UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

FÁBIO FERREIRA NOGUEIRA

Métodos para monitoramento e estimativa de cargas poluidoras difusas em bacias
hidrográficas

São Paulo
2020

FÁBIO FERREIRA NOGUEIRA

Métodos para monitoramento e estimativa de cargas poluidoras difusas em bacias
hidrográficas

Versão revisada

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção do título
de Mestre em Ciências.

Área de Concentração: Engenharia Hidráulica e
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. José Rodolfo Scarati Martins.

São Paulo

2020

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 29 de maio de 2020

Assinatura do autor

Assinatura do orientador

Catálogo-na-publicação

NOGUEIRA, Fábio Ferreira

Métodos para monitoramento e estimativa de cargas poluidoras difusas em bacias hidrográficas / F. NOGUEIRA – versão revisada – São Paulo, 2020. p 133.

Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental.

1. Poluição difusa 2. Monitoramento ambiental 3. Modelagem de qualidade da água
- I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental II. t.

Nome: NOGUEIRA, Fábio Ferreira

Título: Métodos para monitoramento e estimativa de cargas poluidoras difusas em
bacias hidrográficas

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de
São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof(a). Dr(a) _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof(a). Dr(a) _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof(a). Dr(a) _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

DEDICATÓRIA

A minha mãe Magda e meu pai Jayme, seres humanos espetaculares, maravilhosos, sensacionais, fantásticos, estupendos, incríveis e magníficos. Sem eles nada disso seria possível. Aos meus amigos e amigas que deram suporte durante esse árduo período de provação e labuta. À Loan, que entrou no final dessa jornada para iluminar meu caminho.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador José Rodolfo Scarati Martins, que me auxiliou ao longo dessa jornada.

Ao Laboratório de Hidráulica da EPUSP, pelos dados e equipamentos fornecidos para o trabalho.

A Maria Cristina, pela guarida de seu apartamento nos momentos críticos.

Ao Fábio Paiva, grande parceiro.

A Ariel e Barbará pela ajuda nas atividades de campo.

Ao Pereira e Daniel pela força bruta com a instalação dos equipamentos em campo.

Ao Robertão e Robertinho pelo auxílio com a parte eletrônica.

Aos que não foram aqui citados, pela compreensão.

E sobretudo à Jah.

RESUMO

Considerando uma abordagem holística do saneamento básico como fator crucial na garantia de um desenvolvimento urbano sustentável, a concepção dos serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, drenagem urbana e resíduos sólidos precisa ser realizada de forma integrada. No que tange a drenagem urbana, existem dois tipos de fontes poluidoras afluentes a rede de águas pluviais: pontuais e difusas. Fontes pontuais são de fácil identificação e controle, enquanto que fontes de origem difusa possuem dinâmica complexa com elevado potencial poluidor, fazendo com que estudos relacionados ao tema cresçam de importância. Neste contexto, o presente trabalho apresenta os resultados da pesquisa que visa avaliar métodos de monitoramento e estimativa de carga difusa. Realizou-se uma revisão bibliográfica sobre o tema, abordando conceitos de qualidade das águas, poluição difusa, suas fontes, métodos de monitoramento e predição. Dados oriundos de dois monitoramentos em bacias da região do Alto Tietê e do córrego Jaguaré no município de São Paulo foram utilizados nas análises. Uma descrição dos métodos de monitoramento e do modelo de predição de carga difusa foi feita para cada bacia estudada, bem como suas características de uso e ocupação do solo, de acordo com a classificação do MapBiomas. Calculou-se os valores de concentração média dos eventos para cada poluente, por bacia, e o coeficiente de exportação de carga difusa por uso do solo, para matéria orgânica, nutrientes e sólidos em suspensão. Uma regressão linear foi realizada para a correlação entre a massa total calculada do poluente carregada durante cada evento monitorado e seu volume total de escoamento superficial observado. Também se calculou o coeficiente de determinação R^2 para avaliar a força da correlação entre os parâmetros calculado e observado. As análises mostraram que, apesar do baixo custo, o método de coleta por meio de garrafas Nava introduz significativamente mais incertezas aos resultados que o método do amostrador automático. O modelo de estimativa de carga difusa exibiu resultados satisfatórios, quando alimentado de dados consistentes para calibração, apesar de haver possibilidades para melhoria de seu equacionamento. Ademais, deve-se atentar quais cargas afluentes presentes na bacia a modelagem de carga difusa irá contemplar. Não é indicado considerar lançamentos pontuais irregulares de efluentes na rede de drenagem e ineficiência na coleta de resíduos sólidos e varrição de ruas como cargas difusas na modelagem. Adicionalmente, foi realizado um monitoramento piloto de nível por meio do desenvolvimento de sensor ultrassônico de baixo custo com módulos Arduino, com acionamento de amostrador automático que conta com módulo analógico de corrente entre 4 a 20 mA. O método proposto se mostrou possível de aplicação, com ressalvas. O sensor de baixo custo teve desempenho promissor, apesar da temperatura afetar sua medição. O acionamento do amostrador exclusivamente pela flutuação do nível se apresentou como uma estratégia frágil, uma vez que muitos fatores podem provocar variações significativas da lâmina d'água, não relacionadas a uma onda de cheia. A ausência de comunicação externa do sistema com o usuário foi outra questão relevante apontada pelo método, no tocante a otimização da logística do monitoramento. Além disso, procedimentos de manutenção ao menos quinzenais mostraram-se indispensáveis para garantir o desempenho adequado da estação de monitoramento.

Palavras-chave: Poluição difusa. Monitoramento ambiental. Modelagem de qualidade da água. Concentração Média de Evento. Carga Unitária.

ABSTRACT

A holistic strategy towards basic sanitation services is critical to ensure a sustainable urban development, through considering potable water systems, sewage collection and treatment, urban drainage and solid wastes integrated as one major infrastructure. Regarding urban drainage, there are two types of pollutant sources affluent to the drainage system: point and diffuse. Point sources are easy to identify and control, while the complexity and damage potential of diffuse sources are relevant, making related studies to gain importance as well. In this context, the present work presents the results of the research that aims to evaluate diffuse pollution monitoring and prediction methods. A literature review on the subject was carried out, addressing concepts of water quality, diffuse pollution, its sources, methods of monitoring and modeling. Two sets of data were analyzed, from monitoring programs conducted at watersheds of Alto Tietê region and Jaguaré river at São Paulo city. A description of the methods of diffuse pollution monitoring and modeling is presented for each studied catchment, as well as their land use characteristics, according to MapBiomas classification. Event mean concentrations for each pollutant, per catchment, and the unit load per land use, for organic matter, nutrients and suspended solids were calculated. A linear regression was made to the correlation of the calculated total mass of carried pollutant for each monitored storm event and its observed total runoff volume. Also, the coefficient of determination R^2 was calculated to evaluate the strength of the correlation between the two parameters, observed and calculated. The assessment showed that, despite its low construction cost, the method of Nava bottles introduces significant uncertainties to the results than the automatic samples method. The diffuse pollution modeling approach produce satisfactory results, when consistent calibration data were inputted, despite the possibility of improvement to the equation. Furthermore, diffuse pollution modeling must be aware of which pollutant loads that takes place in the catchment will be acknowledged. It is not recommended to consider irregular point sources of effluents connected to the drainage system and solid waste collection and street sweeping inefficiency as diffuse pollution inside the modeling process. Additionally, a monitoring level station was developed with a low-cost ultrasonic level sensor utilizing Arduino modules. The system includes a communication tool with an automatic sampler that sends a start signal according to level variation, employing a 4 to 20mA current module. The application of the proposed monitoring method was viable. However, some caveats need to be observed for adequate functioning. The low-cost ultrasonic sensor presented promising performance, even with the temperature issue that affects its measurement. The sole use of level fluctuation as the sampler start trigger appeared to be very fragile. Many factors could lead to level variations not related to flow increase. The absence of external communication with the user revealed to be relevant as well. Furthermore, dealing with harsh environments, minimal biweekly maintenance procedures are required to assure adequate performance of the station.

Keywords: Diffuse pollution. Environmental monitoring. Water quality modeling, Event Mean Concentration. Unit Load.

Lista de Figuras

Figura 1 - Dinâmica das cargas difusas de lavagem.	20
Figura 2 – Tipos de cargas difusas.	27
Figura 3 - Hidrograma, polutograma e hietograma com indicação de ocorrência de first flush.	28
Figura 4 – Representação gráfica da etapa de build-up.	50
Figura 5 – Localização das bacias estudadas.	58
Figura 6 – Uso e ocupação do solo da bacia Parque Tizo.	60
Figura 7 - Uso e ocupação do solo da bacia Água Podre.	61
Figura 8 - Uso e ocupação do solo da bacia Urbana SPAT.	63
Figura 9 - Uso e ocupação do solo da bacia Agricultura SPAT.	64
Figura 10 - Localização das sub-bacias piloto selecionadas para avaliação.	65
Figura 11 - Uso e ocupação do solo da bacia Urbana.	67
Figura 12 – Bueiros sob a travessia da bacia Urbana	68
Figura 13 - Uso e ocupação do solo da bacia Rural.	69
Figura 14 – Bueiro sob a travessia da bacia Rural	70
Figura 15 – Curva-Chave bacia Parque Tizo.	72
Figura 16 – Garrafas Nava.	73
Figura 17 – Instalações da estação de monitoramento na bacia Parque Tizo.	73
Figura 18 - Curva-Chave bacia Água Podre.	74
Figura 19 - Instalações da estação de monitoramento na bacia Água Podre.	75
Figura 20 – Croqui do vertedor tipo Cipotelli da bacia Urbana SPAT.	76
Figura 21 – Composição do cálculo de vazão para o vertedor da bacia Urbana SPAT.	77
Figura 22 – Instalação do vertedor da bacia Urbana SPAT.	77
Figura 23 – Amostrador automático.	79
Figura 24 – Curva chave bacia Agricultura SPAT.	80
Figura 25 – Sensor ultrassônico de baixo custo	87
Figura 26 - Sistema eletrônico do sensor	88
Figura 27 – Circuito do sensor.	89
Figura 28 – Teste em laboratório do método de monitoramento	90
Figura 29 – Fixação do poste com o braço de sustentação do sensor.	91
Figura 30 – Caixa de passagem e sensor de nível.	91

Figura 31 – Sistema no interior da caixa de passagem.....	92
Figura 32 – Vista geral da estação de monitoramento.	92
Figura 33 – Evento monitorado 04/07/2019 Bacia Urbana.....	93
Figura 34 – Variação do nível sem chuva, função da temperatura	94
Figura 35 – Vegetação invadindo o espaço abaixo do sensor	95
Figura 36 – Obstrução do bueiro sob a travessia.....	96
Figura 37 – Limpeza da área próxima à estação de monitoramento da bacia Rural:	
(A) antes da limpeza e (B) após a limpeza.....	97
Figura 38 – Variação do nível registrado durante a limpeza	97
Figura 39 – Ação de limpeza da vegetação que obstruiu o córrego.....	98
Figura 40- RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO _{5,20} Bacia	
Agricultura SPAT.....	102
Figura 41 – RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Bacia	
Agricultura SPAT.....	102
Figura 42 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total	
Bacia Agricultura SPAT.....	103
Figura 43 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio	
Amoniacal Bacia Agricultura SPAT.	103
Figura 44 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio	
Orgânico Bacia Agricultura SPAT.	103
Figura 45 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Bacia	
Agricultura SPAT.....	104
Figura 46 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO _{5,20} Bacia	
Urbana SPAT.....	104
Figura 47 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Bacia	
Urbana SPAT.....	104
Figura 48 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total	
Bacia Urbana SPAT.	105
Figura 49 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio	
Amoniacal Bacia Urbana SPAT.	105
Figura 50 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio	
Orgânico Bacia Urbana SPAT.....	105
Figura 51 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Bacia	
Urbana SPAT.....	106

Figura 52 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO5,20 Parque Tizo.....	106
Figura 53 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Parque Tizo.....	106
Figura 54 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total Parque Tizo.	107
Figura 55 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Amoniacal Parque Tizo.....	107
Figura 56 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Orgânico Parque Tizo.....	107
Figura 57 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Parque Tizo.	108
Figura 58 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO5,20 Água Podre.....	108
Figura 59 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Água Podre.....	108
Figura 60 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total Água Podre.....	109
Figura 61 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Amoniacal Água Podre.	109
Figura 62 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Orgânico Água Podre.	109
Figura 63 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Água Podre.	110
Figura 64 – Travessia a jusante da seção monitorada da bacia Parque Tizo.....	117
Figura 65 – Danos causados à estação de monitoramento da bacia Parque Tizo.	118
Figura 66 – Carga afluyente do evento do dia 26/10/2015 bacia Agricultura SPAT.	120
Figura 67 – Polutograma do evento do dia 26/10/2015 bacia Agricultura SPAT. ...	121
Figura 68 – Carga afluyente do evento do dia 12/12/2016 bacia Água Podre.....	121
Figura 69 – Polutograma do evento do dia 12/12/2016 bacia Água Podre.....	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Atividades do Programa de Monitoramento Ambiental de Qualidade da Água.....	33
Tabela 2 – Vantagens e desvantagens de cada estratégia para frequência temporal de amostragem.	36
Tabela 3 – Frequência temporal de amostragem.....	37
Tabela 4 – Volume mínimo para análises laboratoriais dos parâmetros de poluição difusa.....	39
Tabela 5 – Técnicas de análises, preservação e armazenamento dos parâmetros de poluição difusa.	40
Tabela 6 – Modelos existentes de estimativa de poluição difusa.....	55
Tabela 7 – Coordenadas dos pontos de monitoramento.....	59
Tabela 8 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Parque Tizo	60
Tabela 9 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Água Podre.....	62
Tabela 10 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Urbana SPAT.....	63
Tabela 11 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Agricultura SPAT	64
Tabela 12 – Área relativa a cada uso do solo na bacia Urbana	67
Tabela 13 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Rural	69
Tabela 14 - Parâmetros avaliados e respectivos métodos de análise laboratorial....	83
Tabela 15 - Concentrações médias das cargas de base.	99
Tabela 16 -Informações hidrológicas dos eventos monitorados e respectivos CMEs das bacias SPAT.....	100
Tabela 17 - CMEs médios das bacias SPAT por poluente.....	100
Tabela 18 - Informações hidrológicas dos eventos monitorados e respectivos CMEs das bacias do Jaguaré.	101
Tabela 19 - CMEs médios das bacias do Jaguaré por poluente.	101
Tabela 20 - Resumo dos resultados das regressões lineares.....	111
Tabela 21 - NSE dos eventos monitorados na bacia SPAT Agricultura	113
Tabela 22 - NSE dos eventos monitorados na bacia SPAT Urbana	114
Tabela 23 - NSE dos eventos monitorados na bacia Parque Tizo	115
Tabela 24 - NSE dos eventos monitorados na bacia Água Podre.....	115
Tabela 25 - Coeficiente de Exportação de Carga Difusa por uso do solo	124

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
BMP	Best Management Practices
Cd	Coeficiente de descarga
CE	Coeficiente de Exportação de carga difusa
CIRRA	Centro Internacional de Referência em Reuso de Água
CME	Concentração Média de Evento
CONAMA	Conselho Nacional do meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CPCB	Central Pollution Control Board of India
CPME	Concentração Parcial Média de Evento
CWA	Clean Water Act
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPUSP	Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
EUA	Estados Unidos da América
GIS	Geographic Information System
IEC	International Electrotechnical Commission
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
ISO	International Organization for Standardization
LabSan	Laboratório de Saneamento da EPUSP
LED	Light-Emitting Diode
LID	Low Impact Development
MPN	Most Probable Number
NA	Nível d'Água
Namon	Nitrogênio Amoniacal
NBR	Norma Brasileira
Norg	Nitrogênio Orgânico
NTU	Nephelometric Turbidity Unit

OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Vinila
RL	Regressão Linear
RTC	Real Time Clock
SAISP	Sistema de Alerta a Inundação de São Paulo
SD	Secure Digital
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SPAT	Sistema Produtor do Alto Tietê
SST	Sólidos Suspensos Totais
TMDL	Total Maximum Daily Load
UC	Unidade de Cor
UFRN	Universidade Federal do Rio Grande do Norte
UN	United Nations
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
WEF	Water Environment Federation
WFD	Water Framework Directive
WHO	World Health Organization
WSUD	Water Sensitive Urban Design

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	22
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1. Conceitos sobre a Qualidade das águas superficiais	23
3.2. Poluição difusa	25
3.2.1. Conceito	26
3.2.2. First Flush	28
3.2.3. Legislação específica sobre poluição difusa	29
3.2.4. Fontes de poluição difusa.....	30
3.3. Monitoramento de poluição difusa	31
3.3.1. Localização.....	34
3.3.2. Frequência de amostragem	34
3.3.3. Determinação do número de eventos monitorados	37
3.3.4. Parâmetros monitorados	37
3.3.5. Equipamentos de coleta de dados	42
3.4. Modelos matemáticos para estimativa de carga difusa	49
3.5. Medidas mitigatórias para poluição difusa	57
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	58
4.1. Área de estudo	58
4.1.1. Bacia do Córrego Jaguaré.....	59
4.1.2. Sistema Produtor do Alto Tietê	62
4.1.3. Araçoiaba	64
4.2. Métodos de monitoramento	70
4.2.1. Monitoramento Jaguaré.....	70
4.2.2. Monitoramento SPAT	75
4.2.3. Incertezas associadas	81
4.3. Classificação do uso do solo	83
4.4. Parâmetros avaliados e análises laboratoriais.....	83
4.5. Metodologia de estimativa de carga difusa.....	84
4.6. CME, CE e avaliação dos resultados da modelagem	85
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	87
5.1. Sensor de Nível para Controle da Amostragem	87
5.2. Cargas Monitoradas nas Demais Bacias.....	98

5.3. Modelagem da Carga Difusa.....	119
6. CONCLUSÕES	127
Referências	131
Anexo	145

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento urbano sustentável tem se apresentado como um dos maiores desafios para os nossa sociedade nas últimas décadas. Sendo o saneamento ambiental questão primordial para enfrentar tal desafio, faz-se necessária uma visão integrada dos serviços relacionados à saneamento: abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, drenagem de águas pluviais e resíduos sólidos. No que tange a drenagem, problemas de inundações tornam-se mais evidentes, principalmente durante períodos chuvosos. No entanto, a questão da qualidade das águas pluviais possui grande relevância para o *status* ambiental das ocupações humanas.

Os corpos hídricos recebem cargas poluidoras de lançamentos pontuais resultantes de atividades antrópicas e oriundas de fontes dispersas no espaço e no tempo, denominadas como carga difusa. Fontes pontuais devem-se principalmente aos efluentes de indústrias e estações de tratamento de esgoto. Geralmente, as cargas pontuais são mais fáceis de serem identificadas, o que torna o controle mais eficiente e rápido (ARAÚJO, 2005). As cargas difusas podem estar relacionadas a diferentes condições sendo a mais importante delas a carga de lavagem da superfície da bacia por eventos de precipitação, ou degelo. Também são consideradas cargas difusas os poluentes carreados pelo escoamento subterrâneo que alimentam o escoamento básico da hidrografia. As principais fontes difusas vinculadas a atividades humanas são poluentes carreados pelo escoamento gerado por irrigação e por atividades urbanas de lavagem de calçadas e de outras atividades econômicas que contribuem para o sistema de drenagem. Lançamento irregulares de esgoto doméstico por ausência de rede coletora são comumente abordados como carga difusa, apesar da pontualidade da descarga.

Segundo a Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA, 1995), 30% dos casos identificados de impactos na qualidade das águas superficiais são atribuídos às descargas de enxurradas, que podem conter compostos de alta toxicidade. Esta carga poluidora acumula-se nas diferentes superfícies da bacia e é carregada até o sistema de drenagem pela água da chuva, seguindo até os corpos d'água de maior porte, como rios ou reservatórios, tornando-se um problema para possíveis usos múltiplos. Este tipo de poluição é chamado de poluição difusa de lavagem.

Estudos realizados por diversos pesquisadores no Brasil e no exterior confirmam

o potencial poluidor associados às cargas difusas, por meio de monitoramento, acompanhando o comportamento da qualidade de águas do escoamento de base e durante eventos de chuva, realizando diferentes análises destas águas (COSTA, 2013).

Muitos prejuízos são decorrentes deste tipo de poluição, como aumento de doenças por veiculação hídrica, sobrecarga nos sistemas de tratamento de água, diminuição da qualidade de vida da população devido à deterioração da qualidade ambiental dos rios, impactos na vida aquática, entre outros. Como fontes pontuais de lançamentos tendem a ser reduzidas no futuro, com os programas de universalização do sistema de coleta de efluentes e com o aprimoramento tecnológico empregado em sistemas de tratamento, pode-se vislumbrar que nas próximas décadas as fontes difusas serão responsáveis pela principal parcela da carga poluidora afluente aos corpos hídricos (MARTINS, 2017b).

Neste contexto, faz-se necessário compreender os fenômenos relacionados à poluição difusa para avaliar seus impactos e fundamentar decisões no âmbito da gestão dos recursos hídricos de modo a endereçar ações específicas e eficientes para este tipo de poluição. O primeiro passo visando entender a dinâmica da poluição difusa consiste no monitoramento ambiental das águas de drenagem, em pontos estratégicos da bacia previamente definidos, com frequência adequada e seleção dos parâmetros de interesse de acordo com o objetivo do monitoramento (CPCB, 2008).

O monitoramento de cargas difusas de lavagem consiste em um conjunto de atividades de logística complexa, uma vez que a obtenção das amostras depende de eventos hidrológicos que são inerentemente aleatórios, sem data e horário certos para ocorrência. Muitos métodos foram desenvolvidos para acompanhar as alterações da qualidade da água de corpos hídricos devido ao aporte de cargas poluidoras de fontes difusas. Desde operações simples de coleta manual a ações mais sofisticadas utilizando sondas multiparâmetros com comunicação em tempo real (PORTO et al., 2009), diversos expedientes foram aplicados para este tipo de monitoramento, de acordo com os recursos disponíveis.

Uma das finalidades para os dados obtidos no monitoramento é subsidiar a calibração e validação de modelos matemáticos de predição de poluição difusa de lavagem. Esta modelagem visa representar de maneira fidedigna os impactos de eventos de chuva sobre a qualidade dos corpos d'água, bem como simular diferentes cenários, tanto de condições extremas como possíveis medidas mitigatórias. Tais

dados não se limitam às concentrações dos parâmetros de qualidade da água ao longo do evento, sendo também necessárias informações de vazão no ponto de interesse e de precipitação na bacia, ambos com frequência temporal mínima satisfatória para capturar as variações geradas pelo fenômeno estudado.

A dinâmica das cargas de origem difusa de lavagem pode ser discretizada em dois principais processos: acúmulo do poluente sobre a superfície do solo da bacia; e o carreamento da massa de poluente pelo escoamento superficial até o corpo receptor. O primeiro processo é primordialmente função do uso do solo, também sendo afetado pelo número de dias sem chuva. O segundo processo é dependente das características da chuva e da vazão do escoamento superficial. A Figura 1 ilustra a dinâmica supracitada.

Figura 1 - Dinâmica das cargas difusas de lavagem.

Fonte: o autor.

Da segunda metade do século passado até os dias atuais, muitos modelos envolvendo poluição difusa hídrica foram desenvolvidos (APRÍGIO; BRANDÃO, 2011), com variados graus de precisão e complexidade. Tais modelos contam com formulações matemáticas desenvolvidas a partir da observação e do estudo deste fenômeno em diversas escalas e localidades. No entanto, devido ao alto número de fatores específicos de cada local que afetam os processos envolvidos, uma replicação confiável de equacionamentos para outras bacias fica prejudicada.

O presente trabalho aborda este tema por meio de avaliação do monitoramento, modelagem e análises de dados relativos à poluição difusa levantados em dois

projetos com participação do Laboratório de Hidráulica da Escola Politécnica da USP. Um projeto foi realizado na bacia do córrego Jaguaré, zona oeste do município de São Paulo; e outro na bacia do Alto Tietê, a leste da região metropolitana da capital paulista. Também foi realizado um monitoramento piloto por meio do desenvolvimento de sensor ultrassônico de baixo custo com módulos da plataforma Arduino, por se tratar de placas de *hardware* de código aberto, bem como *software* livre com ambiente de programação simples e amigável (MARGOLIS, 2011). O sensor registra o nível e comunica-se com o amostrador automático de coleta, acionando o equipamento em função da variação do nível. A comunicação do sensor com o amostrador se dá por meio de porta analógica de corrente entre 4 a 20 mA. Os locais de aplicação dos sensores desenvolvidos foram áreas rurais no município de Araçoiaba da Serra, em que foi possível identificar vantagens e desafios de aplicação deste método de monitoramento de nível d'água de baixo custo e o acionamento do amostrador automático.

O texto segue estrutura de acordo com a seguinte itemização: 1. Introdução; 2. Objetivos; 3. Revisão Bibliográfica; 4. Materiais e Métodos; 5. Resultados e Discussões; 6. Conclusões; Referências; e Anexos.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo é reunir e avaliar de forma prática métodos de monitoramento e de estimativa das cargas de constituintes de origem difusa geradas em bacias hidrográficas, como forma de contribuir para o entendimento e o avanço das técnicas de controle e preservação dos recursos hídricos superficiais. Esta avaliação foi desenvolvida essencialmente comparando-se as vantagens e desvantagens dos principais métodos e resultados obtidos em casos práticos realizados.

Os objetivos específicos desta pesquisa visam detalhar como cada campanha foi realizada, determinar os valores experimentais resultantes e compará-los à bibliografia disponível. Desta forma, as ações específicas foram:

- a) Caracterizar as bacias de contribuição estudadas;
- b) Construir sensor de nível de baixo custo;
- c) Instalar os equipamentos da estação de monitoramento piloto;
- d) Descrever os métodos de monitoramento de carga difusa;
- e) Aplicar modelagem matemática aos eventos monitorados;
- f) Avaliar os resultados do modelo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Ocupações antrópicas com objetivos socioeconômicos invariavelmente causam impactos sobre o meio ambiente onde estão inseridas, sendo os recursos hídricos um dos mais afetados, em termos de quantidade e qualidade. O processo de urbanização e industrialização, quando não acompanhado de infraestrutura adequada e plano de ocupação ambientalmente orientado, acarreta uma série de impactos como (TUCCI, 2008):

- a) Alteração do ciclo hidrológico devido a impermeabilização do solo e remoção da cobertura vegetal;
- b) Contaminação de mananciais superficiais e subterrâneos;
- c) Lançamento inadequado de esgoto sanitário e efluentes industriais em corpos hídricos;
- d) Disposição inadequada de resíduos sólidos;
- e) Inundações em áreas urbanas;
- f) Erosão e assoreamento de corpos hídricos.

No que tange aos impactos relacionados às atividades agropecuárias em ocupações rurais, os principais estão relacionados à contaminação hídrica por fertilizantes, defensivos agrícolas tóxicos e rejeitos da atividade pecuária, além de erosão do solo e perda associada da camada fértil (SKINNER et al., 1997).

3.1. CONCEITOS SOBRE A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

Os aspectos de qualidade da água estão vinculados às suas características físicas, químicas e biológicas, determinadas pelos constituintes (matéria ou energia) presentes na mesma. Sua caracterização é feita por meio de diversos parâmetros indicadores que, quando analisados conjuntamente com o uso pretendido para o corpo hídrico, pode-se determinar se sua qualidade se encontra satisfatória ou não. De forma geral, os constituintes presentes na água podem ser agrupados da seguinte forma (MARTINS, 2017a):

- a) Sólidos: compostos orgânicos e inorgânicos presentes na coluna d'água e na interface com o fundo, em suspensão ou dissolvidos;
- b) Esgotos orgânicos: fontes de constituintes como o carbono, o nitrogênio e o fósforo;
- c) Nutrientes: usualmente restritos ao nitrogênio e fósforo, representam a fonte de vida para o fitoplâncton;
- d) Metais: usualmente associados às atividades antrópicas, mas também podem ser característicos do ambiente natural, muitas vezes encontram-se adsorvidos a partículas sólidas;
- e) Óleos e graxas: lipídios ou hidrocarbonetos sintéticos, usualmente associados a efluentes industriais e oriundos da poluição difusa gerada por veículos;
- f) Materiais radioativos: indicadores de atividades antrópicas prejudiciais à saúde humana;
- g) Herbicidas: nome genérico dado aos compostos tóxicos utilizados na agricultura (agroquímicos), tais como os defensivos agrícolas, pesticidas vegetais e animais e demais insumos;
- h) Sais (Não orgânicos): presentes nos corpos d'água em geral e particularmente nos estuários, como os cloretos, iodetos etc;
- i) Flora: representa a vida vegetal, notadamente o fitoplâncton;
- j) Fauna: representa a vida animal, notadamente o zooplâncton, invertebrados e peixes;
- k) Gases dissolvidos: compostos gasosos presentes nos interstícios entre as moléculas de água em estado líquido, sendo o principal deles o oxigênio, que afeta diretamente vários processos presentes no corpo hídrico;
- l) Temperatura: fator principal na maioria das reações químicas de decaimento e crescimento, é função da radiação solar e vazões aportantes.

Qualquer constituinte (matéria ou energia) lançado no corpo hídrico que altere a condição prévia do mesmo ou, ainda, que prejudique seus múltiplos usos são tratados como poluição (VON SPERLING, 2005). É importante ressaltar a diferença entre os conceitos de poluição e contaminação, sendo o segundo uma alteração na qualidade da água que seja particularmente nociva ao consumo humano (MARTINS, 2017a).

Em relação à origem das poluições, duas classificações são utilizadas: poluição pontual e difusa. A primeira possui localização de origem e características temporais

do lançamento facilmente identificáveis, como lançamentos de efluentes industriais ou estações de tratamento de esgoto. A segunda possui origem espacialmente dispersa e características variáveis no tempo, função de diversos fatores, logo, de difícil entendimento de seu comportamento. Visando aparelhar legalmente a gestão de recursos hídricos, no final dos anos 1990 foi criada a Lei 9.433/1997, conhecida como Política Nacional de Recursos Hídricos, que regulamenta a gestão das águas no Brasil. Seguindo seu artigo 9º, inciso I, e o artigo 10º, dentre outros embasamentos, em 2005 o Conselho Nacional do Meio Ambiente estabeleceu uma resolução (CONAMA 357/2005) que dispõem sobre a classificação dos corpos hídricos para seu enquadramento legal, de acordo com seus usos pretendidos.

Dentre outras deliberações, esta resolução estabeleceu quatro classes de uso para águas doces, salinas e salobras, com valores mínimos e máximos para diversos parâmetros indicadores de qualidade da água. A Resolução CONAMA 430/2011 alterou a 357 no que diz respeito aos limites para condições dos lançamentos de efluentes em corpos d'água receptores (BRASIL, 2011). Esta mudança flexibilizou algumas regras, como por exemplo substituiu o termo Estudo de Impacto Ambiental por estudo ambientalmente adequado para permissão de excepcionalidades, termo genérico que tende a reduzir a qualidade ambiental das análises que embasarão tomadas de decisão sobre o tema.

Em relação a poluição difusa, não existe regulamentação específica endereçada para este tipo de poluição. Apenas uma única citação sobre poluição difusa é feita, no inciso II do artigo 10º da Resolução CONAMA 357/2005, no contexto da possibilidade de alteração de limites máximos para nutrientes, nas condições de vazão de referência para determinadas classes, mediante estudo ambiental específico que considere cargas difusas, comprovando que esta flexibilização não acarretará prejuízos para o uso pretendido (BRASIL, 2005).

3.2. POLUIÇÃO DIFUSA

A poluição difusa é alvo de estudos em países europeus desde o século XIX, enquanto nos EUA o tema passou a ser estudado de forma sistemática a partir dos anos 1970 (MARTINS, 2017b). No Brasil, esta temática teve seus primeiros trabalhos publicados pelo meio acadêmico somente a partir da década de 1980, com estudos

em áreas urbanas nos municípios de Porto Alegre (UMEZAWA, 1979; IDE, 1984) e São Carlos (GOMES, 1981).

3.2.1. CONCEITO

Poluição de origem difusa é definida como produto das cargas não pontuais afluentes aos corpos hídricos, sendo que estas cargas são caracterizadas por sua variabilidade espacial e temporal. Este tipo de poluição pode se originar de variadas fontes, tais como a atmosférica; a lavagem dos poluentes acumulados na superfície impermeável; a erosão de partículas de solo e poluentes associados de superfícies permeáveis; os poluentes presentes na camada subsuperficial carreados pelo escoamento de base; e dos sólidos e lodo acumulados no sistema de drenagem (NOVOTNY, 2003). Dentre os fatores que influenciam nas concentrações dos poluentes decorrentes de cargas difusas encontram-se (APRIGIO, 2012):

- a) Uso e ocupação do solo;
- b) Práticas de manejo do solo;
- c) Limpeza pública;
- d) Estação do ano;
- e) Características hidrológicas locais;
- f) Características topográficas locais;
- g) Chuvas antecedentes.

Segundo Porto (1995), a poluição difusa está necessariamente relacionada à precipitação, sendo carreada pelo escoamento superficial. Porém, existem cargas poluidoras de origem não identificável (portanto, também poluição difusa) que aportam ao sistema de drenagem em tempo seco. Em áreas urbanas, por exemplo, a lavagem de casas e calçadas e lançamentos pontuais indevidos e irregulares de efluentes sanitários na rede de águas pluviais ocorrem com frequência. Já em zonas rurais, contribuições das irrigações e manejo de criações de animais carregam poluentes em momentos de ausência de chuva. Tais contribuições relacionadas a atividades antrópicas podem ser chamadas cargas difusas antrópicas diretas.

Outros dois tipos de poluição difusa não relacionados a eventos de chuva que

afetam os recursos hídricos são: as cargas presentes no fluxo subterrâneo que recarregam aquíferos; e poluentes da superfície lavados por eventos de degelo. O primeiro possui dinâmica específica, com métodos de monitoramento e modelagem próprios, sendo uma questão ambiental pouco investigada quando comparada a águas superficiais (AZZELLINO et al., 2019; OUEDRAOGO et al., 2019). O segundo tem dinâmica similar ao fenômeno desencadeado por precipitação, porém com especificidades relativas ao processo de degelo (KAMARI et al, 2019). Ambos não serão foco do presente estudo. A Figura 2 ilustra os diferentes tipos de carga difusa existentes.

Figura 2 – Tipos de cargas difusas.

Fonte: o autor.

Apesar da existência de cargas difusas não relacionadas a eventos de precipitação, as contribuições mais significativas estão vinculadas ao escoamento superficial resultante da chuva (TUCCI, 2009).

3.2.2. FIRST FLUSH

Característica relevante da poluição difusa, observada desde os primeiros estudos sobre o tema (LINDHOLM; BALMER, 1978), são as elevadas cargas de poluentes encontradas no período inicial do escoamento superficial em relação ao período final do evento chuvoso. Isto se dá pela maior massa de poluentes disponível na superfície para ser carregada no início do escoamento superficial, acumulada durante todo o período sem chuva anterior ao evento de precipitação. Tal fenômeno é conhecido como *first flush* (GUPTA & SAUL, 1996; DELETIC & MAKSUMOVIC, 1998). A Figura 3 apresenta um gráfico genérico de hidrograma, polutograma e hietograma (distribuição temporal de vazão, carga poluidora e chuva, respectivamente) que ilustra este fenômeno e a relação temporal entre as variáveis.

Figura 3 - Hidrograma, polutograma e hietograma com indicação de ocorrência de first flush.

Fonte: TUCCI, 2009.

Apesar da importância deste fenômeno, muitas avaliações de grande escala espacial e temporal de carga difusa não necessitam de detalhamento da distribuição das concentrações de poluentes durante a precipitação, atividade que despende maiores esforços (PORTO, 1995).

Por outro lado, deve-se lembrar que existem casos em que o *first flush* causa diluição de alguns constituintes no início do evento, principalmente se este está presente em altas concentrações no escoamento de base do corpo hídrico receptor,

ocorrendo efeito de queda na concentração, inverso ao apresentado no gráfico da Figura 3.

3.2.3. LEGISLAÇÃO ESPECÍFICA SOBRE POLUIÇÃO DIFUSA

Não existem legislações específicas sobre poluição difusa atualmente em vigência no Brasil. No entanto, muitos países abordam esta questão de forma sistemática e concreta em suas legislações há algumas décadas.

O desenvolvimento do conceito de *Total Maximum Daily Loads* (TMDL), preconizado pelo *Clean Water Act* de 1972 nos EUA e, posteriormente, da *Water Framework Directive*, na Europa, colocou em evidência a necessidade de se considerar todas as fontes de poluição, bem como a necessidade de modelagens mais precisas, principalmente das fontes difusas de poluição (LOAGUE; CORWIN, 2006).

O TMDL foi desenvolvido justamente para contemplar fontes difusas de poluição, uma vez que estudos apoiados pela Environmental Protection Agency americana reconheciam que apenas o controle de fontes pontuais conhecidas não atingiria os padrões de qualidade para os usos pretendidos das águas (NOVOTNY, 1999). Desta forma, este valor numérico foi desenvolvido para considerar diferentes tipos de poluição, relacionando-os a uma quantidade máxima de carga poluente que o corpo receptor pode receber sem violar seu padrão de qualidade. A Equação 1 a seguir mostra como é calculado o TMDL.

$$TMDL = \sum WLA + \sum LA = LC - MOS \quad (1)$$

Em que

TMDL: *Total Maximum Daily Loads* (Carga Máxima Diária admissível);

WLA: *Waste Load Allocation* (Alocação de Efluente Pontuais existentes e futuros);

LA: *Load Allocation* (Alocação de Cargas difusas existentes e futuras, antrópicas ou naturais);

LC: *Loading Capacity* (Capacidade máxima de Carga poluidora admissível sem violação do padrão do corpo receptor);

MOS: *Margin of Safety* (Margem de segurança).

Os valores de *LA* e *LC* necessitam de metodologias específicas para determinação, carecendo de participação intensa da comunidade acadêmica para garantir bons resultados na aplicação da legislação, por meio de comitês de bacia ou aparato institucional equivalente.

A diretiva europeia teve como grande mudança a generalização da abordagem da gestão das águas por planos de bacia, que devem necessariamente contemplar as cargas difusas geradas assim como as fontes pontuais. Apesar de não haver uma ferramenta específica como o *TMDL*, a diretiva prevê o uso de modelos que considerem poluição difusa para auxiliar os gestores na elucidação dos problemas para tomada de decisão (COLLINS; MCGONIGLE, 2008).

3.2.4. FONTES DE POLUIÇÃO DIFUSA

As principais fontes de cargas difusas e alguns dos respectivos poluentes associados são (EIGER et al., 1999):

1 Áreas rurais

- a) Atividades agrícolas: as cargas dependem do tipo de cultura, da fase em que se encontra o ciclo de produção (preparação do terreno, semeadura, desenvolvimento das plantas, colheita, etc.), e do uso de fertilizantes e defensivos;
- b) Atividades pecuárias: as cargas dependem do tipo de criação e das técnicas utilizadas;
- c) Mineração: são de alto potencial poluidor, dependendo do tipo de minério em exploração e da adoção de técnicas adequadas de proteção e controle ambiental;
- d) Áreas naturais pouco alteradas como matas, capoeiras, campo: produzem cargas devido à decomposição de matéria orgânica, sendo a única fonte não associada a atividade humana, também é chamada de *natural background sources*.

2 Áreas urbanas

- a) Efluentes líquidos resultantes das operações de estabelecimentos comerciais e de serviço (padarias, restaurantes, postos de gasolina, oficinas mecânicas, garagens de ônibus, etc.) e pequenas indústrias (galvanoplastia, serralherias, etc.) através do sistema de drenagem. Dão origem a cargas orgânicas, metais, óleos e graxas, solventes, entre outros;
- b) Movimento de veículos: resíduos originados no desgaste de pavimentos, resíduos de pneus, óleos, lubrificantes, graxas que são depositados na superfície das vias públicas;
- c) Lavagem de superfícies: quintais e jardins, calçadas, ruas e grandes áreas;
- d) Erosão de áreas com solo nu, ou durante trabalhos de terraplanagem;
- e) Lavagem de materiais de construção (areia, cimento, cal, etc.) em obras públicas ou construções particulares (abertura de loteamentos, construção de edificações, etc.);
- f) Escoamento por degelo, contendo substâncias químicas presentes nos produtos usados na remoção de neve do viário.

3 Deposição atmosférica

- a) Partículas em suspensão no ar: deposição na superfície de telhados, calçadas e ruas, e diretamente na superfície dos corpos de água; a natureza das partículas poluentes depende do grau de poluição atmosférica e de suas fontes, que podem estar a distâncias significativas das áreas de deposição; podem conter enxofre, metais, compostos orgânicos, nutrientes, entre outros;
- b) Água de chuva: partículas, gases e outros contaminantes atmosféricos dissolvem-se nas águas de chuva ou são arrastadas por ela até a superfície do solo.

3.3. MONITORAMENTO DE POLUIÇÃO DIFUSA

A caracterização da poluição difusa de uma bacia passa pelo monitoramento adequado da qualidade da água do escoamento superficial da mesma, em conjunto

com dados hidrológicos de chuva e vazão. A carga mássica de poluentes é definida como o produto entre a concentração desses e a vazão, num dado intervalo de tempo, em determinada seção de rio (COSTA, 2013), como mostra a Equação 2.

$$M = C \times Q \times \Delta t \quad (2)$$

Em que

M: carga mássica de poluente (massa);

C: concentração do poluente (massa/volume);

Q: vazão (volume/tempo);

Δt : intervalo de tempo;

A localização dos pontos de monitoramento, frequência temporal de amostragem, número de eventos monitorados e variáveis monitoradas devem estar alinhados com o objetivo do estudo, recursos (humanos, financeiros e temporal) disponíveis para obtenção de dados (UN, 1996; CPCB, 2007).

Segundo Sanders et al. (1983), um programa robusto de monitoramento de qualidade da água deve conter as atividades de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 – Atividades do Programa de Monitoramento Ambiental de Qualidade da Água.

Atividade	Atividades específicas
Projeto da rede de monitoramento	Localização das estações Seleção dos parâmetros analisados Frequência de amostragens
Coleta de amostras	Técnicas de coleta Medições de campo Preservação da amostra Pontos de amostragem Transporte das amostras
Análises Laboratoriais	Técnicas analíticas Procedimentos operacionais Controle de qualidade Armazenamento dos dados
Tratamento dos dados	Recebimento dos dados Triagem e verificação Armazenamento e recuperação Comunicação Disseminação
Análise de dados	Sumário estatístico Análise de regressão Índices de qualidade da água Interpretação do controle de qualidade Análise temporal Modelagem de qualidade da água
Utilização da informação	Necessidades da informação Formato dos relatórios Procedimentos operacionais Avaliação da utilização

Fonte: Sanders et al (1983).

Dentre as atividades propostas por Sanders et al. (1983) muitas abordam etapas posteriores à coleta das amostras. Este item de monitoramento deve explorar apenas as etapas até o transporte da mostra para o laboratório, fase final da campanha de

campo. Para garantir a representatividade da caracterização da poluição difusa de uma bacia, as campanhas de monitoramento precisam observar alguns aspectos fundamentais, a serem discutidos a seguir.

3.3.1. LOCALIZAÇÃO

Os pontos de monitoramento devem estar localizados seguindo uma lógica racional sistemática, tendo em vista atingir os objetivos do programa de monitoramento (STROBL; ROBILLARD, 2008). Muitas redes de monitoramento subdividem a bacia em macrolocalizações e microlocalizações. A primeira refere-se a identificação das grandes regiões onde deverá ser implementada a rede de monitoramento. A segunda envolve a localização precisa do local onde o monitoramento deverá ser realizado (BRASIL, 2013).

Dentre os métodos existentes, destaca-se o de Sharp (1971), baseado no método de Horton (1945), ordenando a rede em escala crescente de relevância de acordo com o número de tributários contribuintes a montante. Outra abordagem sugerida por Ward (1973) indica a instalação de pontos de monitoramento próximos aos locais críticos da bacia em relação a qualidade da água. As estações devem estar a jusante da área de contribuição que se deseja caracterizar, em local seguro e com condições de acesso.

A norma NBR9897 de 1987 apresenta um plano de amostragens de efluentes líquidos em corpos receptores que considera fatores como recursos disponíveis, usos do solo, densidade demográfica, uso das águas, caracterização das fontes poluidoras, entre outros (ABNT, 1987). Tais diretrizes também podem auxiliar na definição da rede de monitoramento de carga difusa.

3.3.2. FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

A frequência temporal de amostragem deve ser específica de acordo com o objetivo do monitoramento. Para caracterizar a carga de base presente no corpo d'água em estudo é necessária uma amostragem com frequência suficiente para capturar a variação diária da qualidade da água. Em áreas urbanas com presença de lançamentos irregulares que compõe a carga de base, faz-se necessário frequência

mínima suficiente que caracterize a variação da qualidade da água em função do consumo de água que gera os efluentes despejados indevidamente na rede de drenagem.

Jordan e Cassidy (2011) propuseram uma frequência de 3 amostras por dia durante uma semana, resultando em 24 amostras (*24/7 solution*), para coleta de sedimentos e nutrientes em áreas rurais. Outra abordagem obteve resultados satisfatórios por meio de monitoramento de carga de base com intervalos de 4 horas entre as coletas, durante uma semana no período de estiagem e outra no chuvoso, obtendo caracterizações distintas para cada estação do ano (SÃO PAULO, 2016).

Considerando limitações financeiras ou de capacidade laboratorial disponível, é possível aplicar um método de ponderação para determinar o número de amostras por estação, de acordo com a Equação 3 (WARD, 1978).

$$NA_i = P_i \times TA \quad (3)$$

Em que

NA_i: Número de Amostras na estação i;

P_i: Fator de Ponderação da estação i;

TA: Total de Amostras do programa de monitoramento.

Para caracterizar a carga poluidora relativa a um evento de precipitação, a frequência de amostragem pode estar vinculada a outras variáveis, como vazão e/ou precipitação. Também pode-se utilizar intervalos temporais fixados em função do tempo de concentração da bacia, adotando-se frações deste para cada amostra, embasado por estudo hidrológico preliminar da bacia (STONE et al., 2000; HARMEL et al., 2003), sendo a resolução temporal dos dados hidrológicos obrigatoriamente iguais ou menores. A Tabela 2 apresenta as vantagens e desvantagens de vincular a frequência de amostragens à vazão ou a intervalos de tempo pré-determinados.

Tabela 2 – Vantagens e desvantagens de cada estratégia para frequência temporal de amostragem.

Tipo de estratégia	Vantagens	Desvantagens
Amostragem vinculada a vazão	Medidas das cargas mais acurada Relativamente fácil de determinar a variação de vazão entre as amostras	Necessidade de integrar a medição de vazão a amostragem Fortemente recomendável uma estrutura de controle de vazão A rotina de amostragens não ocorrerá em caso de falha na medição de vazão
Amostragens com intervalos de tempo pré-fixados	Maior acurácia para pequenos intervalos de tempo Não há necessidade de integrar a medição de vazão a amostragem Maior confiabilidade	Complexidade para determinar os intervalos entre as amostras Ainda há necessidade de medição de vazão para cálculo das cargas

Fonte: HARMEL et al. (2003).

Frequências baixas podem subestimar cargas de poluentes por não caracterizar o *first flush* (OWEN et al., 2012). Desta forma, preconiza-se um maior número de amostras no início da precipitação.

Um método simples para caracterizar satisfatoriamente um evento proposto por Browne (1989) sugere intervalos máximos entre coletas em função da área da bacia e seu grau de impermeabilização, de acordo com a Tabela 3 a seguir.

Tabela 3 – Frequência temporal de amostragem.

Área de contribuição (Km ²)	Intervalo máximo entre amostras (min)	
	Alta grau de impermeabilização	Baixo grau de impermeabilização
0,2	3	4
0,4	4	7
2,4	7	20
12	15	30

Fonte: Browne (1989).

Do ponto de vista hidrológico, nota-se que quanto menor o tempo de concentração da bacia (menor área e maior impermeabilização), menor deve ser o intervalo entre as amostras para que a onda de cheia seja capturada pelo monitoramento.

3.3.3. DETERMINAÇÃO DO NÚMERO DE EVENTOS MONITORADOS

Não há um número mínimo que seja consenso na literatura. Obviamente, quanto mais eventos monitorados, mais forte estatisticamente será a caracterização, entretanto, sugere-se pelo menos cinco eventos (MAY; SYVAKUMAR, 2009), sendo sete uma quantidade razoável para obter resultados representativos (LEECASTER et al., 2002). Ressalta-se a importância de realizar esta quantidade mínima sugerida em ambas as estações, seca e chuvosa, para captar variações sazonais da qualidade da água (SÃO PAULO, 2016).

3.3.4. PARÂMETROS MONITORADOS

A determinação de quais parâmetros devem ser monitorados é função do objetivo do estudo, das características de uso e ocupação do solo, da capacidade laboratorial para análises e dos recursos disponíveis. Parâmetros físicos convencionais, como condutividade, cor, turbidez e pH são importantes, porém não prioritários para avaliações de poluição difusa.

Sólidos suspensos totais (SST) e dissolvidos totais (SDT) são parâmetros de

suma importância para qualquer uso do solo, uma vez que podem estar correlacionados a outros poluentes (EGODAWATTA et al., 2007; ARYAL et al., 2010; RIGHETTO et al., 2017; CHOLET et al., 2018). Nitrogênio e fósforo possuem maior relevância pra estudos em áreas rurais com potencial impacto sobre mananciais (LANG et al., 2013; ZHU, 2015; FERREIRA et al., 2018; MALAGÓ et al., 2019; WANG et al., 2019), mas também têm parcela significativa em cargas originárias de bacias urbanizadas. Claramente, substâncias tóxicas presentes em defensivos agrícolas também estão vinculadas a área rurais destinadas a agricultura (MOSCHET et al., 2014; MOSER et al., 2018).

Matéria orgânica lábil e patógenos têm maior relevância em áreas urbanas e estão relacionados a esgotos domésticos lançados indevidamente que são identificados pelo monitoramento de poluição difusa (de SOUZA et al., 2017). Metais, óleos e graxas e hidrocarbonetos são característicos da lavagem do sistema viário, gerados pela rodagem de veículos (MANIQUIZ et al., 2012; RODRIGUEZ-HERNANDEZ et al., 2013), podendo também advir de áreas industriais, no entanto, dependem do tipo de atividade industrial praticada.

Considerando os poluentes a serem avaliados, a Tabela 4 apresenta os volumes mínimos necessários para análises de diferentes parâmetros. A Tabela 5 apresenta os parâmetros dos constituintes, suas unidades de medição e o método de preservação, acondicionamento e análise laboratorial das amostras.

Tabela 4 – Volume mínimo para análises laboratoriais dos parâmetros de poluição difusa.

Análise	Volume da amostra (ml)	Análise	Volume da amostra (ml)
Alcalinidade	100	Nitrogênio Kjeldahl	400
Alumínio	25	Nitrato	200
DBO	1000	Nitrito	50
Boro	1	Fósforo	100
Cálcio	50	Potássio	100
Cloreto	100	Selênio	1000
Fluoreto	50	Sílica	50
Ferro	50	Sódio	100
Magnésio	75	Sulfato	200
Manganês	90	COT	200
Nitrogênio amoniacoal	400	SST	1000

Fonte: PORTO et al., 2009.

Tabela 5 – Técnicas de análises, preservação e armazenamento dos parâmetros de poluição difusa.

Parâmetro		Unidade	Método Analítico*	Preservante	Armazenagem
Físicos Convencionais	Cor	U.C.	2120	-	refrigerada até 4°C, 48 horas
	Turbidez	NTU	2130	-	refrigerada até 4°C, manter no escuro por até 24 horas
	Condutividade	µmho/cm	2510	-	refrigerada até 4°C, 28 dias
	pH	pH	4500	-	análise imediata
Sólidos	Sólidos totais	mg/L	2540 B	-	refrigerada até 4°C, 7 dias
	Sólidos	mg/L	2540 C	-	refrigerada até 4°C, 7 dias
	Dissolvidos				
	Sólidos Suspenso	mg/L	2540 D	-	refrigerada até 4°C, 7 dias
Matéria Orgânica	COT	mg/L	5310 B, C, D	H2SO4 (pH<2)	refrigerada até 4°C, 7 dias
	DBO	mg/L	5210 B	-	refrigerada até 4°C, 6 horas
	DQO	mg/L	5220 B, C, D	H2SO4 (pH<2)	refrigerada até 4°C, 7 dias
Nutrientes	Nitrogênio	mg/L	4500 NH3 B, C, D	H2SO4 (pH<2)	refrigerada até 4°C, 7 dias
	Amoniacal				
	Kjeldahl	mg/L	4500 Norg B e C	H2SO4 (pH<2)	refrigerada até 4°C, 7 dias
	Nitrato	mg/L	4500 NO3 D; 4110 B	-	refrigerada até 4°C, 48 horas
	Nitrito	mg/L	4500 NO2 B; 4110 B	H2SO4 (pH<2)	refrigerada até 4°C, 48 horas
	Ortho-Fosfato	mg/L	4500 P B; 4500 P E	-	refrigerada até 4°C, 48 horas
	Fósforo Total	mg/L	4500 P B; 4500 P E	H2SO4 (pH<2)	refrigerada até 4°C, 48 horas
Metais	Cádmio	µg/L	3111 B; 3120 B	HNO3 (pH<2)	filtragem imediata, refrigerada até 4°C, 6 meses
	Chumbo	µg/L	3113 B; 3500 Pb B		
	Cobre	µg/L	3111 B, C; 3113 B; 3120 B		
	Ferro	µg/L	3500 Fe B; 3111 B, C; 3120 B		

Parâmetro		Unidade	Método Analítico*	Preservante	Armazenagem
	Zinco	µg/L	3500 Zn B; 3111 B, C; 3120 B		
	Mercúrio	µg/L	3112 B		refrigerada até 4°C, 28 dias
Micro-biológicos	Coliformes	MPN/100	9221 E; 9222 D	-	24 horas
	termotolerantes	ml			
	Cianobactérias	cél/mL	10200 Fa	-	manter no escuro por até 24 horas
Óleos e graxas		mg/L	5520 B, C, D	HCl (pH<2)	refrigerada até 4°C, 28 dias

*Standard Methods.

Fonte: compilado a partir de APHA; AWWA; WEF, 1999.

3.3.5. EQUIPAMENTOS DE COLETA DE DADOS

A quantificação da carga difusa aportante a um corpo hídrico passa invariavelmente pela aquisição de dados de quantidade (vazão), qualidade (concentrações dos constituintes) e precipitação (mm de chuva), todos temporalmente encadeados.

Chuvas são quantificadas por meio da altura da lâmina d'água precipitada, duração do evento e sua intensidade, expressa pela razão entre os dois primeiros. Dentre os tipos de ferramentas utilizadas para medições destacam-se o pluviômetro, pluviógrafo e radar meteorológico (PORTO et al., 2009).

O pluviômetro é um equipamento mais simples de medição, consiste em uma caçamba com superfície de captação horizontal e um reservatório para acumular a precipitação ocorrida. Registra a quantidade precipitada de acordo com a operação do usuário, normalmente leituras diárias, esvaziando o container após a leitura. Suas limitações são a necessidade constante de interação do usuário com o equipamento e a possibilidade de transbordo do reservatório em caso de chuvas mais intensas, o que levaria a perda do registro correto (RASHID et al, 2015).

Pluviógrafo é um equipamento mais sofisticado que realiza medições de forma automatizada em curtos intervalos de tempo, da ordem de minutos, muito utilizados em estudos experimentais em bacias urbanas de pequeno porte. Os principais tipos de pluviógrafos são (PORTO et al, 2009): caçambas basculantes; pluviógrafo de peso; e de flutuador ou boia. Atualmente contam com modalidade de registro em meio magnético (*datalogger* e/ou transmissão automática), pela facilidade de manipulação dos dados e pela minimização dos erros de digitalização dos dados registrados em papel. Além disso, propicia sua fácil integração em sistemas de telemetria. É o tipo de monitoramento mais aplicado em avaliações de cargas difusas (CALTRANS, 2005; BRITES & GASTALDINI, 2007; HE et al, 2010; LEE et al, 2011; LANG et al, 2013; BAI & LI, 2013; ZHU et al, 2015; GIRARDI et al, 2016; YUAN et al, 2017; MARTINS, 2017; RIGHETTO et al, 2017; FERREIRA et al, 2018; YAZDI et al 2019).

É comum a utilização de dados de chuva gerados por redes pluviográficas institucionais pertencentes a organizações meteorológicas ligadas ao poder público ou outras entidades com interesse em dados hidrológicos. Desta forma, havendo uma estação da rede próxima à bacia em estudo, evita-se o dispêndio de recursos com

novas instalações.

Os radares meteorológicos são equipamentos mais sofisticados e que permitem a observação da variação espacial da chuva com boa resolução temporal e superficial. Tem papel importante na observação dos eventos pois permitem avaliar a chuva média na bacia com maior precisão do que os pluviômetros convencionais. Também são úteis na previsão de eventos com antecedência, informação fundamental na preparação da logística das equipes de campo que realizam o monitoramento de poluição difusa, para agirem de modo inequívoco, evitando desperdício desnecessário de recursos (CALTRANS, 2005).

Os métodos de monitoramento de vazão podem ser divididos em quatro grupos: medição direta; velocidade-área; formação de constrição; e medições sem contato (ŞENGÖRÜR et al., 2014).

A medição direta consiste em contar o tempo necessário para o escoamento preencher um volume conhecido. Ao menos cinco medições de vazão devem ser feitas para pelo menos três configurações de profundidade e largura do escoamento visando garantir a acurácia da medição (PFEFFER & WAGENET, 2007). Apesar do baixo custo financeiro e temporal, este método é aplicável somente para cursos d'água pequenos e estreitos (SHOPE et al, 2013).

Métodos que utilizam a relação velocidade-área exploram o conhecimento da seção transversal do escoamento e uma estimativa da velocidade do mesmo, considerando uma distribuição uniforme de velocidades na área molhada, sendo a vazão o produto entre eles (BARTH, 1987; KISH et al, 2001). O método do elemento flutuante é o mais simples, no qual se conta o tempo de deslocamento entre dois pontos de distância conhecida entre eles para estimar a velocidade média do escoamento. O material do objeto deve ser de baixa densidade e fácil visualização (HARWELL & ASQUITH, 2011). Seus resultados não possuem muita precisão, pois a velocidade da camada superficial do fluxo, onde o objeto se encontra, difere da velocidade da coluna d'água na seção (HILGERSOM & LUXEMBURG, 2012).

Ainda neste grupo, o método de diluição calcula a velocidade pela taxa de difusão de um traçador químico ou radio isótopo adicionado ao escoamento (DINGMAN, 2015). Erros de medição podem estar vinculados a incompletude da mistura do traçador no escoamento, resultando em diferenças entre velocidades de camadas horizontais distintas (DOBRIYAL, 2017). O método do molinete obtém velocidades pontuais ao longo de lamelas verticais da seção transversal do

escoamento por meio do número de rotações do rotor em período de tempo conhecido (CHAUHAN et al., 2014). Com as velocidades e áreas conhecidas de cada lamela, basta somar o produto destas para cada uma para calcular a vazão total do escoamento (PORTO et al., 2009).

Ademais, o método acústico *Doppler* (ADCP) obtém o perfil de velocidades na seção por meio da diferença de frequência entre a onda emitida pelo dispositivo e o eco das partículas em suspensão no escoamento (COSTA et al., 2006). Este método é de rápida aplicação e oferece resultados acurados pois mede velocidades em uma porção maior, portanto mais representativa, da coluna d'água (MUELLER & WAGNER, 2009). No entanto os equipamentos são de alto custo e demandam capacitação adequada dos operadores.

O método de formação de constrição mais comum consiste em construir uma seção cuja vazão pode ser obtida por meio de equações que relacionam o nível a montante da estrutura com o escoamento, sendo as mais conhecidas os vertedores. Tais dispositivos podem assumir variadas formas como retangular, triangular, Cipolletti, entre outras (MARTIN, 2006). Estes vertedores precisam ser bem projetados e instalados para garantir sua aplicabilidade, necessitando de desnível considerável entre montante e jusante para não haver afogamento (DOBRIYAL, 2017). A calha Parshall também é um método de formação de constrição muito utilizado, pois não necessita de desníveis significativos entre montante e jusante. Estes métodos são recomendáveis para corpos d'água de pequeno porte e podem ser de grande valia para programas de monitoramento de recursos hídricos, apesar de poderem causar alterações no habitat de algumas espécies locais (RICKARD et al., 2003).

O último grupo elencado relativo a métodos sem contato tem como destaque o sensoriamento remoto por meio de imagens de satélite combinado a medições de campo *in situ*, construindo-se curvas que relacionam a descarga com a área molhada em planta (TAN et al., 2014). Dados de satélite têm potencial de prover uma cobertura global de informações hidrológicas sem precedentes (BATRA et al., 2006), no entanto, erros significativos relacionados à má representatividade da superfície da água pelas imagens de satélite podem prejudicar sua confiabilidade (WARD et al., 2013).

Além dos métodos expostos neste tópico, muitos outros expedientes para medição de vazão foram desenvolvidos e testados pelo meio técnico (MISHRA et al., 2009; DOBRIYAL, 2017), que não vieram à luz neste trabalho, porém possuem

alguma aplicabilidade.

No contexto do monitoramento de poluição difusa, a frequência de medição de vazão deve ser suficiente para capturar variações causadas por eventos de precipitação. Em bacias de menor porte com alto grau de impermeabilização, alterações significativas na descarga podem ocorrer em questão de minutos, durante chuva de alta intensidade. Por conseguinte, faz-se necessário obter de forma contínua os dados de vazão para aplicação nas avaliações de carga difusa.

Os métodos de medição de vazão, em sua maioria, são ações discretas que calculam o valor da descarga para uma configuração momentânea do escoamento. Existem equipamentos de medição de velocidade que podem permanecer operando de modo contínuo, em conjunto com um sensor de nível para medir a área simultaneamente e, conseqüentemente, a vazão (HE et al., 2010). No entanto, tais equipamentos são custosos e frágeis, não sendo indicada sua utilização em seções menos controladas, mais expostas a acontecimentos fortuitos que possam danificar o equipamento e, portanto, prejudicar o dado observado.

Alguns trabalhos de avaliação de carga difusa não apresentaram medição contínua de vazão, mas realizaram medições de vazão discretas no momento da coleta da amostra de qualidade da água durante o evento de precipitação, utilizando equipamentos de determinação da velocidade e área do escoamento (LEE et al., 2002, 2011; LANG et al., 2013; YUAN et al., 2017).

Monitoramento de vazão de modo contínuo pelos métodos que relacionam velocidade e área ou de formação de constricção necessitam de monitoramento contínuo do nível do escoamento. Dentre os equipamentos de monitoramento de nível destacam-se os sensores ultrassônicos (KIM et al., 2014), que calcula distância pela diferença temporal entre o sinal emitido e seu eco recebido; e os sensores de pressão, que calculam a profundidade do escoamento de acordo com a coluna d'água sobre este (HE et al., 2010; BAI & LI, 2013; KIM et al., 2014, MARTINS, 2017; CHLOET et al., 2018).

Alguns trabalhos realizaram monitoramento de vazão pelo método velocidade-área, mas não especificaram como se dava a obtenção do nível d'água (CALTRANS, 2005; SOONTHORNNONDA et al., 2008; ZHANG et al., 2012; ZHU et al., 2015). Zhang et al. (2012) realizaram medições diretas no monitoramento de uma bacia de pequeno porte. Righetto et al. (2017) obtiveram a vazão do escoamento pelo método da formação de constricção, por meio da construção de um vertedor retangular e

registro do nível a montante com limnômetro digital.

Os monitoramentos que medem a profundidade do escoamento precisam estabelecer uma relação entre nível e vazão, habitualmente chamada de curva-chave, para a seção de interesse (NOVOTNY & OLEM, 1994). O estabelecimento desta relação é feito por ajustes numéricos aos dados observados em campo, por meio de diferentes métodos (USGS, 1982). Sua extrapolação para valores maiores de vazão deve ser cuidadosamente avaliada, não podendo haver variações significativas na geometria e/ou na rugosidade da seção (JAIN & SINGH, 2003). Existem padrões para a construção de curvas-chave, como a ISO1100/2 (2010), que estabelece condições para validade da relação nível-vazão.

A obtenção dos parâmetros de qualidade da água, relativos as concentrações dos constituintes presentes na veia líquida, pode ser realizada de duas formas: análises laboratoriais, que englobam os processos de coleta, armazenamento e transporte até o mesmo; ou *in situ* por meio de sondas de monitoramento contínuo.

Coletas manuais consistem na retirada de um volume de amostra do escoamento por um operador, portando um recipiente previamente preparado. Sua simplicidade e praticidade o tornam um método comumente utilizado em investigações dessa natureza (LEE et al., 2002; CALTRANS, 2005; BRITES & GASTALDINI, 2007; ZHANG et al., 2012, 2015; LANG et al., 2013; ZHU et al., 2015; YUAN et al., 2017; MARTINS, 2017; de SOUZA et al., 2017; RADULESCU et al., 2019). Contudo, este tipo de coleta exige a presença física do operador no ponto de monitoramento ao longo do evento de precipitação, implicando em problemas logísticos em caso de sítios afastados das bases operacionais e chuvas que ocorram em dias e horários não convenientes, por exemplo durante a madrugada ou em feriados.

O modo automatizado de coleta conta com a utilização de equipamentos mais sofisticados de alto custo que realizam coletas de acordo com uma programação idealizada pelo usuário. Muitos equipamentos permitem o uso integrado de variáveis hidrológicas, como chuva e/ou vazão, para acionamento e desenvolvimento da rotina de coletas, ou somente uma sequência de coletas com intervalos de tempo determinados pelo usuário. Vale lembrar que amostradores automáticos necessitam de alimentação, havendo necessidade do uso de baterias para mantê-los operando em campo (SÃO PAULO, 2016).

A grande vantagem deste tipo de amostragem é a conveniência logística de operação do amostrador. Por possuírem câmaras refrigeradas integradas ao

equipamento para armazenamento das amostras, os operadores podem buscar o que foi coletado em momentos mais adequados, sem necessidade de exposição a eventos severos. Para tal, normalmente utiliza-se em conjunto um sistema de comunicação remota com a base de operações para informar o usuário do status da operação, valendo-se de tecnologia semelhante a rede celular. Além do ganho em segurança para os técnicos, financeiramente também é vantajoso, pois reduz o número de deslocamentos e horas trabalhadas, compensando o alto investimento de aquisição ao longo da vida útil do equipamento (BARRON & BEYER, 2008). O emprego deste tipo de amostrador, assim como a coleta manual, é muito comum em monitoramentos de poluição difusa (SOORTHORNNONDA et al., 2008; CALTRANS, 2005; HE et al., 2010; LEE et al., 2011; BAI & LI, 2013; KIM et al., 2014; RIGHETTO et al., 2017; FERREIRA et al., 2018; CHOLET et al., 2018; YAZDI et al., 2019).

Ainda acerca de métodos de coleta de amostras de eventos pluviais, algumas técnicas alternativas de baixo custo foram desenvolvidas e aplicadas em diferentes circunstâncias. Brites & Gastaldini (2007) e de Souza et al. (2017) utilizaram equipamentos de coleta chamados Amostradores de Nível Ascendente (ANA) e Amostradores de Nível Descendente (AND), construídos conforme Umezawa (1979) para monitorar eventos de chuva em seções naturais de bacias no estado do Rio Grande do Sul. Técnica similar, mas mais sofisticada foi desenvolvida por Ravanello et al. (2008) denominada garrafa Nava, que permite coletar amostras durante o descenso da onda de cheia aproveitando-se do efeito do empuxo da água (PORTO et al., 2009). Por fim, Ferreira et al. (2018) desenvolveram um esquema de coleta do escoamento superficial aplicado em uma vinha na bacia do rio São Lourenço, Portugal. O expediente consiste em uma grade coletora conectada a um dispositivo basculante situado abaixo do nível do solo, ligado por uma mangueira a um tanque de armazenamento. Deste modo, o equipamento coleta a água do escoamento superficial sem causar transtornos para a circulação de máquinas e pessoas.

Diferente dos demais métodos de coleta apresentados, o dispositivo desenvolvido por Ferreira et al. (2018) coleta o escoamento superficial antes do mesmo atingir a rede de drenagem hidrográfica. Também nesta linha, a Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) desenvolveu um equipamento que coleta o escoamento superficial interceptando-o antes de entrar na rede de microdrenagem através de boca de lobo, composto por materiais de baixo custo (PORTO et al., 2009).

Quando se intercepta o escoamento superficial antes do mesmo atingir a rede

de drenagem, as concentrações das amostras referem-se exclusivamente a carga difusa de lavagem. Para o caso de monitoramento que apanha amostras na rede de drenagem, é necessário descontar a concentração relativa à carga de base para não superestimar as cargas difusas do evento, admitindo que haja uma mistura completa entre o escoamento superficial afluente e a vazão de base.

Atividades de monitoramento por meio de coleta de amostras precisam de uma sistematização da identificação das amostras, com informações como local e horário da coleta, parâmetros a serem analisados etc. Este procedimento é chamado de cadeia de custódia das amostras, que visa assegurar a integridade destas e aumentar a confiabilidade dos resultados (PORTO et al., 2009), para o qual o padrão ISO5667/14 (2014) estabelece critérios para garantia deste controle de qualidade.

A segunda forma de obtenção de dados de qualidade da água consiste na utilização de sondas eletrônicas imersas no escoamento, que podem medir diversos parâmetros como pH, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, entre outros (PORTO et al., 2009). Por se tratar de geração de dados de maneira contínua no tempo, com alta frequência, com registro e armazenamento confiáveis, este tipo de monitoramento tende a ser cada vez mais utilizado (GIRARDI et al., 2016), sendo que em algumas atividades seu uso está se consolidando, como na aquicultura (DEFE & ANTONIO, 2018). Apesar das muitas vantagens, seu alto custo e necessidade de mão-de-obra qualificada para calibração e operação ainda as tornam pouco utilizadas em maior escala.

Em relação a programas de monitoramento de maior escala, países desenvolvidos construíram extensos bancos de dados ao longo de anos para subsidiar avaliações de carga difusa relativa ao escoamento superficial, muitas vezes encabeçado pelo poder público no planejamento, instalação e operação do monitoramento (USEPA, 1983; JAKOB et al, 2002), por tratar-se de atividade de alto custo. No Brasil, não existe uma base consolidada, sendo a maioria dos trabalhos concentrados nas regiões sul e sudeste, ainda pouco representativos para uma nação continental de tamanha diversidade entre bacias hidrográficas.

Por fim, um importante aspecto relacionado a coleta de dados é a quantificação das incertezas associadas aos procedimentos de obtenção dos dados, buscando aumentar a acurácia da representação da realidade pelos modelos que os utilizarão (BECK, 1987). Tais incertezas estão vinculadas a diversos fatores, específicos de cada tipo de dado (precipitação, vazão e parâmetros de qualidade da água), que

precisam ser considerados para posterior determinação do intervalo de confiança dados resultados da modelagem alimentada por estes dados.

3.4. MODELOS MATEMÁTICOS PARA ESTIMATIVA DE CARGA DIFUSA

Os processos intrínsecos à dinâmica da poluição difusa no meio físico podem ser particionados nas seguintes etapas: acúmulo do constituinte na superfície (*build-up*); sua lavagem da superfície (*washoff*); e seu transporte até a rede de drenagem (EGODOWATTA et al., 2007). Deve-se ressaltar que o *washoff* se restringe ao processo de tornar o constituinte disponível para ser carregado pelo escoamento superficial e sua taxa de carregamento, não incluindo a fase de transporte, como a terminologia em português aparenta significar.

A etapa de acúmulo (*build-up*) é sobretudo função do uso do solo, práticas de manejo do solo e do período sem chuva precedente ao evento a ser analisado, comumente representado por uma equação exponencial função do tempo, como mostra a Equação 4 (SARTOR & BOYD, 1972), elucidada graficamente pela Figura 4.

$$M(t) = Mo \left(1 - e^{-k(t_{seco} + t')} \right) \quad (4)$$

Em que

M(t): massa do constituinte disponível na superfície (g/m²)

Mo: máxima massa de constituinte esperada na superfície (g/m²)

k: constante de acumulação

t_{seco}: período antecedente sem chuva

t': tempo virtual

Figura 4 – Representação gráfica da etapa de build-up.

Fonte: adaptado de DELETIC et al. (1997)

A segunda etapa referente a lavagem é função de diversos fatores como volume e intensidade da chuva, energia relativa ao impacto da gota de chuva, permeabilidade/rugosidade da superfície, declividade, massa de constituinte inicialmente disponível e dimensões da bacia (XIAO et al. 2017). A etapa final de transporte do constituinte é relacionada à vazão do escoamento superficial gerado pela chuva, que irá carrear o poluente até a rede de drenagem, sendo função das características hidrológicas da região.

A concepção de modelos de quantificação de poluição difusa visa o atendimento dos objetivos pretendidos para a avaliação em questão. Muitos problemas relacionados a recursos hídricos não necessitam dispêndio de recursos com modelagens complexas (MALHERBE et al., 2019). Em alguns casos, modelos simplificados podem oferecer resultados satisfatórios, enquanto outros requerem abordagens mais sofisticadas, com resoluções temporais e espaciais refinadas (USEPA, 1991).

Quando o objetivo é amparar critérios de dimensionamento de dispositivos de mitigação dos impactos da poluição difusa, especialmente em bacias urbanas de menor porte, modelagens mais minuciosas se fazem necessárias (XIAO et al., 2017). Uma vez que a ação das estruturas a serem dimensionadas precisa levar em conta o efeito de *firstflush*, demanda-se modelos mais sofisticados que representem este fenômeno de forma satisfatória.

Tendo em vista o objetivo da modelagem, um dos aspectos importantes a ser considerado na escolha do modelo é sua escala espacial e temporal. Espacialmente, é preciso definir o tamanho da célula na qual serão consideradas homogêneas todas as características hidrológicas e de qualidade da água, em meio a notória heterogeneidade das mesmas (ARNOLD et al., 1998). Temporalmente, é preciso

conhecer preliminarmente a velocidade de ocorrência do fenômeno a ser estudado para determinar o passo de cálculo que registre adequadamente o mesmo.

Outro fator crucial na escolha da modelagem de poluição difusa é a disponibilidade de dados observados para calibração e validação dos modelos. Modelos mais complexos demandam dados de entrada que muitas vezes são específicos para cada localidade, havendo a necessidade de dados de campo representativos para ajustar os parâmetros de modo que a resposta do modelo fique acurada (USEPA, 1991). Na ausência destes, modelagens simplificadas são mais indicadas para obtenção de resultados mais confiáveis.

Simulações para avaliação do impacto da poluição difusa sobre a qualidade das águas de uma bacia considerando diferentes cenários passa pela combinação de um método de estimativa da carga difusa afluente e uma modelagem hidrológica adequada. Existe uma série de modelos hidrológicos com módulo de qualidade da água que consideram carga difusa tanto para áreas rurais como urbanas (APRIGIO, 2012), bem como modelos específicos para os processos relacionados a poluição difusa.

Na modelagem matemática que representa os processos envolvidos no aporte de poluição difusa pela lavagem da superfície durante eventos de precipitação, existem três categorias predominantes de modelos: determinístico, empírico e estatístico. Esta distinção entre categorias de modelagem é apenas conceitual, não havendo total clareza das fronteiras que separam estes tipos de modelagem (HUBER, 1986).

As equações hidrológicas utilizadas nos modelos estão ligadas a taxa de impermeabilidade da superfície do solo. Portanto, mesmo para modelos da mesma categoria, as equações usadas podem ser diferentes entre si. Áreas rurais possuem cobertura do solo predominantemente permeável, enquanto áreas urbanas são marcadas por diversos usos de alto percentual de impermeabilização, como residencial, industrial, comercial e viário. Esta variação da permeabilidade do solo também impacta os dados de entrada requeridos por cada modelo (USEPA, 1991).

Modelos determinísticos são baseados na reprodução dos processos por meio de leis físicas que regem este tipo de fenômeno. Abordagens mecanicistas que incluem a solução, para cada dimensão considerada, das equações fundamentais da continuidade, momento e transporte de massa foram desenvolvidas por autores como Akan et al. (2000), Vaze & Chiew (2003) e Shaw et al. (2009) em superfícies

impermeáveis. Também existem modelos mais abrangentes que integram processos bioquímicos de decaimento e crescimento dos constituintes, aplicado em áreas rurais (KAMARI et al., 2019). Apesar de este tipo de modelagem descrever de forma mais detalhada os fenômenos físicos envolvidos, suas previsões estão sujeitas a erros significativos caso não haja dados de campo adequados para sua calibração e validação (HUBER, 1986; BRUN et al, 2001). Por fim, a elevada capacidade de processamento requerida para os cálculos das soluções numéricas das equações deve ser levada em conta para sua utilização em larga escala (BAI & LI, 2013).

Modelos empíricos relacionam diretamente as cargas dos eventos com atributos físicos da bacia e/ou características hidrológicas do evento, por meio de equações de regressão, calibrando parâmetros para ajustar os resultados aos valores observados em campo. Representam a maioria dos modelos existentes para descrever os processos de acúmulo e lavagem, podendo ser entendidas como versões simplificadas dos modelos determinísticos (BAI & LI, 2013).

Modelos estatísticos constituem uma forma simples e prática para avaliações de poluição difusa, que atribuem distribuições de frequência aos constituintes de qualidade para corpos d'água que possuam uma série de dados observados. Podem adotar parâmetros estatísticos básicos, como médias e desvios padrões, ou técnicas mais sofisticadas, como apresentado por Zobrist & Reichert (2006), de acordo com os dados disponíveis e do objetivo pretendido.

Muitos modelos existentes para estimativa de carga difusa utilizam os métodos de concentração média de evento (CME); de carga unitária (*unit load*); e *Build-up/Washoff*.

O método do CME é definido pela razão entre o total da massa de constituinte afluente e o volume total do escoamento superficial afluente relativos a um evento de precipitação (USEPA, 1983). Um valor de CME é determinado para cada poluente, podendo ser associado ao uso do solo, por meio de análise estatística sobre os valores obtidos em cada evento monitorado na bacia. Segundo a USEPA (1983), para efeito de cálculo do CME, eventos de precipitação foram definidos como distintos quando separados por um período mínimo de seis horas desde que gerem escoamento superficial.

Diversos pesquisadores monitoraram uma série de eventos em múltiplas bacias (PARK et al., 2009; LEE et al., 2011; LANG et al., 2013; YI et al., 2015; RIGHETTO et al., 2017; de SOUZA et al., 2017; YUAN et al., 2017; YAZDI et al., 2019;) para

determinar a CME dos poluentes de interesse. Rodriguez-Hernandez & Fernandez-Barreira (2013) realizaram uma revisão bibliográfica de valores de CME de 24 trabalhos sobre o tema, analisando estatisticamente características do levantamento da CME de 46 bacias. Ainda que a CME se apresente como uma ferramenta apropriada para várias análises, ela é apenas um único parâmetro para caracterizar eventos que podem apresentar grandes variações (KIM et al., 2014). Tendo isto em vista, Lee et al. (2002), propôs um método a partir da CME para avaliar tendências a ocorrência de *firstflush*, por meio de um parâmetro chamado concentração parcial média de evento (CPME), que calcula a CME até um certo instante antes do término da duração do evento, replicado em outras análises correlatas (ZHANG et al., 2012; KIM et al., 2014). Segundo Huber (1986), este método da CME é ideal para geração de cargas para corpos receptores, como reservatórios. Porém, menos adequado para medidas de controle, que podem ser sensíveis a variações da concentração durante o evento.

O método da Carga Unitária, que se relaciona com o CME (MANQUIZ et al., 2012), também é conhecido como coeficiente de exportação de carga difusa (CE) ou coeficiente de geração de carga. Este consiste em um valor de massa de constituinte por unidade de área e por unidade de tempo, tipicamente expresso em kg/ha.ano (EPA, 1991) ou kg/km²/dia. Novotny (2003) sumarizou valores de cargas unitárias para alguns usos do solo. Mesmo sendo um método pouco sofisticado ainda pode gerar resultados satisfatórios dependendo do nível de precisão requerida (OZCAN et al., 2016). Liu et al. (2017) determinou valores de cargas unitárias por meio de resultados obtidos de experimentos de chuva artificial simulada.

O método *Build-up/Washoff* consiste em determinar empiricamente equações que representem os processos de acúmulo e lavagem dos constituintes. O *Build-up* é uma função temporal do acréscimo de massa de constituinte na superfície do solo durante o período sem chuva. Este representa toda a complexa gama de processos que incluem todas as formas de deposição de poluentes, ressuspensão e erosão pelo vento, ações de limpeza, etc. (USEPA, 1991). O *washoff* é uma função temporal que determina quanto da massa de poluente presente na superfície do solo será carregada pelo escoamento superficial.

Desde o final dos anos 1960, muitos autores buscaram avaliar os processos de *build-up* (DELETIC et al., 1997; SOONTHORNANANDA & CHRISTENSEN, 2008; CHOW et al., 2013; WIJESIRI et al., 2015; MORGAN et al., 2016) e *washoff* (DELETIC

et al, 1997; VAZE et al., 2003; EGODAWATTA & GOONETILLEKE, 2008; SOONTHORNNANDA et al., 2008; BAI & LI, 2013; ZHANG et al., 2015; NAVES et al., 2017; XIAO et al., 2017; ZHAO et al., 2018), propondo modelos para estimativa da carga difusa carregada ao longo do evento de chuva para variadas combinações de poluentes, usos do solo e eventos de precipitação. Alguns pesquisadores também fizeram uso de expedientes de criação de chuva artificial para analisar os processos de *Build-up* e *washoff* (EGODAWATTA et al., 2007). No entanto, precipitações simuladas não incluem a poluição presente na atmosfera que é carregada pela chuva natural e diferenças no processo de acúmulo entre a escala real e pequenas superfícies experimentais são problemas encontrados por este tipo de abordagem (BAI & LI, 2013).

Um tipo de ferramenta que tem sido incorporada a muitos modelos de predição de poluição difusa são os sistemas de informações georreferenciadas (GIS), que permitem uma espacialização das análises, facilitando atividades que envolvem extensas bases de dados com variadas localizações (TONG & CHEN, 2002).

Daly et al. (2014) propôs uma abordagem estocástica para estimativas de cargas difusas, acoplando um ruído multiplicativo e uma distribuição de concentrações no início do evento a um modelo empírico clássico, para os parâmetros de sólidos suspensos e nitrogênio total. Como observado por diversos pesquisadores, são esperadas flutuações nas cargas entre diferentes eventos na mesma bacia, ligadas a variabilidades ambientais de difícil contabilização de forma determinística. Desta forma, discute-se a possibilidade de basear critérios de dimensionamento de estruturas mitigatórias por meio de considerações probabilísticas.

No entanto, a complexidade do monitoramento da qualidade da água do escoamento superficial pode gerar incertezas de modo que as flutuações das características da carga difusa aportante sejam reflexo de tais incertezas. Por conseguinte, é fundamental minimizar as incertezas associadas à coleta de dados para considerar elementos estocásticos na modelagem da carga difusa.

A seguir, a Tabela 6 apresenta os principais modelos de estimativa de poluição difusa desenvolvidos até o presente momento e sua área de aplicação.

Tabela 6 – Modelos existentes de estimativa de poluição difusa.

Modelos	Descrição	Referência
ACTMO	Agricultural Chemical Transport Model	TSIHRINTZIS & HAMID, 1997
AGNPS	Agricultural Non Point Source	EPA, 1991
ANSWERS	Aerial NonPoint Source Watershed Response Simulation	EPA, 1991
ARM	Agricultural Runoff Management	TSIHRINTZIS & HAMID, 1997
BASINS	Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources	WHITTEMORE, 1998
CREAMS	Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems	EPA, 1991
DR3M-QUAL	Distributed Routing Rainfall-Runoff Model	EPA, 1991
FHWA	Federal Highway Administration	TSIHRINTZIS & HAMID, 1997
FLUPOL	Pollution Fluvial	BUJON et al., 1992
GLEAMS	Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems	EPA, 1991
GREEN-Rgrid	Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses extended to global scale in R software environment	MALAGÓ et al., 2019
HSPF (FORTRAN)	Hydrologic Simulation Program	EPA, 1991
L-THIA	Long-Term Hydraulic Assessment	ENGEL, 2001
MARINA	Model to Assess River Inputs of Nutrients to seAs	STROKAL et al., 2016

Modelos	Descrição	Referência
MIKE	Hydrologic Cycle Model	DANISH HYDRAULIC INSTITUTE, 1998
MOUSE	Modelling of Urban Sewers	DANISH HYDRAULIC INSTITUTE, 1993
PRZM	Pesticide Root Zone Model	EPA, 1991
QQS	Quantity- Quality Simulation	TSIHRINTZIS & HAMID, 1997
QUAL2Kw	Water Quality Model using Genitc Algorithm for calibration	TAHERISOUDEJANI et al, 2019
STORM	Storage Treatment Overflow Runoff Model	EPA, 1991
SWMM	Storm Water Management Model	EPA, 1991
SWRRB	Simulator for Water Resources in Rural Basins	EPA, 1991
UTM-TOX	Unified Transport Model for Toxic Materials	EPA, 1991
VEMALA	Finnish national scale runoff and water quality model	HUTTUNEN et al, 2015
WALLINGFORD PROCEDURE	UK cluster of modules	KALLAGHER, 1981

Fonte: o autor

Adu e Kumarasamy (2018) realizaram uma revisão de dez modelos de poluição difusa, analisando seus principais componentes, qualidades e limitações, evidenciando a heterogeneidade de abordagens utilizadas na predição do comportamento de cargas difusas.

Ademais, é comum encontrar na literatura avaliações de cargas difusas que combinem mais de um modelo. Diferentes modelos foram desenvolvidos para representar processos específicos de quantidade e qualidade da água que são utilizados em conjunto, como módulos de um modelo maior que visa retratar demandas de diferentes escalas (GALBIATTI et al, 2006; KAMARI et al, 2019).

3.5. MEDIDAS MITIGATÓRIAS PARA POLUIÇÃO DIFUSA

Ações visando reduzir os impactos da poluição difusa nos corpos hídricos podem ser estruturais ou de gestão. Para áreas urbanas, existe um conjunto de diferentes tipos de infraestruturas denominadas LID (*Low Impact Development*), também conhecidas como BMP (*Best Management Practices*) ou ainda WSUD (*Water Sensitive Urban Design*), que mitiga o impacto causado nas estruturas convencionais de drenagem, com melhoria também na qualidade da água pluvial (PEREIRA, 2014), bem como medidas de gestão que limitam o aporte de carga difusa de diferentes empreendimentos. No meio rural predominam medidas de gestão na forma de diretrizes para manejo do solo e práticas de cultivo, além de dispositivos de escala local de atenuação do escoamento superficial (COLLINS et al, 2014).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo tem parte dos dados coletados em duas pesquisas desenvolvidas pelo Laboratório de Hidráulica da EPUSP em bacias com diferentes perfis de uso do solo. Estas bacias compreendem áreas do Sistema Produtor do Alto Tietê (SPAT) (São Paulo, 2016) e a bacia do córrego Jaguaré, dentro do município de São Paulo (FCTH, 2017). Para cada estudo, selecionou-se duas sub bacias, uma com uso do solo onde há presença de ocupações urbanas e outra predominantemente rural. O monitoramento piloto foi realizado em duas bacias do município de Araçoiaba da Serra, localizado a cerca de 100km da capital do estado de São Paulo, próximo ao município de Sorocaba. As estações de monitoramento foram instaladas na foz de cada bacia. A Figura 5 apresenta a localização das bacias em foco no presente estudo e a Tabela 7 os pontos de monitoramento.

Figura 5 – Localização das bacias estudadas.

Fonte: o autor

Tabela 7 – Coordenadas dos pontos de monitoramento.

Bacia Monitorada		Ponto de Monitoramento	
		Latitude	Longitude
Jaguaré	Pq. Tizo	316219.385	7389325.346
	Água Podre	320692.332	7392252.755
SPAT	Agricultura	390126.884	7391228.996
	Urbana	413725.687	7397586.347
Araçoiaba	Rural	234297.772	7402100.113
	Urbana	234965.616	7400209.602

Fonte: o autor

4.1.1. BACIA DO CÓRREGO JAGUARÉ

A bacia do Córrego Jaguaré está localizada na zona oeste da cidade de São Paulo, sendo marcada por sua grande diversidade de usos do solo, contendo áreas industriais, comércio e serviços, residenciais de diferentes intensidades, áreas verdes e viário. Duas sub-bacias foram selecionadas para análises no presente trabalho.

a) Parque Tizo

Bacia situada na cabeceira do córrego Jaguaré, possui área de drenagem 1,21 km², marcada pela predominância de áreas verdes próximas às nascentes da bacia. A apresenta o mapa de uso e ocupação da sub-bacia do Parque Tizo e a Tabela 8 mostra a área relativa a cada uso do solo.

Figura 6 – Uso e ocupação do solo da bacia Parque Tizo.

Fonte: o autor

Tabela 8 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Parque Tizo

Uso do solo	Área (km ²)	Percentual (%)
Formação Florestal	0.55	43.0
Infraestrutura Urbana	0.48	37.7
Mosaico de Agricultura e Pastagem	0.18	13.8
Formação Campestre	0.07	5.5
Total	1.28	100.0

Fonte: o autor

b) Água Podre

Bacia situada na margem direita do córrego Jaguaré, possui área de drenagem 1,25 km², marcada pela forte predominância de infraestrutura urbana, principalmente residencial e de comércio e serviços. A Figura 7 apresenta o mapa de uso e ocupação da bacia e a Tabela 9 mostra a área relativa a cada uso.

Figura 7 - Uso e ocupação do solo da bacia Água Podre.

Fonte: o autor

Tabela 9 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Água Podre.

Uso do solo	Área (km ²)	Percentual (%)
Formação Florestal	0.006	0.5
Infraestrutura Urbana	1.23	99.2
Mosaico de Agricultura e Pastagem	0.004	0.3
Total	1.24	100.0

Fonte: o autor

4.1.2. SISTEMA PRODUTOR DO ALTO TIETÊ

O Sistema Produtor do Alto Tietê (SPAT) está localizado a oeste da região metropolitana de São Paulo, sendo marcada por zonas de urbanização menos adensadas, abrangendo municípios como Mogi das Cruzes, Biritiba-Mirim e Salesópolis. Duas sub-bacias foram selecionadas para análises no presente trabalho.

a) Bacia Urbana

Bacia situada no médio Paraitinga, município de Salesópolis, possui área de drenagem 0,23 km², marcada por áreas urbanas de baixa densidade, porém com algumas zonas de solo exposto. A Figura 8 apresenta o mapa de uso e ocupação da bacia Urbana SPAT e a Tabela 10 mostra a área relativa a cada uso do solo.

Figura 8 - Uso e ocupação do solo da bacia Urbana SPAT.

Fonte: o autor

Tabela 10 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Urbana SPAT

Uso do solo	Área (km ²)	Percentual (%)
Infraestrutura Urbana	0.14	62.9
Mosaico de Agricultura e Pastagem	0.001	0.4
Pastagem	0.08	36.7
Total	0.23	100.0

Fonte: o autor

b) Bacia Agricultura

Bacia situada a jusante da barragem Biritiba, município de Biritiba-Mirim, possui área de drenagem 3,04 km², marcada pela predominância de zonas agrícolas e outros usos de baixa impermeabilização do solo. A Figura 9 apresenta o mapa de uso e ocupação da bacia e a Tabela 11 mostra a área relativa a cada uso.

Figura 9 - Uso e ocupação do solo da bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Tabela 11 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Agricultura SPAT

Uso do solo	Área (km ²)	Percentual (%)
Cultura Anual Perene	0.16	5.4
Floresta Plantada	0.22	7.3
Formação Florestal	0.46	15.3
Mosaico de Agricultura e Pastagem	1.14	37.6
Outra Área não Vegetada	0.01	0.5
Pastagem	1.03	34.0
Total	3.04	100%

Fonte: o autor

4.1.3. ARAÇOIABA

As bacias hidrográficas localizam-se na bacia do rio Ipanema, afluente do rio Sorocaba. Nesta bacia encontra-se a represa Hedberg, localizada na Floresta

Nacional de Ipanema, na região a jusante das sub-bacias estudadas, como indicado na Figura 10.

Figura 10 - Localização das sub-bacias piloto selecionadas para avaliação.

Fonte: o autor

A escolha dos pontos de monitoramento se deu por questões de segurança, hidráulicas e interesses acadêmicos. Os dois pontos encontram-se dentro de uma fazenda privada, cujo proprietário concedeu permissão para instalação dos equipamentos em local protegido. As bacias são contribuintes da represa Hedberg, local que o Laboratório de Hidráulica da EPUSP desenvolve pesquisas, de modo que os resultados do presente trabalho possam ser futuramente aproveitados.

A questão hidráulica envolvida na escolha dos pontos pauta-se na possibilidade

de aproveitamento de bueiros existentes sob travessias, funcionando como uma restrição de geometria conhecida para o escoamento. Desta forma, pode-se calcular a vazão por meio da profundidade a montante do bueiro, aplicando leis hidráulicas consolidadas, avaliando-se as condições de condutividade hidráulica da tubulação e suas características a jusante. A caracterização da bacia de contribuição foi feita seguindo a mesma metodologia aplicada nas outras bacias estudadas, estando as estações de monitoramento piloto situadas na foz das mesmas.

a) Bacia Urbana

Esta bacia possui 14.05 km² de área, marcada pela presença de ocupações urbanas, áreas verdes de instalações turísticas, como hotéis, pesqueiros e campos de golfe, áreas agricultáveis e mata nativa. A Figura 11 apresenta o mapa de uso e ocupação da bacia e a Tabela 12 mostra a área relativa a cada uso.

Figura 11 - Uso e ocupação do solo da bacia Urbana.

Fonte: o autor

Tabela 12 – Área relativa a cada uso do solo na bacia Urbana

Uso do solo	Área (km ²)	Percentual (%)
Cultura Anual Perene	1.69	12.0
Cultura Semi-Perene	0.14	1.0
Floresta Plantada	0.03	0.2
Formação Florestal	1.35	9.6
Infraestrutura Urbana	3.52	25.0
Mosaico de Agricultura e Pastagem	2.81	20.0
Outra Área não Vegetada	0.01	0.1
Rio, Lago e Oceano	0.14	1.0
Pastagem	4.36	31.0
Total	14.05	100.0

Fonte: o autor

A despeito de sua nomenclatura, esta bacia não é predominantemente urbana,

possuindo grande heterogeneidade de usos. Outro fator importante é a presença de pequenos lagos artificiais para recreação e paisagismo.

O ponto da estação de monitoramento está a montante de uma travessia que conta com dois tubos de concreto de diâmetro 0,8m, com seção natural e presença intensa de vegetação ciliar. A Figura 12 mostra os bueiros sob a travessia.

Figura 12 – Bueiros sob a travessia da bacia Urbana

Fonte: o autor

b) Bacia Rural

Esta bacia possui 9.75 km² de área, marcada pela presença de zonas cultivo agrícola e mata nativa. A Figura 13 apresenta o mapa de uso e ocupação da bacia e a Tabela 13 a mostra a área relativa a cada uso.

Figura 13 - Uso e ocupação do solo da bacia Rural.

Fonte: o autor

Tabela 13 - Área relativa a cada uso do solo na bacia Rural

Uso do solo	Área (km ²)	Percentual (%)
Cultura Anual Perene	0.93	9.5
Cultura Semi-Perene	0.11	1.1
Formação Florestal	5.27	54.1
Mosaico de Agricultura e Pastagem	1.05	10.8
Outra Área não Vegetada	0.01	0.1
Rio, Lago e Oceano	0.01	0.1
Pastagem	2.37	24.3
Total	9.74	100.0

Fonte: o autor

Apesar das atividades agropecuárias existentes na bacia, nota-se relevante presença de floresta nativa, principalmente na região próxima ao morro de Araçoiaba,

marcante formação geológica ao norte da bacia.

O ponto da estação de monitoramento está a montante de uma travessia que conta com um tubo de concreto de diâmetro 1m, com seção natural e presença intensa de vegetação ciliar. A Figura 14 mostra o bueiro sob a travessia.

Figura 14 – Bueiro sob a travessia da bacia Rural

Fonte: o autor

4.2. MÉTODOS DE MONITORAMENTO

Os métodos para coleta de dados serão apresentados de forma separada por bacia e por tipo de dado (chuva, vazão e qualidade).

4.2.1. MONITORAMENTO JAGUARÉ

➤ *Bacia Parque Tizo*

- Chuva

Os dados de chuva foram obtidos do Sistema de Alerta a Inundações de São

Paulo (SAISP), que opera uma rede automática de monitoramento de chuva e vazão. Três pluviômetros automáticos de báscula que estão situados dentro da bacia do Jaguaré foram utilizados, registraram os eventos de chuva com 10 minutos de resolução temporal.

- Vazão

Um sensor de nível de pressão hidrostática foi utilizado para registrar a profundidade na seção de monitoramento, com intervalo de tempo tal qual o dado de chuva. As vazões discretas observadas para ajuste da curva-chave foram medidas com haste de medição a vau com sensor de profundidade do tipo piezorresistivo e com medição de velocidade do tipo doppler. Este tipo de medidor já realiza a integração das velocidades medidas nas diferentes verticais e profundidades para a obtenção da vazão (SÃO PAULO, 2016). O cálculo da vazão deu-se a partir da determinação de uma curva-chave (CANTER, 1985).

A curva-chave foi construída a partir da equação de Chézy-Manning (Eq. 5) para geometria da seção monitorada.

$$Q = \frac{1}{n} S_o^{1/2} A R^{2/3} \quad (5)$$

Em que

Q: Vazão (m³/s);

n: Coeficiente de rugosidade;

S_o: Declividade (m/m);

A: Área molhada (m²);

R: Raio hidráulico (m).

A área e o raio hidráulico são calculados conhecendo-se a geometria de seção e a profundidade do escoamento, que é a variável efetivamente monitorada. Para cada par de valores de vazão medida e respectiva profundidade, calcula-se a relação invariável $\frac{1}{n} S_o^{1/2}$. A equação final que relaciona nível e vazão dá-se utilizando a média entre os valores da relação calculados para cada vazão observada.

A Figura 15 apresenta a curva-chave resultante para a seção monitorada na bacia, que contou com seis medições de vazão para construção da curva.

Figura 15 – Curva-Chave bacia Parque Tizo

Fonte: o autor

Valores acima dos observados nas medições foram considerados pela simples extrapolação da equação.

- Qualidade

O equipamento utilizado para coleta das amostras foram amostradores de nível ascendente e descendente construídos e testados no Laboratório de Hidráulica da EPUSP. Chamada de garrafas NAVA, foram idealizadas pelo professor da EPUSP. Dr. Podalyro Amaral de Souza, e consistem em recipientes fixados em estrutura de madeira, em alturas predeterminadas, que recebem a água conforme a elevação ou descenso do nível do corpo d'água (RAVANELLO, 2008). A denominação NAVA faz referência à uma localidade no estado do Pará, Brasil.

A Figura 16 apresenta o expediente supracitado. A Figura 17 mostra as instalações no ponto de monitoramento da bacia do Parque Tizo.

Figura 16 – Garrafas Nava.

Fonte: FCTH (2017), adaptado pelo autor

Figura 17 – Instalações da estação de monitoramento na bacia Parque Tizo.

Fonte: FCTH (2017)

A altura de cada par de garrafas de ascensão e recessão foi determinada seguindo um hidrograma conceitual. Desta forma, o número de amostras por evento e o instante da coleta dependem da variação do nível, portanto da intensidade da chuva. Sempre ao final do evento, quando os técnicos buscavam as amostras, uma outra coleta era realizada. As coletas para caracterização da carga de base foram realizadas utilizando-se baldes plásticos de coleta manual, variando entre 2 a 7 amostras pontuais dependendo do constituinte, sem diferenciação entre estação seca e úmida.

➤ *Bacia Água Podre*

a) Chuva

Os dados de chuva foram obtidos tal qual na bacia Parque Tizo.

b) Vazão

Os dados de vazão foram obtidos tal qual na bacia Parque Tizo. A Figura 18 a seguir apresenta a curva-chave resultante para a seção monitorada na bacia, que contou com cinco medições de vazão para construção da curva.

Figura 18 - Curva-Chave bacia Água Podre.

Fonte: o autor

Valores acima dos observados nas medições foram considerados pela simples extrapolação da equação.

c) Qualidade

Os dados de qualidade da água foram obtidos tal qual na bacia Parque Tizo. A Figura 19 mostra as instalações no ponto de monitoramento da bacia Água Podre.

Figura 19 - Instalações da estação de monitoramento na bacia Água Podre.

Fonte: Laboratório de Hidráulica da EPUSP

4.2.2. MONITORAMENTO SPAT

➤ *Bacia Urbana SPAT*

a) Chuva

Pluviógrafos instalados no ponto de monitoramento registraram os dados de chuva em intervalos de 10 minutos. Conjuntamente, utilizou-se informações de radar meteorológico que possui resolução de 500x500m na área de interesse. Os dados são salvos em registradores eletrônicos com transmissão em tempo real para unidade remota de armazenamento.

b) Vazão

Um sensor de nível de pressão hidrostática foi utilizado para registrar a profundidade na seção de monitoramento, com intervalo de tempo, registro e transmissão tal qual o dado de chuva. O cálculo da vazão deu-se a partir da construção de um vertedor do tipo Cipoletti (PORTO, 1998) , uma vez que a profundidade do escoamento de base é muito pequena. A Figura 20 ilustra esquematicamente o vertedor supracitado.

Figura 20 – Croqui do vertedor tipo Cipotelli da bacia Urbana SPAT.

Fonte: São Paulo (2016)

Este tipo de vertedor tem seção trapezoidal, sendo seu equacionamento a soma de um vertedor retangular com um triangular (Eq. 4).

$$Q = \frac{2}{3} C_d L H^{1,5} \sqrt{2g} + \frac{8}{15} C_d \tan \frac{\alpha}{2} H^{2,5} \sqrt{2g} \quad (4)$$

Em que

Q: Vazão (m³/s);

Cd: Coeficiente de descarga;

L: Largura do vertedor (m);

H: Altura da lâmina d'água acima da soleira do vertedor (m);

g: Aceleração da gravidade (m/s²);

α: Ângulo de inclinação da parede lateral.

A equação deste vertedor (níveis até 0,05m) considerou um coeficiente de descarga Cd igual a 0,42 e ângulo α relativo à inclinação de 1:4. Sendo sua largura L = 0,54m, temos:

$$Q = 1,0044 H^{1,5} \quad (5)$$

A vazão total que passa pela seção será, portanto, a soma entre a vazão calculada pela equação supracitada, referente ao vertedor Cipoletti (Q1), e a vazão do escoamento que está acima de 0,05m de altura d'água (Q2). A Figura 21 ilustra como a vazão total é obtida.

Figura 21 – Composição do cálculo de vazão para o vertedor da bacia Urbana SPAT.

Fonte: São Paulo (2016)

A vazão $Q2$ é calculada pela equação de Manning (Eq. 3), adotando-se valores do coeficiente de rugosidade n e declividade S_0 iguais a 0,02 e 0,01376 m/m, respectivamente. A Figura 22 mostra a instalação do vertedor no canal de drenagem.

Figura 22 – Instalação do vertedor da bacia Urbana SPAT.

Fonte: São Paulo (2016)

c) Qualidade

As amostras de qualidade da água foram coletadas por amostrador automático portátil modelo Avalanche da marca Teledyne Isco, funcionando de maneira integrada aos dados hidrológicos. O dispositivo conta com 14 garrafas, sendo cada amostra composta por um par, uma com preservante ácido para análise de nutrientes, e outra sem preservante para análise de sólidos e matéria orgânica. A representação do polutograma foi feita por seis amostras, sendo uma das sete amostras coletadas uma

duplicata para realização das análises em outro laboratório, visando uma comparação e validação dos resultados. A rotina de coletas foi baseada em intervalos de tempo pré-estabelecidos, de acordo com avaliação hidrológica preliminar da bacia. Conhecendo seu tempo de concentração, a distribuição das seis amostras deu-se de forma que as quatro primeiras capturassem a ascensão do hidrograma e as duas últimas a recessão. As coletas para caracterização da carga de base também foram coletadas com o amostrador automático, porém com intervalos fixos de quatro horas, durante uma semana, durante estação seca e úmida, distintamente.

O acionamento do aparelho para início da campanha deu-se por meio da elevação do nível d'água, variável hidrológica integrada através do módulo de entrada analógica do amostrador. Por fim, o compartimento de armazenamento das garrafas possui sistema de refrigeração próprio, acionado juntamente com o início da campanha de coleta. A Figura 23 apresenta o equipamento em questão.

Figura 23 – Amostrador automático

Fonte: São Paulo (2016)

O funcionamento do amostrador era suprido por duas baterias estacionárias de 12V e 220Ah que asseguravam a alimentação do equipamento. Para garantir a proteção contra vandalismo e fatores naturais, caixas metálicas fixadas ao solo abrigaram o amostrador e suas baterias. As amostras foram devidamente identificadas, seguindo sistematização específica para cadeia de custódia.

➤ *Bacia Agricultura SPAT*

a) Chuva

Os dados de chuva foram obtidos tal qual na bacia Urbana SPAT.

b) Vazão

Os dados de nível foram obtidos tal qual na bacia Urbana SPAT. Por outro lado, a vazão foi calculada por meio de curva-chave levantada para a seção monitorada, sendo as medições de campo obtidas da mesma forma que as sub-bacias analisadas do córrego Jaguaré.

A curva-chave da seção baseou-se em uma equação exponencial (Eq. 6), otimizada pelo método dos mínimos quadrados, utilizando-se a ferramenta *Solver* do software Excel.

$$Q = a (H - H_o)^b \quad (6)$$

Em que

Q: Vazão (m³/s);

H: Altura da lâmina d'água (m);

a, b e H_o : coeficientes de ajuste.

A Figura 24 apresenta a curva-chave resultante para a seção monitorada na bacia, que contou com dez medições de vazão para construção da curva.

Fonte: São Paulo (2016)

Valores acima dos observados nas medições foram considerados pela simples extrapolação da equação.

c) Qualidade

Os dados de qualidade da água foram obtidos tal qual na bacia Urbana SPAT.

4.2.3. INCERTEZAS ASSOCIADAS

Este tema é de grande complexidade e, como não faz parte do escopo principal do presente trabalho, não será abordado de forma quantitativa, apenas uma discussão qualitativa sobre as incertezas vinculadas a cada variável observada, de acordo com as condições do monitoramento. No entanto, uma discussão mais aprofundada é fundamental no contexto da gestão de recursos hídricos para determinar o intervalo de confiança das predições dos modelos que subsidiam tomadas de decisão.

Os dados de chuva foram obtidos por meio de pluviômetro automáticos basculantes, equipamento largamente empregado neste tipo de monitoramento. De maneira geral, quando calibrados adequadamente, os dados obtidos apresentam erros da ordem de 4%, subestimando ou superestimando, variando conforme a intensidade da chuva observada (MANSANO et al., 2015). No entanto, autores indicam a possibilidade de erros que superestimam a chuva em 15% em casos de chuvas com intensidades da ordem de 350mm/h (LOMBARDO & STAGI, 1998). A não consideração da variação espacial dos eventos é outro fator que incorre em incertezas, partindo-se da premissa que a chuva ocorre de maneira uniforme em toda área da bacia.

A obtenção da vazão por meio de monitoramento do nível a aplicação de curva-chave implica em algumas incertezas relevantes. Primeiramente, o erro sistemático intrínseco aos equipamentos, tanto do sensor piezorresistivo de nível quanto o medidor de velocidade do tipo doppler. Em geral, estes erros são pouco significativos, considerando o funcionamento adequado com a devida calibração.

Cálculo da vazão pelo método velocidade-área parte da premissa que o escoamento é permanente, representando a seção transversal por meio de um

número finito de lamelas verticais nas quais a velocidade total é aproximada pela medida pontual do equipamento. Tais considerações introduzem incertezas, que podem ser agravadas em casos de declividades muito baixas, pela presença de sólidos suspensos, vento na superfície, entre outros fatores (DOMENEGHETTI et al., 2012). Alterações das características da seção ao longo do tempo, por processos de erosão, assoreamento ou alteração de sua rugosidade além do efeito de histerese também são fatores que adicionam incertezas ao processo (MCMILLAN & WESTERBERG, 2015). As diversas combinações entre fatores podem resultar em incertezas da ordem de 20% do valor observado, de acordo com uma revisão de mais de 140 publicações realizada por Pellettier (1987).

Outro fator com impacto significativo no cálculo da vazão é o equacionamento matemático utilizado para representar a relação nível-vazão, o número de pontos considerados para interpolar a curva e, como é praticamente impossível realizar medições discretas de vazão durante eventos de cheia, a extrapolação da curva para vazões mais elevadas. Somente o erro associado à extrapolação da curva para vazões de cheia podem chegar próximo a 14% (DI BALDASSARRE & MONTANARI, 2009).

Em relação ao cálculo da vazão empregando-se o expediente de constrição do escoamento por meio de uma seção de controle hidráulico (vertedor do tipo Cipoletti), a incerteza associada dá-se pelos erros sistemáticos do sensor piezorresistivo que mede o nível a montante e/ou algum tipo de não conformidade na construção da estrutura. O erro relativo ao coeficiente de descarga esperado para este tipo de vertedor, quando bem construído e conservado, é inferior a 5% (BOS, 1976). Por tratar-se de uma seção mais controlada, sua medição está sujeita a menores incertezas que cálculos por meio de curvas-chave em seções naturais.

A coleta de dados de qualidade da água possui incertezas associadas aos procedimentos laboratoriais das análises, que será discutido posteriormente, e no processo de preservação da amostra até sua chegada ao laboratório. Os amostradores automáticos que contam com refrigeração das garrafas reduzem significativamente esta incerteza, uma vez que as baixas temperaturas retardam a cinética das reações físico-químicas e biológicas da amostra. Desta forma, as características da amostra praticamente não se alteram até o momento de sua quantificação em bancada. No caso das garrafas Nava não há nenhum tipo de conservação, que geram incertezas sobre o dado de qualidade da amostra. Tais

incertezas são função do tempo despendido entre o momento da coleta e a chegada da equipe técnica que, por mais ágil que a logística ocorra, algumas horas sem a devida conservação já causam alterações nas propriedades da amostra.

4.3. CLASSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO

A classificação do uso do solo empregou a plataforma MapBiomas (2019), que consiste de uma iniciativa multi-institucional que produz mapas de cobertura e uso do solo anuais utilizando processos automatizados de classificação aplicados a imagens de satélite.

4.4. PARÂMETROS AVALIADOS E ANÁLISES LABORATORIAIS

As amostras das bacias do SPAT foram analisadas em laboratórios externos acreditados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), seguindo os requisitos estabelecidos pela ISO 5667/24 (2016) e na norma ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017. Similarmente, as análises das amostras das bacias de Araçoiaba foram realizadas em laboratório externo. A Tabela 14 apresenta os parâmetros avaliados e os respectivos métodos de análise.

Tabela 14 - Parâmetros avaliados e respectivos métodos de análise laboratorial

Parâmetro de Análise	Limite de Quantificação (LQ)	Método
Sólidos Suspensos	15 mg/L	SM 2540 ou similar
Nitrogênio Amoniacal	0,023 mg/L	SM 4500N ou similar
Nitrogênio Kjeldahl	0,18 mg/L	SM 4500Norg ou similar
Fósforo Total	0,016 mg/L	SM 4500P ou similar
DBO _{5,20}	2 mg/L	SM 5218B ou similar
DQO	6 mg/L	SM 5220D ou similar

Fonte: São Paulo (2016), adaptado pelo autor.

As análises das amostras das bacias do Jaguaré foram realizadas em dois laboratórios vinculados ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da EPUSP: Laboratório de Saneamento Prof. Dr. Lucas Nogueira Garcez (LabSan); e o

Centro Internacional de Referência em Reuso de Água (CIRRA). Os procedimentos analíticos devem seguir as diretrizes do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2018). No entanto, a equipe técnica que realizou as análises não era especializada, inserindo incertezas ao processo.

4.5. METODOLOGIA DE ESTIMATIVA DE CARGA DIFUSA

O cômputo das cargas difusas para as bacias estudadas utilizou o método proposto por Eiger et al. (1999). Este modelo empírico de predição postula que a variação temporal da massa de poluente como função da vazão de escoamento superficial específico da bacia (Q_{es}/A_{bacia}) e diretamente proporcional a massa inicial disponível na superfície. Seu equacionamento é apresentado pela Equação 7.

$$\frac{dM}{dt} = -k M \frac{Q_{es}}{A} \quad (7)$$

Em que

M: Massa do constituinte disponível na superfície da bacia hidrográfica;

T: Tempo;

K: Constante de proporcionalidade;

Q_{es} : Vazão do escoamento superficial;

A: Área da bacia.

Sendo a área constante e admitindo que k também o é ao longo da precipitação, integra-se a Eq. 7 no tempo para obter a Equação 8.

$$M_{es}(t) = M_{inicial} \left[1 - \exp \left(-k \frac{V_{es}(t)}{A} \right) \right] \quad (8)$$

Em que

M_{es} : Massa transportada pelo escoamento superficial;

T: Tempo;

$M_{inicial}$: Massa inicialmente disponível na superfície da bacia;

K: Constante de proporcionalidade;

V_{es} : Volume do escoamento superficial;

A: Área da bacia.

Tendo-se a concentração observada e a vazão medida, oriundas do monitoramento, calcula-se a massa transportada pelo escoamento superficial, comumente expressa em forma de carga (massa/tempo), considerando o passo de cálculo igual à resolução temporal do dado de vazão. Desta forma, a massa inicial e a constante k podem ser calibrados para cada um dos eventos. Para o ajuste dos dois parâmetros, aplicou-se o método dos mínimos quadrados, utilizando-se a ferramenta *solver* do Excel.

A calibração deu-se transformando as concentrações observadas ao longo dos eventos em carga no escoamento superficial. Multiplicando-se a concentração pela vazão, com o devido ajuste de unidades, obtemos a carga total observada. Em seguida, calcula-se a carga de base, multiplicando a concentração de base pela vazão presente antes da ocorrência do evento. Desta forma temos a carga relativa exclusivamente ao escoamento superficial. Os parâmetros $M_{inicial}$ e K devem ser ajustados de modo a minimizar a soma da diferença quadrática entre a carga observada e a calculada.

Com a equação calibrada, foram gerados os gráficos de carga e concentração (polutograma) ao longo do tempo para os eventos monitorados. A modelagem toma como referência a concentração da carga de base como situação pré e pós evento, descontando a carga de base das concentrações observadas para determinar somente a parcela da carga de lavagem. Também foram inseridas condicionais no equacionamento de modo que não haja carga simulada negativa, situação fisicamente sem sentido, mas matematicamente possível dependendo das condições do ajuste da curva.

4.6. CME, CE E AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS DA MODELAGEM

Foram calculadas as CMEs de cada evento, para cada bacia, por poluente. O produto desta com a razão da vazão média do escoamento superficial pela área da bacia resulta nas coeficiente de exportação (CE) de carga difusa (Eq. 9) por evento.

Com a média dos CE por bacia, obtêm-se o valor para cada uso do solo, ponderados pelos respectivos percentuais de área em relação ao total da área da bacia, usualmente expresso em kg/dia.km². Usos do solo com percentual de área inferiores a 10% foram desconsiderados, desde que a soma destes seja inferior a 15%.

$$CE_{difusa} = CME \times Q/A \quad (9)$$

Em que:

CE_{difusa} : Coeficiente de exportação de carga difusa;

CME: Concentração Média de Evento;

Q: Vazão média do escoamento superficial do evento;

A: Área da bacia.

Uma avaliação da modelagem foi realizada por meio de dois parâmetros: o coeficiente de determinação R^2 , por meio de regressão linear, entre a massa total de poluente carregada calculada para cada evento e seu volume total de escoamento superficial observado; e pelo coeficiente de Nash-Sutcliffe NSE entre a carga observada e a calculada pelo modelo. O coeficiente de determinação R^2 foi calculado para avaliar a correlação entre a variável chave postulada pelo método (vazão de escoamento superficial, na forma do volume total escoado durante o evento) e a incógnita a ser determinada (massa de poluente carregada, na forma da massa total). O coeficiente de Nash-Sutcliffe NSE, originalmente aplicado para vazões, busca avaliar para otimizar o ajuste do modelo empregado na representação do sistema em questão (NASH & SUTCLIFFE, 1970). Quanto mais próximo de 1 o valor de R^2 , mais forte é a correlação entre os parâmetros e o mesmo para o NSE indica maior acurácia do modelo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. SENSOR DE NÍVEL PARA CONTROLE DA AMOSTRAGEM

O sensor desenvolvido é composto basicamente por um microcontrolador Arduino; um módulo de sensor ultrassônico; um módulo *Real Time Clock* (RTC); e um módulo de leitor de cartão micro SD para armazenamento de dados. O módulo do sensor de nível utilizado foi o HC-SR04, que possui resolução de 0,3 cm e alcance de até 4m de distância. O pulso emitido tem formato cônico com ângulo de 15° e frequência de 40KHz.

O módulo do sensor ultrassônico foi fixado em um conjunto de 2 Caps de PVC encaixados a um pedaço de tubo de diâmetro 75mm, vedados com cola específica para impermeabilizar este tipo de material. O Cap inferior foi perfurado para que o sensor de nível ultrassônico pudesse medir o nível e permanecer protegido. Um furo lateral foi feito no tubo para passagem do cabo manga, contanto com um prensa-cabo de rosca para evitar possível entrada de água. O sistema apresentou isolamento satisfatório, preservando o módulo em seu interior. A Figura 25 apresenta o sensor e a Figura 26, seu sistema eletrônico.

Figura 25 – Sensor ultrassônico de baixo custo

Fonte: o autor

Figura 26 - Sistema eletrônico do sensor

Fonte: o autor

O microcontrolador escolhido foi o Arduino Nano, por ser compacto e com as portas digitais e analógicas suficientes para a aplicação. O armazenamento foi feito com módulo de cartão micro SD, por tratar-se de mídia de uso comum com espaço suficiente para arquivar os dados observados. O módulo do relógio utilizado foi o *Rela Time Clock* modelo DS3231. Um LED foi inserido no circuito para comunicar o usuário quando o sensor realizou a aquisição e armazenamento de uma leitura, que contou com passo de medição de 30 segundos.

A comunicação com o amostrador automático foi por meio de uma porta analógica de saída, regulando sua tensão, limitada entre 0 e 5V, em função do nível observado. Desta forma, gera-se uma corrente de 4 a 20mA recebida pelo módulo específico do amostrador modelo Avalanche, da marca Teledyne Isco. A Figura 27 apresenta as conexões entre os elementos do sistema.

Figura 27 – Circuito do sensor

Fonte: o autor

O código utilizado na programação segue em anexo. As bibliotecas utilizadas são todas disponibilizadas de forma livre pela plataforma Arduino.

Foram realizados testes no Laboratório de Hidráulica da EPUSP, para verificar o funcionamento do equipamento em ambiente controlado. Os testes exibiram bons

resultados, com o funcionamento esperado tanto da medição do nível como do acionamento do amostrador automático em função da variação da leitura do sensor ultrassônico. A Figura 28 apresentam os procedimentos realizados durante os testes.

Figura 28 – Teste em laboratório do método de monitoramento

Fonte: o autor

A infraestrutura física consistiu em um poste fixado à margem da seção dos córregos de interesse (tubo de aço galvanizado de 3m e 3 polegadas de diâmetro), ao qual um braço cilíndrico do mesmo material foi acoplado por meio de uma peça que permitia a regulação de sua altura com travas parafusadas. Também atada ao poste, utilizou-se uma caixa de passagem para abrigar o microprocessador, os módulos e a bateria de 6V/12Ah que alimenta o sistema do sensor, com autonomia de cerca de 15 dias. A caixa foi fixada com duas braçadeiras em U presa por porcas e uma chapa metálica. As Figuras 29, 30, 31 e 32 apresentam o procedimento de fixação do poste com o braço, a caixa de passagem e o sensor de nível, o sistema no interior da caixa e por fim uma vista geral da estação de monitoramento, respectivamente.

Figura 29 – Fixação do poste com o braço de sustentação do sensor.

Fonte: o autor

Figura 30 – Caixa de passagem e sensor de nível.

Fonte: o autor

Figura 31 – Sistema no interior da caixa de passagem.

Fonte: o autor

Figura 32 – Vista geral da estação de monitoramento.

Fonte: o autor

O nível d'água é calculado medindo-se a distância entre o sensor e o fundo da seção monitorada e subtraindo desta a distância observada pelo sensor até a superfície da água.

O monitoramento iniciou-se no mês de julho de 2019 permanecendo até o mês de novembro e apenas um evento de chuva foi satisfatoriamente registrado. A Figura 33 apresenta a variação do nível do córrego da bacia Urbana para o evento em questão.

Figura 33 – Evento monitorado 04/07/2019 Bacia Urbana

Fonte: o autor

Este evento ocorreu poucos dias após a instalação dos equipamentos em campo. Somente a estação da bacia Urbana estava preparada, por isso não houve registro deste evento na bacia Rural. Embora o início do monitoramento parecesse promissor, muitos desafios foram enfrentados após o sucesso inicial.

A variação de temperatura do ar mostrou-se fator relevante para a calibração deste tipo de equipamento, uma vez que ela altera a velocidade de propagação da onda mecânica no meio (ar), fazendo com que, para uma mesma distância, o tempo entre a emissão e a recepção do pulso varie. Deste modo, o sensor registra valores que oscilam conforme a flutuação da temperatura ao longo do dia. A Figura 34 ilustra bem essa variação, mostrando o registro do sensor durante um período sem chuva, com picos do NA nos horários mais quentes e vales durante a madrugada, quando a

temperatura cai.

Figura 34 – Variação do nível sem chuva, função da temperatura

Fonte: o autor

Esta flutuação (cerca de 6cm) é percentualmente irrisória para os valores medidos pelo sensor (cerca de 2m), sendo inferior a 5%. No entanto, como a profundidade é calculada pela diferença entre a leitura do sensor (distância entre este e a superfície d'água) e a distância entre sensor e o fundo da seção monitorada, mesmo que esta variação função da temperatura seja percentualmente pouco relevante em relação ao registro do sensor, seu impacto no valor da profundidade é significativo.

Ainda em relação a temperatura, esta também teve influência significativa na variação da resistência elétrica do cabo de comunicação entre o microcontrolador e o amostrador automático. A oposição à passagem de corrente é diretamente proporcional a temperatura para a maioria dos metais, incluindo o cobre presente no cabo. Isto posto, a oscilação da temperatura pode afetar a corrente gerada pelo microcontrolador, afetando a comunicação com o amostrador.

Outra questão importante é relativa ao atraso apresentado pelo módulo do relógio após um período mais extenso de monitoramento. Sempre que o dado era coletado, fazia-se necessário marcar a hora para posterior correção. A razão desta diferença está provavelmente ligada a precariedade da placa que, por ser de baixo custo, também apresenta fragilidade em sua precisão e confiabilidade.

Além dos fatores intrínsecos ao funcionamento dos equipamentos, agentes

externos também afetaram o êxito do monitoramento. Quatro fontes de variações da leitura do sensor de nível não relacionadas a eventos de chuva foram identificadas durante as atividades de campo.

A vegetação ciliar presente nas seções monitoradas, com seu crescimento gradual, começa a fletir-se sobre a superfície da água, invadindo o espaço imediatamente a baixo do sensor, de modo que a onda emitida passa a atingir a vegetação, e não a lâmina d'água. Juntamente com a vegetação, diferentes insetos também colaboram para obstaculizar o caminho da onda emitida pelo sensor. A Figura 35 ilustra estas situações.

Figura 35 – Vegetação invadindo o espaço abaixo do sensor

Fonte: o autor

A presença de animais silvestres e domésticos que buscam se refrescar nos córregos, especialmente nos horários de temperatura mais alta, também afeta o monitoramento levando a variações não representativas do nível d'água e

consequente acionamento indevido do amostrador.

Outro elemento que levou à variações do nível d'água não relacionadas à precipitação registradas ao longo do monitoramento está ligado à redução da condutividade hidráulica dos bueiros a jusante das estações. A presença de sólidos grosseiros (naturais e antrópicos) que obstruem a seção hidráulica dos tubos inviabiliza a aplicação de equacionamentos clássicos para cálculo da vazão em função da profundidade de montante. A Figura 36 ilustra essa questão, exibindo a presença do que parece ser uma lona plástica a qual muitos outros sólidos ficam aderidos, obstruindo consideravelmente a passagem do escoamento.

Figura 36 – Obstrução do bueiro sob a travessia

Fonte: o autor

Entre os fatores relacionados às ações antrópicas diretas, dois eventos observados afetaram o monitoramento durante sua aplicação. Na bacia Rural, uma ação de limpeza da vegetação foi realizada por agricultores na área no dia 22 de agosto, que ceifaram toda a vegetação próxima à estação (Figura 37). Durante a ação, é provável que pessoas e equipamento circularam sob o sensor afetando sua leitura, como mostra a Figura 38. A data da ação foi confirmada por trabalhador local, condizendo com o registro do sensor.

Figura 37 – Limpeza da área próxima à estação de monitoramento da bacia Rural: (A) antes da limpeza e (B) após a limpeza

Fonte: o autor

Figura 38 – Variação do nível registrado durante a limpeza

Fonte: o autor

Além da perturbação durante a ação, toda a vegetação ceifada acabou carregada para o córrego, acumulando-se de maneira a formar uma barreira que represava o escoamento a montante da estação, comprometendo o comportamento natural da vazão do corpo d'água. A Figura 39 mostra o dia em que foi feita uma limpeza desta vegetação acumulada no trecho a montante da estação.

Figura 39 – Ação de limpeza da vegetação que obstruiu o córrego

Fonte: o autor

O circuito eletrônico desenvolvido não contava com comunicação externa com o usuário para emitir alertas de acionamento, de modo que não havia como saber se houve acionamento do amostrador sem ir até a estação e verificar presencialmente. Esta limitação causou problemas logísticos que, caso ocorresse durante uma real campanha de amostragem, poderia levar a perda das amostras ou a deslocamentos desnecessários.

Em relação ao custo da operação, todo material utilizado para implantação de uma estação de monitoramento (poste, braço, caixa de passagem, placas eletrônicas, bateria, cabos e demais insumos), excluindo-se o amostrador automático, ficou em torno de R\$ 750,00. Não está incluso o valor da mão de obra empregada nos trabalhos de construção do sistema e instalação da estação.

Apesar do investimento módico que este método despende, a vida útil dos equipamentos não é duradoura, principalmente em ambientes hostis como os enfrentados no presente trabalho. Assim sendo, há necessidade de manutenção constante, com possíveis trocas de equipamentos que apresentem algum tipo de mau funcionamento.

5.2. CARGAS MONITORADAS NAS DEMAIS BACIAS

As análises de qualidade da água das bacias piloto caracterizaram somente a carga de base, que serão apresentadas juntamente à demais áreas de estudo (SPAT e Jaguaré). Nenhum evento de chuva foi amostrado durante as atividades para

avaliação da carga difusa, ficando como lacuna a ser explorada por trabalhos futuros.

A Tabela 15 apresenta as médias entre as concentrações observadas nos períodos sem chuva, caracterizando a carga de base dos corpos d'água estudados. Adotou-se como estação seca o período entre abril e setembro, e como estação úmida entre outubro e março.

Tabela 15 - Concentrações médias das cargas de base.

Constituinte (mg/L)	SPAT				Jaguaré		Araçoiaba*	
	Agricultura		Urbana		Pq. Tizo	Água Podre	Rural	Urbana
	Estação Seca	Estação Úmida	Estação Seca	Estação Úmida				
DBO5,20	7.2	5.9	9.0	9.1	80.3	128.0	-	26.0
DQO	54.0	48.0	38.0	40.0	124.3	287.0	-	-
Fósforo Total	0.60	0.62	0.26	0.12	0.41	2.92	0.040	0.652
Nitrogênio Amoniacal	0.34	0.28	1.86	0.25	1.60	30.14	0.08	4.49
Nitrogênio Orgânico	0.91	0.74	1.10	0.69	10.00	5.60	0.21	1.17
Sólidos Suspensos Totais	197	77	15	16	102	89	3	8

*valores referentes a uma única amostra

Fonte: o autor

As Tabelas 16, 17, 18 e 19 apresentam informações hidrológicas dos 29 eventos analisados no presente estudo e os CMEs das bacias, para cada parâmetro monitorado.

Tabela 16 - Informações hidrológicas dos eventos monitorados e respectivos CMEs das bacias SPAT.

SPAT (2015)	Bacia Agricultura								Bacia Urbana							
Evento	24/07	27/08	25/09	30/09	26/11	04/11	17/11	28/11	27/08	26/09	30/09	03/10	22/10	26/10	04/11	09/11
Estação	seca	seca	seca	seca	chuva	chuva	chuva	chuva	seca	seca	seca	seca	chuva	chuva	chuva	chuva
Duração (h)	3.3	6.0	14.2	3.3	2.8	6.8	4.7	11.5	6.0	10.3	4.0	4.3	5.3	2.2	8.3	2.2
Acumulado (mm)	10.2	13.8	25.2	15.2	17.6	30.4	22.5	55.0	9.6	19.0	11.8	28.9	9.0	0.5	22.8	6.6
Intensidade (mm/h)	3.1	2.3	1.8	4.6	6.2	4.5	4.8	4.8	1.6	1.8	3.0	6.7	1.7	0.2	2.7	3.0
Dias anteriores sem chuva	21.2	32.9	14.7	2.9	3.4	1.9	12.9	8.2	33.3	14.0	4.3	2.2	0.5	3.4	13.0	4.1
Intensidade última chuva (mm/h)	1.5	1.2	2.4	6.9	2.7	4.6	4.5	2.7	2.7	2.1	1.8	3.0	5.2	1.7	1.7	2.7
Número de amostras coletadas	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
CME (mg/L)	DBO5,20	4.2	14.0	5.2	28.2	6.3	108.5	14.1	13.2	10.6	17.6	18.7	22.6	40.2	6.4	17.2
	DQO	70.4	54.1	176.6	66.4	84.4	118.5	68.8	34.5	177.4	55.6	36.9	53.5	104.9	34.6	40.0
	Fósforo Total	1.31	1.66	3.66	1.98	1.76	4.96	0.41	4.10	0.83	0.68	0.37	0.45	0.93	0.36	0.10
	Nitrogênio Amoniacal	0.17	0.13	0.68	0.05	0.23	0.04	1.34	0.57	0.22	0.29	0.11	0.50	0.52	0.49	0.08
	Nitrogênio Orgânico	1.16	2.00	1.49	2.11	1.81	5.31	3.12	5.18	2.29	0.92	1.42	0.75	1.76	1.22	0.38
	Sólidos Suspensos Totais	549	438	604	892	1026	550	911	1354	82	162	518	343	1187	44	54

Fontes: adaptados pelo autor a partir de SAISP¹; São Paulo (2016); FCTH (2017)

Tabela 17 - CMEs médios das bacias SPAT por poluente.

SPAT	CME médio (mg/L)					
	DBO5,20	DQO	Fósforo Total	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Orgânico	SST
Agricultura	24.2	84.2	2.48	0.40	2.77	790
Urbana	18.8	74.8	0.58	0.31	1.38	330

Fonte: o autor

¹ SAISP Sistema de Alerta a Inundações de São Paulo

Tabela 18 - Informações hidrológicas dos eventos monitorados e respectivos CMEs das bacias do Jaguaré.

Jaguaré (2016 e 2017)	Bacia Pq. Tizo						Bacia Água Podre						
Evento	12/12	10/01	17/01	06/03	07/04	16/11	12/12	10/01	16/01	01/02	07/02	06/03	07/04
Estação	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	chuva	seca
Duração (h)	21.5	6.2	23.8	6.8	24.2	1.7	21.7	6.2	8.3	5.3	3.2	4.3	5.5
Acumulado (mm)	36.3	42.2	48.5	21.4	71.0	8.9	46.0	46.6	42.7	15.8	30.1	29.9	38.0
Intensidade (mm/h)	1.7	6.8	2.0	3.1	2.9	5.3	2.1	7.5	5.1	3.0	9.5	6.9	6.9
Dias anteriores sem chuva	7.7	6.7	6.5	8.9	19.3	2.5	7.8	6.8	6.8	5.2	4.9	8.9	0.5
Intensidade última chuva (mm/h)	7.0	9.0	6.8	6.4	1.2	1.5	3.5	2.1	7.5	5.6	2.8	5.5	2.7
Número de amostras coletadas	3	6	5	4	7	3	3	3	5	2	4	4	4
CME (mg/L)	DBO5,20	1.2	65.1	-	4.1	27.2	91.1	42.5	153.9	-	32.7	-	26.7
	DQO	217.2	130.8	31.7	-	55.5	201.5	211.2	183.9	-	286.1	-	90.6
	Fósforo Total	0.46	1.73	0.37	3.68	0.81	3.57	1.36	3.77	1.26	-	3.10	1.35
	Nitrogênio Amoniacal	4.78	1.90	0.58	2.92	1.06	4.82	3.13	1.83	0.48	-	-	7.15
	Nitrogênio Orgânico	4.11	2.01	0.51	1.26	3.59	11.53	6.31	10.55	6.10	-	-	9.25
	Sólidos Suspensos Totais	2747	228	367	73	610	1099	750	550	-	-	601	526

Fonte: adaptados pelo autor a partir de SAISP¹; São Paulo (2016); FCTH (2017)

Tabela 19 - CMEs médios das bacias do Jaguaré por poluente.

Jaguaré	CME médio (mg/L)					
	DBO5,20	DQO	Fósforo Total	Nitrogênio Amoniacal	Nitrogênio Orgânico	SST
Pq. Tizo	24.4	108.8	1.41	2.25	2.30	805
Água Podre	69.4	194.7	2.45	4.01	8.86	680

Fonte: o autor

Apesar dos dados relativos à precipitação do evento e dias antecedentes sem chuva representarem aspectos relevantes para a modelagem de poluição difusa (YUAN et al. 2017), o foco das análises foi sobre a relação entre vazão do escoamento superficial e os poluentes associados aos eventos. Os gráficos das Figuras de 40 a 63 apresentam a regressão linear da correlação entre a massa total de poluente carregada calculada para cada evento e seu volume total de escoamento superficial observado, bem como seu coeficiente de determinação R^2 , para cada poluente e bacia.

Figura 40- RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO_{5,20} Bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 41 – RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 42 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total Bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 43 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Amoniacal Bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 44 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Orgânico Bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 45 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 46 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO_{5,20} Bacia Urbana SPAT.

Fonte: o autor

Figura 47 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Bacia Urbana SPAT.

Fonte: o autor

Figura 48 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total Bacia Urbana SPAT.

Fonte: o autor

Figura 49 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Amoniacal Bacia Urbana SPAT.

Fonte: o autor

Figura 50 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Orgânico Bacia Urbana SPAT.

Fonte: o autor

Figura 51 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Bacia Urbana SPAT.

Fonte: o autor

Figura 52 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO_{5,20} Parque Tizo.

Fonte: o autor

Figura 53 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Parque Tizo.

Fonte: o autor

Figura 54 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total Parque Tizo.

Fonte: o autor

Figura 55 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Amoniacal Parque Tizo.

Fonte: o autor

Figura 56 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Orgânico Parque Tizo.

Fonte: o autor

Figura 57 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Parque Tizo.

Fonte: o autor

Figura 58 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DBO_{5,20} Água Podre.

Fonte: o autor

Figura 59 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada DQO Água Podre.

Fonte: o autor

Figura 60 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Fósforo Total Água Podre.

Fonte: o autor

Figura 61 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Amoniacal Água Podre.

Fonte: o autor

Figura 62 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada Nitrogênio Orgânico Água Podre.

Fonte: o autor

Figura 63 - RL da correlação volume acumulado x massa carregada SST Água Podre.

Fonte: o autor

A Tabela 20 resume os coeficientes de determinação R^2 , por poluente, e os coeficientes angulares das retas obtidas pelas regressões lineares.

Tabela 20 - Resumo dos resultados das regressões lineares

Parâmetro	Bacia	Coefficiente de Determinação R^2	Concentração Média Observada (coeficiente Angular RL) (kg/1000m ³)
DBO _{5,20}	SPAT Agricultura	0.947	13
	SPAT Urbana	0.911	18.4
	Pq. Tizo	0.286	22
	Água Podre	0.161	16.5
DQO	Água Podre	0.917	62.5
	SPAT Agricultura	0.782	37.9
	SPAT Urbana	0.755	25.2
	Pq. Tizo	0.149	19
FT	SPAT Agricultura	0.798	3.6
	Água Podre	0.783	2.48
	SPAT Urbana	0.688	0.28
	Pq. Tizo	0.051	0.48
Namon	Água Podre	0.781	7.15
	SPAT Agricultura	0.72	0.69
	SPAT Urbana	0.188	0.09
	Pq. Tizo	0.044	0.26
Norg	SPAT Agricultura	0.94	5
	Água Podre	0.939	9.19
	SPAT Urbana	0.838	1.32
	Pq. Tizo	0.593	3.2
SST	SPAT Agricultura	0.974	1313
	Água Podre	0.939	9195
	SPAT Urbana	0.777	525
	Pq. Tizo	0.255	361

Fonte: o autor

Para as bacias do SPAT, a bacia agrícola apresentou as correlações mais satisfatórias entre as analisadas, principalmente para os parâmetros Sólidos Suspensos Totais ($R^2=0.97$), DBO_{5,20} ($R^2=0.95$) e Nitrogênio Orgânico ($R^2=0.94$). A bacia urbana exibiu correlações regulares, tendo o parâmetro Nitrogênio Amoniacal a pior correlação ($R^2=0.18$), principalmente devido ao evento do dia 03/10/15, correspondente a maior intensidade registrada dentre os analisados.

As bacias do Jaguaré revelaram resultados distintos no que tange a correlação volume acumulado do escoamento superficial e massa de poluente transportada. A bacia do Córrego Água Podre, apesar dos valores absolutos das CMEs estarem elevados, mostrou correlações satisfatórias, excluindo-se o parâmetro DBO_{5,20} ($R^2=0.16$). No entanto, a bacia do Parque Tizo exibiu correlações muito fracas, tendo todos seus coeficientes de determinação R^2

inferiores a 0,3, exceto para o Nitrogênio Orgânico ($R^2=0.6$). O menor número de eventos monitorados nesta bacia (5) certamente é um fator causador desta fragilidade.

As Tabelas 21 a 24 apresentam os resultados dos coeficientes de Nash-Sutcliffe (NSE) calculados para os eventos monitorados, por bacia e constituinte.

Tabela 21 - NSE dos eventos monitorados na bacia SPAT Agricultura

Evento	DBO5,20		DQO		FT		Namon		Norg		SST	
	N° de amostras válidas	NSE	N° de amostras válidas	NSE	N° de amostras válidas	NSE	N° de amostras válidas	NSE	N° de amostras válidas	NSE	N° de amostras válidas	NSE
24/07/15		-0.663		0.932		-0.644		0.418		-0.845		-0.595
27/08/15		0.641		0.736		0.707		-0.076		0.602		0.188
25/9/15		0.781		0.910		0.402		0.218		0.670		0.544
30/09/15		0.390		0.613		0.801		0.885		0.749		-0.297
26/10/15	6	0.814	6	0.904	6	0.771	6	0.974	6	0.782	6	0.953
04/11/15		0.478		0.655		0.629		0.888		0.700		0.481
17/11/15		0.371		0.428		-0.068		0.595		0.247		0.753
28/11/15		0.980		0.967		0.949		0.808		0.987		0.994

Fonte: o autor

Tabela 22 - NSE dos eventos monitorados na bacia SPAT Urbana

Evento	DBO5,20		DQO		FT		Namon		Norg		SST	
	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE
27/08/15		0.860		0.749		0.770		0.835		0.809		0.500
26/09/15		0.528		0.212		0.587		0.833		0.681		0.545
30/09/15		0.916		0.781		0.800		0.830		0.042		0.775
03/10/15		0.853		0.892		0.809		0.634		0.910		0.814
22/10/15	6	0.997	6	0.994	6	1.000	6	0.993	6	-2.647	6	0.926
26/10/15		0.906		0.725		0.855		0.767		0.775		0.638
04/11/15		-0.534		-1.072		0.693		-0.051		0.493		0.843
09/11/15		0.981		0.999		0.989		0.989		0.942		0.918

Fonte: o autor

Tabela 23 - NSE dos eventos monitorados na bacia Parque Tizo

Evento	DBO5,20		DQO		FT		Namon		Norg		SST	
	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE
12/12/16	3	1.000	3	0.994	3	1.000	3	0.939	3	1.000	3	0.996
10/01/17	5	0.966	5	0.937	6	0.374	6	0.546	6	0.268	6	0.909
17/01/17	-	-	4	1.000	5	0.713	2	1.000	2	1.000	5	0.636
06/03/17	4	0.955	4	0.978	4	0.964	4	0.967	4	0.978	4	0.091
07/04/17	6	0.888	7	0.889	7	0.705	7	0.811	7	0.765	7	-0.172

Fonte: o autor

Tabela 24 - NSE dos eventos monitorados na bacia Água Podre

Evento	DBO5,20		DQO		FT		Namon		Norg		SST	
	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE	Nº de amostras válidas	NSE
16/11/16	3	1.000	3	1.000	3	1.000	3	1.000	3	0.999	3	1.000
12/12/16	3	0.995	3	0.939	3	0.849	3	0.999	3	0.735	3	0.850
10/01/17	3	1.000	3	1.000	3	1.000	3	1.000	3	1.000	3	1.000
16/01/17	-	-	-	-	5	0.963	5	1.000	5	0.985	-	-
01/02/17	2	1.000	2	1.000	-	-	-	-	-	-	-	-
07/02/17	-	-	-	-	4	0.993	-	-	-	-	4	0.996
06/03/17	-	-	-	-	4	0.897	4	-6.590	4	0.509	4	-0.053
07/04/17	4	0.833	5	0.940	5	0.949	5	0.978	5	0.903	5	0.684

Fonte: o autor

Os valores resultantes do NSE apresentaram grande variação, com sua maioria valores positivos, que indicam que o modelo, pelo menos, apresenta resultado mais representativo que a média observada ($NSE = 0$). Poucos casos de valores negativos foram obtidos, a maioria por má representação do pico inicial relacionado ao *first flush*. Os valores ótimos ($NSE = 1$) encontrados para eventos da bacia do Jaguaré não são bons indicadores da qualidade da modelagem, uma vez que este ajuste ideal se dá pela escassez de dados observados, muitos casos com apenas 3 amostras válidas ou menos. Deste modo, a função consegue se igualar ao valor observado em todos os pontos observados, porém as poucas amostras não retratam fidedignamente a realidade da carga lavada pelo evento.

O NSE é um coeficiente útil para avaliações da acurácia de modelos matemáticos, no entanto análises mais aprofundadas são recomendadas para melhor compreender o impacto individual dos fatores que influenciam na dinâmica das cargas difusas de lavagem. A complexidade inerente à poluição difusa de lavagem necessita de investigações minuciosas subsequentes à avaliações apresentadas no presente trabalho, que funcionam como um indicativo para este aprofundamento.

Muitas incertezas são introduzidas aos resultados durante os procedimentos de medição de vazão, coleta das amostras, armazenamento e preservação da amostra e análises laboratoriais (HARMEL et al., 2006). Nenhum método de quantificação de incerteza será aplicado, porém discutir-se-á qualitativamente sobre as vulnerabilidades dos procedimentos em relação às imprecisões da modelagem.

No que tange a observação da vazão do escoamento, o erro introduzido pelo sensor de nível é pouco significativo, desde que calibrados adequadamente. As principais incertezas estão associadas à presença (ou ausência) de estrutura de controle do escoamento (vertedor), condições de estabilidade da seção monitorada e o número de medições realizadas e sua representatividade para construção da relação profundidade/vazão (SAUR & MEYER, 1992).

A bacia Urbana SPAT foi a única que contou com a construção de um vertedor, o que confere a ela maior confiabilidade para os dados de vazão. A bacia Agricultura, Pq. Tizo e Água Podre contaram com a construção de curva-chave para cálculo da vazão função do nível d'água. O primeiro fator que introduz

incerteza neste tipo de método está vinculado ao número de pontos de vazão observada para construção da curva-chave. As bacias Agricultura, Pq. Tizo e Água Podre contaram com 10, 6 e 5 medições, respectivamente, valores abaixo do recomendado (15 pares profundidade/vazão) para gerar erros aceitáveis na extrapolação da equação (DOMENEGHETTI et al., 2012).

A bacia Agricultura SPAT, apesar de se tratar de seção natural, não havendo variações bruscas da área em função da profundidade e sua razoável estabilidade, a equação empírica (Eq. 6) pôde ser extrapolada sem comprometer as análises de qualidade. O mesmo vale para a bacia do córrego Água Podre, cuja seção regular permite cálculo da vazão em função do nível observado com imprecisões que não prejudicaram a aplicação do método.

Os dados de vazão da bacia Pq. Tizo apresentam fragilidade quanto a sua precisão também por haver uma travessia a cerca de 25 metros a jusante, seção com aspecto bastante prejudicado (Figura 64). Esta seção tem potencial para interferir no comportamento hidráulico do ponto estudado, uma vez que pode haver um remanso causado pelo déficit de capacidade hidráulica da travessia. Deste modo, uma vez que as medições para construção da curva-chave ocorreram somente para vazões baixas, quando a capacidade da travessia era suficiente, incertezas significativas na extrapolação da curva para vazões mais altas são esperadas. Outra questão importante é a variação da rugosidade da seção pela presença de entulhos e demais resíduos de maior porte depositados no leito ou que se prendem à arestas expostas de vegetação ou outros materiais presentes na seção, além do próprio crescimento da vegetação.

Figura 64 – Travessia a jusante da seção monitorada da bacia Parque Tizo

Fonte: FCTH (2017)

Além da influência na rugosidade, resíduos carregados pelo escoamento também afetaram o procedimento de coleta por meio das garrafas Nava, como evidenciado pela Figura 65. Pode-se verificar que as garrafas dos níveis superiores foram arrastadas pelo escoamento, provavelmente devido a presença de sólidos grosseiros, de origem antrópicas e da própria vegetação morta, que se prendem às garrafas forçando o suporte de madeira, até seu colapso.

Figura 65 – Danos causados à estação de monitoramento da bacia Parque Tizo.

Fonte: FCTH (2017)

Mesmo que não haja perda total da amostra, é evidente que as amostras cujas garrafas permaneceram no suporte estão sujeitas a incertezas quanto ao momento em que foram preenchidas e em relação à representatividade de sua qualidade. Na seção do córrego Água Podre não houve caso de perda de amostra, porém a questão dos resíduos sólidos grosseiros também se fez presente. Outro ponto que adiciona incertezas à modelagem é a representatividade espacial da amostra em relação a seção monitorada. As garrafas Nava sempre coletam amostras na superfície do escoamento no eixo onde seu suporte de madeira está fixado. No caso do amostrador automático, as amostras são fixas em ponto próximo ao leito do corpo d'água. Ambos métodos podem comprometer a representatividade espacial da amostra na seção.

Ainda em relação à coleta, a grande vantagem do amostrador automático comparado às garrafas Nava é sua consistência em relação ao número de amostras coletas por eventos e o registro do instante em que cada amostra foi

coletada. Conhecer o instante preciso da coleta para situá-la no hidrograma é fundamental para construção do polutograma do evento. Por outro lado, em relação ao custo de investimento nos equipamentos, uma estação com amostrador automático é cerca de 10 vezes maior em relação à construção da estação de monitoramento com garrafas Nava.

O armazenamento e preservação das amostras das garrafas Nava são notoriamente inferiores ao amostrador automático, que possuem câmara de refrigeração onde os frascos permanecem acondicionados com seus preservantes. As amostras das garrafas Nava permanecem expostas aos processos físico-químicos e biológicos até o momento em que o técnico responsável a retira de seu suporte para só nesse momento ser devidamente acondicionada e seu preservante adicionado. Este tempo pode variar de acordo com fatores logísticos da campanha, introduzindo incertezas difíceis de mensurar, mas que certamente afetam os resultados.

As análises laboratoriais também introduzem incertezas aos resultados fruto do erro sistemático inerente aos equipamentos e erros analíticos nos procedimentos de laboratório. Neste quesito, os resultados das análises de algumas amostras relativas as bacias do córrego Jaguaré apresentaram problemas como DBO_{5,20} maior que DQO e Sólidos Totais inferior a Sólidos Suspensos Totais. Todas essas amostras foram descartadas das análises posteriores, reduzindo o número de pontos observados na calibração do modelo, também diminuindo a confiabilidade dos demais resultados. As análises das amostras do SPAT não apresentaram erros grosseiros como os citados na bacia do Jaguaré, uma vez que as análises foram realizadas em laboratório externo por equipe especializada.

5.3. MODELAGEM DA CARGA DIFUSA

De forma geral, o modelo empírico utilizado para predição da carga difusa proposto por Eiger et al. (1999) apresentou resultados satisfatórios, quando alimentado de dados observados consistentes. Duas situações específicas causadas pela passagem da onda de cheia que precisam ser bem representadas pelo modelo de estimativa de poluição difusa são o *first flush* e uma possível diluição causada pelo aumento da vazão.

As Figuras 66 e 67 apresentam a carga afluyente em função do tempo e o polutograma de um evento monitorado, respectivamente, que mostram a representação do *first flush* pelo modelo. As Figuras 68 e 69 mostram o efeito de diluição simulado pelo modelo, uma vez que a concentração de base é mais alta que a concentração afluyente.

Figura 66 – Carga afluyente do evento do dia 26/10/2015 bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 67 – Polutograma do evento do dia 26/10/2015 bacia Agricultura SPAT.

Fonte: o autor

Figura 68 – Carga afluyente do evento do dia 12/12/2016 bacia Água Podre.

Fonte: o autor

Figura 69 – Polutograma do evento do dia 12/12/2016 bacia Água Podre.

Fonte: o autor

Por tratar-se de uma modelo empírico de regressão, em alguns casos durante a calibração existiam dois pares k e $M_{inicial}$ da Eq. 8 que convergiam para valores mínimos do erro quadrático, demandando que o usuário entrasse com a solução inicial mais adequada na rotina iterativa de obtenção dos parâmetros de calibração.

Ainda sobre o modelo empírico, Vaze et al. (2003) mostrou que a combinação de dois parâmetros hidrológicos obteve melhores resultados na estimativa de cargas difusa que apenas um parâmetro. Deste modo, existindo dados de chuva e vazão, pode-se utilizar uma modelagem pouco mais elaborada, mas com resultados mais precisos.

Sobre os resultados de Concentração Média de Evento (CME) obtidos para as bacias monitoradas, os valores apresentados nas tabelas 17 e 19 serão discutidos a seguir. A bacia Urbana do SPAT apresentou valores muito semelhantes aos resultados médios para a categoria residencial do *Nationwide Urban Runff Program* (USEPA, 1983), sendo os valores mais baixos dentre as quatro bacias analisadas no presente estudo. A bacia Agricultura apresentou valores próximos a Urbana para matéria orgânica, mas concentrações sensivelmente superiores para nutrientes e sólidos, evidenciando o impacto das atividades agrícolas nas cargas difusas afluentes aos corpos d'água.

Os resultados da bacia do Parque Tizo mostraram-se elevados para nutrientes, acima de valores encontrados na literatura (PARK, et al. 2009), mas com ordem de grandeza semelhante. Já a bacia do córrego Água Podre apresentou valores consideravelmente altos para DQO e nutrientes, fruto da ocupação antrópica de alta densidade que marca a bacia. Apesar da magnitude das concentrações, que, no caso de sólidos suspensos, ultrapassam valores de esgoto bruto médio (METCALF et al. 1972), há casos de eventos com concentrações semelhantes encontrados na literatura (RODRIGUEZ-HERNANDEZ & FERNÁNDEZ-BARRERA, 2013; ZHANG et al, 2012).

A Tabela 25 apresenta os valores de Coeficiente de Exportação de Carga Difusa por uso do solo, segundo a classificação do MapBiomas.

Tabela 25 - Coeficiente de Exportação de Carga Difusa por uso do solo

Coeficientes de Exportação de Carga Difusa (kg/dia.km ²)			DBO5,20	DQO	FT	Namon	Norg	SST
SPAT	Agricultura	Formação Florestal	5.27	12.20	0.43	0.09	0.62	159.29
		Mosaico de Agricultura e Pastagem	12.94	29.98	1.06	0.23	1.53	391.41
		Pastagem	11.72	27.15	0.96	0.21	1.38	354.49
	Urbana	Infraestrutura Urbana	159.08	479.04	3.88	1.88	10.46	3358.18
		Pastagem	92.79	279.44	2.27	1.10	6.10	1958.94
Jaguaré	Pq. Tizo	Formação Florestal	494.90	1548.19	19.26	30.67	35.04	11316.46
		Infraestrutura Urbana	434.00	1357.68	16.89	26.90	30.72	9923.91
		Mosaico de Agricultura e Pastagem	159.31	498.37	6.20	9.87	11.28	3642.86
	Água Podre	Infraestrutura Urbana	4408.64	13109.93	208.52	410.30	772.42	55883.57

Fonte: o autor

Os coeficientes obtidos para este método de estimativa de carga difusa exibiram considerável diferença entre as bacias do SPAT e do Jaguaré, para os mesmos usos do solo. A bacia Agricultura do SPAT foi a que apresentou coeficientes mais próximos da literatura (MANAQUIZ et al, 2012), comparando usos semelhantes presentes em bacias rurais. A bacia Urbana, que tem um uso do solo em comum com a bacia Agricultura (pastagem), obteve resultados com uma ordem grandeza superior a bacia Agricultura para todos os parâmetros, mas ainda comparáveis com resultados encontrados na literatura (NOVOTNY, 2003).

As bacias do córrego Jaguaré exibiram valores de CEs extremamente elevados, especialmente para o uso do solo urbano da bacia Água Podre. Não foram encontrados coeficientes com valores próximos na literatura. Três fatores podem ter levado a essa discrepância. O primeiro é a classificação do uso do solo utilizada que, para zonas rurais, apresenta bom grau de detalhamento, porém para áreas urbanas agrupa diferentes tipos de ocupação, como residencial, comercial, industrial, entre outras, em apenas uma classe denominada infraestrutura urbana. O segundo fator está relacionado a incertezas quanto a carga de base dos corpos d'água. As bacias do SPAT contaram com uma caracterização minuciosa, com 82 amostras ao longo de duas semanas, uma na estação seca e outra na úmida. As bacias do Jaguaré contaram apenas com menos de dez amostras, sendo que alguns constituintes dispuseram de apenas duas. Caso a carga de base seja subestimada, a carga difusa será superestimada, por conseguinte, o CME e o CE. O terceiro, e possivelmente o mais relevante, está relacionado a lançamentos irregulares na rede de drenagem.

Por se tratar de bacias inseridas em contexto de intensa urbanização e dinâmicas complexas de uso do solo, cargas não pontuais dissociadas da lavagem da superfície pelo escoamento superficial gerado pela chuva podem ter maior relevância. Ablução do viário e áreas domiciliares estão relacionadas ao manejo do uso do solo e representam vazões pouco significativas, porém com claras características de poluição difusa. Já lançamentos pontuais indevidos de efluentes sanitários, especialmente em áreas urbanas onde preconiza-se sistemas totalmente separados de esgoto e drenagem, como no Brasil, podem afetar a caracterização da poluição difusa da bacia. Sabendo que são lançamentos pontuais irregulares, é temerário para a qualidade dos resultados considerá-los como poluição difusa apenas pela incapacidade de identificá-los adequadamente. Mesmo que a complexidade da dinâmica desta zona urbana torne esta situação corriqueira, tratá-los como carga

difusa pode não ser a maneira mais eficiente e duradoura de solucioná-la.

Além disso, ainda dentro dos serviços de saneamento, a questão dos resíduos sólidos está fortemente ligada a poluição difusa. Conceitualmente, é óbvio que resíduos sólidos urbanos não são considerados poluição difusa, no entanto, quando da ocorrência de tormentas mais severas, muitos resíduos sólidos são carregados pelo escoamento superficial tornando-se um problema de drenagem urbana, com implicações hidráulicas e de qualidade da água. Similarmente aos lançamentos pontuais indevidos, a questão dos resíduos sólidos não pode ser abordada como poluição difusa, por mais complexa que seja a gestão e operação da coleta e destinação final de resíduos sólidos em ocupações urbanas de alta intensidade.

6. CONCLUSÕES

O tema poluição difusa ainda permanece pouco explorado no âmbito nacional, principalmente em relação ao monitoramento para caracterização das dinâmicas locais, quando comparado com países desenvolvidos. Isto é reforçado pelo fato que não temos uma legislação específica a respeito, enquanto outros países já abordam a questão de uma perspectiva legal há algumas décadas.

A aplicação do método de monitoramento de nível proposto nas bacias piloto mostrou-se possível, porém com algumas ressalvas para seu funcionamento adequado. O sensor ultrassônico apresentou desempenho promissor, apesar da questão da temperatura, que afeta sua medição. Desta forma, recomenda-se a utilização de um sensor de temperatura acoplado ao sistema para incluir esta variável na correção da medição do sensor dentro do código do microcontrolador. A temperatura medida *in loco* também pode ser usada no ajuste da tensão aplicada na porta de saída analógica que se comunica com o amostrador automático, considerando a variação da resistência elétrica do cabo de comunicação.

Mesmo com as correções da temperatura, a utilização da variação do nível d'água como fator único de acionamento do amostrador revelou-se uma estratégia frágil. Muitos fatores podem provocar variações significativas da lâmina d'água, não relacionadas a uma onda de cheia. Assim sendo, indica-se o uso de outra variável combinada ao nível para o acionamento, preferivelmente a precipitação, para aumentar a confiabilidade do sistema, reduzindo incertezas que enfraqueçam a coleta de dados.

Outro elemento cuja ausência mostrou-se relevante foi a comunicação do sistema com o usuário, para informá-lo sobre o *status* do monitoramento. É aconselhável vincular ao sistema eletrônico dispositivos de comunicação com o usuário para dar mais eficiência à logística das operações do monitoramento, mesmo havendo um maior investimento inicial para sua construção e aumento no consumo da bateria.

Por se tratar de ambiente pouco controlado, procedimentos de manutenção com frequência mínima quinzenal fazem-se necessários para garantir o desempenho adequado da estação. Corte da vegetação ciliar e manutenção dos componentes do sistema são tarefas indispensáveis.

Dentre os métodos de monitoramento aplicados nas bacias do SPAT e Jaguaré, o expediente das garrafas Nava mostrou-se inferior nas etapas de coleta, armazenamento e preservação comparando com o amostrador automático. Sua grande vantagem é o baixo custo para fabricação da estação de monitoramento, sendo seu investimento inicial no mínimo cerca de 10 vezes menor que uma estação com amostrador automático. No entanto, as vantagens logísticas que o amostrador automático oferece reduzem seus custos de operação. A principal vantagem do amostrador automático é a maior confiabilidade dos resultados, reduzindo potenciais fontes de incertezas em relação as garrafas Nava. Considerando uma visão de longo prazo, dados primários mais confiáveis subsidiam soluções mais eficientes, que alcançam os resultados desejados com menor custo.

O dado de uso e ocupação do solo do MapBiomas possui ótimo detalhamento para zonas rurais, porém para avaliações em áreas urbanas seu detalhamento é pouco minucioso. Do ponto de vista hidrológico de impermeabilização, agrupar em uma só classificação as diferentes ocupações presentes em uma área urbanizada (residencial, comercial, industrial, viário, etc.) é razoável. No entanto, em relação a geração de carga difusa e outras aplicações faz-se necessário uma discretização mais refinada destes usos para representar adequadamente as contribuições específicas de cada tipo de infraestrutura urbana. Recomenda-se seu uso para estudos em bacias de maior escala, sendo possível a criação de cenários futuros baseados na tendência indicada pela evolução do uso do solo ao longo do tempo, uma vez que o projeto gera informações comparativas entre imagens de satélite de vários anos.

O modelo de predição de carga difusa proposto por Eiger et al. (1999) exibiu resultados satisfatórios, principalmente para as bacias do SPAT. As bacias do Jaguaré possuíam maiores incertezas associadas tanto ao método de monitoramento como a própria complexidade da dinâmica do uso do solo das bacias, que se encontram em uma ocupação urbana de alta intensidade. Deste modo, sabendo que a qualidade da resposta dos modelos de predição de carga difusa está fortemente atrelada a qualidade dos dados de entrada e para sua calibração, foi natural que as bacias do Jaguaré apresentassem correlações mais fracas.

Mesmo perante estimativas razoáveis, o modelo carece de considerar parâmetros relacionados à precipitação, como chuva acumulada no evento ou sua intensidade. Estudos realizados por Vaze et al. (2003), apontam que uma modelagem combinada de intensidade da chuva e taxa de escoamento superficial performou

melhor que equações com apenas um parâmetro. Havendo dados de chuva disponíveis, recomenda-se uma modelagem que considere pelo menos dois parâmetros para obter resultados ainda mais precisos do que a aplicada no presente trabalho.

O modelo mostrou-se capaz de captar as variações intra-evento da qualidade dos corpos d'água, competência fundamental especialmente para aplicações de dimensionamento de dispositivos de mitigação voltados para redução dos picos de descarga de poluentes. No entanto, deve-se atentar quais cargas afluentes presentes na bacia a modelagem de carga difusa irá contemplar. Não é indicado considerar lançamentos pontuais irregulares de efluentes na rede de drenagem e ineficiência na coleta de resíduos sólidos e varrição de ruas como cargas difusas na modelagem. Entretanto, caminhar para o desenvolvimento de um modelo que também abranja estas disfunções com módulos específicos, distintos da poluição difusa de lavagem, seria de grande valia para melhor compreensão e representação destes sistemas complexos.

Considerando as principais lições aprendidas neste estudo, pode-se listar as seguintes recomendações para as futuras investigações sobre este tema:

- O planejamento das campanhas de medição das variáveis hidrológicas e coleta de amostras para caracterização da qualidade deve ser feito com muita antecedência e prazo suficiente para que as interferências inerentes aos processos possam ser superadas durante as próprias campanhas;
- Como a obtenção de informações sobre a qualidade das águas sujeitas à cargas de origem difusa está essencialmente ligada ao uso do solo e este varia no tempo, as campanhas devem abranger períodos que incluam, pelo menos, um ano hidrológico completo e mais de um ponto de observação para o mesmo uso do solo, permitindo-se assim avaliar a confiabilidade do resultado;
- A resolução temporal das amostras deve ser a mais alta possível, dando-se preferência ao uso dos equipamentos eletrônicos de registro contínuo de baixo custo, como forma de englobar toda a variabilidade do fenômeno envolvido.
- A quantificação das incertezas precisa ser melhor incorporada ao processo, para que se encontre meios de minimizá-la, também dando suporte para expressar o grau de confiabilidade dos dados e modelagens.

E por fim, face à complexidade da questão tecnológica que se pretende abordar com

o monitoramento da qualidade da água superficial, também é muito importante considerar, no monitoramento estratégico empreendido para controle e formulação de políticas de preservação de recursos hídricos, o uso de redes de monitoramento específicas para caracterização da poluição de origem difusa, notadamente em áreas urbanas.

REFERÊNCIAS

- ADU J. T.; KUMASARAMY M. V. Assessing Non-Point Source Pollution Models: a Review. **Polish Journal of Environmental Studies**. ;27(5):1913-1922. 2018.
- AKAN, A. O.; SCHAFFRAN, G. C.; POMMERENK, P.; HARRELL, L. J. Modeling storm-water runoff quantity and quality from marine drydocks. **J. Environ. Eng.** v. 126(1), p. 5-11. 2000.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23. ed. **APHA/AWWA/WEF**, 2018.
- APRÍGIO, P. O. **Avaliação de modelos de simulação de cargas difusas em bacias urbanas**. 2012. 131 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.
- APRÍGIO, P. O.; BRANDÃO, J. L. B. Modelos hidrológicos par simulação da poluição difusa. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Maceió. AL. 2011.
- ARAÚJO, S. C. S. **Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para Avaliação da Qualidade da água em Bacias Hidrográficas**. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília – DF, 218p. 2005.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American water resources association**. v. 34. n. 1. p. 73-89. 1998.
- ARYAL, R.; VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J.; NAIDU, R. Urban stormwater quality and treatment. J.; **Korean J. Chem. Eng.** V. 27: p. 1343-1359. 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9897: planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. ABNT, 1987.
- AZZELINO, A.; COLOMBO, L.; LOMBI, S.; MARCHESI, V.; PIANA, A.; ANDREA, M.; ALBERTI, L. Groundwater diffuse pollution in functional urban areas: The need to define anthropogenic diffuse pollution background levels. **Science of Total Environment**, v. 656, p. 1207-1222, 2019.
- BAI, P. E. S.; LI, J. Sediment Wash-Off from an Impervious Urban Land Surface. **J. Hydrol. Eng.** v. 18(5). p. 488-498. 2013.
- BARRON, J.; BEYER, B. Manual vs. Automatic. **Water & Wastes Digest**. Advanced Technology. 34 AT. Lincolnshire, IL. 2008.
- BARTH, Flávio Terra. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. Nobel, 1987.

BATRA, N.; ISLAM, S.; VENTURINI, V.; BISHT, G.; JIANG, L. E. Estimation and comparison of evapotranspiration from MODIS and AVHRR sensors for clear sky days over the Southern Great Plains. **Remote Sens Environ** v. 103(1), p. 1–15. 2006.

BECK, M. Bruce. Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty. **Water Resources Research**, v. 23, n. 8, p. 1393-1442, 1987002E

BOS, Marinus Gijsberthus. **Discharge measurement structures**. Ilri, 1976.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. Programa Nacional de Avaliação da Qualidade da Água. Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 6 ago. 2013. Disponível em: <www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/PUBLICACOES/Workshop%20Aguas%20Urbanas/S2P3_Maurrem.pdf> . Acesso em: 10 de abril de 2020.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 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. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 18 mar. 2005. p 58-63. Disponível em :< <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 05 de

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 16 mai. 2011. p 89. Disponível em :< <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 05 de novembro de 2019.

BRITES, A. P. Z.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 12. n. 4. p. 211-221. 2007.

BROWNE, F.X. Stormwater management. In: CORBITT, R.A. (ed) **Standard Handbook of Environmental Engineering**. McGraw-Hill. New York, USA, 7.1-7.131. 1989.

BRUN, R.; REICHERT, P.; KÜNSCH, H. R. Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. **Water resources research**, v. 37, n. 4, p. 1015-1030, 2001.

BUJON, G.; HERREMANS, L.; PHAN, L. Flupol: a forecasting model for flow and pollutant discharge from sewerage systems during rainfall events. **War. Sci. Tech.** v. 25, n.8, p. 207-215. 1992.

CABRAL, S. L.; SAKURAGI, J.; SILVEIRA, C. S. Incertezas e erros na estimativa de vazões usando modelagem hidrológica e precipitação por RADAR. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté , v. 12, n. 1, p. 57-70, Feb. 2017.

CALTRANS. Division of Environmental Analysis. First Flush Phenomenon Characterization. **Technical Report**. CTSW-RT-05-73-02.6. Sacramento. CA. 2005.

CANTER, Larry W. **River water quality monitoring**. CRC Press, 1985.

CENTRAL POLLUTION CONTROL BOARD. **Guidelines for water quality monitoring**, Parivesh Bhawan, East Arjun Nagar, Delhi-32, MINARS 27/2007-08. 2008.

CHAUHAN, M. S.; KUMAR, V.; DIKSHIT, P. K. S.; DWIVEDI, S. B. Comparison of discharge data using ADCP and current meter. **Int J Adv Earth Sci.** v. 3(2), p. 81–86. 2014.

CHOLET, C.; STEINMANN, M.; CHARLIER, J. B. Characterizing fluxes of trace metals related to dissolved and suspended matter during a storm event: application to a karst aquifer using trace metals and rare earth elements as provenance indicators. **Hydrogeol J.** v. 27. P. 305. 2018.

CHOW, M. F.; YUSOP, Z.; ABUSTAN, I. Relationship between sediment build-up characteristics and antecedent dry days on different urban road surfaces in Malaysia, **Urban Water Journal**, v. 12, n. 3, p. 240-247. 2015.

COLLINS, A. L.; MCGONIGLE, D. F. Monitoring and modelling diffuse pollution from agriculture for policy support: UK and European experience, **Environmental Science & Policy**, v. 11, Issue 2, p. 97-101, 2008.

COLLINS, A. L.; STUTTER, M.; KRONVANG, B. Mitigating diffuse pollution from agriculture: International approaches and experience, **Science of The Total Environment**, v. 468–469, p. 1173-1177, 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE **Resolução 430**. Disponível em :< <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 05 de novembro de 2019

COSTA, J. E.; CHENG, R. T.; HAENI, F. P.; MELCHER, N.; SPICER, K. R.; HAYES, E.; PLANT, W.; HAYES, K.; TEAGUE, C.; BARRICK, D. Use of radars to monitor stream discharge by noncontact methods. **Water Resour Res** v. 42(7), p. 1–14. 2006.

COSTA, M.E.L. **Monitoramento e modelagem de águas de drenagem urbana na bacia do Lago Paranoá**. 2013. 203 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Brasília/DF, 2013

DALY, E.; BACH, P. M.; DELETIC, A. Stormwater pollutant runoff: A stochastic approach. **Advances in Water Resources**. v. 74, p. 148–155. 2014.

DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. **MIKE SHE Water Movement - User Guide and Technical Reference Manual**, 1.1 edn. DHI, Hørsholm. 1998.

_____. **MOUSE TRAP Users Manual** (1.00 Ed.). Danish Hydraulics Institute, Hørsholm, Denmark. 1993.

DEFE, G. A.; ANTONIO, A. Z. C. Multi-parameter Water Quality Monitoring Device for Grouper Aquaculture. **IEEE 10th International Conference on Humanoid**,

Nanotechnology, Information Technology, Communication and Control, Environment and Management. 1-5. 10.1109. 2018.

DELETIC, A. B.; C. T. MAKSIMOVIC. Evaluation of Water Quality Factors in Storm Runoff from Paved Areas. **Journal of Environmental Engineering** v. 124. n. 9: p. 869-879. 1998.

DELETIC, A. B.; C. T. MAKSIMOVIC; M. IVETIC. Modelling of Storm wash-off of Suspended Solids from Impervious Areas. **Journal of Hydraulic Research**, Vol. 35, No. 1, p. 99-117.

DI BALDASSARRE, G.; MONTANARI, A. Uncertainty in river discharge observations: a quantitative analysis, **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 13, 913–921, doi:10.5194/hess-13-913-2009, 2009.

DINGMAN, S. L. **Physical hydrology**. Waveland Press, Long grove. 2015.

DOBRIYAL, P., BADOLA, R., TUBOI, C. A Review of Methods for Monitoring Streamflow for Sustainable Water Resource Management. **Applied Water Science**. v7: p. 2617-2628, 2017.

DOMENEGHETTI, A.; CASTELLARIN, A.; BRATH, A. Assessing rating-curve uncertainty and its effects on hydraulic model calibration. **Hydrol. Earth Syst. Sci.** v. 16, p. 1191–1202, 2012.

EGODAWATTA, P. K.; GOONETILLEKE, A. Understanding urban road surface pollutant wash-off and underlying physical processes using simulated rainfall. **Water Science and Technology**, v. 57(8), p. 1241-1246. 2008.

EGODAWATTA, P.; THOMAS, E.; GOONETILLEKE, A. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surfaces using simulated rainfall. **Water Research**, v. 41, n. 13, p. 3025-3031, 2007.

EIGER, S.; ARANHA, C. H.; PEREZ, L. S.; GOMES, M. C. A.; NETO, A. S. B. Modelagem Matemática de Cargas Difusas na bacia do Guarapiranga, São Paulo. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Anais...** Belo Horizonte – MG. 1999.

ENGEL, B. **L-THIA NPS Long-Term Hydrologic Impact Assessment and Non Point Source Pollutant Model**, version 2.1. Purdue University & USEPA. 2001.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA. Desenvolvimento de metodologia e projeto piloto de revitalização de bacia urbana, replicável para as demais bacias da região metropolitana (Bacia do Córrego Jaguaré). Empreendimento 2014 AT-653. **Relatório Final**. São Paulo. 2017.

FERREIRA, C. S. S.; KEIZER, J. J.; SANTOS, L. M. B.; SERPA, D.; SILVA, V. CERQUEIRA, M.; FERREIRA, A. J. D.; ABRANTES, N. Runoff, sediment and nutrient exports from a Mediterranean vineyard under integrated production: An experiment at plot scale, **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 256, p. 184-193. 2018.

GALBIATI, L.; BOURAOU, F.; ELORZA, F. J.; BIDOGLIO, G. Modeling diffuse pollution loading into a Mediterranean lagoon: Development and application of an integrated surface–subsurface model tool. **Ecological Modelling**. v. 193, p. 4–18. 2006.

GIRARDI, R.; GARBOSSA, L. H. P. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **Brazilian Journal of Water Resources**. Porto Alegre. v. 21. n. 3, p. 514-524. 2016.

GOMES, L. A. **Aspectos qualitativos das águas pluviais urbanas**. São Carlos, 1981. 102p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 1981.

GUPTA, K.; SAUL, A. J. Specific relationship for the first flush in sewer systems. **Water Res.** v. 30. p. 1244-1252. 1996.

HARMEL, R. D.; COOPER, R. J.; SLADE, R. M.; HANEY, R. L.; ARNOLD, J. G. Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. **Trans. ASABE** v. 49 (3), p. 689–701. 2006.

HARMEL, R. D.; SMITH, D. R.; KING, K. W.; SLADE, R. M. Estimating storm discharge and water quality data uncertainty: A software tool for monitoring and modeling applications. **Environmental Modeling & Software**. v. 24. p. 832-842. 2009

HARWELL, G. R.; ASQUITH, W. H. **Annual peak streamflow and ancillary data for small watersheds in central and western**. Texas. US Department of the Interior, US Geological Survey. 2011.

HE, J.; VALEO, C.; CHU, A.; NEUMANN, N. F. Characterizing Physicochemical Quality of Storm-Water Runoff from an Urban Area in Calgary, Alberta. **J. Environ. Eng.** v. 136(11): p. 1206-1217. 2010.

HILGERSOM, K. P.; LUXEMBURG, W. M. J. Technical note: how image processing facilitates the rising bubble technique for discharge measurement. **Hydrol Earth Syst Sci** v. 16, p. 345–356. 2012.

HORTON, R.E. Erosional development of streams. **Geological Society American Bulletin** v. 56, p. 281–283. 1945.

HUBER, W. C. Deterministic modeling of urban runoff quality. In: NATO ASI Series G: Ecological Sciences, v. 10. **Urban Runoff Pollution**. New York. 1986.

HUTTUNEN, I.; HUTTUNEN, M.; PIIRAINEN, V.; KORPPÖ, M.; LEPISTÖ, A.; RAIKE, A.; TATTARI, S.; VEHVILAINEN, B. A National-Scale Nutrient Loading Model for Finnish Watersheds—VEMALA. **Environ Model Assess** v. 21:1 p. 83-109. 2016.

IDE, C. N. **Qualidade da drenagem pluvial urbana**. Porto Alegre, 1984. 137p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – IPH, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1984.

INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION. **Hydrometry — Measurement of liquid flow in open channels — Part 2: Determination of the stage-discharge**

relationship. ISO 1100/2-2010(E). International Standards Organization, Switzerland. 2010.

INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION. **Water quality — Sampling — Part 14: Guidance on quality assurance and quality control of environmental water sampling and handling.** ISO 5667/14-2014(E). International Standards Organization, Switzerland. 2014.

INTERNATIONAL STANDARDS ORGANIZATION. **Water quality — Sampling — Part 24: Guidance on the auditing of water quality sampling.** ISO 5667/24-2016(E). International Standards Organization, Switzerland. 2016.

JAIN, S. K.; SINGH, V. P. **Developments in Water Science.** Elsevier Science B.V. Amsterdam. Netherlands. 2003.

JAKOB, A.; BINDERHEIM-BANKAY, E.; DAVIS, J. S. National longterm surveillance of Swiss rivers. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** v. 28 (7), p. 1101–1106. 2002.

JORDAN, P.; CASSIDY, R. Technical Note: Assessing a 24/7 solution for monitoring water quality loads in small river catchments. **Hydrol. Earth Syst. Sci.** v. 15. p. 3093-3100. 2011.

KÄMÄRI, M.; HUTTUNEN, I.; VALKAMA, P.; HUTTUNEN, M.; KORPPÖ, M.; TATTARI, S.; LOTSARI, E. Modelling inter-and intra-annual variation of riverine nitrogen/nitrate losses from snowmelt-affected basins under agricultural and mixed land use captured with high-frequency monitoring. **Catena**, v. 176, p. 227-244, 2019.

KELLAGHER, R.B.B. **The Wallingford Procedure - for design and analysis of urban storm drainage.** HR Wallingford Ltd, Wallingford. UK.1981.

KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. Hidrometria Aplicada. **Lactec, Curitiba/PR, Brasil**, 2001.

KIM, S. W.; PARK, J. S.; KIM, D. Runoff characteristics of non-point pollutants caused by different land uses and a spatial overlay analysis with spatial distribution of industrial cluster: a case study of the Lake Sihwa watershed. **Environ Earth Sci.** v. 71, p. 483-496. 2014.

LANG, M.; LI, P.; YAN, X. Runoff concentration and load of nitrogen and phosphorus from a residential area in an intensive agricultural watershed. **Science of the Total Environment.** v. 458-460. p. 238-245. 2013.

LEE, J. H.; BANG, K. W.; KETCHUM, L. H.; CHOE, J. S.; YU, M. J. First flush analysis of urban storm runoff. **The Science of the Total Environment.** v. 293. p. 163-175. 2002.

LEE, J. Y.; KIM, H.; KIM, Y.; HAN, M. Y. Characteristics of the event mean concentration (EMC) from rainfall runoff on an urban highway, **Environmental Pollution**, v 159, n. 4, p. 884-888. 2011.

LEECASER, M. K.; SCHIFF, K.; TIEFENTHALER, L. L. Assessment of efficient sampling designs for urban stormwater monitoring. **Water research**, v. 36, n. 6, p. 1556-1564, 2002.

LINDHOLM, O.; BALMÉR, P. Pollution in storm runoff and combined sewer overflows. In: HELLWELL, P. R., ed. **Urban Storm Drainage**. London, Pentech. .575p. 1978.

LIU, R.; YU, W.; SHI, J.; WANG, J.; XU, F.; SHEN, Z.; Development of regional pollution export coefficients based on artificial rainfall experiments and its application in North China. **Int. J. Environ. Sci. Technol.** v. 14, p. 823–832. 2017.

LOAGUE, K.; CORWIN, D. L. Point and NonPoint Source Pollution. In ANDERSON, M. G.; MCDONNELL, J. J.; (Ed) **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. Part 8. Water Quality and Biogeochemistry. John Wiley & Sons. New York. 2006.

LOMBARDO, F.; STAGI, L. Verifica e taratura dinamica dela strumentazione pluviometrica finalizzata alla valutazione degli errori per intensità di pioggia elevata. Anais: **XXVI Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche**, Catania, Sicília: Università degli Studi di Catania, 9-12 set. 1998, II, pp.85-96, 1998

MALAGÓ, A.; BOURAOU, F.; GRIZZETTI, B.; DE ROO, A. Modelling nutrient fluxes into the Mediterranean Sea, **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 22, 2019.

MALHERBE, H.; LE MAITRE, D.; LE ROUX, J. A Simplified Method to Assess the Impact of Sediment and Nutrient Inputs on River Water Quality in Two Regions of the Southern Coast of South Africa. **Environmental Management** v.63, p. 658. 2019.

MANQUIZ, M. C.; LEE, S.; MIN, K.; KIM, J. H.; KIM, L. Diffuse pollutant unit loads of various transportation landuses, **Desalination and Water Treatment**, v.38. issue 1-3, p. 222-229, 2012.

MANSANO, V.M.; CRIVELARI, R.M.; REDA, A. L. L.; DURO, M. A. S. Calibração de pluviômetros de balsa: metodologia para análise e correção de dados de campo. Calibration of tipping bucket rainfall gauges: a methodology for field data analysis and correction. In: **XV Safety, Health and Environment World Congress**; jul 19-22; Porto, PORTUGAL. p. 142-146. 2015.

MARGOLIS, M. **Arduino Cookbook**. Sebastopol: O'Reilly, 2011.

MARTIN, E. C. Measuring water flow in surface irrigation ditches and gated pipe. Cooperative Extension Pub No AZ1329 **Arizona Water Series No 31**, The University of Arizona. 2006.

MARTINS, J. R. S. **Hidrodinâmica aplicada à modelagem de qualidade das águas superficiais: revisão de processos e métodos**. 2017. 281 p. Tese (Livre-Docência) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2017a.

MARTINS, R.G. **Modelagem de carga de poluição difusa em escala de bacia com valores de concentração média por evento a partir de dados de uma rede de monitoramento local**. 2017. 178 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2017b.

MAY, D.; SIVAKUMAR, M. Optimum number of storms required to derive site mean concentrations at urban catchments. **Urban Water Journal**, v. 6, n. 2, p. 107-113, 2009.

MCMILLAN, H. K.; WESTERBERG, I. K. Rating curve estimation under epistemic uncertainty. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 7, p. 1873-1882, 2015.

METCALF, L., EDDY, H.P. AND TCHOBANOGLOUS, G., **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. Vol. 4. NewYork: McGraw-Hill. 1972.

MISHRA, A. K.; COULIBALY, P. Developments in hydrometric network design: a review. **Reviews of Geophysics**. v. 47. Issue. 2. 2009.

MORGAN, D.; JOHNSTON, P.; OSEI, K.; GILL, L. Sediment build-up on roads and footpaths of a residential area. **Urban Water Journal**, v. 14. n. 4, p. 378-385. 2017.

MOSCHET, C.; WITTMER, W.; SIMOVIC, J.; JUNGHANS, M.; PIAZZOLI, A.; SINGER, H.; STAMM, C.; LEU, C.; HOLLENDER, J. How a complete pesticide screening changes the assessment of surface water quality, **Environ. Sci. Technol.**, v. 48, p. 5423–5432, 2014.

MOSER, A.; WEMYSS, D.; SCHEIDEGGER, R.; FENICIA, F.; HONTI, M. Modelling biocide and herbicide concentrations in catchments of the Rhine basin. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 22, p. 4229–4249, 2018.

MUELLER, D. S.; WAGNER, C. R. Measuring discharge with acoustic Doppler current profilers from a moving boat. **US Geological Survey Techniques and Methods** 3A:22. 2009.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. **Journal of Hydrology**. 10 (3): 282–290. 1970.

NAVES, J.; JIKIA, Z.; ANTA, J.; PUERTAS, J.; SUÁREZ, J.; REGUEIRO-PICALLO, M. Experimental study of pollutant washoff on a full-scale street section physical model. **Water Science and Technology** v. 76. n.10, p. 2821-2829. 2017.

NOVOTNY, V. Integrating diffuse/nonpoint pollution control and water body restoration into watershed management 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, n. 4, p. 717-727, 1999.

_____. **Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management**. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York. 2003.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution**. VanNostrand - Reinhold, New York, New York. 1994.

OUEDRAOGO, I.; DEFOURNY, P.; VANCLOOSTER, M. Validating a continental-scale groundwater diffuse pollution model using regional datasets. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 3, p. 2105-2119, 2019.

OWEN, G. J., PERKS, M. T., BENSKIN, C. M., WILKINSON, M. E., JONCZYK, J.; QUINN, P. F. Monitoring agricultural diffuse pollution through a dense monitoring network in the River Eden Demonstration Test Catchment, Cumbria, UK. **Area**, v. 44: p. 443-453. 2012.

ÖZCAN, Z.; KENTEL, E.; ALP, E. Determination of unit nutrient loads for different land uses in wet periods through modelling and optimization for a semi-arid region. **Journal of Hydrology**. v. 540, p. 40–49. 2016.

PARK, M. H.; SWAMIKANNU, X.; STENSTROM, M. K. Accuracy and precision of the volume–concentration method for urban stormwater modeling. **Water research**. v.43, p. 2773–2786. 2009.

PELLETTIER, M. P. Uncertainties in the determination of river discharge: a literature review. **Can. J. Civil Eng.**, 15, 834–850, 1987.

PEREIRA, M. C. S. **Relação de eficiência e custos dos reservatórios de retenção e pavimento permeável na bacia hidrográfica do rio Pirajuçara**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

PFEFFER, M. J.; WAGENET, L. P. Volunteer environmental monitoring knowledge creation and citizen–scientist interaction. In: PRETTY, J.; BALL, A. **The Sage handbook of environment and society**. Sage Publication, London. 2007.

PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In Tucci, C. E. M., Porto, R. L. e Barros, M. T. (Ed.). **Drenagem Urbana**. Porto Alegre: ABRH - Editora da Universidade UFRGS, p. 387-428. 1995.

PORTO, M.; MARTINS, J. R. S.; ARMELIN, L. F. Monitoramento em Drenagem Urbana. **PROSAB 5**. Tema 4. Capítulo 2. p 75-111. 2009.

PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos/USP, 540p. 1998.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura do Solo do Brasil**, acessado em 5 de outubro de 2019, através do link: <http://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>.

RĂDULESCU, D.; RACOVÎTEANU, G.; SWAMIKANNU, X. Comparison of urban residential storm water runoff quality in Bucharest, Romania with international data. **E3S Web Conf**. v. 85 07019. 2019.

RASHID, M.; ROMLAY, M. R.; FERDAUS, M. M.; MAMUN, A. A. Development of Electronic Rain Gauge System. **International Journal of Electronics and Electrical Engineering**. v. 3. p. 245-249. 2015.

RAVANELLO, M. M.; et al. Equipamento de baixo custo para análise de poluição urbana difusa: garrafas NAVA. **XXIII Congresso Latinoamericano de Hidráulica**. Cartagena, Colômbia: IAHR, 2008.

RICKARD, C.; DAY, R.; PURSEGLOVE, J. **River weirs - good practice guide**. R&D Publication, Bristol UK. 2003.

RIGHETTO, A. M.; GOMES, K. M.; FREITAS, F. R. S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Eng Sanit Ambient**, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, 2017.

RODRIGUEZ-HERNANDEZ, J.; FERNÁNDEZ-BARRERA, A. H.; ANDRÉS-VALERI, V. C. A.; VEGA-ZAMANILLO, A.; CASTRO-FRESNO, D. Relationship between Urban Runoff Pollutant and Catchment Characteristics. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering** v. 139. Issue 10. p. 833-840. 2013.

SANDERS, T. G.; WARD, R. C.; LOFTIS, J. C.; STEELE, T. D.; ADRIAN, D. D.; YEVEJEVICH, V. Design of Networks for Monitoring Water Quality. **Water Resources Publication**. LLC, Highlands Ranch, CO. 1983.

SÃO PAULO (Estado). **Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. Avaliação de poluição proveniente de fontes difusas na área de influência do sistema produtor alto tietê – SPAT – reservatórios Taiaçupeba, Jundiá, Biritiba, Ponte Nova e Paraitinga**. Consórcio PRIME/FCTH. Relatório Final. 2016.

SARTOR J. D., BOYD G. B. Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants, USA. **EPA Report**, EPA-R2-72-081. 1972.

SAUER, V. B.; MEYER, R. W. **Determination of error in individual discharge measurements**. USGS Open File Report 92-144, USGS, Washington, DC, 1992.

ŞENGÖRÜR B, DEDE, C.; DOĞAN, E. The examination of the performances of methods used in separating the total streamflow in different rivers. **Geofizika**. v. 31(1), p. 1–12. 2014.

SHARP, W.E.; A topologically optimum water-sampling plan for rivers or streams. **Water Resources Research**. v. 7, p. 1641–1646. 1971.

SHAW, S. B.; PARLANGE, J. Y.; LEBOWITZ, M.; WALTER, M. T. Accounting for surface roughness in a physically-based urban wash-off model. **Journal of Hydrology** v. 367. p. 79–85. 2009.

SHOPE, C. L.; BARTSCH, S.; KIM, K.; KIM, B.; TENHUNEN, J.; PEIFFER, S.; PARK, J.; OK, S. Y.; FLECKENSTEIN, J.; KOELLNER, T. A weighted, multimethod approach for accurate basin-wide streamflow estimation in an ungauged watershed. **J Hydrol** v. 494, p. 72–82. 2013.

SKINNER, J.A.; LEWIS, K. A.; BARDON, K. S.; TUCKER, P.; CATT, J. A.; CHAMBERS, B.J. An overview of the environmental impact of agriculture in the U. K.. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 2, p. 111-128, 1997.

SOONTHORNNONDA, P.; CHRISTENSEN, E. R. A load model based on antecedent dry periods for pollutants in stormwater. **Water Environment Research**, v. 80, n. 2. p. 162-171. 2008.

SOONTHORNNONDA, P.; CHRISTENSEN, E. R.; LIU, Y.; LI, J. A washoff model for stormwater pollutants, **Science of The Total Environment**, v. 402, Issues 2–3, p. 248–256, 2008.

de SOUZA, M.M.; GASTALDINI, M. C. C.; PIVETTA, G. G. **Environ Earth Sci.** 76: 833. 2017.

STROBL, R. O.; ROBILLARD, P. D. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. **Journal of environmental management**, v. 87, n. 4, p. 639–648, 2008.

STROKAL, M.; KROEZE, C.; WANG, M.; BAI, Z.; MA, L. The MARINA model (Model to Assess River Inputs of Nutrients to seAs): Model description and results for China. **Science of the Total Environment**. v. 562 p. 869–888. 2016.

TAHERISOUDEJANI, H.; RACCHETTI, E.; CELICO, F.; BARTOLI, M. Application of QUAL2Kw to the Oglio River (Northern Italy) to assess diffuse N pollution via river-groundwater interaction. **Journal of limnology**. v. 77(3). 2018.

TAN, M. L.; LATIF, A. B.; Pohl, C.; DUAN, Z. Streamflow modelling by remote sensing: a contribution to digital earth. **IOP conference series: earth and environmental science** v. 18, n. 1, p 012060, IOP Publishing. 2014.

TONG, S. T. Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**. v.66, p. 377–393. 2002.

TSIHRINTZIS, V. A.; HAMID, R. Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality: A Review. **Water Resources Management**. v. 11, p.137–164. 1997.

TUCCI, C. E. M. **Águas urbanas**. Estud. av. v. 22, n. 63, p. 97–112. São Paulo. 2008.

UMEZAWA, P.K. **Previsão de Deplúvio (washload) em Rios de Áreas Elevadas**. 1979. 217 p. Dissertação (Mestrado em Hidrologia Aplicada). Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1979.

UNITED NATIONS. **Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes**. UNEP/WHO. Geneve. 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Modeling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas**. Office of Research and Development, USEPA, Washington, DC. 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National water quality inventory**, 1994, Report to Congress. In: Office of Water. EPA 841- R-95-005. Washington, D.C. December, 1995

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Results of the Nationwide Urban Runoff Program**. Volume 1 – Final Report. Water Planning Division, U.S. USEPA, Washington, DC. 1983.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Measurement and Computation of Streamflow: Volume 1. Measurement of Stage and Discharge**. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C. 1982.

VAZE, J.; CHIEW, F. H. S. Comparative evaluation of urban storm water quality models. **Water resources research**, vol. 39, no. 10, 1280. 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: UFMG, v. 1, p. 452, 2005.

WANG, M.; STOKAL, M.; BUREK, P.; KROEZE, C.; MA, L.; JANSSEN, A. B. G. Excess nutrient loads to Lake Taihu: Opportunities for nutrient reduction, **Science of The Total Environment**, v. 664, p. 865-873, 2019.

WARD, D. P.; HAMILTON, S. K.; JARDINE, T. D.; PETTIT, N. E.; TEWS, E. K.; OLLEY, J. M.; BUNN, S. E. Assessing the seasonal dynamics of inundation, turbidity, and aquatic vegetation in the Australian wet-dry tropics using optical remote sensing. **Ecohydrology** v. 6(2), p. 312–323. 2013.

WARD, R.C. Data acquisition systems in water quality management. **Socioeconomic Environmental Series Studies** Report No. EPA-R5-73- 014, US EPA, Washington, DC. 1973.

_____. **Evaluating the sampling frequencies of water quality monitoring networks**. EP 1.23/8:600/7-78-169, US EPA, Las Vegas, NV.

WHITTEMORE, R. C. The BASINS Model. **Water Environment and Technology**. v. 10(12). p.57-61. 1998.

WIJESIRI, B.; EGODAWATTA, P.; MCGREE, J.; GOONETILLEKE, A. Incorporating process variability into stormwater quality modelling. **Science of The Total Environment**, v. 533, p. 454-461. 2015.

XIAO, Y.; ZHANG, T.; WANG, L.; LIANG, D.; XU, X. Analytical and experimental study on dissolved pollutant wash-off over impervious surfaces. **Hydrological Processes**. v. 31: p. 4520– 4529. 2017.

YAZDI, M. N.; SAMPLE, D. J.; SCOTT, D.; OWEN, J. S.; KETABCHY, M.; ALAMDARI, N. Water quality characterization of storm and irrigation runoff from a container nursery, **Science of The Total Environment**, v. 667, p. 166-178, 2019.

YI, Q.; LI, H.; LEE, J. W.; KIM, Y. Development of EMC-based empirical model for estimating spatial distribution of pollutant loads and its application in rural areas of Korea. **J. Environ. Sci.** v. 35. p.1-11. 2015.

YUAN, Q.; GUERRA, H. B.; KIM, Y. An Investigation of the Relationships between Rainfall Conditions and Pollutant Wash-Off from the Paved Road. **Water**. v. 9, p. 232. 2017.

ZHANG, W. S.; WANG, X. Y. LI, X. X.; REN, W. P.; LI, J. H. Diffuse export of nutrients under different land uses in the irrigation area of lower Beiyunhe River (China). **Procedia Environmental Sciences** v.13, p.1363 – 1372. 2012.

ZHANG, W.; LI, T.; DAI, M. Influence of rainfall characteristics on pollutant wash-off for road catchments in urban Shanghai. **Ecological Engineering**. v. 81. p. 102-106. 2015.

ZHAO, H.; JIANG, Q.; MA, Y.; XIE, W.; LI, X.; YIN, C. Influence of urban surface roughness on build-up and wash-off dynamics of road-deposited sediment. **Environmental Pollution**. v. 243. p. 1226-1234. 2018.

ZHU, Q. D.; SUN, J. H.; HUA, G. F.; WANG, J. H.; WANG, H. Runoff characteristics and non-point source pollution analysis in the Taihu Lake Basin: a case study of the town of Xueyan, China. **Environmental science and pollution research international**. v. 22. 2015.

ZOBRIST, J.; REICHERT, P. Bayesian estimation of export coefficients from diffuse and point sources in Swiss watersheds. **Journal of Hydrology** v. 329, p. 207– 223. 2006.

ANEXO

```
/**
 * *****
 * sistema de aquisição arduino sensor ultrassonico
 * cartao SD
 * include <SPI.h>
 * include <SD.h>
 * Carrega a biblioteca do RTC DS1307
 * include <DS1307.h>
 * carrega biblio sensor ultrasonico
 * include <NewPing.h>
 * *****
 */
const int chipSelect = 4; //pino cartao SD
String arq; // nome do arquivo de dados
//Declara o pino onde se vai ligar o cabo DATA do sensor de temperatura 18
#define Pin 5
//Modulo RTC DS1307 ligado as portas A4 e A5 do Arduino
DS1307 rtc(A4, A5);
#define TRIGGER_PIN 2 // Arduino pin tied to trigger pin on the ultrasonic sensor .
#define ECHO_PIN 3 // Arduino pin tied to echo pin on the ultrasonic sensor.
#define MAX_DISTANCE 300 // Maximum distance we want to ping for (in centimeters). Maximum
sensor distance is rated at 400-500cm.
NewPing sonar(TRIGGER_PIN, ECHO_PIN, MAX_DISTANCE); // NewPing setup of pins and
maximum distance.
/**
 * *****
 */
//Esta função executa-se quando se inicia o Arduino
void setup() {
//led de gravação
pinMode(8, OUTPUT);
//Iniciamos a comunicação serial
Serial.begin(9600);
Serial.print("\n\n Teste \n");
Serial.print("Initializing SD card...");
// see if the card is present and can be initialized:
if ( !SD.begin(chipSelect)) {
Serial.println("Card failed, or not present");
// don't do anything more:
while (1);
}
Serial.println("card initialized. \n");
//Aciona o relógio
rtc.halt(false);
//As linhas abaixo setam a data e hora do modulo
//e podem ser comentada apos a primeira utilizacao
//rtc.setDOW(THURSDAY); //Define o dia da semana
```

```

//rtc.setTime(18, 50, 20); //Define o horario
//rtc.setDate(17, 1, 2019); //Define o dia, mes e ano
//Definicoes do pino SQW/Out
rtc.setSQWRate(SQW_RATE_1);
rtc.enableSQW(true);
Serial.print("Hora de Início");
Serial.print(" ");
Serial.println(rtc.getTimeStr());
//Pequena pausa
delay(1000);
}
//*****
//Esta função executa-se continuamente em laço
void loop() {
delay(50);
long Tavg = sonar.ping_median(30);
String dataString = "";
String distancia = "";
//Mostra as hora da leitura
String hora = rtc.getTimeStr();
String dia = rtc.getDateStr(FORMAT_SHORT);
String semana = rtc.getDOWStr(FORMAT_SHORT);
dia.replace(".", "/");
//Serial.print (" ");
//Serial.print("Hora : ");
//Serial.print(rtc.getTimeStr());
//Serial.print(" ");
//Serial.print("Data : ");
//Serial.print(rtc.getDateStr(FORMAT_SHORT));
//Serial.print(" ");
//Serial.print(rtc.getDOWStr(FORMAT_SHORT));
//Serial.println(" ");
// monta a string final com a data
dataString += semana;
dataString += ",";
dataString += dia;
dataString += ",";
dataString += hora;
dataString += ",";
//delay(50);
//long Tavg = sonar.ping_median(30);
Serial.println(sonar.convert_cm(Tavg));
dataString += (sonar.convert_cm(Tavg));
Serial.println(dataString);
}

```

```

// gera o nome do arquivo de dados com o dia e hora da gravação
  arq = dia + hora ; //rtc.getDateStr(FORMAT_SHORT);
  //arq += "_";
  //arq += rtc.getTimeStr();
  arq.replace("/", "");
  arq.replace(":", "");
  arq = arq.substring(0,8);
  arq += ".csv";
  //Serial.print("\n Nome do arquivo:");
  Serial.print("-");
  Serial.print(arq);
  Serial.println("-");
  digitalWrite(8, HIGH);
  File dataFile = SD.open(arq, FILE_WRITE);
  // if the file is available, write to it:
  if (dataFile) {
    dataFile.println(dataString);
    dataFile.close();
    // print to the serial port too:
    Serial.println(dataString);
    Serial.println(" ");
  }
  // if the file isn't open, pop up an error:
  else {
    Serial.println("error opening data file");
  }
  //rotina de acionamento do amostrador//
  long Tavg = sonar.ping_median(TM);
  long DT = 20; // depth treshold de acionamento do amostrador
  String dataString = "";
  String distancia = "";
  //long Tavg = sonar.ping_median(30);
  Serial.println(sonar.convert_cm(Tavg));
  analogWrite(PCA, 255);
  delay(200);
  digitalWrite(8, LOW);
  // tempo para a proxima leitura
  delay(5000);
}

```