com um valor médio de PNPI igual a 6,71. Também verificou áreas com alto PNPI em regiões de solo exposto, com um valor médio igual a 7,33.

A classe do PNPI “moderado” teve um declínio de aproximadamente 40% entre os anos de 2002 e 2019, sendo que em 2002 (Figura 3a) esta categoria correspondia a 5,00 % da BHRC, 4,19%, em 2011 (Figura 3b) e 2,96% em 2019 (Figura 3c). O potencial moderado de poluição difusa corresponde às regiões de várzeas e Áreas de Preservação Permanente (APPs), próximas dos cursos d’água, com declividade plana (até 3%) e possuem uma distribuição espacialmente homogênea na área de estudo.

A classe “baixa” do PNPI correspondeu 28,71% da área da BHRC em 2002 (Figura 3a), 24,68% em 2011 (Figura 3b) e 23,18% em 2019 (Figura 3c), reduzindo 19% no período analisado, devido à impermeabilização das áreas vegetais. As classes de uso da terra mais frequentes nesta categoria do PNPI são: a hidrografia com um valor médio de 4,93; as regiões de vegetação arbustiva e pastagem com um valor médio igual a 5,17; e o reflorestamento com um potencial médio de 5,39.

Áreas com baixo potencial de poluição difusa se distribuem de forma relativamente uniforme ao longo da BHRC. Na AC COGR00900 a distribuição dessas áreas sugere que a menor probabilidade de ocorrência de poluição se deve à presença de APPs. Contudo, essa correlação não se justifica ao verificar que as APPs na região possuem mais de 60 metros, conforme determina a Lei 12.651 (Brasil, 2012), abrangendo mais de uma classe do PNPI. Portanto, é possível inferir que essa distribuição é orientada pela rede de drenagem e não pela presença de mata ciliar.

Áreas classificadas como muito baixo potencial de poluição difusa correspondem majoritariamente às áreas de matas e florestas (classe de uso de solo vegetação arbórea), sendo que no ano de 2002 (Figura 3a) essa categoria era de 50,91% em relação à área total da BHRC, 46,10% em 2011 (Figura 3b) e 43,22% em 2019 (Figura 3c). Embora tenha ocorrido uma diminuição de 15% no período analisado, esta classe ainda é a predominante na BHRC. Esta categoria de poluição difusa se concentra de forma

adensada na AC COGR00900 e de forma pulverizada nas demais áreas como fragmentos florestais ou parques urbanos.

As margens do Rio Cotia possuem uma classificação variada quanto ao PNPI, variando de um potencial mínimo de 5,14 (risco baixo) até um potencial máximo de 9,55 (risco muito), sendo que o risco médio à carga difusa é igual a 6,77 (potencial alto) e o desvio padrão é de 1,31 pontos. De forma geral, o rio parte de sua nascente (Represa Pedro Beicht) com potencial moderado até a Represa das Graças, o qual percorre as AC's COTI03800 e PEDAO3900 com um risco alto, até chegar em sua foz na AC COTI03900, nesta classificado como de potencial muito alto à poluição difusa.

Este aumento do valor do PNPI reflete também o comportamento dos parâmetros limnológicos das águas superficiais da BHRC, conforme os dados da CETESB (2019): boa qualidade no Alto Cotia (Reserva do Morro Grande) e baixa qualidade próximo ao exutório da bacia hidrográfica.

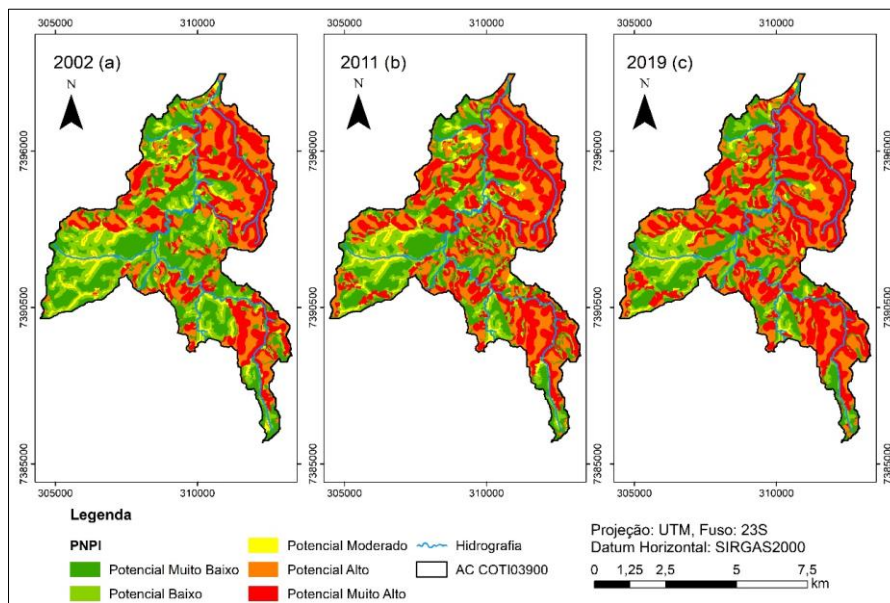
A Tabela 5 apresenta os valores das áreas das classes da poluição difusa em hectare.

**Tabela 5** - Frequência das classes do potencial de poluição difusa (PNPI) expressa em valores de hectares e porcentagem, em cada um dos anos analisados.

Classe PNPI	Área (ha)			Porcentagem (%)		
	2002	2011	2019	2002	2011	2019
Muito Baixa	12.773,14	11.565,70	10.842,42	50,91	46,10	43,22
Baixa	7.203,31	6.191,39	5.815,52	28,71	24,68	23,18
Moderada	1.254,09	1.051,52	743,66	5,00	4,19	2,96
Alta	1.694,05	2.697,98	3.169,41	6,75	10,75	12,63
Muito Alta	2.163,34	3.581,31	4.516,94	8,62	14,28	18,00
Total	25.087,93	25.087,90	25.087,95	100	100	100

Fonte: Elaborado pelos autores.

A Figura 4 representa a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC COTI03900. Verifica-se o aumento significativo da classe muito alta, de 1.191,78ha em 2002 (Figura 4a) para 1.784,78 ha em 2019 (Figura 4c) ocasionada pela intensificação da construção antrópica. As áreas classificadas como potencial alto teve um aumento de 41,45% para o mesmo período.

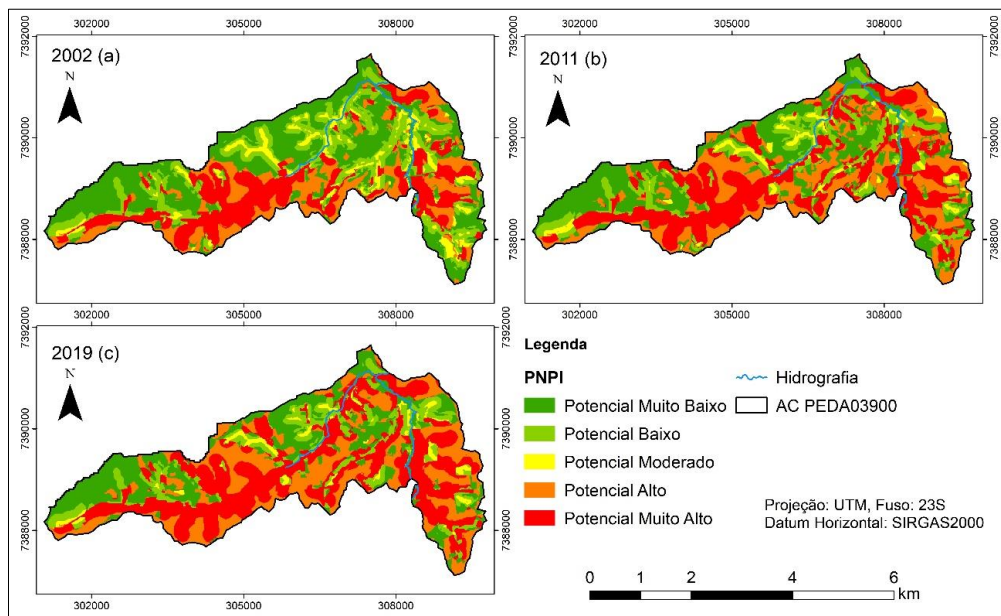


**Figura 4** - Distribuição espacial do potencial de poluição difusa (PNPI) na área de contribuição (AC) COTI03900 em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.

A zona de potencial moderado diminuiu consideravelmente no período (cerca de 48%). Já as classes de potenciais baixo e muito baixo também diminuíram cerca de 33% e 36% respectivamente. De forma geral, a AC COTI03900 pode ser classificada como de potencial alto quanto à poluição difusa devido ao seu valor médio de 6,63.

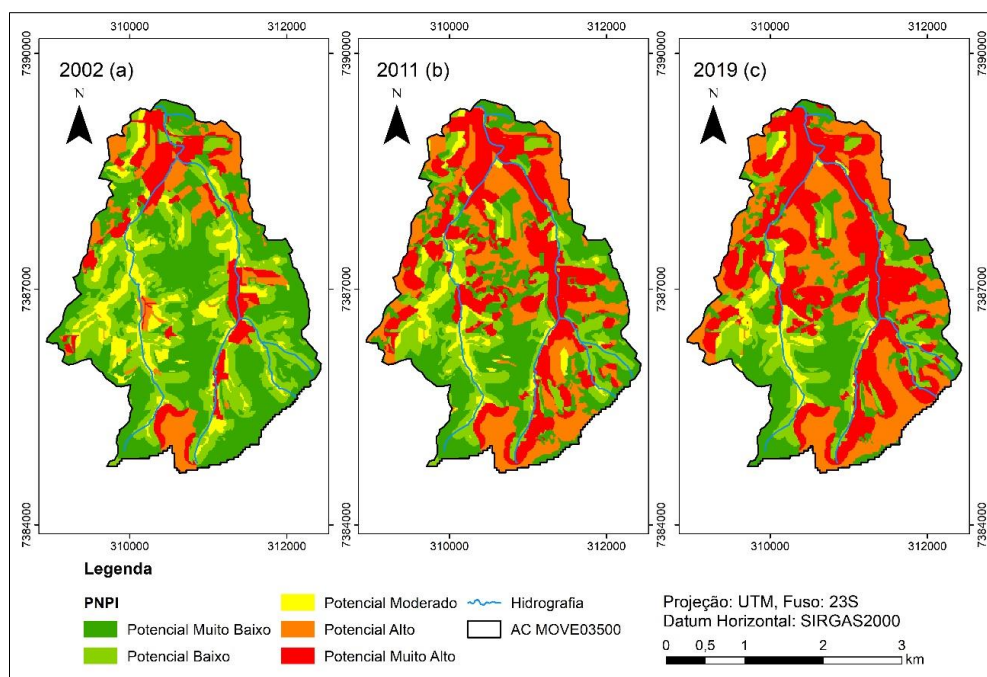
A Figura 5 representa a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC PEDA03900, na qual observa-se o crescimento acentuado da classe muito alta, de 376,39 ha em 2002 (Figura 5a) para 600,39 ha em 2019 (Figura 5c) ocasionado pela expansão urbana. A zona de potencial moderado decaiu mais que a metade no período analisado (cerca de 52%), enquanto a classe do tipo alta aumentou na proporção inversa, cerca de 55%. Já as classes de baixo e muito baixo potencial de poluição difusa diminuíram cerca de 38% e 33% respectivamente. De forma geral, a AC PEDA03900 pode ser classificada como de risco moderado quanto à poluição difusa devido ao seu valor médio de 6,13.





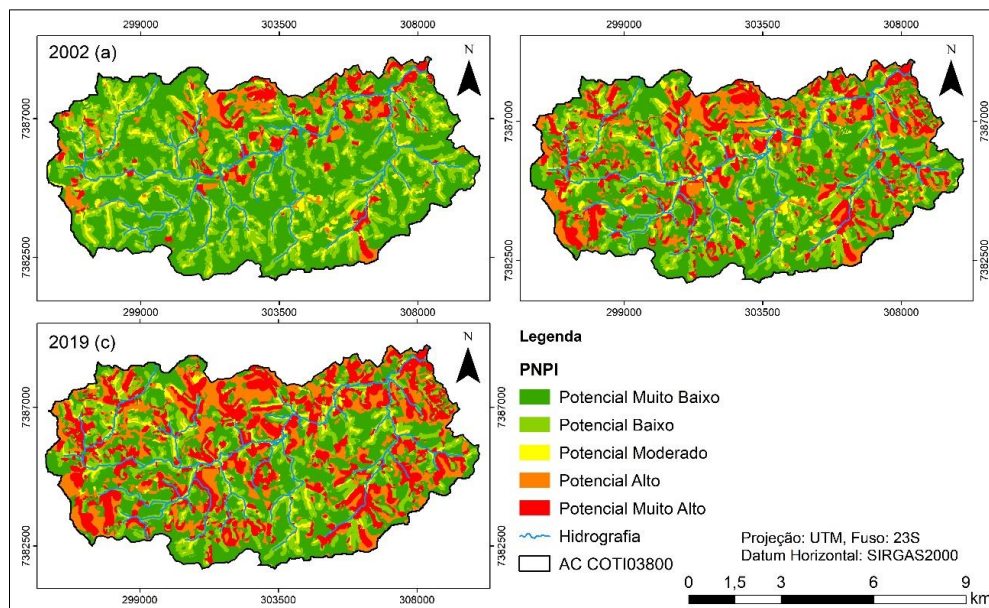
**Figura 5** - Distribuição espacial do potencial de poluição difusa (PNPI) na área de contribuição (AC) PEDA03900 em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.

A Figura 6 representa a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC MOVE0350, na qual se nota o aumento da área de classe muito alta: de 110,31 ha em 2002 (Figura 6a) para 336,58 ha em 2019 (Figura 6c). O alto potencial de poluição difusa aumentou cerca de 155%, possuindo uma área de 96,42ha em 2002 (a) e 248,28ha em 2019 (c). As classes de potenciais moderado, baixo e muito baixo diminuíram nesse período, apresentando respectivamente os valores 55%, 47% e 46%. De maneira geral, a AC MOVE03500 pode ser classificada como de risco moderado quanto à poluição difusa devido ao seu valor médio (5,85) considerando o intervalo de 2002 a 2019.



**Figura 6** - Distribuição espacial do potencial de poluição difusa (PNPI) na área de contribuição (AC) MOVE03500 em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.

A Figura 7 apresenta a variabilidade espaço-temporal do PNPI para a AC COTI03800, onde é possível verificar a predominância das áreas de muito baixo e baixo potenciais do PNPI para o ano de 2002 (Figura 7a). Contudo, o crescimento contínuo das manchas de potencial alto e potencial muito alto à poluição difusa nesta AC acarretou o encolhimento das classes abaixo.

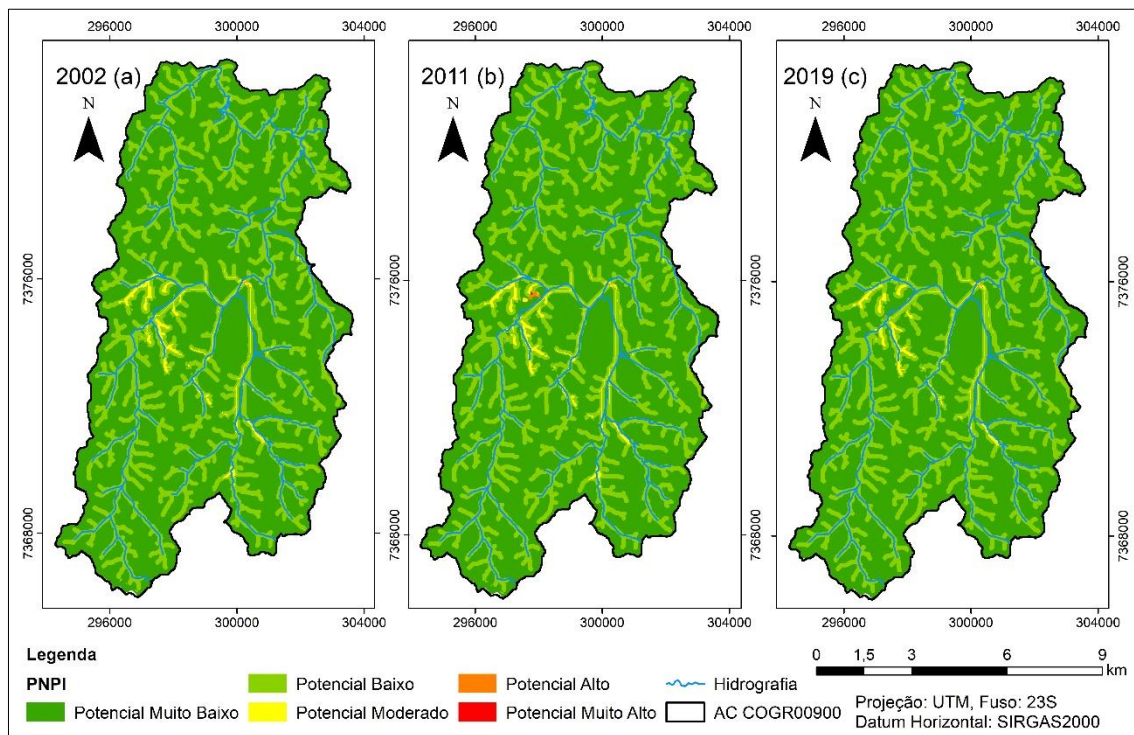


**Figura 7** - Distribuição espacial do potencial de poluição difusa (PNPI) na área de contribuição (AC) COTI03800 em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.

Além disso, comparando os anos de 2002 (Figura 7a) e 2019 (Figura 7c), a classe do tipo moderado diminuiu cerca de 55% e as classes baixa e muito baixa reduziram cerca de 46%. Já as áreas de classe alta e muito alta, expandiram para o mesmo período cerca de 205% e 157% respectivamente. De forma geral, a AC COTI03800 possui um valor médio de PNPI igual a 5,35, apresentando um baixo potencial de poluição difusa.

Observando a Figura 8 verificamos que na AC COGR00900 houve predominância de muito baixo potencial para a poluição difusa, pois a região sempre se apresentou, durante o período analisado, ambientalmente mais protegida da ação antrópica, visto que 67% da área está dentro da Reserva do Morro Grande. O valor potencial médio de encontrado foi de 4,14.





**Figura 8** - Distribuição espacial do potencial de poluição difusa (PNPI) na área de contribuição (AC) COGR00900 em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.

Considerando-se as componentes do PNPI, é possível afirmar que a componente R não é tão explícita quanto a variável LCI e a variável DI. Enquanto as manchas de formato poligonal possuem semelhança com suas classes de uso de solo respectivas (variável LCI), as manchas de formato linear estão associadas à rede de drenagem (variável DI). A variável ROI está relacionada com as características pedológicas do solo.

A BHRC não apresentou uma distribuição uniforme dos valores de PNPI para os anos analisados (2002, 2011, 2019), sendo que a maior frequência está nos valores entre 4,5 e 5,5, ou seja, potencial baixo, correspondendo às áreas naturais como pastagem e vegetação arbórea. A segunda maior frequência está entre os valores de 6,5 e 7,5 (potencial alto) que corresponde às áreas antropizadas como área urbana e industrial.

A influência da variável DI pode ser vista nas zonas regiões próximas às redes de drenagem: quanto maior a distância do curso d'água menor o valor de DI e conseqüentemente também menor será o valor do PNPI. Haupt (2009) determinou o PNPI para a Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá (São Paulo), usando como base o mapa de uso da terra no ano de 2003. Este autor constatou que as áreas urbanas e de cultura perene corresponderam às regiões de alto potencial, assim como as áreas naturais, como por exemplo a Serra do Japi, apresentaram entre muito baixo e baixo potencial de poluição difusa. Por fim, Haupt (2009) notou que o predomínio do PNPI do tipo moderado ocorreu por causa do LCI de pastagem, classe de uso da terra majoritária na bacia do rio Jundiá.

Obtido o mapa de uso e ocupação da terra e seus respectivos percentuais de cobertura por tipo de uso da terra, foi aplicado o método MQUAL para o cálculo da carga diária dos poluentes  $F_T$ ,  $N_T$  e  $SST$ , os quais são apresentados na Tabela 6. Salienta-se que a hidrografia tem o valor nulo da carga difusa por ser considerada uma classe transportadora de poluente e não uma classe geradora (SEMA, 2003).

**Tabela 6** - Quantificação de cargas poluidoras (kg/dia) para Fósforo Total (FT), Nitrogênio Total (NT) e Sólidos Suspensos Totais (SST) em função de diferentes classes de uso e ocupação da terra para cada ano estudado

Classe de uso e ocupação da terra	2002			2011			2019		
	FT	NT	SST	FT	NT	SST	FT	NT	SST
Agropecuária	0,75	6,39	498,52	0,41	3,47	270,46	0,10	0,84	65,10
Área Urbana	1,07	39,98	1.573,99	1,77	66,03	2.599,65	2,30	85,80	3.377,97
Aterro Sanitário	0,02	0,80	31,58	0,02	0,85	33,44	0,02	0,86	33,76
Aglomerado sub-normal	0,10	3,65	143,61	0,11	4,28	168,60	0,10	3,67	144,54
Hidrografia	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Indústria	0,32	8,51	334,27	0,52	13,90	546,34	0,52	13,96	548,53
Mineração	0,02	0,80	31,70	0,03	0,95	37,38	0,02	0,87	34,16
Pastagem	1,31	23,34	1.400,46	0,78	13,98	838,56	0,67	11,90	714,04
Reflorestamento	0,27	4,12	137,46	0,27	4,12	137,46	0,27	4,12	137,46
Solo exposto	0,06	2,34	92,13	0,13	4,93	194,27	0,08	2,84	111,95
Vegetação arbórea	6,02	92,57	3.085,81	5,79	89,12	2.970,71	5,47	84,08	2.802,59
<b>TOTAL</b>	<b>9,93</b>	<b>182,51</b>	<b>7.329,53</b>	<b>9,83</b>	<b>201,64</b>	<b>7.796,86</b>	<b>9,53</b>	<b>208,93</b>	<b>7.970,09</b>

Fonte: Elaborado pelos autores.

Os resultados da Tabela 6 mostram que na BHRC houve um aporte diário de 10,51 kg de  $F_T$ , 198,98 kg de  $N_T$  e 8.052,09 kg de SST considerando a média aritmética destes poluentes nos anos de 2002, 2011 e 2019. A classe de uso da terra que mais impacta nos valores dos resultados é a vegetação arbórea, contribuindo com 59,48% de todo  $N_T$ , 45,53% de todo  $F_T$  e 38,38% de todo SST. Embora a classe de agropecuária possua o maior coeficiente de exportação de poluentes, a vegetação arbórea teve predominância devido à extensão de sua área, especialmente pela Reserva do Morro Grande: por exemplo, no ano de 2019, 55,77% de toda área da BHRC correspondia a esta classe, entre matas e fragmentos florestais, conforme observado na Tabela 6.

Situação semelhante foi observada no estudo de Steinke & Saito (2008), que aplicaram o MQUAL nas áreas úmidas da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim, situada na fronteira Brasil - Uruguai. Estes autores constataram remanescentes de vegetação primária e secundária eram a cobertura da terra predominante, associados com bosques e matas isoladas, correspondendo à 57,53% da área total da bacia hidrográfica.

No estudo de Moruzzi et al. (2012), na Bacia Hidrográfica da Água Branca em Itaparina, SP, Brasil, verificou-se que áreas com atividades agrícolas são as mais influentes na contribuição dos poluentes, mesmo não sendo o maior tipo de uso da terra na região estudada. Ressalta-se também que os valores de coeficiente de exportação (CE) do MQUAL usados por Moruzzi et al. (2012) foram os mesmos usados em nosso estudo.

A AC COTIO3900 teve como resultado um aporte diário médio de 2,06 kg de  $F_T$ , 48,66 kg de  $N_T$  e 2.082,31 kg de SST. A classe de uso da terra que teve maior contribuição nos poluentes foi primeiramente a área urbana 46,69 % para  $F_T$  64,27 % para  $N_T$  e 62,72 % para SST e em segundo lugar a classes de vegetação arbórea com 24,26 % para  $F_T$  e 13,76 % para  $N_T$ , e pastagem com 12,25 % para SST.

A AC COGR00900 produziu diariamente 3,92 kg de  $F_T$ , 60,56 kg de  $N_T$  e 2.079,36 kg de SST, considerando a média aritmética dos anos analisados. Por ser uma reserva florestal, a classe de uso da terra

que mais contribui à geração de poluentes foi a vegetação arbórea com 96,76 % para  $F_T$ , 96,30 % para  $N_T$  e 93,62 % para SST. A segunda maior contribuição foi em forma de pastagem com 2,98 % para  $F_T$ , 3,45 % para  $N_T$  e 6,03 % para SST.

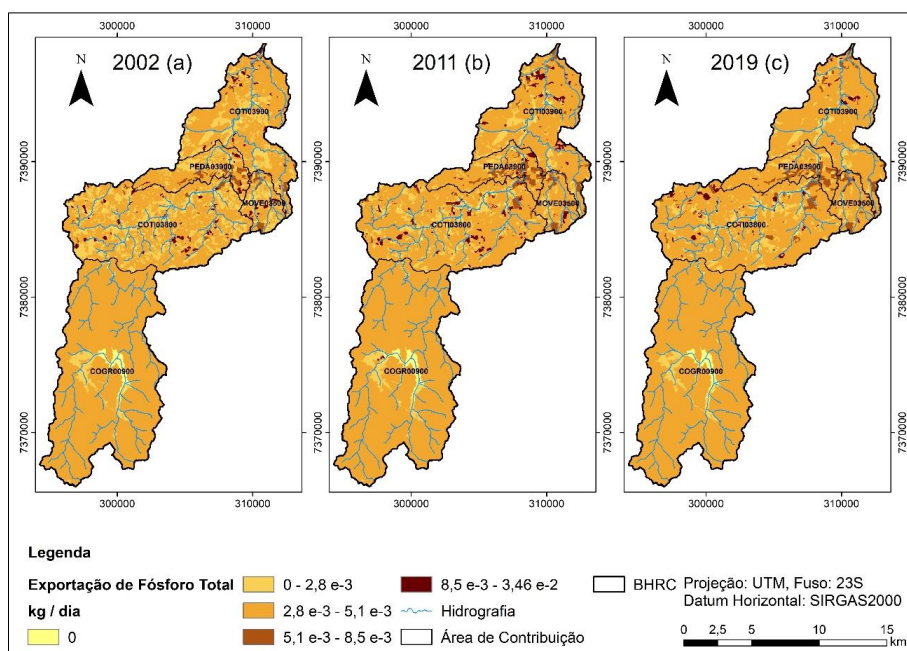
A AC COTIO3800 produziu um aporte diário médio de 3,25 kg de  $F_T$ , 61,37 kg de  $N_T$  e 2.677,29 kg de SST. A contribuição majoritária de carga poluente provém da classe vegetação arbórea para o  $F_T$  (42,51%), da classe área urbana para o  $N_T$  (37,18%) e para o SST (35,09%). A COTIO3800 é, entre as cinco AC's, a que possui maior percentual de atividade agropecuária, de forma que esta classe também contribui diariamente na COTIO3800 com um aporte diário médio de 0,31 kg de  $F_T$ , 2,67 kg de  $N_T$  e 208,46 kg de SST.

Segundo Moruzzi et al. (2012), a agricultura pode piorar a qualidade da água se não houver uso de práticas conservacionistas do solo, de modo que a supressão da cobertura vegetal, a terraplanagem e o uso indiscriminado de insumos agrícolas como fertilizante fosfatado (NPK), por exemplo, podem transportar substâncias nocivas ao ambiente aquático.

A AC PEDAO3900 teve como resultado um aporte diário de 0,79 kg de  $F_T$ , 18,06 kg de  $N_T$  e 766,34 kg de SST, também considerando a média aritmética para os anos de 2002, 2011 e 2019. A área urbana foi a classe de uso de solo que mais contribuiu para a geração de carga poluente, com 30,59 % para  $F_T$ , 44,86 % para  $N_T$  e 43,63% para SST. Contudo, a atividade industrial nesta área também colabora significativamente para a poluição difusa, aportando diariamente 0,17 kg de  $F_T$ , 4,54 kg de  $N_T$  e 178,54 kg de SST.

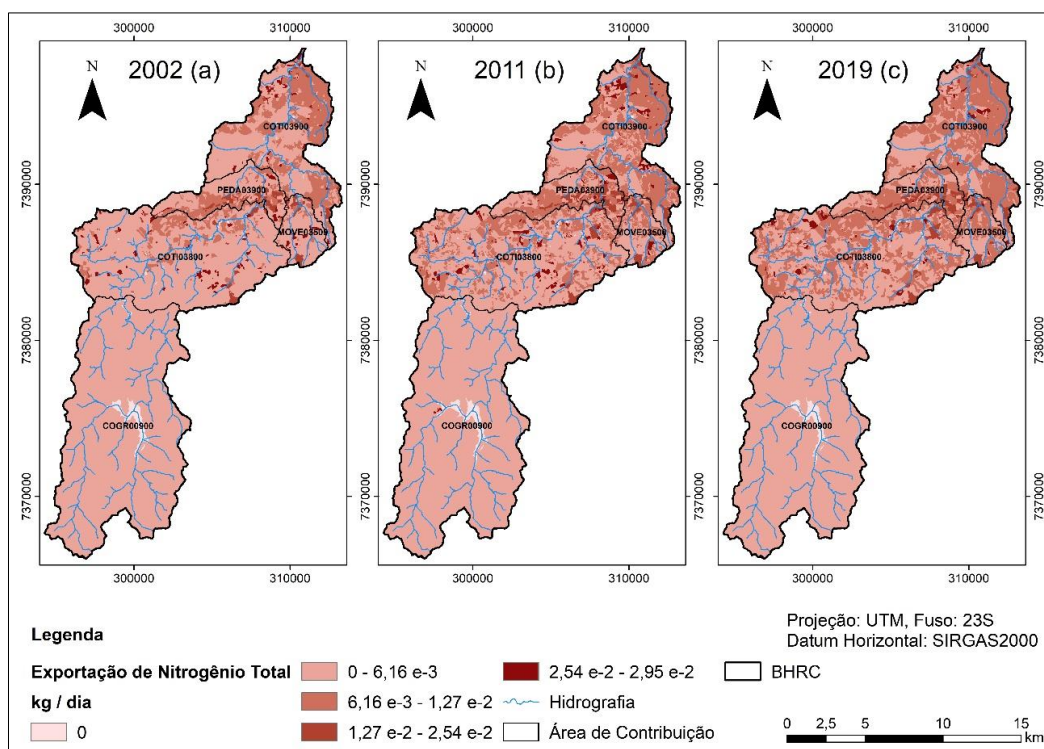
Por fim, a AC MOVE03500 teve como resultado uma contribuição diária média de 0,49 kg de  $F_T$ , 10,37 kg de  $N_T$  e 447,65 kg de SST. Aqui, a classe de uso da terra predominante na geração de carga poluente é a vegetação arbórea para  $F_T$  (30,76%) e SST (34,39%), e a área urbana para  $N_T$  (37,30%). Ressalta-se a existência de um aterro sanitário na MOVE03500, o único na BHRC, o qual gera diariamente, em média, 20 gramas de  $F_T$ , 840 gramas de  $N_T$  e 76,39 kg de SST.

A Figura 9 representa a distribuição espaço-temporal de  $N_T$ , a Figura 10 representa a distribuição espaço-temporal de  $F_T$  e a Figura 11 representa a distribuição espaço-temporal do SST.

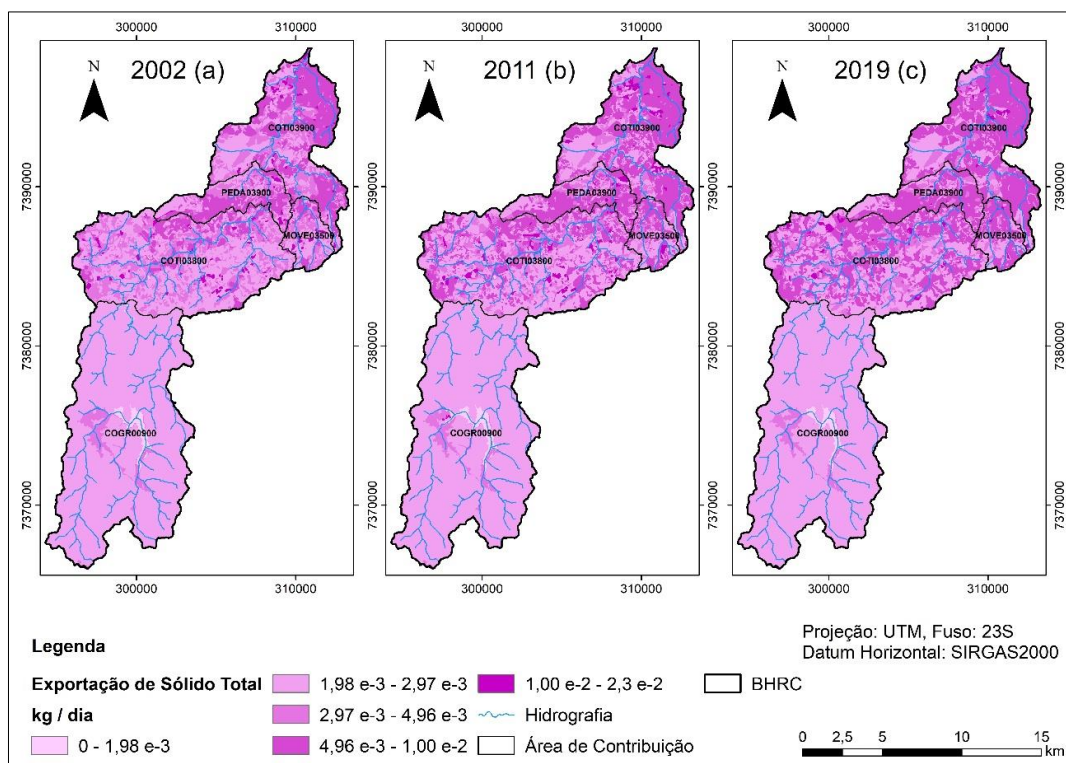




**Figura 9** – Distribuição espacial do Fósforo Total (FT) em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.



**Figura 10** – Distribuição espacial do Nitrogênio Total (NT) em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.



**Figura 11** – Distribuição espacial de Sólidos Suspensos Totais (SST) em 2002 (a), 2011 (b) e 2019 (c). Fonte: Elaborado pelos autores.

Ao comparar a distribuição espaço-temporal de cada um dos poluentes ( $F_T$ ,  $N_T$  e SST), nota-se que há certa semelhança na distribuição dos nutrientes e de sólidos ao longo do tempo na AC COGR00900, devido a região ser um local de preservação ambiental que inibe a intervenção antrópica. Percebe-se também o aumento da concentração das cargas poluentes ao longo do tempo para as demais AC's.

Também se verifica uma expansão espacial da mancha poluente na AC COTI03900 no sentido à montante da sub-bacia hidrográfica, assim como o aumento da concentração do poluente também. Isto ocorreu devido à supressão da cobertura vegetal (classe pastagem) para dar lugar à implantação de novos empreendimentos imobiliários (classe área urbana) e à ampliação de indústrias. O aporte dos nutrientes obtidos advém do grau de transformação antrópica das AC's, assim reforçando a necessidade de melhoria da qualidade da água do Rio Cotia e seus principais tributários (IPT, 2005; CETESB, 2019; SABESP, 2019).

Aplicando-se as cargas difusas diárias do MQUAL para uma geração anual média de cargas poluentes na BHRC, obtêm-se como resultados 3,83 toneladas para  $F_T$ , 72,62 toneladas para  $N_T$  e 2,939,03 toneladas para SST.

A Tabela 7 apresenta os valores de geração anual de cargas poluentes na BHRC e suas AC's.

**Tabela 7** – Quantificação anual de cargas poluidoras (ton/ano) para Fósforo Total (FT), Nitrogênio Total (NT) e Sólidos Suspensos Totais (SST) para cada ano e área de contribuição estudada

AC	2002			2011			2019		
	FT	NT	SST	FT	NT	SST	FT	NT	SST
<b>COTI03900</b>	0,73	16,14	707,34	0,81	18,47	803,34	0,71	18,67	769,46
<b>COGR00900</b>	1,43	22,09	759,18	1,43	22,11	761,07	1,43	22,12	756,61
<b>COTI03800</b>	1,16	19,22	869,91	1,25	23,19	1018,48	1,14	24,78	1043,23
<b>PEDA03900</b>	0,28	5,92	260,62	0,32	6,98	301,28	0,26	6,87	277,24
<b>MOVE03500</b>	0,20	3,32	157,25	0,18	3,92	165,52	0,16	4,11	167,42
<b>Total</b>	3,81	66,68	2.754,31	3,99	74,67	3.049,68	3,71	76,56	3.013,96

Fonte: Elaborado pelos autores.

Analisando a Tabela 7, verifica-se um aumento gradual das cargas poluentes ao longo do tempo para a BHRC, com exceção do  $F_T$  que obteve uma queda entre 2011 e 2019. A AC COGR00900 manteve seus valores de poluição difusa relativamente constantes devido à sua preservação ambiental, contudo foi a área que mais gerou  $F_T$  em todo período. A MOVE03500 é a que menos gerou poluição difusa entre 2002 e 2019, devido a ser a AC de menor tamanho. Das áreas antropizadas, a COTI03800 é a AC de maior produção de carga poluente.

Embora a Represa das Graças se mostre um ambiente tipicamente florestal, apresentando altas cargas de Nitrogênio e Fósforo advindos da decomposição de matéria orgânica de origem alóctone, a região do Alto Cotia apresenta resultados satisfatórios do IQA e regularidade quanto à legislação a Resolução CONAMA 357/05, que dispõe valores de diferentes variáveis para a classificação e enquadramento de corpos hídricos (Brasil, 2005; Garcia & Razzolini, 2021).

Desse ponto de vista, atitudes focadas em minimizar os efeitos somadas da poluição difusa e pontual em bacias hidrográficas urbanas são fundamentais para a redução da concentração de nutrientes e sólidos em águas superficiais. A ampliação da rede de coleta e tratamento de esgoto sanitário é primordial (Silva et al., 2018), assim como a garantia dos níveis aceitáveis e adequados de eficiência das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). A implementação de programas para o Pagamento de Serviços Ambientais (PSA) também pode ser uma medida útil para a recuperação e conservação dos recursos hídricos locais.

## Conclusões

O presente estudo teve como objetivo delimitar as áreas com potencial de poluição difusa, assim como mensurar esta carga poluente, pela aplicação de duas modelagens, PNPI e MQUAL, na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia. Embora durante o período analisado, o PNPI classifique a BHRC como de baixo potencial, é evidente o aumento das manchas de alto potencial para a poluição difusa, especialmente em alguns trechos do Rio Cotia à jusante, com valores entre 6,7 (potencial alto) a 9,6 (potencial muito alto). Índices que podem comprometer a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica.

O aporte de cargas poluentes na BHRC também chama a atenção com valores totais diários próximos a 10 kg de Fósforo, 200 kg de Nitrogênio e 8 toneladas de SST. Dessa forma, concluímos que os resultados obtidos apontaram que a análise setORIZADA da bacia hidrográfica evidencia características distintas do meio ambiental, no caso que as áreas antropizadas apresentam maior potencial de poluição difusa quando comparadas às áreas naturais, impactando negativamente na qualidade das águas superficiais, em virtude das concentrações de poluentes, como Fósforo e Nitrogênio, acima dos valores máximos permitidos, impactando negativamente em parâmetros como oxigênio dissolvidos e demanda bioquímica de oxigênio.

Através da investigação realizada, conclui-se que as áreas mais poluidoras são as classes de uso da terra da área urbana e indústria. Dessa forma, podemos inferir que as alterações no uso e ocupação da terra impactam significativamente na qualidade do Rio Cotia, pois apesar dos maiores aportes de Fósforo e Nitrogênio na AC COGR00900, as áreas florestais atuam como verdadeiros filtros retendo nutrientes que poderiam ser carregados para corpos hídricos, diferentemente de áreas impermeabilizadas ou sem cobertura vegetal, que sofrerão os efeitos do escoamento superficial de forma mais significativa.

Além disso, considerando o histórico de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica estudada, compreendemos que os efeitos da poluição difusa serão somados aos efeitos da poluição pontual, em virtude dos baixos índices de acesso ao saneamento nessa região. Dentro desse contexto, o presente estudo não procurou correlacionar os dados modelados com dados de qualidade da água, de modo que estudos futuros podem avaliar os dados aqui estimados com resultados referentes ao monitoramento da qualidade da água da BHRC, para ajustar o modelo proposto, e assim, ser possível mensurar os impactos da poluição difusa em conjunto com a poluição pontual, ampliando as discussões para a gestão integrativa de recursos hídricos urbanos, a fim de se verificar áreas potencialmente suscetíveis a poluição que podem ser consideradas em planos e estratégias setoriais.

## Declaração de disponibilidade de dados

O conjunto de dados que dá suporte aos resultados deste artigo está disponível no SciELO DATA e pode ser acessado em <https://doi.org/10.48331/scielodata.YF1WSS>

## Referências

Arantes, L.T., Arantes, B.H.T., Sacramento, B.H., Costa, H. F., Oliveira, R. A., Simonetti, V. C., Silva, D. C. C. (2023). Application of spatial environmental indicators in the assessment of degradation potential of water resources in water basins. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 195, p. 931.

Batista, R. A. W., Nery, L. M., Matus, G. N., Simonetti, V. C., & Silva, D. C. C. (2021). Estimativa do fator de erosividade do solo da região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. *Formação (Online)*, v. 28, n. 53, p. 441-460.

Brasil. (2012, 25 de maio). *Lei 12.651, de 25 de maio de 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos.

Brasil. (2005, 15 de março). *Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, Seção 1. Recuperado em 14 de março de 2019, de <http://www.mma.gov.br/port/CONAMA/res/res05/res35705.pdf>.

Carvalho, S. L. (2011). *Avaliação da Poluição Urbana Difusa na Bacia do Córrego Quitandinha no Município de Petrópolis, RJ* (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Cecchi, C. S., Munafò, M., Baiocco, F., Andreani, P., & Mancini, L. (2007). Estimating river pollution from diffuse sources in the Viterbo province using the Potential non-point pollution index. *Annali dell' Istituto Superiore di Sanità*, Roma, v. 43, n. 3, p. 295-301.

Chen, Y., & Han, D. (2018). Water quality monitoring in smart city: A pilot project. *Automation in Construction*, v. 89, p. 307-316.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2019). *Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo dos anos de 2002 a 2018*. São Paulo, CETESB. Recuperado em 27 de junho de 2019, de <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios>.

DAEE. Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo. (2020). *Hidrologia – Banco de Dados Hidrológicos*. Recuperado em 05 de fevereiro de 2020, de <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2015). *Banco de Dados Climáticos do Brasil – Município de Cotia*. Recuperado em 04 de fevereiro de 2013, de <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/bdclima/balanco/resultados/sp/297/balanco.html>.

EMPLASA. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano. (2006). *Atlas do Uso e Ocupação do Solo dos Municípios da RMSP*. Recuperado em 27 de julho de 2019, de <https://emplasa.sp.gov.br/Produtos-Cartograficos/Produto/Mapeamento/Item/Atlas-do-uso-e-ocupacao-do-solo-dos-municipios-da-RMSP>.

ESRI. (2016). *ArcGIS Desktop*. Release 10.5. Redlands Environmental Systems Research Institute.

Fernandes, M. M., Ceddia, M. B., Ramos, G. M., Gaspar, A., & Moura, M. R. (2011). Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé – RJ. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 8, n. 2, p. 105-116.

Garcia, L. A. T., & Razzolini, M. T. P. (2021). A ocupação do solo e sua influência na qualidade dos mananciais na Região Metropolitana de São Paulo: Um estudo de caso da Bacia do Rio Cotia. *Ambiente: Gestão e Desenvolvimento*, v. 14, n. 2, p. 18-30.

Gossweiler, B., Wesström, I., Messing, I., Villazón, M., & Joel, A. (2021). Impact of land use change on non-point source pollution in a semi-arid catchment under rapid urbanisation in Bolivia. *Water*, v. 13, n. 4, p. 410.

Habeeb, N. J., & Weli, S. T. (2021). Combination of GIS with different technologies for water quality: An overview. *HighTech and Innovation Journal*, v. 2, n. 3, p. 262-272.

Haupt, J. P. O. (2009). *Metodologia para avaliação de potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiá* (Dissertação de Mestrado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2007). *Manual Técnico de Pedologia. Manuais Técnicos em Geociências*. IBGE, nº 4, ed. 3ª, Rio de Janeiro.

IIEGA. Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental. (2009). *Manual de gerenciamento de bacias hidrográficas*. São Carlos: Cubo Multimídia.

IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas. (2005). *Plano Diretor Regional da Sub-região do rio Cotia: caracterização regional*. Relatório Técnico nº 79.907-205. São Paulo.

Ji, J., Gao, J., Xing, L., & Liu, X. (2022). High-resolution mapping of the rainfall runoff pollution: case study of Shiwuli River watershed, China. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-12.

Li, H., Zhang, J., Zhang, S., Zhang, W., Zhang, S., Yu, P., & Song, Z. (2022). A framework to assess spatio-temporal variations of potential non-point source pollution risk for future land-use planning. *Ecological Indicators*, v. 137, p. 108751.

Lourenço, R. W., Silva, D. C. C., Martins, A. C. G., Sales, J. C. A., Roveda, S. R. M. M., & Roveda, J. A. F. (2015). Use of fuzzy systems in the elaboration of an anthropic pressure indicator to evaluate the remaining forest fragments. *Environmental Earth Sciences*, v. 73, p. 1-8.



Mansor, M. T. C., Teixeira Filho, J., & Roston, D. M. (2006). Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma subbacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 3, p. 715-723.

Metzger, J. P., Alves, L. F., Goulart, W., Teixeira, A. M. G., Simões, S. J. C., & Catharino, E. L. M. (2006). Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. *Biota Neotrop.* Campinas, v. 6, n. 2.

Moruzzi, R. B., Conceição, F. T., Sardinha D. S, Honda, F. P., & Navarro, G. R. B. (2012). Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). São Paulo, UNESP, *Geociências*, v. 31, n. 3, p. 447-458.

Munafò, M., Cecchi, G., Baiocco, F., & Mancini, L. (2005). River Pollution from Non-point Sources: A New Simplified Method of Assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 77, n. 2.

Novo, E. M. L. M. (2010). *Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações*. São Paulo: Edgard Blucher.

Poonam, T., Tanushree, B., & Sukalyan, C. (2015). Water Quality Indices – Important tools for water quality assessment: A review. *International Journal of Advances in Chemistry (IJAC)*, v. 1, n. 1.

Rossi, M. (2017). *Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado*. São Paulo: Instituto Florestal, v. 1, p. 118.

SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. (2019). Servidor do Cadastro Oeste. Mapas temáticos da Unidade Oeste – MO Sabesp. São Paulo. 10 mapas: 118,9 x 84,1 cm. Escala: 1:20.000.

São Paulo (Estado). (2007). *Relatório nº 88 219-205 – Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia do Rio Cotia: Caracterização Regional*. Drenatec Engenharia S/C Ltda & Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT. São Paulo.

SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. (2020). *Perfil dos Municípios Paulistas*. Recuperado em 05 de fevereiro de 2020, de <https://perfil.seade.gov.br/>.

SEMA. Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. (2003). *Versão 1.5 do Modelo de Correlação Uso do Solo e Qualidade de Água – MQUAL*. São Paulo, SP.

Shen, Z., Liao, Q., Hong, Q., & Gong, Y. (2012). An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. *Separation and Purification Technology*, v. 84, p. 104-111.

Silva, D. C. C., Oliveira, R. A., Simonetti, V. C., Toniolo, B. P., Sales, J. C. A., & Lourenço, R. W. (2022). Creation of an environmental sustainability index for water resources applied to watersheds. *Environment, Development and Sustainability*, p. 1-21.

Silva, D. C. V. R. D., Queiroz, L. G., Alamino, D. A., Fernandes, J. G., Silva, S. C. D., Paiva, T. C. B. D., & Pompêo, M. L. M. (2018). Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, p. 627-635.

Simonetti, V. C., Fracarelli, D., Gontijo, E. S. J., Melo, D. S., Friese, K., Silva, D. C. C., & Rosa, A. H. (2019). Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. *International Journal of River Basin Management*, v. 17, p. 1-34.

Steinke, V. A., & Saito, C. H. (2008). Exportação de Carga Poluidora para Identificação de Áreas Úmidas sob Risco Ambiental na Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim. *Sociedade & Natureza, Uberlândia*, v. 20, n. 1, p. 43-67.

Steinke, V. A., Ferreira, L. C., & Saito, C. H. (2012). Modelagem de exportação de carga poluidora na bacia hidrográfica do Rio Jaguarão (fronteira Brasil – Uruguai): um refinamento em nível hierárquico inferior na modelagem desenvolvida para a bacia da Lagoa Mirim. *Revista Geografia*, v. 37, n. 1, p. 127-146. Rio Claro – SP.

Toniolo, B. P., Oliveira, R. A., Silva, D. C. C., & Lourenço, R. W. (2021). Indicadores morfométricos como instrumento de gestão da bacia hidrográfica do Rio Cotia (SP). *Holos Environment*, v. 21, p. 282-302.

Wang, Y., Liu, G., Zhao, Z., Wu, C., & Yu, B. (2021). Using soil erosion to locate nonpoint source pollution risks in coastal zones: A case study in the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution*, v. 283, p. 117117.

Xiang, C., Wang, Y., & Liu, H. (2017). A scientometrics review on nonpoint source pollution research. *Ecological Engineering*, v. 99, p. 400-408.

---

**Editor responsável:** Luciene Pimentel da Silva

Recebido: 05-Sep-2022

Aprovado: 12-mar-2023