

Universidade de São Paulo
Faculdade de Arquitetura e Urbanismo
Departamento de Paisagem e Ambiente

Carme Machí Castañer

A Paisagem como Infraestrutura:
Desempenho da Infraestrutura Verde na Bacia do Jaguaré
como modelo de intervenção nas Paisagens das Águas da
Cidade de São Paulo

São Paulo
2018

Carme Machí Castañer

A Paisagem como Infraestrutura:

Desempenho da Infraestrutura Verde na Bacia do Jaguaré
como modelo de intervenção nas Paisagens das Águas da
Cidade de São Paulo

EXEMPLAR REVISADO E ALTERADO EM RELAÇÃO À VERSÃO ORIGINAL, SOB RESPONSABILIDADE DO(A) AUTOR(A) E ANUÊNCIA DO(A) ORIENTADOR(A).

A versão original, em formato digital, ficará arquivada na Biblioteca da Faculdade.

São Paulo, 18 de Dezembro de 2018.

Tese apresentada à Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Doutor em Arquitetura e Urbanismo

Área de Concentração: Paisagem e Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Paulo Renato Mesquita Pellegrino

São Paulo
2018

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.

Catálogo na Publicação
Serviço Técnico de Biblioteca
Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo

Machí Castañer, Carme

A Paisagem como Infraestrutura: Desempenho da Infraestrutura Verde na Bacia do Jaguaré como modelo de intervenção nas Paisagens das Águas da Cidade de São Paulo / Carme Machí Castañer; orientador Paulo Pellegrino. - São Paulo, 2018.

259.

Tese (Doutorado) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo. Área de concentração: Paisagem e Ambiente.

1. Infraestrutura Verde. 2. Drenagem Urbana Sustentável. 3. Alagado Construído. 4. Qualidade D'água. I. Pellegrino, Paulo, orient. II. Título.

Nome: Machí Castañer, Carme

Título: A Paisagem como Infraestrutura: Desempenho da Infraestrutura Verde na Bacia do Jaguaré como modelo de intervenção nas Paisagens das Águas da Cidade de São Paulo

Tese apresentada à Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Doutor em Arquitetura e Urbanismo

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, ao meu orientador, o Prof. Dr. Paulo Renato Mesquita Pellegrino, pela atenção, apoio e incentivo durante o processo de definição e pela condução do meu trabalho para a consecução dos objetivos previstos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pela concessão da Bolsa regular de Doutorado no País, com número de Processo 2015/05703-5, permitindo, dessa forma, o apoio econômico mensal e financiamento de atividades de campo, atendimento a reuniões e eventos científicos, publicação em revistas e atas de congressos e aquisição de materiais. Também, pela concessão da Bolsa de Estágio de Pesquisa no Exterior (BEPE), com número de Processo 2016/23937-1, para a estadia por um ano na Universidade Cornell (Ithaca, EUA) possibilitando a colaboração com o Prof. Brian Davis, a realização de pesquisa de campo sobre estudos de caso da Infraestrutura Verde no Estado de Nova York e Estado de Maryland e o acesso a suporte técnico pela comunidade científica do Departamento da Biologia e Engenharia Ambiental dessa universidade.

Ao Prof. Dr José Rodolfo Scarati Martins, à Engenheira Ambiental Erica Naomi de Souza Tominaga, à Dra Daniela Ricci e restante da equipe da Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH) da Universidade de São Paulo e à Stela Goldenstein, ex-Diretora da Associação Águas Claras do Rio Pinheiros, pela divulgação de informações quantitativas do Projeto Piloto para Revitalização da Bacia do Jaguaré utilizadas na obtenção dos resultados para a validação das hipóteses.

À Doutoranda Taícia Helena Negrin Marques, Arquiteta Marcela Alonso, Doutora Juliana Alencar, Arquiteto mestre em Arquitetura e Urbanismo Tiago Brito, Arquiteto Biólogo Marcelo Kusunoki, Bióloga mestre em Arquitetura e Urbanismo Maitê Bueno Pinheiro, Doutorando e mestre em Arquitetura e Urbanismo Ramón Stock Bonzi e restante de contribuintes nas atividades realizadas no LabVerde, coordenadas pela Prof. Dra Maria Assunção Ribeiro Franco e meu orientador de Tese, durante estes últimos anos de Doutorado, as quais alimentaram meus conhecimentos aplicados nesta pesquisa.

À comunidade científica da Universidade Cornell (Ithaca, EUA) que deu auxílio nesta pesquisa, incluindo professores, alunos de mestrado e doutorado e pesquisadores, salientando a atenção e apoio do Prof. Dr. Thomas Whitlow, do Departamento de Horticultura da Escola de Ciências das Plantas, Prof. Dr. Todd Walter e Prof. Dr. Douglas Haith do Departamento de Biologia e Engenharia Ambiental e a Prof. Jan Allen que ministrou o curso de produção escrita.

Ao Dr Miguel Mondría García, Engenheiro Francisco Calvo Faus e Dra Nuria Oliver Rajadel, especialistas na aplicação de filtros verdes e sistemas de Alagados Construídos pelo suporte técnico nas questões referentes ao desenho e modelagem do desempenho desses sistemas para a avaliação das hipóteses de pesquisa desta Tese.

Às pessoas próximas em São Paulo que deram seu suporte à consecução dos meus objetivos de pesquisa tanto de forma direta, mediante o acompanhamento em visitas aos locais de pesquisa, revisão da produção escrita e participação em discussões, quanto indireta pelo seu apoio incondicional: Renata Fontes Leite, Alexandre Loureiro, Aline Santos Lima, Andre Muller e Maria Fernanda Arias Godoy, entre tantos outros.

Também, às pessoas próximas em Ithaca (EUA) que foram acompanhando minhas atividades de pesquisa, sendo um apoio no meu desempenho para articular conceitos e ideias, definir objetivos e melhorar o meu rendimento na produção de pesquisa: Furkat Mukhtarov, Cameron Afzal, Elise McMahon, Elizabeth Case, Catalina Vélez, Ngoc Truong e Alexander Ivanov.

Por último, ao meu pai que personifica com sua conduta muitos dos valores éticos que eu procuro aplicar no meu âmbito profissional, à minha mãe por um apoio excepcional, constante e incondicional, motivando o meu empenho para o alcance de metas mais elevadas, às minhas irmãs pela sua compreensão e apoio e, por fim, a todos eles por aceitar minha condição de afastamento durante esses anos.

RESUMO

Machí Castañer, C. (2018). *A Paisagem como Infraestrutura: Desempenho da Infraestrutura Verde na Bacia do Jaguaré como modelo de intervenção nas Paisagens das Águas da Cidade de São Paulo* (Tese de Doutorado). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo.

No processo de urbanização da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) observa-se que a qualidade d'água dos principais rios e córregos da cidade e seu comportamento hidrológico natural tem sido enormemente afetados trazendo impactos para a economia local e bem-estar e saúde da população. Conforme a cidade expande, os ecossistemas fluviais são transformados em parte do sistema de galerias pluviais que rapidamente afastam as águas em um esquema centralizado e hierarquizado. Ao mesmo tempo, esses sistemas de gerenciamento não contribuem para a biodiversidade nem permitem regular a qualidade d'água, o que primitivamente se dava por intermediação de processos biológicos e físico-químicos fornecidos pelas florestas ripárias. Este estudo avalia a eficiência de modelos alternativos para a gestão das águas urbanas fundamentados no emprego de tecnologias da Infraestrutura Verde, sistemas vegetados que recuperam funções hidrológicas para o controle da contaminação e mitigação do efeito da impermeabilização, participando com essas propostas no Programa Piloto para Revitalização de Bacias Urbanas em São Paulo. Por um lado, um esquema de Drenagem Urbana Sustentável (SUDs) composto por bacias de biorretenção é projetado para o controle do escoamento na sub-bacia Água Podre, na periferia da cidade. Assim, é simulada sua eficiência para a remoção dos sedimentos iniciais acumulados nas superfícies construídas e, na sequência, o volume de armazenamento para 90% de remoção da carga de sedimento inicial. Por outro lado, um sistema de Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial é proposto para a redução da concentração de matéria orgânica na vazão base do córrego. Sua eficiência é estimada utilizando o Modelo de Degradação de Primeira Ordem K-C*. Esses e outros sistemas da Infraestrutura Verde são visualizados em diversos contextos de ocupação das antigas paisagens das águas da cidade de São Paulo fortalecendo os resultados preliminarmente obtidos sobre seu desempenho benéfico para a melhoria qualitativa das águas e benefícios urbanos associados.

Palavras-chave: Ecossistema Fluvial, Infraestrutura Verde, Bio-retenção, Alagados Construídos, Revitalização de Bacias Urbanas.

ABSTRACT

Machí Castañer, C. (2018). *Landscape as Infrastructure: the performance of Green Infrastructure in the Jaguaré's Creek Watershed as a model to intervene in the Fluvial Landscapes of the City of São Paulo* (Tese de Doutorado). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Urbanization in São Paulo Metropolitan Region (SPMR) causes the degradation of local waters and interferes in the natural hydrology of the place. This has a large impact in the local economy and well-being of its citizens. As the city expands, fluvial ecosystems are turned into channels and covered pipes that rapidly evacuate the rainwater. At the same time, these conventional systems have no contribution to biodiversity or water quality, which was originally regulated through biological, physical and chemical processes provided by the riparian forests. This work evaluates the efficiency of alternative water management models based on the use of Green Infrastructure typologies, vegetated systems that recover hydrological functions to control contamination and restore natural hydrology. This systems are explores within the Pilot Program for Watershed Restoration in São Paulo. On one site, a Sustainable Urban Drainage scheme (SUDs) composed by bioretention systems is proposed as a source control of runoff and its sediment removal efficiency is simulated on the Água Podre's sub-catchment, localized in the periphery of São Paulo. The results are obtained using the Sartor & Boyd exponential formula and the EPA-XPSWMM software for two isolated rainstorms with different precedent dry conditions, according to São Paulo rainfall-intensity patterns; then, the water quality volume is established according to 90% reduction of the initial sediment accumulated on the streets. On the other side, a Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Wetland is proposed to reduce organic matter in-stream and its efficiency is estimated using the First-order Degradation Model K-C*. These and other Green Infrastructure solutions are visualized in different contexts of the city where original fluvial landscapes have been transformed to discuss about their performance to improve water quality and contribute to existing urban and social conditions within broader landscape projects.

Keywords: Fluvial Ecosystem, Watershed Restoration, Green Infrastructure, Bio-retention, Constructed Wetland.

LISTA DE DESENHOS

Desenho 1.1 – Graus de vulnerabilidade do território em relação à ocupação urbana estabelecidos por Lyle na área da lagõa de San Elijo (EUA)	27
Desenho 1.2 – À esquerda imagem de um ambiente fluvial natural e à direita de uma área urbana, destacando os processos hidrológicos predominantes em cada um	28
Desenho 1.3 – Acima, fontes de poluição introduzidas nas redes de drenagem e, embaixo, boca de lobo recebendo essa contaminação	31
Desenho 1.4 – Corte esquemático de um sistema de bio-retenção mostrando as camadas que o compõem e os processos hidrológicos predominantes	33
Desenho 1.5 – Corte esquemático e imagem em perspectiva do sistema SUDs proposto para retenção do escoamento em Margaret Drive (Singapura)	40
Desenho 1.6 – Plano proposta para o Parque das Corujas, integrado ao projeto de Revitalização do Córrego das Corujas (São Paulo, Brasil)	46
Desenho 1.7 – Imagem da proposta para Parque Linear na Várzea do Rio Tietê em São Paulo (Brasil)	47
Desenho 1.8 – Proposta para sistemas de Infraestrutura Verde no Projeto Piloto para Revitalização na Bacia do Jaguaré, RMSP, Brasil.....	48
Desenho 1.9 – Proposta do Projeto Piloto para Revitalização da Bacia do Jaguaré em São Paulo (Brasil) para a integração de sistemas LID associados ao sistema de drenagem convencional em uma das ruas localizada em bairro residencial e de uso misto.....	49
Desenho 2.1 – Acima imagem satélite com a demarcação da área de estudo, embaixo mapa da categorização geomorfológica levantada por Aziz Ab'Saber dessa área demarcada	55
Desenho 2.2 – Identificação de diversos parâmetros para a análise do grau de artificialização de paisagens fluviais urbanizadas da Macrometrópole de São Paulo (Brasil)	56
Desenho 2.3 – Representação de diversos estressores urbanos sobre as funções naturais do ecossistema fluvial no trecho intermediário do Córrego do Água Podre.	58
Desenho 2.4 – Identificação do Rio Tietê e RMSP sobre a imagem de Google Earth e perfil geomorfológico da região do Estado de São Paulo	61
Desenho 2.5 – À esquerda, mapa da localização do eixo Norte-Sul selecionado para a análise ambiental na escala metropolitana e da região da Bacia do Jaguaré para a análise em escala local; à direita, eixo ampliado identificando os principais espaços verdes ao longo desse eixo.....	62
Desenho 2.6 – Percursos realizados na Bacia do Jaguaré para a Análise ABC:	65
Desenho 2.7 – -- Diagrama UML-GeoFrame para descrição do mapa temático da hidrografia, contendo os elementos, suas relações e forma de apresentação desses dados	68
Desenho 3.1 – Esquemas do funcionamento e elementos que compõem a rede de drenagem convencional e SUDs	73
Desenho 3.2 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Bacias e Reservatórios	76
Desenho 3.3 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Alagados.....	78
Desenho 3.4 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Sistemas Filtrantes	79
Desenho 3.5 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Sistemas para Infiltração	80
Desenho 3.6 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Canais abertos	82
Desenho 3.7 – Esquema em corte do funcionamento de dois tipos de Sequência de bacias escalonadas ou Step-pool sequence	84
Desenho 3.8 – Fórmulas matemáticas para o cálculo do sedimento acumulado em superfícies construídas e em azul a equação exponencial de Sartor e Boyd (1972).....	88
Desenho 3.9 – Esquema do funcionamento de um Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial (HSSF CW)	91
Desenho 4.1 – Desmatamento no Estado de São Paulo desde 1854 até 1983	97
Desenho 4.2 – Expansão da mancha urbana do Município de São Paulo desde 1881 até 1983	98
Desenho 4.3 – Fotos satélite noturnas do Estado de São Paulo e da RMSP	100

Desenho 4.4 – Mapa da trilha Norte-Sul, sua localização na RSMP e imagens das áreas verdes mais significativas ao longo dela	106
Desenho 4.5 – Sistema de mobilidade urbana ao longo da trilha Norte-Sul	108
Desenho 4.6 – Sobreposição do sistema de mobilidade urbana ao longo da trilha Norte-Sul à Rede Hídrica Estrutural da RMSP	109
Desenho 4.7 – Seções transversais dos principais fundos de vale e avenidas ao longo da trilha Norte-Sul	111
Desenho 4.8 – Análise da morfologia urbana, tipologia de uso e impacto sobre a cobertura vegetal do primeiro trecho da trilha Norte-Sul	115
Desenho 4.9 – Análise da estrutura hídrica e compartimentos do relevo na RMSP	116
Desenho 4.10 – Perspectiva mostrando o percurso e cortes transversais do relevo no primeiro trecho da trilha desde a Região Serrana	117
Desenho 4.11 – Perspectiva mostrando o percurso e cortes transversais do relevo no segundo trecho da trilha desde a Bacia do Mandaqui passando pela Av Sumaré até a Av Paulo VI	118
Desenho 4.12 – Perspectiva mostrando o percurso e cortes transversais do relevo no terceiro trecho da trilha passando por Ibirapuera e Parque do Povo	119
Desenho 4.13 – Análise da vegetação significativa na trilha Norte-Sul	120
Desenho 4.14 – Zoneamento Ambiental em função da geomorfologia e relevo, demarcando as áreas verdes mais significativas conforme a catalogação de tipologias verdes dentro da área de estudo da trilha	121
Desenho 4.15 – Mapa das obras de drenagem previstas em Janeiro de 2014 pela Prefeitura de Sao Paulo e foto de enchente no Córrego Mandaqui	123
Desenho 4.16 – Definição de benefícios sociais, ecológicos e para a mobilidade urbana, fornecidos pela Infraestrutura Verde no projeto da Trilha	128
Desenho 4.17 – Proposta para Avenida Sumaré com a nova linha de VLT, ciclovia e sistemas SUDs projetados	130
Desenho 4.18 – Perspectiva da proposta para a Avenida Sumaré	131
Desenho 4.19 – Proposta para Avenida Eng Caetano Álvares especificando os dispositivos de Infraestrutura Verde	132
Desenho 4.20 – Perspectiva da proposta para a Avenida Eng Caetano Álvares	133
Desenho 4.21 – Localização da Bacia do Jaguaré na RMSP	135
Desenho 4.22 – Localização dos assentamentos irregulares dentro da Bacia do Jaguaré	146
Desenho 4.23 – Localização de bairro residencial nobre e assentamento irregular próximo em que tensões de exclusão social foram identificadas, na Bacia do Jaguaré	147
Desenho 4.24 – Localização da Bacia do Córrego Água Podre dentro da Bacia do Jaguaré e demarcação dos Parques Lineares programados nessa área	151
Desenho 4.25 – Localização da Bacia Água Podre e sua área definida para a instalação do Parque Linear	152
Desenho 4.26 – Definição dos trechos para a realização da análise ambiental das componentes bióticas e abióticas na Bacia do Água Podre	155
Desenho 4.27 – Corte tipo do trecho 1 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto	157
Desenho 4.28 – Corte no trecho 2 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto mostrando a margem vegetada existente	159
Desenho 4.29 – Corte no trecho 2 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto mostrando a situação de apropriação do canal por assentamentos irregulares	160
Desenho 4.30 – Corte no trecho 1 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto mostrando a situação de ocupação das margens	163
Desenho 4.31 – Diagrama UML-GeoFrame do tema dos tipos de uso do solo na Bacia do Córrego Água Podre	166
Desenho 4.32 – Diagrama UML-GeoFrame do tema das quadras viárias na Bacia do Córrego Água Podre	167
Desenho 4.33 – Diagrama UML-GeoFrame do tema do relevo na Bacia do Córrego Água Podre	167

Desenho 4.34 – Diagrama UML-GeoFrame do relevo clasificado pela cor na Bacia do Córrego Água Podre	168
Desenho 4.35 – Diagrama UML-GeoFrame da estrutura hídrica na Bacia do Córrego Água Podre	169
Desenho 4.36 – Diagrama UML-GeoFrame da estrutura hídrica agregando o escoamento das águas, na Bacia do Córrego Água Podre	170
Desenho 4.37 – Zoneamento Ambiental definido na Bacia do Água Podre	171
Desenho 4.38 – Combinação da notação de modelo de Dados Espaço-Relacional com Árvores de Expressão de Álgebra Relacional para registro da primeira operação de cruzamento para a análise dos riscos e vulnerabilidades ao deslizamento e inundação	175
Desenho 4.39 – Temas antes da primeira operação de cruzamento e resultado mostrando as áreas vulneráveis ao deslizamento e erosão	176
Desenho 4.40 – Combinação da notação de modelo de Dados Espaço-Relacional com Árvores de Expressão de Álgebra Relacional para registro da análise do impacto da ocupação urbana	177
Desenho 4.41 – Temas antes da operação de cruzamento e resultado mostrando as áreas de maior impacto pela urbanização	178
Desenho 4.42 – Temas antes da operação de cruzamento e resultado mostrando os trechos de viário com escoamento atuante	180
Desenho 5.1 – À esquerda localização da Bacia do Jaguaré na Cidade de São Paulo e à direita área selecionada para a incorporação do modelo da proposta	182
Desenho 5.2 – Localização da área definida para a incorporação do modelo LID da proposta, composto pelo sistema de SUDs e Alagado Construído	183
Desenho 5.3 – Localização da Sub-Bacia do Córrego Água Podre com os pontos de lançamento de esgoto e ponto P4 de medição no córrego	185
Desenho 5.4 – À esquerda, direção dos fluxos, velocidade e distribuição da coluna de água acumulada na área selecionada para a modelagem da hipótese na Bacia do Água Podre fazendo uso do Hietógrafo para 25 anos de retorno.	192
Desenho 5.5 – Detalhe da bacia de biorretenção	196
Desenho 5.6 – Seção mostrando o sistema integrado na rua	196
Desenho 5.7 – Localização do recorte selecionado para a extrapolação do método para planejamento de sistemas LID aplicado no local da Bacia do Água Podre	197
Desenho 5.8 – Ampliação da região de APP do Córrego Itaim no Jardim Boa Vista em que há problemas de alagamento	198
Desenho 5.9 – Rede e Coletores de Esgoto Existentes e Previstos para a Bacia do Jaguaré com a demarcação da localização do Jardim Boa Vista	199
Desenho 5.10 – Localização do assentamento irregular no recorte do Jardim Boa Vista e imagem dessa em relação ao corpo d'água que recebe seu esgoto	200
Desenho 5.11 – Simulação dos fluxos preferenciais d'água do escoamento pluvial e distribuição da coluna d'água na sub-bacia da região do Jd Boa Vista	201
Desenho 5.12 – Caminhos preferenciais das águas seguindo os resultados da simulação do XP SWMM sobreposto ao desenho das quadras no local do Jardim Boa Vista	202
Desenho 5.13 – Captura de tela no programa Autocad do processo de desenho dos sistemas LID nas margens das ruas do Jardim Boa Vista conforme os critérios de direção de fluxos, áreas de drenagem e pontos baixos da rua	203
Desenho 5.14 – Operação Flow Accumulation do ArcToolbox de ArcMap aplicada no local de estudo no Jardim Boa Vista	203
Desenho 5.15 – Detalhe do HSSF CW proposto	211
Desenho 5.16 – Identificação da seção do HSSF CW proposto no Parque Linear Água Podre na planta	211
Desenho 5.17 – Seção transversal do HSSF CW proposto na área deifnida para o Parque Linear Água Podre	211
Desenho 5.18 – Combinação de sistemas de Alagados Construídos de Fluxo Vertical e Fluxo Horizontal na seção proposta para intervenção no Córrego Água Podre	216

Desenho 6.1 – Compilação dos mapeamentos levantados para a análise e proposta de intervenção na trilha Norte-Sul.....	217
Desenho 6.2 – Recortes selecionados para a proposta dos sistemas LID na Bacia do Jaguaré e corte apresentando ideias para a incorporação desses sistemas no Córrego Água Podre.....	223
Desenho 6.3 – Localização dos pontos de monitoramento da água e resultados para DBO em cada um deles, e identificação das áreas sem cobertura da rede de esgoto e das áreas definidas para a instalação de Parques Lineares na Bacia do Jaguaré.....	227
Desenho 6.4 – Estimação da redução das concentrações de DBO por sistemas de Alagados de Fluxo Horizontal Sub-Superficial propostos nas áreas definidas para a incorporação de Parques Lineares na Bacia do Jaguaré.....	229
Desenho 6.5 – Estimação da redução das concentrações de DBO por sistemas de Alagados de Fluxo Horizontal Sub-Superficial e redução das cargas de sedimento no escoamento pluvial por sistemas de biorretenção projetados na Bacia do Jaguaré.....	231

LISTA DE FOTOS

Foto 1.1 – Vista de um dos lagos do Emerald Necklace Park que se conecta à rede de drenagem da cidade de Boston (EUA) conforme o projeto paisagístico elaborado por Frederick Law Olmsted	26
Foto 1.2 – Imagem de uma bio-valeta instalada na lateral de uma calçada em Montgomery County (Maryland, EUA) e demarcação dos principais processos hidrológicos associados	33
Foto 1.3 – À esquerda, bacia para retenção da água e, à direita, conexão entre o essa e o sistema de captação d'água em Augustenbourg (Malmo, Suécia)	36
Foto 1.4 – Alagado Construído de Fluxo Horizontal instalado na lagoa Albufera (Valencia, Espanha) integrado ao projeto LIFE-Albufera financiado pela Comissão Europeia	37
Foto 1.5 – Sistemas SUDs propostos no Projeto Aquaval; à esquerda telhado verde instalado na cobertura de um prédio e, à direita, trincheira vegetada (Xàtiva, Espanha)	38
Foto 1.6 – Elementos propostos no sistema da microdrenagem no Parque das Corujas	45
Foto 2.1 – À esquerda, lançamento de esgoto doméstico e à direita interferência da rede de drenagem no Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré	66
Foto 3.1 – Sistema de Ilha flutuante para tratamento da água coberto com fibra de coco na Colombia	72
Foto 4.1 – Vista aérea da região do Estado de São Paul e localização da RMSP	97
Foto 4.2 – Localização Região Metropolitana de São Paulo	98
Foto 4.3 – Imagem aérea mostrando áreas verticalizadas da Cidade de São Paulo.	99
Foto 4.4 – Padrões de ocupação nas proximidades de corpos fluviais da RMSP..	101
Foto 4.5 – Vista aérea do assentamento irregular Paraisópolis na RMSP	102
Foto 4.6 – Assentamento precário sobre o fundo de vale do principal afluente do Córrego Espanhol. Local: Bacia do Jaguaré, (RMSP)	104
Foto 4.7 – À esquerda, vista do Clube de Regatas São Paulo em 1907 sobre o Rio Tietê, nas imediações da Ponte Grande (atual Ponte das Bandeiras), à direita antigas várzeas desse nos inícios do s.XX	113
Foto 4.8 – Cárrega e descarrega de produtos no Rio Tietê no início do s.XX	113
Foto 4.9 – Lavadeiras usando o Rio Tietê nos anos 1920	113
Foto 4.10 – Vistas da área de floresta à montante da Bacia do Jaguaré	136
Foto 4.11– Painel escrito no Bairro Jardim Amarelina para educação ambiental da vizinhança e vista do parque nesse mesmo bairro	138
Foto 4.13 – Tobogã na beira do Córrego Água Podre	139
Foto 4.14 – Vistas de assentamentos irregulares ocupando as margens e o próprio curso d'água do Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré	140
Foto 4.15 – Condições precárias de higiene de um assentamento irregular localizado sobre o principal tributário do Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré	141

Foto 4.16 – Efluentes domésticos lançados no que era o antigo curso afluente do Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré	142
Foto 4.17 – Vista do estado do Córrego Água Podre pela presença de lixo e resíduos	143
Foto 4.18 – Vista da ponte e casas próximas ao Córrego Água Podre	144
Foto 4.19 – Barreiras entre os moradores e o Córrego Jaguaré	145
Foto 4.20 – Ações para recuperação do sistema de lagoas no Jardim dos Príncipes, na Bacia do Jaguaré	148
Foto 4.21 – Exemplos de fontes contaminantes do Água Podre	153
Foto 4.22 – Vista da mata ciliar remanescente nas margens do Córrego Água Podre no seu trecho intermediário	154
Foto 4.23 – Situação da encosta no trecho 2 do Córrego Água Podre	162
Foto 4.24 – Tratamento dos laterais do Córrego Água Podre no trecho a jusante	164
Foto 5.1 – Pontos de lançamento de esgoto pluvial no córrego Água Podre	187

LISTA DE MAPAS

Mapa 4.1. – Distribuição de usos urbanos no recorte em volta da faixa de 500m do primeiro trecho da trilha, mostrando a borda das Bacias do Mandaqui e Sumaré e perfil topográfico	112
Mapa 4.2. – Impacto do desmatamento analisado mediante o mapeamento da cobertura vegetal frente áreas urbanizadas no recorte em volta da faixa de 500m do primeiro trecho da trilha, borda das Bacias do Mandaqui e Sumaré e perfil topográfico	114
Mapa 4.3 – Proposta para a trilha Norte-Sul	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Descrição dos parâmetros analisados para o componente Abiótico, Biótico e Cultural (ABC)	64
Tabela 3.1 – Listagem de tipologias SUDs ou LID classificadas por categorias associadas à sua função ofertada.....	75
Tabela 4.1 – Entidades, processos e parâmetros para o levantamento do Zoneamento Ambiental na Bacia do Córrego Água Podre	171
Tabela 4.2 – Classificação do grau de vulnerabilidade ao deslizamento para cada tipo de uso do solo	174
Tabela 4.3 – Classificação do nível de impacto em função da superposição entre subclasses do mapeamento de impermeabilização e Zoneamento Ambiental, atendendo a quatro categorias	179
Tabela 5.1 – Concentrações de variáveis das Campanhas de Carga Difusa realizadas em 2016 no Córrego Água Podre durante a subida do nível de água	186
Tabela 5.2 – Carga de sedimento inicial disponível na área de drenagem de 0,7 hectares após 2 dias sem chuva e para mais de 12 dias sem chuva	193
Tabela 5.3 – Dados da massa de sedimento transportado pelo escoamento em função dos dados pluviométricos no dia 15 de janeiro de 2017 e da carga inicial de 19,5 kgrs	193
Tabela 5.4 – Dados da massa de sedimento transportado pelo escoamento em função dos dados pluviométricos no dia 16 de julho de 2016 e da carga inicial de 26 kgrs	194
Tabela 5.5 – Relação entre a percentagem disponível para armazenamento e percentagem de remoção de sedimentos nos três sistemas LID propostos no local utilizando os dados pluviométricos do evento no dia 16 de julho de 2016	194
Tabela 5.6 – Relação entre a percentagem disponível para armazenamento e percentagem de remoção de sedimentos no três sistemas LID propostos no local utilizando os dados pluviométricos do evento no dia 15 de janeiro de 2017	195

Tabela 5.7 – Concentrações médias de variáveis estimadas a partir dos resultados das Campanhas de Carga Base realizadas no Córrego Água Podre	204
Tabela 5.8 – Valores de K para DBO em função do valor de Ci em sistemas de HSSFWS estabelecidos para cada percentil	206

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 2.1 – Relação de elementos Abióticos, Bióticos e Culturais em diversos sistemas classificados em função do seu grau de artificialização	53
Gráfico 3.1 – Relação entre os sólidos acumulados na área de drenagem e o tempo transcorrido desde a última lavagem de chuva	87
Gráfico 5.1 – Gráfico representando a profundidade da coluna de água de chuva desde julho de 2016 a abril de 2017 e demarcação em vermelho dos dois eventos de precipitação selecionados para a aplicação do método de pré-dimensionamento dos jardins de chuva na Bacia do Córrego Água Podre	191

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	17
1. VISÕES INFRAESTRUTURAIS DA PAISAGEM, SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA (NBS) E SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL (SUDS)	25
1.1 Conceitos teóricos associados à visão infraestrutural da paisagem.....	26
1.2 Evolução dos conceitos da Infraestrutura Verde aplicados ao manejo das águas urbanas....	30
1.3 Infraestrutura Verde no Brasil, projetos referenciais na Macrometrópole de São Paulo.....	42
2. ANÁLISE AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS	51
2.1 Ferramentas de análise, o Modelo ABC de Ahern e o levantamento de Zoneamento Ambiental.....	51
2.2 Degradação ambiental na Região Metropolitana de São Paulo.....	61
3. PLANEJAMENTO DE DISPOSITIVOS DA INFRAESTRUTURA VERDE, REDES DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL (SUDS) E SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS	71
3.1. Desenho e Modelagem de redes de Drenagem Urbana Sustentável.....	72
3.2. Modelagem de Alagados Construídos de Fluxo Horizontal SubSuperficial.....	89
4. DIAGNÓSTICO DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, O CASO DA BACIA DO JAGUARÉ E SUB-BACIA DO CÓRREGO ÁGUA PODRE	95
4.1. Processos de apropriação do território da RMSP, contraposições entre o centro e a periferia.....	96
4.2. Análise ambiental à escala metropolitana no território da RMSP.....	105
4.3. Análise ABC e levantamento do zoneamento ambiental na área da Bacia do Jaguaré.....	135
4.4. Análise de componentes Abióticas e Bióticas na Sub-Bacia do Água Podre.....	151
5. MODELAGEM DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE DISPOSITIVOS LID PARA A REVITALIZAÇÃO DA BACIA DO CÓRREGO ÁGUA PODRE (RMSP)	181
5.1. Modelagem do desempenho do sistema SUDs composto por Bacias de Biorretenção para o controle do escoamento pluvial na Bacia do Córrego Água Podre.....	185
5.2. Extrapolação do método para planejamento de sistemas de BioRetenção em outros locais da RMSP.....	197
5.3. Modelagem de um Alagado Construído de Fluxo Horizontal SubSuperficial para Tratamento da vazão base do Córrego Água Podre.....	204
5.4. Discussão dos Resultados.....	213
6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS NA REVISÃO DA ABORDAGEM DO MODELO DE GESTÃO DAS ÁGUAS URBANAS NA RMSP	217
6.1. Síntese e discussão dos resultados para avaliação do desempenho da Infraestrutura Verde na Cidade de São Paulo.....	218
6.2. Visões sobre o potencial dos sistemas LID nos locais da Bacia do Jaguaré fortalecendo seu desempenho para a Cidade de São Paulo.....	230
CONCLUSÃO	237
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	245

INTRODUÇÃO

As infraestruturas convencionais da engenharia hidráulica, as quais compõem a chamada infraestrutura cinza, têm sido utilizadas no manejo das águas para possibilitar o funcionamento dos assentamentos humanos como os conhecemos hoje e na história da civilização. Não obstante, as consequências das nossas ações à gestão das águas nesses espaços, (tais como a incorporação de redes de captação do escoamento ou a aplicação de medidas estruturais em corpos d'água), o aumento de áreas impermeabilizadas provocado pela ocupação ou a geração de novas fontes de poluição advindas das nossas atividades, faz com que a qualidade hídrica e o comportamento hidrológico de muitas áreas urbanizadas do mundo contemporâneo encontrem-se gravemente impactados.

Tem sido demonstrado que, com a urbanização, experimenta-se um incremento nos volumes e velocidade das águas escoadas, provocando o aumento de enchentes em determinadas áreas de uma bacia hidrográfica e a diminuição da quantidade de água infiltrada através do subsolo para o abastecimento dos subaquíferos. Também, que a geração em áreas ocupadas de novos contaminantes, recebidos por corpos hídricos através das águas de chuva ou pelas cargas pontuais, os transformam em ambientes insalubres, o que acaba impactando tanto na integridade de seu ecossistema aquático quanto na saúde da população próxima (Woods-Ballard, et al., 2007; O'Driscoll, Clinton, Jefferson, Manda, & McMillan, 2010). Da mesma forma, numerosos exemplos evidenciaram hoje as drásticas consequências que podem derivar da aplicação de medidas estruturais sobre elementos da rede hídrica de um determinado território no seu comportamento hidrológico. Esse seria o caso, entre outros, das ações de canalização e ocultação aplicadas a córregos e que foram exercidas por décadas no mundo (Canholi, 2014).

A canalização e/ou ocultação de um corpo hídrico comporta a alteração dos processos hidrológicos naturais que nele ocorrem. Adicionalmente, a perda da sua vegetação ciliar significa a erradicação do hábitat natural que sustentava a fauna que ocupava antes as margens desse ambiente. Com a extinção da paisagem ripária autóctone do córrego, limitam-se, também, os processos biológicos, químicos e físicos que se produziam no contato entre solo, vegetação e água, intermediadores na regulação da qualidade d'água (Butler & Davies, 2011; Palmer, 2010).

Enquanto as cidades expandem, aplicam-se novas ações estruturais para o controle e gestão das águas urbanas que limitam a qualidade hídrica e propiciam problemas gerados pelas alterações do comportamento hidrológico natural da bacia hidrográfica ocupada (Novotny, 2002, pp. 25-31; CDC, 2010). Essas questões refletem acerca de quais outras formas de manejo das águas urbanas existem a fim de reduzir esses impactos.

Nas últimas décadas, novas técnicas alternativas às convencionais estão sendo avaliadas para a gestão dos recursos hídricos urbanos. Seu objetivo é garantir a sustentabilidade dos modelos de gestão existentes. Dentro dessa linha de trabalho, explora-se a hipótese se a associação de funções promovidas pela natureza às infraestruturas hidráulicas existentes contribui para reduzir suas deficiências na regulação do equilíbrio hidrológico e para a saúde dos ecossistemas fluviais (Palmer, 2010). Desde a década de 1990, regiões urbanas de países desenvolvidos, tais como os Estados Unidos da América (EUA), o Canadá e a Austrália, promoveram, nos seus planos de drenagem urbana, soluções baseadas na introdução desses processos naturais da paisagem às redes de drenagem. De maneira paralela, nas esferas acadêmicas, eram discutidos os conceitos teóricos que fundamentavam tais atuações, influenciando as linhas de pesquisa e princípios inculcados por diversos ramos, destacando a Arquitetura da Paisagem e a Engenharia Civil. Em síntese, essas novas abordagens discutem acerca do desempenho da utilização da componente da paisagem como um elemento estrutural para o planejamento ambiental (Ecologic Institute, 2011; Bélager, 2013). Assim, a *Paisagem* adotaria a função de Infraestrutura (Bélager, 2013; Green, 2013), podendo ser integrada ao projeto de desenho das redes de drenagem urbana.

Essa visão infraestrutural da paisagem tem influenciado, também, o campo da morfologia urbana. A análise de diversos aspectos relacionados à paisagem, p.e. sua estrutura superficial, sua fisiologia e seus processos naturais associados, se sobrepõe a análise da forma urbana. Permite assim interpretar o desempenho das funções naturais do ecossistema da bacia urbanizada, constituindo, dessa forma, um instrumento essencial no processo de planejamento ambiental (Bonzi, 2015).

No projeto urbano, as tecnologias da Infraestrutura Verde são aplicadas à pequena escala, compondo um sistema de áreas verdes que funcionam de maneira sincronizada e se associam às redes convencionais existentes (Machí Castañer & Marques, 2015, p. 15). Esses sistemas operam como estratégias de transição fazendo

uso dos recursos naturais de uma maneira mais eficiente mediante o emprego de diversas tipologias paisagísticas¹ (Cormier & Pellegrino, 2008). Dentre as funções fornecidas por esses sistemas se incluem o manejo sustentável das águas do escoamento pluvial (*Sustainable Storm-Water Management – SSWM*), a restituição da flora, a geração de habitat para a fauna local ou a mitigação do efeito da ilha de calor, entre outras (US-EPA, 2017).

A implementação de tecnologias da Infraestrutura Verde como Soluções baseadas na Natureza (SbN) é cada vez mais priorizado em projetos urbanos, mesmo que em muitas regiões do mundo essas práticas tenham sido pouco desenvolvidas de fato (Machí Castañer & Marques, 2015; Oliveira, Soares, & Bonzi, 2012; Schlee, Jara, Martinez, & Coelho Netto, 2018). Nesse sentido, esta Tese centra no Caso de Estudo da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), confrontando a realidade urbana, social e ambiental desse lugar. Assim, analisaram-se conceitos sobre a Infraestrutura Verde e suas possíveis implicações ao projeto de requalificação ambiental de ambientes fluviais degradados da RMSP. Estudaram-se as experiências bem sucedidas da aplicação desses sistemas em regiões desenvolvidas do mundo e avaliou-se sua eficiência para a requalificação ambiental de bacias hidrográficas urbanizadas da RMSP, contrastando as convergências e divergências entre esses diversos contextos.

Por um lado, existem desafios no contexto de países Latino-americanos que induzem a questionar o correto desempenho de intervenções análogas às aplicadas nas experiências norte-americanas e europeias. A Cidade de São Paulo mostra-se fragmentada e dispersa, sua estrutura social é fisicamente segregada no território que ocupa, e, dessa forma, reflexa as realidades constantemente confrontadas entre cidade formal e informal. Para visões sustentáveis do ponto de vista social, precisa-se de projetos que advoguem pela inclusão. Por conseguinte, primeiro, as necessidades da população devem ser constatadas e, segundo, é necessário que a aplicação desses conceitos favoreça a melhora da equidade social .

Além da problemática social, no Brasil, abundam os exemplos de danos induzidos pelos rápidos processos urbanizadores sobre cursos d'água, o que contribui para o pernicioso quadro ambiental de suas cidades. Dentre as 'vedutes' mais

¹ Tais como Bacias para Bio-retenção (Bioretention Basins), Alagados Construídos (Constructed Wetlands – CWs), Telhados Verdes (Green Roofs) ou Pavimento Permeável (Porous Pavement) (Cormier & Pellegrino, 2008).

representativas dessa situação ressalta a da Foz do Rio Pinheiros, retrato fidedigno da fragilidade ambiental alcançada e um exemplo a mais da transformação das paisagens das águas em espaços de marginalização.

Esta Tese confrontou essas questões mediante a análise do modelo de ocupação e gestão das águas da Cidade de São Paulo, que resultou determinante para outros núcleos urbanos do país. A análise da degradação de córregos foi realizada a partir do entendimento desses diversos níveis de alteração antrópica ao longo de uma faixa de 500 metros de largura e 27 km de comprimento atravessando a RMSP na direção Norte-Sul.

Essa análise facilitou constatar os impactos gerados sobre o território definido entre os dois antigos rios de meandros, Pinheiros e Tietê. Foi assim contrastada a condição atual à imagem primitiva das várzeas e sua paisagem endêmica e interdependente dos ciclos das águas. Também das suas numerosas sub-bacias de declividade pronunciada, em que as vazões que desaguam nas várzeas oscilam de maneira significativa em função do regime de chuvas.

Da mesma forma, confrontou-se nesta Tese o problema dos contaminantes de efluentes de esgotos que, na RMSP, e, principalmente na sua periferia, têm um forte impacto contra a qualidade dos córregos urbanos por falta de uma adequada cobertura da rede de coleta. Nesse sentido, denota-se que esse problema é generalizado na maioria das cidades emergentes, principalmente quando extensos setores da sua população não têm acesso ao mercado imobiliário e acabam se acomodando nas chamadas cidades informais.

Após um estudo de diagnóstico da degradação ambiental das bacias impactadas pela urbanização na RMSP, aprofundou-se no conhecimento sobre métodos de desenho de tecnologias da Infraestrutura Verde para a melhora da qualidade hídrica. Já, para a aplicação desses fundamentos no caso de estudo da Tese, se investiga a eficiência desses sistemas nas condições do clima local e características urbanas da RMSP. Para isso (apenas para não repetir), adaptaram-se os critérios de desenho existentes às situações de chuvas frequentes e períodos de seca próprios dessa região.

Assim, se desenvolveram métodos de desenho e dimensionamento de redes da Infraestrutura Verde para a diminuição da contaminação hídrica em uma sub-bacia localizada em área periférica. Para tal, duas tipologias verdes foram investigadas: um sistema de Alagado Construído (*Constructed Wetland - CW*), projetado para a redução

de matéria orgânica na carga base de um córrego, e uma rede de Jardins de Chuva ou Bacias de Biorretenção (*Bio-retention Basins*) para o controle da contaminação difusa.

Dessa forma, tendo em consideração a problemática exposta inicialmente, essas investigações focaram no estudo da eficiência da Infraestrutura Verde como componente do planejamento ambiental da Cidade de São Paulo, pretendendo responder às seguintes questões:

a) se o emprego de sistemas da Infraestrutura Verde contribui para a melhora da qualidade hídrica da sub-bacia urbana selecionada para a modelagem da proposta, beneficiando, de maneira complementar, as condições de vida dos moradores locais;

b) em tal caso, se nessa mesma sub-bacia, uma rede de dispositivos da Infraestrutura Verde composta por Bacias de Biorretenção permite diminuir a carga de sedimentos arrastados pelo escoamento pluvial;

c) e, se um sistema de Alagado Construído contribui para a redução da concentração média de matéria orgânica presente no córrego local nessa região.

Os objetivos específicos da investigação são classificados em três conforme segue:

a) levantamento de uma análise da degradação ambiental da bacia hidrográfica urbana selecionada para o caso de estudo;

b) desenho e dimensionamento de uma rede de Bacias de Biorretenção para a redução mínima de 90% da massa inicial de sedimento acumulada nas superfícies construídas da área de intervenção mediante o controle do escoamento pluvial em eventos de chuva isolados;

c) dimensionamento de um sistema de Alagado Construído para a redução de no mínimo 60% da concentração da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) média existente na vazão base do córrego mediante o tratamento desse efluente através do sistema.

Na primeira parte da tese, capítulos 1 a 3, realiza-se uma revisão teórica do tema. Nesse aspecto, o capítulo 1 discute as linhas teóricas, estudos e casos práticos da aplicação da Infraestrutura Verde no planejamento ambiental em áreas urbanas. Analisam-se as principais linhas de pesquisa teórica que reformularam os conceitos tradicionais da engenharia hidráulica (Palmer, 2010), i.e. Restauração Ecológica (Vaughn, et al., 2010), Ecologia da Paisagem (Ahern, Green Infrastructure for Cities:

the Spatial Dimension, 2007, p. 268; Odum, 1988), Urbanismo Ecológico (Waldheim, 2006). Além disso, também, citam-se projetos pioneiros desenvolvidos no campo da Restauração Ecológica, especificamente na utilização de Infraestrutura Verde para a gestão sustentável dos recursos hídricos em áreas urbanas, (p.e. Prince George's County em Maryland, EEUU) (PATH, 2003), planos desenvolvidos na atualidade e novas linhas de pesquisa.

No capítulo 2, foram expostos métodos e abordagens teóricas para análise ambiental de bacias hidrográficas para fins de planejamento ambiental. Por um lado, apresentou-se o Modelo Abiótico Biótico e Cultural (ABC) descrito por Ahern (2007) e, por outro, o estudo do relevo, geomorfologia e processos hidrológicos da paisagem mediante o levantamento do Zoneamento Ambiental exposto por Schutzer (2004;2012). Essas linhas de abordagem teórica deram suporte à Tese subsidiando métodos para realizar uma leitura da paisagem e interpretar os impactos da ação antrópica. Assim, se estudaram as correlações entre as dinâmicas urbanas e da natureza, permitindo dessa forma facilitar uma visão sistêmica acerca da ocupação no território, e, em última instância, servir à fixação de parâmetros de proteção ambiental.

Já, no capítulo 3, são expostos os aspectos teóricos sobre o desenho e dimensionamento de diversas tipologias da Infraestrutura Verde. As tipologias escolhidas serão posteriormente propostas para avaliar seu desempenho na melhora da qualidade hídrica da sub-bacia selecionada para desvendar a hipótese assumida na Tese. Assim, por um lado, foram estudados os modelos de simulação de sistemas de Bacias para Biorretenção (*Bioretention Basins*), realçando os critérios empregados para o seu dimensionamento nos Manuais de Drenagem Sustentável dos EUA, os quais foram pioneiros em seu emprego nas normativas locais. Por outro lado, analisou-se também o Modelo de Primeira Ordem (Kadlec & Knight, 1996) utilizado para a modelagem da eficiência de Alagados Construídos (*Constructed Wetlands – CWs*) como suporte para a diminuição da carga de matéria orgânica existente em águas efluentes de córregos.

A segunda parte da Tese discorre, de maneira pormenorizada, sobre a apresentação dos resultados da investigação. No capítulo 4 foram expostos os resultados da análise de parâmetros urbanos e ambientais, (p.e. flora e fauna, relevo, características geomorfológicas, hidrologia e, finalmente, os aspectos culturais), o que se observou tanto na dimensão global da RMSP, através do estudo de um percurso

na direção norte-sul que foi definido no Projeto Temático “Infraestrutura Verde para a Resiliência Urbana às Mudanças Climáticas da Cidade de São Paulo” (LabVerde, 2017), quanto no âmbito local da Bacia do Jaguaré, área selecionada para o desenvolvimento de uma Proposta Piloto para Revitalização de Bacias Hidrográficas em São Paulo (FCTH, 2017). Assim, os conceitos teóricos discutidos no Capítulo 2 da Tese foram aplicados à análise de um transepto Norte-Sul na escala da RMSP e para o estudo de uma sub-bacia em região periférica, a qual era selecionada para a modelagem do desempenho da incorporação de dispositivos da Infraestrutura Verde para a melhoria da qualidade d’água (Machí Castañer C., 2018).

No capítulo 5 apresentam-se os resultados da aplicação dos métodos para pre-dimensionamento dos dois sistemas propostos para o controle da contaminação hídrica na sub-bacia selecionada dentro da Bacia do Jaguaré (RMSP). Um sistema composto por Bacias de Biorretenção e um Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial é proposto para modelar seu desempenho na área conforme os objetivos de qualidade hídrica assumidos na hipótese da Tese.

Os critérios de dimensionamento do sistema composto por Bacias de Biorretenção, o qual operaria como uma rede de Drenagem Urbana Sustentável (*Sustainable Urban Drainage schemes – SUDs*), foram adaptados ao contexto climatológico (distribuição pluviométrica), relevo e geomorfologia, condições de qualidade da água do escoamento (massa de sedimento inicial), grau de impermeabilização do solo e características urbanas locais. Isso permitiu avaliar a eficiência dessas redes no controle da contaminação difusa na sub-bacia selecionada como local para a verificação da hipótese da Tese.

Da mesma forma, o Modelo de Degradação de Primeira Ordem proposto para a estimação da eficiência de sistemas de Alagados Construídos de Fluxo Horizontal Sub-Superficial (*Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Wetlands – HSSF CWs*) permitiu modelar o alagado na área de estudo para o tratamento da água base do córrego fazendo uso de dados sobre a qualidade hídrica (concentrações médias da DBO), fluxo e topografia local.

A terceira parte, capítulo 6, conclui com as discussões sobre os resultados obtidos nos capítulos 4 e 5 da Tese, identificando-se as questões principais que deveriam ser salientadas sobre o modelo de gestão dos recursos hídricos dentro da RMSP. Entendeu-se que a análise desses modelos na dimensão metropolitana facilitaria a compreensão dos fatos discutidos nos capítulos antecedentes, relativos às

formas de atuar mediante o emprego da Infraestrutura Verde como uma ferramenta e estratégia no planejamento ambiental da Cidade de São Paulo.

1 VISÕES INFRAESTRUTURAIS DA PAISAGEM, SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA (NBS) E SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL (SUDS)

Este capítulo revisa conceitos que, a partir da perspectiva do planejamento, fundamentam-se na ideia da utilização da paisagem como uma ferramenta projetual, estando ela associada ao bem-estar da sociedade e à proteção dos recursos naturais em que ambientes urbanos assentam. Nos projetos citados neste capítulo, um dos aspectos mais salientados a respeito da integração da natureza é a promoção, a longo prazo, de modelos mais sustentáveis de gestão das águas urbanas. Nesse sentido, estudam-se os exemplos de experiências internacionais, líderes na integração de sistemas baseados nas funções ofertadas pela natureza (NbS), para planejamento do seu modelo de gestão dos recursos hídricos.

Essa revisão é levantada mediante a descrição de atuações para a integração de tipologias da Infraestrutura Verde em pequena escala, em espaços públicos intersticiais ou nas margens das ruas e calçadas de áreas urbanizadas, p.e. sistemas de bio-valeta em Montgomery County (Maryland, EUA), projeto Aquaval na Espanha, Margaret Drive em Singapura, etc, estando esses sistemas sempre associados ao contexto socio-cultural do local. Também, são estudados planos para incorporação da Infraestrutura Verde em uma escala mais abrangente, dentro de limites definidos por bairros e distritos residenciais, p.e. *Ekostaden Augustenborg Initiative* na Suécia e *Lamb Drove* na Inglaterra, ou dentro da borda natural de elementos da paisagem tais como lagoas, bacias e fundos de vale, p.e. LIFE Albufera na Espanha, *Vindel River LIFE* na Suécia ou os Projetos Pilotos para Revitalização das Bacias do Jaguaré e Bacia do Jacaré no Brasil.

Ainda neste capítulo, além do estudo de exemplos construídos, a questão da Infraestrutura Verde é também abordada no âmbito acadêmico mediante a análise da produção de nova pesquisa associada à visão infraestrutural da paisagem em diversos campos, ressaltando o da Ecologia da Paisagem (*Landscape Ecology*) e Ecologia da Restauração Ambiental (*Restoration Ecology*).

1.1 Conceitos teóricos associados à visão infraestrutural da paisagem

O progresso pensado a partir dos requisitos da sustentabilidade, que é já em nossos dias uma necessidade impositiva, parece também indissociável da adoção de critérios para a proteção dos recursos naturais no planejamento urbano e territorial de uma cidade.

Desde a segunda metade do século XX, ecólogos e ambientalistas, seguidos de arquitetos paisagistas, representados fundamentalmente pela *American Society of Landscape Architects* (ASLA), colaboraram na reformulação das práticas tradicionalmente aplicadas à gestão dos recursos naturais nos contextos urbanos. O entendimento do paisagista norte-americano Frederick Law Olmsted sobre a paisagem como um aparato para a melhora da condição urbana (ver Foto 1.1) (Hauck & Czechowski, 2015, p. 5) remonta a mais de um século atrás, embora que na atualidade, este conceito é essencial no discurso dos arquitetos paisagistas.

Foto 1.1 – Vista de um dos lagos do Emerald Necklace Park que se conecta à rede de drenagem da cidade de Boston (EUA) conforme o projeto paisagístico elaborado por Frederick Law Olmsted

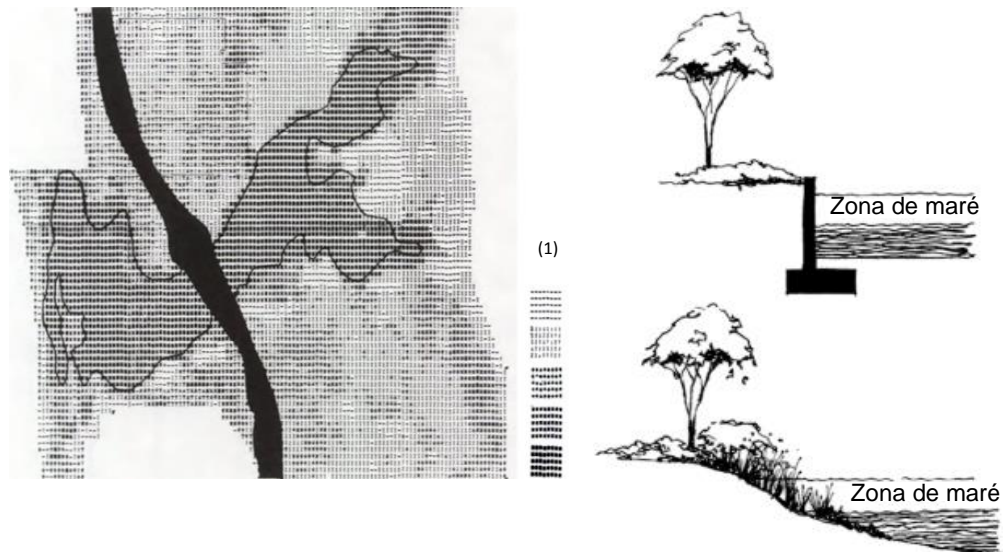


Fonte: Charles Brinbaum, 2010.

Desde a década dos anos 1970, nos Estados Unidos, novos métodos de análise, interpretação e intervenção em áreas urbanas foram sendo desenvolvidos com vistas à conservação e proteção do patrimônio ambiental, despertando a consciência pela preservação e a valorização da paisagem e dos recursos naturais no campo do planejamento urbano face as décadas posteriores.

A ‘Ecologia da Paisagem’, ciência focada no estudo e melhora dos relacionamentos e dinâmicas ecológicas em um ambiente, (Ahern, 2007, p. 268) “emergiu para proporcionar a perspectiva teórica e as ferramentas analíticas de paisagens complexas e diversas”, incluindo, para tal, os ambientes urbanos (Odum, 1988).

Desenho 1.1 – Grau de vulnerabilidade do território em relação à ocupação urbana estabelecidos por Lyle na área da lagõa de San Elijo (EUA)



Fonte: Lyle, J. T. (1985, p.6).

Notas:

(1) Legenda para identificar os diversos graus de vulnerabilidade ordenada de maior a menor, definida em função das variáveis hidrológicas e da vegetação no local (Lyle, 1985, p.6).

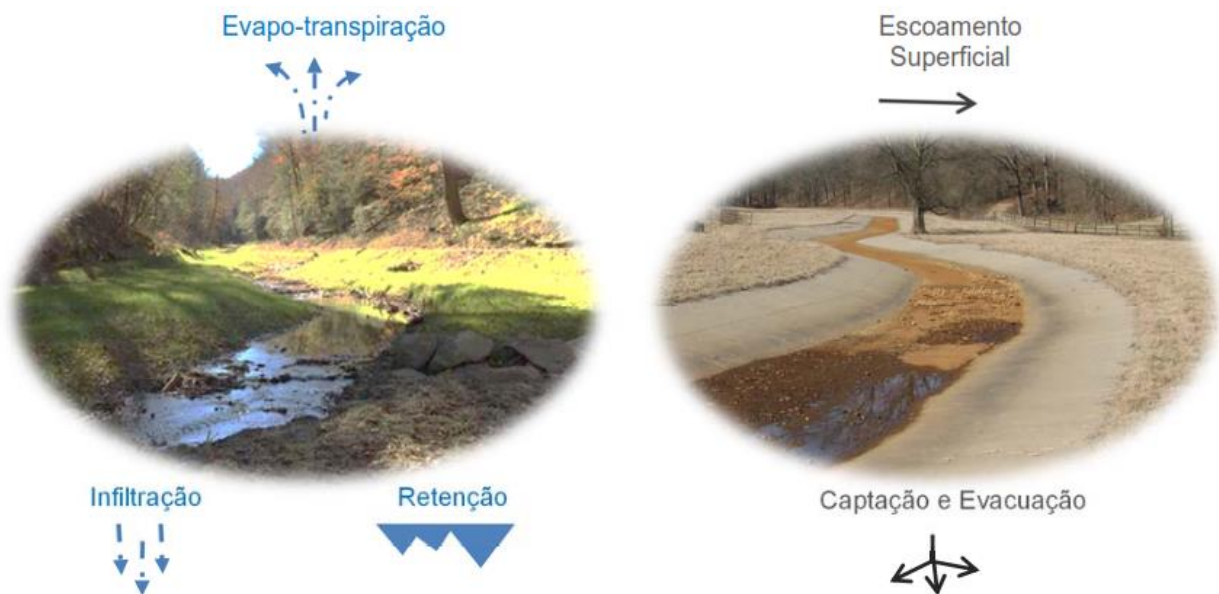
Estudos que avaliavam o impacto da urbanização, analisando parâmetros relacionados aos processos ecológicos (p.e. as características do solo, tipo de cobertura vegetal, o funcionamento da rede hidrológica, espécies de fauna e flora, etc.), constituíam material base para a determinação das formas de atuar no território¹. A produção dos arquitetos paisagistas norte-americanos Ian MacHarg (Design with Nature, 1969) e seu sucessor John Tillman Lyle (Design for Human Ecosystems, 1985) contribuiu no desenvolvimento desses métodos de análise do território a partir do cruzamento de dados, parâmetros urbanos e funções predominantes da paisagem (Desenho 1.1). Tais estudos eram determinantes dos

¹ O método que Lyle apresentava para a análise de interferências entre as pessoas e a paisagem através da confecção de “matrizes de impacto” (LYLE, 1985, p.8) permitia estimar a cadeia de distúrbios induzidos pela urbanização e seus efeitos ambientais (*chain of environmental effects*) (LYLE, 1985, p.9).

critérios de intervenção para a proteção ambiental ou da delimitação de vários estágios de atuação, desde não atuar, conservar, intervir minimizando o nível de impacto ou ocupar o território sem nenhum tipo de regulamentação ambiental (Lyle, 1985).

Dentro desse contexto, o campo da Restauração Ecológica ofertou o conhecimento científico para atuar na reincorporação de funções naturais² (Vaughn, et al., 2010), em que a introdução da paisagem no projeto era vista como um modo de ofertar serviços (Desenho 1.2) para melhorar a sustentabilidade do território e trazer um bem-estar para a sociedade.

Desenho 1.2 – À esquerda imagem de um ambiente fluvial natural e à direita de uma área urbana, destacando os processos hidrológicos predominantes em cada um



Fonte: *Ecosystem Investment Partners Copperas Stream Restoration* (2016) e *University of Arkansas Community Design Center (UACDC)* (2010, p.7).

Notas:

Desenho elaborado pela autora a partir das imagens coletadas das fontes citadas.

Junto com esse pensamento, foi incorporado o termo *Low Impact Development*. (LID) ou desenvolvimento de baixo impacto, um conceito aplicado ao desenvolvimento de práticas de planejamento urbano para a proteção de sistemas

² Na Restauração Ecológica, mecanismos naturais da paisagem intermediam no funcionamento dos sistemas atuais para a melhora da sustentabilidade ambiental de um ambiente degradado (Bélanger, 2013; Ahern, 2007). Essa ciência se fundamenta em noções empíricas para realizar previsões de ambientes naturais impactados pelas atividades antrópicas. Essas previsões por sua vez, baseiam-se no entendimento das relações entre elementos naturais e são utilizadas para intervir no restauro; ou seja, alterar a forma que os ecossistemas funcionam.

de recursos naturais³ (PATH, 2003). Dessa maneira, a aplicação dos conceitos LID no planejamento da cidade permitia estudar formas de ocupação minimizando os impactos no território (PATH, 2003, p. 1).

Nos EUA, os avanços no âmbito acadêmico, fundamentados pela promoção de novas linhas metodológicas de pesquisa no ramo da Arquitetura da Paisagem (a raiz da evolução de conceitos teóricos no âmbito da Ecologia da Paisagem) juntaram-se às aplicações práticas. Nesse sentido, observa-se que durante a década de 1990, os esforços coletivos de vários arquitetos paisagistas estadunidenses liderados por James Corner contribuíram para a produção de trabalhos de mapeamento aplicados ao planejamento ambiental. Essas experiências, descritas no livro '*The Landscape Imagination*' (Corner & Hirsch, 2014), discutem a questão de método em técnicas de representação gráfica, visando utilizá-las para mostrar realidades não visíveis, tais como os processos e dinâmicas da natureza no território. Conforme o raciocínio do arquiteto paisagista, mapear tem o potencial de revelar o que não aparece de forma visível e que surge da compreensão, análise e interpretação da paisagem (Corner, 2011, p. 239).

Adeptos a esse pensamento acrescentaram às ferramentas e métodos de representação critérios de intervenção baseados no reconhecimento e acompanhamento das sinergias do território (Shannon, 2004). Nessa direção tem sido promovida a maioria do material acadêmico em escolas de ensino superior com programas de graduação em Arquitetura da Paisagem nos EUA, p.e. University of Virginia Master of Landscape Architecture (University of Virginia, 2018; Harvard University, 2018; CornellCals, 2018), e estudos de pós-graduação em países centro europeus, p.e. European Post-Graduate Masters in Urbanism (EMU) Program (UPC, 2018; EMU, 2018).

Os trabalhos acadêmicos nessa área são fundamentados na combinação de métodos científicos hipotético-dedutivos e métodos intuitivos utilizados na produção de desenhos. É assim observada a preocupação cada vez maior dos grupos acadêmicos envolvidos nas áreas de Arquitetura da Paisagem e Urbanismo pela integração e combinação de métodos de desenho aplicados à geração de novo

³ As técnicas de Low Impact Development (LID) partem do entendimento de estágios de intervenção estudando os impactos ou ações da urbanização na paisagem. LID se definem como redes de áreas naturais ou seminaturais junto a outros componentes da paisagem, estrategicamente planejadas, desenhadas e gerenciadas para a promoção de um amplo número de serviços ecossistêmicos de acordo com a *European Commission* (2013, citado por Hartshorn, 2016, p.2).

conhecimento. ‘*Research through designing*’ (RTD) (IUAV, 2018; Nijhuis & Bobbink, 2012; Lenzholzer, Duchhart, & Koh, 2013) é um termo utilizado para se referir a esse modo de produção de pesquisa. Dessa forma, discute-se acerca das relações entre ciência e arte na prática do arquiteto paisagista (Lenzholzer S. , 2013) e como o desenho pode funcionar como ferramenta para facilitar respostas à hipóteses de pesquisa.

Em continuidade, trabalhos acadêmicos explorando essa vertente ligavam à linha de pesquisa *Landscape Urbanism* (Waldheim, 2006) a qual surgira nos EEUU no final da década de 1990 como filosofia emergente enfrentando as questões socioambientais da cidade contemporânea (Corner, Terra Fluxus, 2006). Conforme determina Waldheim (2006), tal filosofia definia “a paisagem como um suporte de funções para a construção dos espaços de domínio público das cidades” (p. 39), o que mais tarde inspiraria à incorporação por Bélanger (2013) do conceito *Landscape Infrastructure* aplicado à “redefinição da função e significado das infraestruturas urbanas no contexto das cidades contemporâneas⁴” (pp. 8-9).

1.2 Evolução dos conceitos da Infraestrutura Verde aplicados ao manejo das águas urbanas

Projetos mais específicos quanto às formas de intervenção LID foram concretizados na década de 1990, quando o Departamento de Recursos Ambientais (*Department of the Environment - DoE*) da região de *Prince George’s County*, no Estado de Maryland, Estados Unidos, junto com a *Environmental Policy Agency* (EPA), emitiram manuais contendo algumas diretrizes.

Essas diretrizes permitiram que o *DoE* intermediasse na regulamentação existente para que fossem promovidas soluções locais fundamentadas no LID (PATH, 2003, p. 13).

O desenvolvimento de baixo impacto objetiva aplicar estratégias de planejamento da cidade que atenuem uma série de problemas causados pela urbanização. Para tanto, essas estratégias devem permitir que áreas ocupadas tenham um menor impacto no comportamento hidrológico a partir da aplicação de

⁴ Conforme Pierre Bélanger (2013) as infraestruturas urbanas se fundamentam na incorporação da paisagem como componente principal intermediadora no suporte da economia urbana contemporânea.

sistemas que desempenhem funções de retenção, infiltração ou purificação da água, entre outras.

Desenho 1.3 – Acima, fontes de poluição introduzidas nas redes de drenagem e, embaixo, boca de lobo recebendo essa contaminação



Fonte: Marketing Perú, Quimba Medio Ambiente (QMA) (2018); WSBuzz.com (2018), Motorindia (2018) e Rusty Brainard National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2012).

Parte das ações, categorizadas de tipo estrutural, fundamentavam-se, conforme Cormier e Pellegrino (2008), na contribuição para a sustentabilidade da rede de gestão das águas de chuva. Isso deve reduzir os problemas derivados da contaminação, que foram exemplificados no Desenho 1.3, e os causados pelas mudanças no comportamento hidrológico. As soluções consistiam na introdução de diversas tipologias de espaços “tratados paisagisticamente” como parte da Infraestrutura Verde (p. 127). Essas tecnologias permitiam restituir funções naturais, baseadas na lógica de mimetizar as condições ecológicas e hidrológicas no estágio prévio à urbanização em um determinado local (Hartshorn, 2016).

As medidas introduzidas nessas esferas voltavam-se especificamente para a melhora da quantidade e qualidade das águas, sendo denominadas como melhores práticas de manejo ou *Best Management Practices* (BMPs) (US EPA, 1993). Dessa forma, tais sistemas se definem como sustentáveis devido à sua contribuição na redução do volume e velocidade do escoamento da chuva coletado pelas redes

convencionais de drenagem. Como consequência, também contribuem na diminuição das vazões máximas, e à melhora da qualidade da água. Nesse último caso, a contribuição ocorre mediante a participação na redução dos volumes de água, na filtragem e na promoção de processos biológicos e químicos entre a água e o solo, área de raízes e plantas (US EPA, 1993, pp. 13-15; US EPA, 2018).

A maneira de incorporar essas ações proposta pelo manual desenvolvido pelo Departamento de Habitação e Desenvolvimento Urbano dos Estados Unidos (*United States Department of Housing and Urban Development – US DHUD*) era através da identificação das tecnologias mais eficientes em função das características locais. Para tanto, partia-se da análise das condições topográficas, hidrológicas e da vegetação existente (PATH, 2003, p. 19).

Já apontava-se nesses primeiros manuais a importância da análise dos fluxos de escoamento superficial da água da chuva sobre o relevo existente como método para a definição da localização e desenho das redes de BMPs. Nessa lógica de planejamento, em primeiro lugar, eram identificadas ‘as linhas principais de drenagem’ e ‘as áreas susceptíveis à inundação’ (PATH, 2003, p. 20) e, em segundo lugar, eram definidos os locais para a incorporação desses dispositivos.

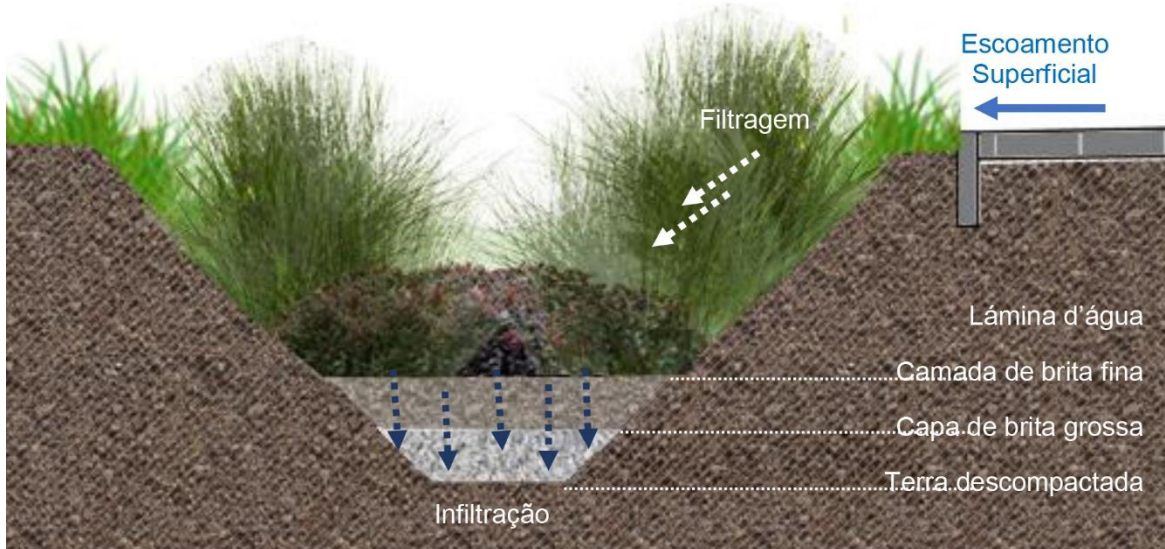
Esses planos tratavam de incorporar a Infraestrutura Verde utilizando tecnologias LID tais como pavimento permeável, biovaletas, trincheiras vegetadas, jardins de chuva, telhados verdes ou bacias de retenção (MDE, 2009). Essas se projetavam como parte do ambiente construído que filtra de maneira natural a precipitação e o escoamento através da mídia intersticial de cascalho e areia ou através de solo absorvente e adubo (Cormier & Pellegrino, 2008), conforme ilustrado no Desenho 1.4 e Foto 1.2.

Da mesma forma, a Infraestrutura Verde era vista como uma rede de espaços tanto em escala regional, composta por parques, corredores verdes, etc., quanto em pequena escala integrada ao sistema de drenagem urbana. Nessa perspectiva multi-escalar (Ahern, 2007, pp. 272-273), esses espaços desempenhariam funções infraestruturais, emulando os processos e ciclos ocorridos na natureza (Cormier & Pellegrino, 2008, p. 127).

No manual do US DHUD são elencadas algumas tecnologias de BMPs da Infraestrutura Verde (Green Infrastructure Technologies - GIT). Já em manuais elaborados posteriormente em outros estados dos EEUU, p.e. Maryland (MDE,

2009), essas listagens são mais extensas e fornecem, além da descrição da tipologia em si, suas aplicações em campo, p.e. córregos ambientalmente frágeis.

Desenho 1.4 – Corte esquemático de um sistema de bio-retenção mostrando as camadas que o compõem e os processos hidrológicos predominantes



Fonte: Elaborado pela autora em Autocad e Photoshop a partir do MDE (2009).

Foto 1.2 – Imagem de uma bio-valeta instalada na lateral de uma calçada em Montgomery County (Maryland, EUA) e demarcação dos principais processos hidrológicos associados



Fonte: Modelado em Photoshop pela autora.

Notas:

Fotografia coletada em vistoria de campo com o Dr. Thomas Whitlow em Maryland (EUA) em junho de 2017.

As BMPs foram sendo disseminadas dentro dos EUA. Regiões tais como as principais cidades do estado de Oregon (Seattle e Portland) são citadas por Cormier e Pellegrino (2008) como pioneiras no uso desses sistemas e onde “bairros inteiros estão sendo reurbanizados de acordo com esse princípio” (p.137). Os projetos de BMPs dessas localidades também aparecem referenciados em diversos planos tais como o Manual Estadunidense para Desenho de Edifícios⁵ (Whole Building Design Guide [WDG], 2018, p.5). Outros núcleos urbanos referenciados no WBDG (2018) líderes no uso de BMPs nos EUA localizam-se nos Estados de Washington e Maryland (ver na Foto 1.2 o exemplo de um sistema de BMP projetado em Maryland) (pp. 5-6). O Estado de Maryland, especificamente, conta com várias especificações para o planejamento dessas redes no seu Manual de Drenagem (MDE, 2009) que são discutidas no Capítulo 3 desta Tese. Por último, apontam-se projetos líderes no emprego de BMPs fora dos EUA, na província canadense da Colúmbia (City of Vancouver, 2018).

Nos projetos de BMPs desenvolvidos, esses sistemas demonstravam seus benefícios na mitigação dos impactos da impermeabilização em ambientes urbanos. Os objetivos eram estabelecidos em função das leis, salientando os regulamentos fixados a partir da *Clean Water Act*. Essa lei, por sua vez, determinava o cumprimento de normas acerca das cargas diárias máximas de contaminante ou o seguimento de programas tais como o Programa Estadual de Manejo das Fontes de Contaminação Difusa (*State Non-Point Source Management Program*) e Programa Nacional para Sistema de Eliminação de Descarrega de Contaminantes (*National Pollutant Discharge Elimination System – NPDES*) (WBDG, 2018).

A mudança de paradigma no desenho das infraestruturas de manejo das águas pluviais chegou relativamente tarde na Europa. O termo *Green Infrastructure* foi empregado durante anos no Reino Unido entendido como um sistema de áreas verdes orientado à melhora do bem-estar social em áreas urbanas. Tal conceito não reconhecia o significado da promoção serviço ecossistêmico em si, mas o de uma rede de áreas naturais ou semi-naturais e de espaços verdes que, de maneira integrada, promovem a proteção da biodiversidade e beneficiam a população (Andreucci, 2013, p. 414).

⁵ Elaborado pelo Instituto Estadunidense de Ciências dos Edifícios (*National Institute of Building Sciences – NIBS*)

O desenho dos espaços verdes ofertando várias funções recreativas em um mesmo local servia para reforçar o seu potencial multifuncional. A Infraestrutura Verde operava promovendo diversas atividades lúdicas ou de esporte e culturais e permitia enfrentar o problema do descenso de área verde per capita nas cidades conforme o progressivo adensamento nos centros urbanos (Andreucci, 2013, p. 415).

Nesse contexto, os níveis de biodiversidade eram considerados como os indicadores de qualidade urbana, tendo em consideração variáveis tais como a arborização de rua ou a diversidade de hábitat. Cidades europeias desenvolveram planos para a melhora da conexão dos sistemas de áreas verdes e sua ampliação. Geralmente, esses planos partiam do mapeamento de áreas com potencial de aproveitamento, incluindo na maioria dos casos os terrenos industriais desativados. Além disso, um dos seus objetivos principais era promover uma maior biodiversidade (IEEP, 2011).

De forma mais recente na Europa o uso da Infraestrutura Verde está sendo aplicado também para a sustentabilidade das redes de drenagem, sendo que o principal motivo da promoção de programas deste tipo é o enfrentamento das consequências das Mudanças Climáticas (Andreucci, 2013, p. 415; Ecologic Institute, 2011, p. 2). Nesse contexto, como parte do programa *Climate Change Adaptation and Mitigation* (CCAM), a *European Union* (EU) *Water Framework Directive* permitiu criar a legislação específica de práticas e conhecimento tecnológicos seguindo as diretrizes recentes da Europa para manejo da água, com a inclusão do uso de Sistemas de Drenagem Urbana Sustentável (SUDs) (Ecologic Institute, 2011, p. 13; Kazmierczak & Carter, 2010).

O projeto para *Ekostaden Augustenborg Initiative* (Kazmierczak & Carter, 2010), realizado entre os anos 1999 e 2002 pela Prefeitura de Malmö e a MKB empresa para moradia social, foi uma das iniciativas pioneiras para a instalação de SUDs no contexto europeu (Foto 1.3). Nesta região eram comuns os problemas de inundações gerados pela sobrecarga do sistema de evacuação da água da chuva assim como a contaminação hídrica causada pela presença de esgoto não tratado na rede de drenagem (Kazmierczak & Carter, 2010, p. 2). O projeto combatia esses problemas através da incorporação de telhados verdes, áreas de retenção (Foto 1.3), espaços verdes e alagados artificiais em um bairro de alta densidade populacional em Malmö (Kazmierczak & Carter, 2010, pp. 3-4).

Foto 1.3 – À esquerda, bacia para retenção da água e, à direita, conexão entre o essa e o sistema de captação d'água em Augustenbourg (Malmo, Suécia)



Fonte: *Green and Blue Space Adaptation for Urban Areas and Eco Towns (GRaBS)*.

Como resultado, foram construídos mais de 6 km de canais de água e dez áreas de retenção, de forma que essas atuaram quando necessário para o amortecimento das inundações, resultando na redução do escoamento de chuva em cerca de 50%. As tecnologias verdes eram integradas à paisagem urbana se adaptando às ruas estreitas características dos centros históricos das cidades europeias de fundação medieval (Kazmierczak & Carter, 2010, p. 3).

O Projeto LIFE (European Commission, 2018) por seu turno, é um dos instrumentos mais importantes aplicados pela União Europeia para apoio de

medidas de melhora ambiental, conservação dos recursos naturais e ações para as questões climáticas dos últimos anos. LIFE constituiu uma ferramenta legal na Europa desde 1992 aplicada no desenvolvimento de políticas, legislações e projetos pilotos co-financiados para esses fins. Os mais de 150 projetos sustentados mediante esse instrumento incluíram medidas para recuperação de ecossistemas naturais em áreas de alagados, p.e. LIFE Albufera (IIAMA; UPV, 2016) apresentado na Foto 1.4, florestas ripárias e cursos de água, p.e. Vindel River LIFE (Life Natura 2000, 2015), e zonas litorais, cujo objetivo é a melhoria ambiental. Em alguns desses projetos voltados à melhora da resiliência urbana se integraram tecnologias da Infraestrutura Verde tais como telhados verdes e diversas tipologias de sistemas de drenagem sustentável (SUDs), p.e. LIFE CERSUDS (European Commission, 2018). Também, desenvolveram-se planos estratégicos em grande escala ou projetos para a requalificação de espaços abertos e criação de cinturões verdes em áreas da periferia urbana, p.e. Anella Verda Green Belt. (Terricabras Maranges, 2004)

Foto 1.4 – Alagado Construído de Fluxo Horizontal instalado na lagoa Albufera (Valencia, Espanha) integrado ao projeto LIFE-Albufera financiado pela Comissão Europeia



Fonte: LifeAlbufera.org, 2016.

A adoção de uma abordagem infraestrutural da paisagem, já presente no campo do planejamento ambiental nos EUA durante os últimos anos (Hauck & Czechowski, 2015, p. 20), iria se reforçando nesse contexto da Europa, principalmente, a raíz da percepção da crise ecológica e as respostas para a mitigação das Mudanças Climáticas. Hoje, tais problemas estão sendo associados, também, à questão da aceleração do crescimento urbano (Machí Castañer, 2018, p.

170) e à pressão exercida pelas cidades em vias de desenvolvimento sobre os recursos naturais, incluindo os recursos hídricos e, especificamente, em áreas que experimentaram recentemente essa forte expansão (Nobre, Marengo, & Nobre, 2010).

O plano de LID projetado no distrito residencial de *Lamb Drove*, em *Cambourne*, Inglaterra (ICE; ACO, 2018), constitui outro exemplo de incorporação de diversas tipologias paisagísticas em contextos urbanos na Europa. Promoveram-se telhados verdes, biovaletas, trincheiras vegetadas, pavimento permeável, alagados construídos e bacias de retenção resultando no aumento da biodiversidade e qualidade hídrica, além do projeto urbano-paisagístico contribuir à valorização de aspectos essenciais para o bem-estar social (Susdrain, 2018).

Uma experiência de uso de SUDs localizada em região mediterrânea da Europa foi o projeto AQUAVAL (Castillo Rodríguez et al., 2017). Esse projeto foi desenvolvido em Valência, Espanha, dentro da rede LIFE, financiada, portanto, mediante fundos da União Europeia (UE). As medidas propostas (ver alguns exemplos na Foto 1.5) surgem para atender os problemas de sustentabilidade do sistema de drenagem urbana à escala de bairro (Castillo Rodríguez et al., 2017, p. 2).

Foto 1.5 – Sistemas SUDs propostos no Projeto Aquaval; à esquerda telhado verde instalado na cobertura de um prédio e, à direita, trincheira vegetada (Xàtiva, Espanha)



Fonte: iÁgua, 2017.

A rede SUDs foi projetada com vistas à redução do volume, da velocidade do escoamento e de contaminantes difusos e à melhoria sócio-ambiental (Castillo Rodríguez et al., 2017, p. 7). A capacidade da rede existente para captação da água de chuva se apresentava insuficiente em períodos de precipitação intensa

característica dos primeiros meses de outono nessas regiões geográficas. Os resultados do monitoramento da rede SUDs confirmaram a redução em até cerca 30% do escoamento total produzido pela chuva em um ano (Castillo Rodríguez, Andrés Doménech, Perales Momparler, & Escuder Bueno, 2017, p. 8).

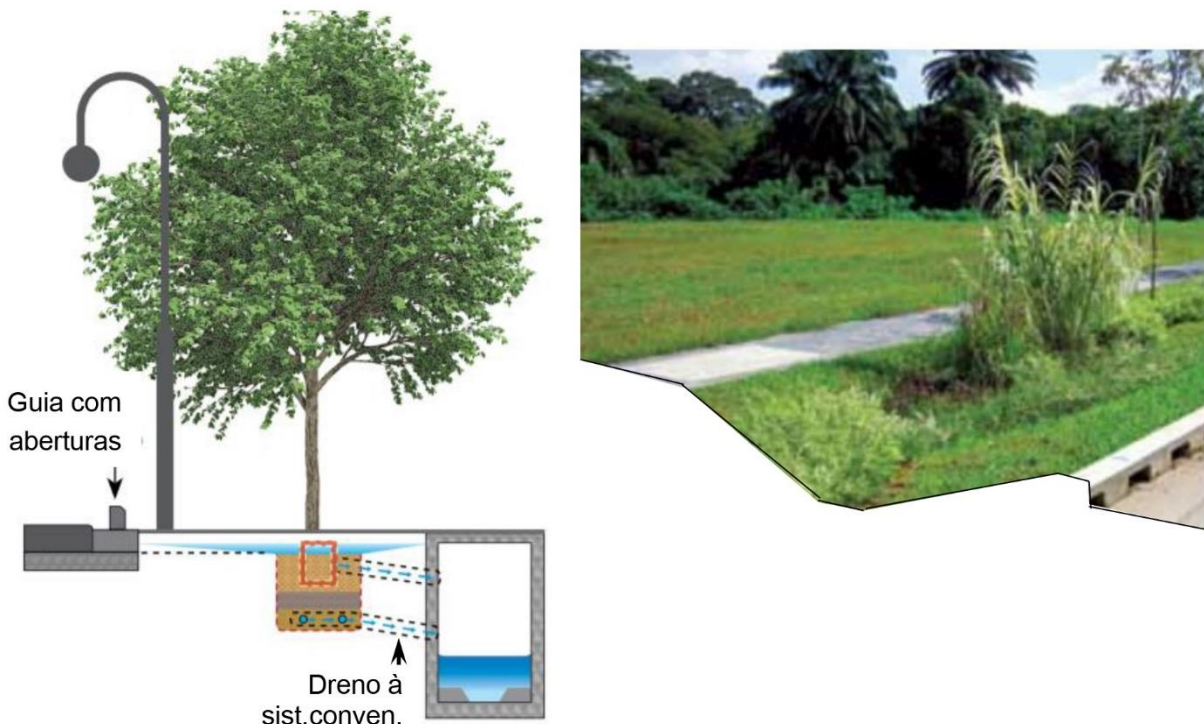
Outro projeto referência de utilização de SUDs na Europa é o projeto Monnikenhuizen, localizado em Arnhem, na Holanda. Os resultados do monitoramento testemunham também a eficiência desses sistemas em contextos urbanos de topografia fortemente acidentada. No projeto, combinaram-se bem as intervenções em pequena escala, p.e. telhados verdes e loteamentos com pavimento permeável, como as aplicações da Infraestrutura Verde em amplos espaços mediante o uso de tecnologias de grande porte tais como bacias de infiltração (Davis & Naumann, 2017, p. 126).

No contexto Asiático são várias já as experiências em planejamento de estratégias da Infraestrutura Verde subsequentes da demanda de soluções eficientes aos problemas de enchentes e aumento da contaminação da água em áreas urbanas (Jia, Yuwen, Shaw, & Chen, 2011, p. 112). Tal seria o caso da Cidade de Beijing, em que parte das políticas aplicadas na cidade para enfrentar essas questões incorpora o uso de LID, p.e. na Vila Olímpica (Jia, Yuwen, Shaw, & Chen, 2011, pp. 113-114). Tanto Beijing como o território Chinês experimentaram uma importante transformação urbana. O país aumentou em trinta vezes o número de residentes entre 1979 e 2015 e suas áreas de deltas fluviais sofreram importantes transformações devido à ocupação urbana, p.e. o delta do Rio Pearl e Rio Yangtze (Chan, 2018).

Ações LID compensatórias dos impactos da impermeabilização em Beijing têm focado principalmente na aplicação de pavimento permeável. Como medida complementar e para a avaliação do certificado de edifício verde em Beijing é exigido que até 40% da superfície pavimentada nas áreas externas aos prédios seja permeável. Nesse contexto, a cidade conta com acordos com o Ministério de Ciência e Tecnologia da China e o Departamento de Energia dos Estados Unidos para o planejamento de edifícios verdes no centro urbano de Beijing desde 1999. Além do uso cada vez maior de pavimento permeável, outras medidas LID para manejo sustentável das águas de chuvas em Beijing estão sendo promovidas tais como biovaletas, jardins de chuva e áreas de retenção da água (Hartshorn, 2016, pp. 24-27).

Singapura é outro país no contexto asiático que lidera na aplicação de tecnologias verdes. Essa cidade tem crescido no número de habitantes, duplicando sua população em menos de 40 anos e na atualidade depende cada vez mais das fontes de abastecimento de água externas (Hartshorn, 2016, p. 28). Além do problema de abastecimento, a cidade também padece de enchentes crônicas em períodos de fortes chuvas devido à topografia plana do território em que assenta. A impermeabilização de grandes superfícies tem resultado na diminuição do volume infiltrado que serve para o abastecimento dos subaquíferos que, por sua vez, contribuem com o fornecimento para a cidade. Assim, o objetivo principal das medidas para gestão sustentável das águas é intervir na redução dos volumes de escoamento e ofertar soluções para a re-utilização da água (Go, Radhakrishnan, Zevenbergen, & Pathirana, 2017; Hartshorn, 2016).

Desenho 1.5 – Corte esquemático e imagem em perspectiva do sistema SUDs proposto para retenção do escoamento em Margaret Drive (Singapura)



Fonte: *Public Board [PUB]* Singapura, 2011.

Notas:

Elaborado pela autora a partir das imagens coletadas na fonte.

Ainda em Singapura em 2006 foi lançado o programa *Active, Beautiful, Clean* (ABC) (Hartshorn, 2016, p. 29), o qual pretendia melhorar a qualidade da água e o bem-estar social. Esse programa reúne 100 projetos que deverão ser implementados até 2030 e que procuram ser esteticamente atraentes e

fundamentados na recuperação ambiental com o uso de tecnologias SUDs tais como jardins de chuva ou alagados construídos (Go, Radhakrishnan, Zevenbergen, & Pathirana, 2017, p. 2). O desenho das ações LID para redução do pico de chuva partem da relação que se estabelece entre o coeficiente de escoamento, os usos do solo e a topografia (Go, Radhakrishnan, Zevenbergen, & Pathirana, 2017).

Com tudo o que foi examinado aqui, várias questões podem ser assinaladas. Por um lado, constatou-se que há uma transferência de objetivos e interesses quanto à utilização de tecnologias LID entre as regiões que lideraram seu uso desde a década de 1990 nos Estados Unidos (EUA) (p.e. como foi o caso de Portland, Montgomery County em Maryland, ou Philadelphia) e nos projetos em que essas tecnologias foram sendo incorporadas na Europa e no contexto Asiático. Efetivamente, a utilização de medidas LID em EUA partiu principalmente da necessidade de controlar os contaminantes difusos gerados em áreas urbanas (Novotny, 2002; Sartor & Boyd, 1972). Já, a partir da impulsão dos projetos LIFE na União Europeia, redes SUDs foram incorporadas como alternativas à drenagem convencional enfrentando os problemas da Mudança Climática, p.e. Projetos LIFE (European Commission, 2018; European Commission, 2018).

Da mesma forma, em cidades tais como Los Angeles, São Paulo ou Beijing, eventos de chuva intensa e períodos de seca vêm sendo cada vez mais frequentes e extremos. Como medida de mitigação são incentivados programas para inserção de LID promovendo a retenção da água, evitando assim as possíveis enchentes ou como solução alternativa ao problema da seca (Kazmierczak & Carter, 2010).

Assim, pode também se concluir que a crise da sustentabilidade de grandes núcleos urbanos motiva a promoção de planos estratégicos em escala metropolitana e até regional (Hauck & Czechowski, 2015, p. 20) que integram uma visão sistêmica do território e incorporam medidas LID entre as possíveis estratégias de atuação.

De forma recente, para a denominação de abordagens fundamentadas na incorporação de serviços ecossistêmicos tais como seriam as redes SUDs, versadas na melhora da sustentabilidade da rede de drenagem, foi atribuída a denominação *Ecosystem-based Approach* (EbA). O termo EbA é utilizado na Europa para fazer referência às estratégias baseadas no uso de sistemas verdes nos planos de ação para a mitigação dos efeitos das Mudanças Climáticas (Ecologic Institute, 2011, p. 5).

Esse seria o caso do programa H2020, o qual tem como objetivo a promoção de projetos para incorporação de estratégias NbS em distintas cidades da Europa e nos países do exterior que colaboram no programa. As NbS surgem como resposta alternativa às soluções tradicionais e direcionadas às problemáticas socioambientais causadas pelos efeitos das Mudanças Climáticas e da urbanização (Kabisch, Korn, Stadler, & Bonn, 2017).

Finalmente, no contexto asiático, em cidades tais como Beijing e Singapura, programas tais como o *Active, Beautiful, Clean* prospectam o uso desses sistemas como uma solução para a questão das enchentes, ofertando uma alternativa de re-utilização da água e sendo prospectado como um sistema integrado a programas de embelezamento e re-ativação dos espaços públicos das cidades (Hartshorn, 2016, p. 29).

Não obstante, a incorporação dessas medidas pode ser dificultosa em contextos em que as soluções tendem a ser adotadas de uma maneira pontual e que podem surgir conflitos de natureza administrativa por causa dos relacionamentos entre as instituições responsáveis a nível estadual e/ou municipal (Schlee, 2018). Com tudo, a investigação para a aplicação de tecnologias de Infraestrutura Verde urbana (*Urban Green Infrastructure – UGI*) (Andreucci, 2013, p. 414) é cada vez mais promovida em cidades em que medidas convencionais de canalização e tamponamento de córregos foram sendo aplicadas durante décadas, como é o caso da Cidade de São Paulo e do Rio de Janeiro, no Brasil (Schlee et al. 2018; Canholi, 2014). Assim, o uso dessas tecnologias verdes está sendo priorizado em projetos de melhoria da qualidade de corpos hídricos como alternativa inovadora no seu processo de revitalização, p.e. Projeto Piloto para Revitalização do Córrego Jaguaré (FCTH, 2017) e Renaturalização do Rio Jacaré (Bohrer, 2016).

1.3 Infraestrutura Verde no Brasil, projetos referenciais na Macrometrópole de São Paulo

No contexto das cidades latino-americanas, e no caso particular do Brasil, práticas da Infraestrutura Verde, sistemas verdes-azuis integrados às infraestruturas convencionais e ações de restauração ecológica são cada vez mais priorizadas (FCTH, 2013; FCTH, 2017). O debate sobre a integração de tais sistemas é principalmente direcionado às ações de melhoria de rios urbanos locais de grandes

núcleos urbanos no Brasil, por causa dos impactos da urbanização e consequente saturação da capacidade de suporte ambiental das bacias hidrográficas (Schlee et al., 2018).

No Brasil, as primeiras iniciativas para a recuperação de bacias hidrográficas começaram a ser promovidas no fim da década de 1990. Na cidade de São Paulo, os planos para o gerenciamento de bacias hidrográficas urbanas eram elaborados em parceria entre a Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA), a Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH) e a Escola Politécnica da USP (EPUSP) (Gorski, 2010, p. 180).

A preocupação pelo desenvolvimento desses planos foi se ampliando nas esferas públicas, acadêmicas e institucionais da RMS, dando prioridade à intervenção na restauração de córregos, principalmente, das áreas periféricas da cidade (Machado, 2017). Tais ações deviam ser promovidas mediante a construção de *Parques Lineares* (Machado, 2017) os quais surgiam como principal estratégia de intervenção do Programa de Recuperação Ambiental de Cursos d'Água e Fundos de Vale conforme o Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo (PDE) (Oliveira, Soares, & Bonzi, 2012, p. 45). Os Parques Lineares tinham objetivos tanto sociais, (p.e. o fomento de atividades para lazer e esporte), quanto ambientais, (p.e. recarga do lençol freático, incremento da biodiversidade ou controle da contaminação difusa), tal como é disposto na Lei Número 688/13 do Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo (PDE MSP) (Prefeitura de São Paulo, 2016).

Esses projetos propunham a recuperação da vegetação ciliar de maneira a minimizar a perda das funções hidrológicas e ecológicas (Prefeitura de São Paulo, 2016). Também se incluíam medidas para controle da poluição difusa tendo como objetivo reduzir as cargas de poluição na fonte e, portanto, antes do lançamento da água no corpo receptor (Gorski, 2010, p. 183). Desde meados da primeira década de 2000, a Prefeitura definiu áreas para estabelecimento de parques em APPs de córregos ainda a céu aberto. Esses empreendimentos foram inseridos ao “Programa de recuperação ambiental de cursos de água e fundos de vale” iniciado em 2007⁶.

⁶ No texto da Subseção IV Artigo 273 da Lei 16.050, de 31 de Julho de 2014, publicada pela Prefeitura de São Paulo, consta que “os Parques Lineares deverão ser parte integrante do Programa de Recuperação Ambiental de Fundos de Vale”, também que “sua plena implantação pressupõe a articulação de ações de saneamento, drenagem, sistema de mobilidade, urbanização de interesse social, conservação ambiental e paisagismo” (Prefeitura de São Paulo, 2016, p. 94).

Entre os locais selecionados para a construção de Parques Lineares, priorizaram-se os córregos que por intermédio da SABESP deviam ser despoluídos, principalmente pela ampliação da rede coletora de esgoto através do Programa Córrego Limpo (Cheide da Graça, 2012). Esses projetos, desenvolvidos através da parceria entre o Governo do Estado de São Paulo, a Prefeitura Municipal de São Paulo (PMSP) e a SABESP, deviam incluir as ações necessárias para o reassentamento de famílias morando em condições irregulares nas margens desses cursos (FCTH, 2017; Machado, 2017). Dessa forma, muitos projetos de revitalização de córregos se tornavam indissociáveis da incorporação de ações para melhoria das infraestruturas sanitárias de bairros residenciais mais precários (Suzumura, 2012, p. 110).

A conscientização e educação ambiental da população diretamente beneficiada pelo programa Córrego Limpo desenvolveu-se como ação integrada à da implantação de Parques Lineares em diversas APPs (Floriano, Floriano dos Santos, & Joaquim, 2011; Mora, 2013). Dentre as atividades realizadas nesse sentido no Estado de São Paulo, destacaram aulas para formação de grupos comunitários de educação ambiental, atividades de campo e ministração de cursos teóricos e palestras (Mora, 2013, p. 43). Parques lineares foram definidos facilitando o marco legal para a revitalização de córregos existentes, incluindo a recuperação e/ou conservação de corredores ripários (Mora, 2013, p. 44; Machado, 2017). As ações de proteção de remanescentes servia tanto para atender os objetivos dos programas de Parques Lineares, quanto à Lei de Mata Atlântica, quando, por exemplo, unidades de conservação continham áreas de bosques secundários ou fragmentos de Mata Atlântica (Mora, 2013, p. 118).

Uma das finalidades era a elaboração de um piloto que propusesse alternativas de intervenção para a preservação e restauração da bacia mediante intervenções de baixo impacto, o que se assemelhava ao conceito LID anteriormente exposto. O Plano da Bacia do Rio Cabuçú de Baixo iniciou a discussão nas formas de intervir para a melhora ambiental dessas bacias em periferias da Região Metropolitana de São Paulo, refletindo sobre o enfrentamento da contaminação das águas dos córregos em áreas com predominância de assentamentos irregulares e falta de infraestrutura de esgoto (Gorski, 2010, pp. 172-189).

Além disso, na gestão do sistema de manejo das águas na bacia iriam ser incorporadas medidas para a sustentabilidade do sistema de drenagem (Gorski, 2010, p.172). Parte da análise consistiu no zoneamento da bacia conforme o grau de impermeabilização e a existência de cobertura vegetal remanescente. No plano foram definidas as ações para enfrentamento da situação de precariedade da população moradora, p.e. instabilidade do terreno, contaminação do solo, comprometimento da qualidade da água e risco de inundações (Gorski, 2010, p.179). Essas medidas, por sua vez, eram ao mesmo tempo associadas aos programas para implantação de Parques Lineares na região.

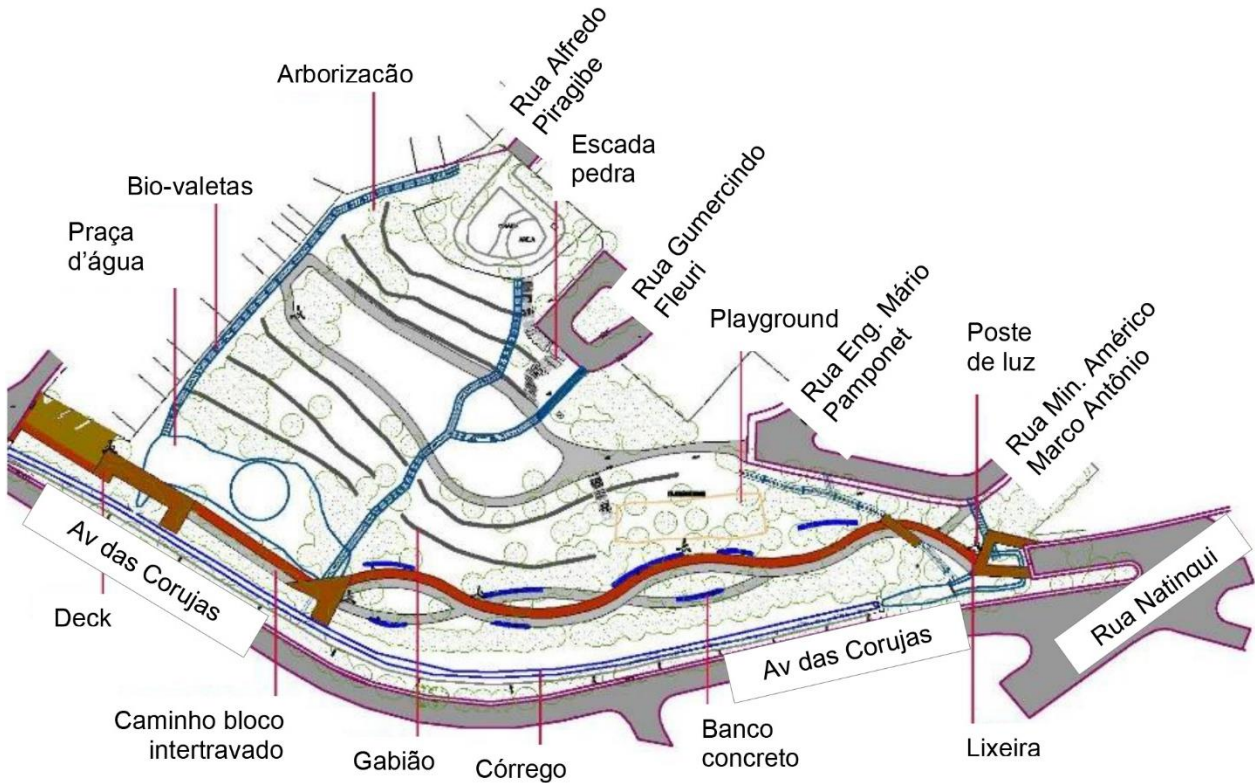
Foto 1.6 – Elementos propostos no sistema da microdrenagem no Parque das Corujas



Fonte: Niera, Elzo (2008).

Outro programa que ocorreria quase de maneira simultânea na mesma década de 2000 foi o definido na região do Córrego das Corujas, no centro da Cidade de São Paulo. A região era principalmente residencial e de baixo adensamento urbano.

Desenho 1.6 – Plano proposta para o Parque das Corujas, integrado ao projeto de Revitalização do Córrego das Corujas (São Paulo, Brasil)



Fonte: Niera, Elzo (2008).

Notas:

Informações organizadas a partir do plano proposta elaborado pelos arquitetos do projeto.

No projeto eram inseridas tecnologias LID para manejo sustentável da água pluvial com o objetivo de melhorar a qualidade hídrica e de oferecer condições de bem-estar para a comunidade, conforme se apresenta na Foto 1.6 e Desenho 1.6.

O projeto partia novamente da integração do conceito de Parque Linear como instrumento de melhoria dos córregos urbanos permitindo mitigar os impactos da urbanização na bacia, com um desenho paisagístico resultado da análise da topografia do lugar e da lógica de escoamento natural das águas (Oliveira, Soares, & Bonzi, 2012, p. 44). Parte da estratégia era integrar intervenções LID que incorporassem os mecanismos de retenção e infiltração das águas pluviais (Desenho 1.6) contribuindo para o retardamento do escoamento superficial a redução das cargas de poluição difusa (Oliveira, Soares, & Bonzi, 2012, p. 46).

Já, no ano 2010, começou a ser impulsionado o projeto mais ambicioso dentro desse programa, o Parque ecológico do Tietê (Desenho 1.7). Esse projeto fazia parte das ações de Parques Lineares como estratégia para a recuperação das antigas margens e várzeas do rio antes da sua chegada no Município de São Paulo, num trecho compreendido entre Salesópolis e Santana do Parnaíba (DAEE, 2015).

Desenho 1.7 – Imagem da proposta para Parque Linear na Várzea do Rio Tietê em São Paulo (Brasil)



Fonte: Alô Tatuapé, (2018).

Notas:

Plano desenvolvido por uma equipe de técnicos coordenado pelo Arquiteto Ruy Othake.

No ano 2016 iniciaram os trabalhos para o desenvolvimento de um projeto piloto de revitalização de bacia urbana em uma região periférica da cidade de São Paulo, a Bacia do Jaguaré, afluente do Rio Pinheiros. O objetivo desse projeto era apresentar um método que fosse replicável para outras bacias da RMSP (Marques, Rizzi, Pellegrino, & Becker de Moura, 2018; FCTH, 2017). Para tal, a equipe técnica envolvida no projeto, dentro da Fundação Centro Tecnológico Hidráulico (FCTH) da Universidade de São Paulo (USP), levantou uma análise integral para a identificação dos principais fatores de contaminação hídrica de cada uma das sub-bacias contribuintes ao Córrego Jaguaré.

Avançaram-se também estratégias para a atuação na bacia a partir da incorporação de sistemas LID (Desenho 1.8 e Desenho 1.9). Diversas tipologias LID foram selecionadas e localizadas conforme os tipos de tecido urbano existente. Equipamentos de bio-retenção, pavimentos permeáveis, trincheiras de infiltração e micro-reservatórios foram desenhados para serem instalados nas ruas e terrenos disponíveis. Ao mesmo tempo, de forma complementar, propôs-se, também, a integração de jardins de chuva e telhados verdes em áreas de loteamentos privados (FCTH, 2017), vendo como plausível a propulsão de tais iniciativas em parceria com a própria comunidade, de modo a envolver os moradores tanto no processo de planejamento quanto posteriormente na manutenção dos sistemas.

Desenho 1.8 – Proposta para sistemas de Infraestrutura Verde no Projeto Piloto para Revitalização na Bacia do Jaguaré, RMSP, Brasil

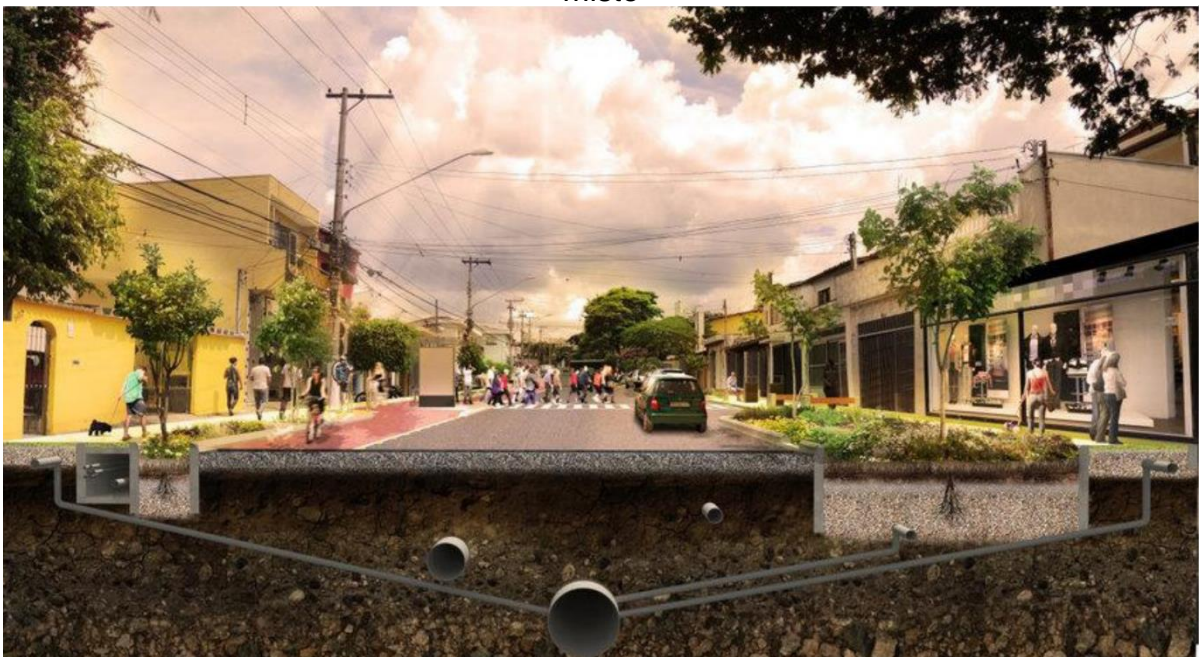


Fonte: FCTH, 2017.

Na sub-bacia piloto, localizada na área das nascentes, foram previstas uma série de ações, definidas conforme o zoneamento proposto. Tal zoneamento atendia à tipologia de edificação predominante na área, sendo essas os assentamentos a serem regularizados, os conjuntos habitacionais verticais projetados ou já construídos e a habitação unifamiliar horizontal (FCTH, 2017, p. 24).

Áreas de favela previam a incorporação de LIDs respeitando o contexto e relações comunitárias existentes, diminuindo riscos comuns dessas áreas: enchentes, deslizamento ou desmoronamento do solo ou falta de sistemas de esgoto. Tais ações deveriam contribuir à proteção do ciclo da água e controle da contaminação urbana, propondo como ação essencial incluída no programa de inserção dos sistemas a participação da comunidade no processo de planejamento e na própria manutenção das tipologias construídas (FCTH, 2017, p. 27).

Desenho 1.9 – Proposta do Projeto para Revitalização da Bacia do Jaguaré em São Paulo (Brasil) para a integração de sistemas LID associados ao sistema de drenagem convencional em uma das ruas localizada em bairro residencial e de uso misto



Fonte: FCTH (2017).

Projetos LIDs em áreas de assentamentos regulares eram vistos como propícios pela sua fácil adaptação à morfologia característica desse tipo de aglomerado urbano. A própria natureza dos sistemas LIDs, elementos projetados de forma dispersa, descentralizada e em pequena escala, permitia que tais elementos fossem avaliados como de fácil integração entre os espaços livres dentro da matriz de vielas, loteamentos baldios, praças e ruas locais característicos dessas áreas (Machí Castañer & Marques, IEV CUASO, 2015; Marques, Rizzi, Pellegrino, & Becker de Moura, 2018; Pellegrino & Machí Castañer, 2014).

De forma análoga, no Estado do Rio de Janeiro, o Projeto de Renaturalização da Bacia do Rio Jacaré, localizado na Região Oceânica de Niterói, está avaliando o

uso de sistemas de restauração do rio em vistas a restabelecer a vazão, recuperar a vegetação natural e criar as infraestruturas necessárias para o controle do esgoto e lixo que está comprometendo a qualidade hídrica na área (Grael & Castro, 2015).

Tanto o Projeto Piloto para a Revitalização do Córrego Jaguaré quanto o da Renaturalização da Bacia do Rio Jacaré partem do levantamento e estudo pormenorizado dessas bacias hidrográficas, o qual tem sido elaborado entre os núcleos de pesquisa das universidades envolvidas, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP) e Universidade Federal Fluminense (UFF), e os órgãos públicos e Prefeitura, mas contando também com a participação social dos próprios moradores da região (Marques, Rizzi, Pellegrino, & Becker de Moura, 2018; Grael & Castro, 2015).

Esses estudos prévios avançam para as atividades necessárias à implantação do processo de melhoria da bacia e do uso de sistemas alternativos baseados na recuperação de funções naturais. Na Bacia do Jaguaré, conforme exposto anteriormente, foram definidas as diversas estratégias LID para intervir em diversas tipologias de bairro. Já no estágio seguinte da análise levantada na Bacia do Jacaré é indicado o restabelecimento da dinâmica ecológica e a atuação para a restauração fluvial a ser elaborada por especialistas com experiências na execução de projetos com a mesma finalidade estabelecida (Grael & Castro, 2015).

2. ANÁLISE AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS

Este capítulo da Tese levanta uma revisão sobre os fundamentos teóricos dos métodos empregados para a análise ambiental de ambientes fluviais urbanizados. Em primeira instância, introduz-se neste capítulo o Modelo Abiótico, Biótico e Cultural (ABC), que é empregado de forma extensa como uma ferramenta para a análise ambiental de um ecossistema degradado, incluindo, entre outros, as paisagens fluviais (Ahern & Kato, 2008; Ndubisi, 2002). Também, se expõem os princípios de análise ambiental fundamentados na geomorfologia do lugar (Ab'Saber, 1969) e no reconhecimento dos processos hidrológicos existentes (Schutzer, 2004).

Essas abordagens servem para avaliar os processos de transformação antrópica do ambiente e são ferramentas que facilitam o estudo da configuração espacial dos elementos construídos, e as dinâmicas socioeconômicas e de mobilização de fluxos e capital, interagindo com a “estrutura superficial da paisagem” (Bonzi, 2015, p. 107). Ainda, permitem analisar a questão sobre o impacto gerado pela antropização, ou seja, a forma em que os fenômenos associados a essa modificam as funções naturais inerentes do território na sua fase prévia à ocupação.

Entende-se que através desses tipos de leitura é possível comparar o estado atual à situação precedente e analisar o funcionamento do ecossistema como meio antropizado, cujas propriedades do solo, processos hidrológicos e distribuição de espécies diferem da paisagem primitiva. Nesse sentido, cabe salientar também a importância dada por Franco e Marques (2016) à sobreposição e interpretação de dados físicos e antrópicos em análises realizados em escala metropolitana para a Cidade de São Paulo (2016, p. 183).

2.1. Ferramentas de análise, o Modelo ABC de Ahern e o levantamento de Zoneamento Ambiental

Apesar das múltiplas ações estruturais aplicadas na gestão das águas urbanas em São Paulo, a problemática enchente e o aumento da poluição de córregos e rios da cidade se agrava (FCTH, 2013); isto supõe não só que os projetos de ruptura com políticas e práticas habituais devem se reforçar, mas também que pesquisas acerca

de impactos ambientais sejam incentivadas, dentro e fora das esferas acadêmicas do País (Alberti, 2008; Bohrer, 2016; Schutzer J. G., 2004).

Há nos últimos vinte anos no Brasil uma incidência cada vez maior na interpretação do fenômeno urbano em sua relação com o território (Bonzi, 2015; Schutzer J. G., 2012). Incluem-se já em relatórios técnicos, p.e. FCTH (2017), e pesquisas acadêmicas, p.e. Schutzer (2004) e Bonzi (2015), métodos de análise que realçam a questão sobre como os elementos construídos, as dinâmicas socioeconômicas e os sistemas de mobilização de recursos e pessoas, interferem com o entorno natural. Como bem ressalta Alberti em seu livro '*Advances in Urban Ecology*' (Alberti, 2008, p. 85), o estudo dessas componentes permite avaliar as consequências na capacidade de suporte do ecossistema.

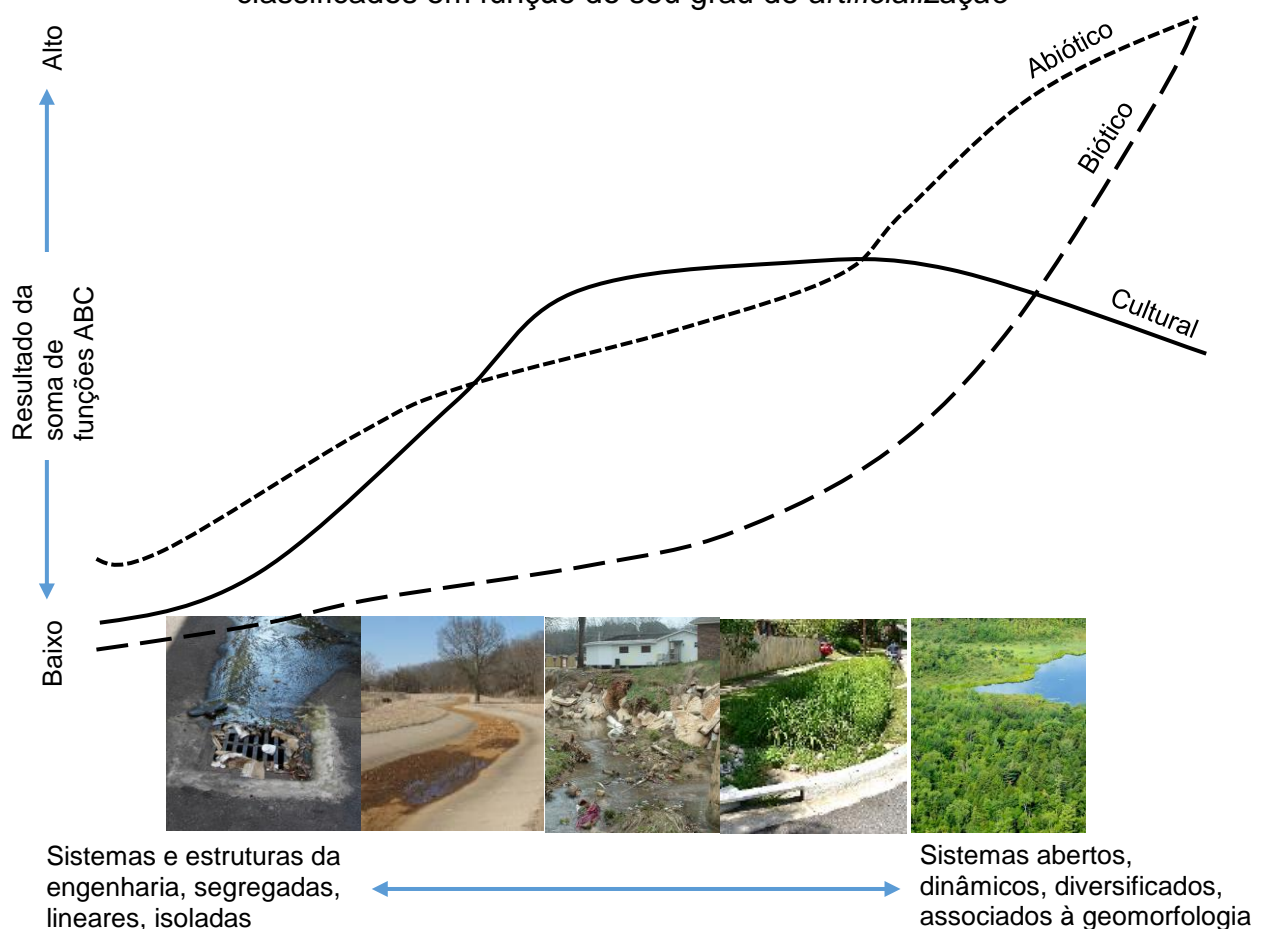
A utilização de recursos de mapeamento temático e a realização da sobreposição seletiva das informações representadas nestes são o procedimento habitual aplicado em estudos ambientais como demonstrara Lyle (1985) nas suas matrizes de impacto. Possibilita que o fenômeno da urbanização seja olhado de maneira reflexiva, sobre o ponto de vista das modalidades de apropriação do relevo. O tipo de organização dos elementos construídos, sistemas de transporte, e funções sociais constituem os aspectos relativos aos processos que se distinguem e operam na cidade, e, a partir desse olhar, avalia-se como esses alteram as condições existentes da paisagem.

Os estudos geomorfológicos de Ab'Saber (1969, pp.1-2) e o método descrito por Ndubisi (2002) e Jack Ahern & Kato (2008, p.547), que se assenta no entendimento dos vetores Abiótico, Biótico e Cultural (ABC), têm servido para o levantamento de análises da degradação ambiental de ambientes fluviais em bacias impactadas pela urbanização na RMSP, tais como as desenvolvidas pelo geógrafo Schutzer (2004) e, posteriormente, por Bonzi (2015). A aplicação desses conceitos serve de embasamento ao levantamento da metodologia do Zoneamento Ambiental (Schutzer, 2004; Bonzi, 2015).

O estudo de componentes ABC é baseado no reconhecimento de que aspectos do meio urbano (Cultural) e ambiental (Bióticos e Abióticos) podem ser correlacionados na descrição das dinâmicas entre sociedade e natureza em um determinado ambiente (Ahern & Kato, 2008).

Assim, pode-se afirmar que a visão abrangente, global e multidisciplinar que caracteriza a abordagem Abiótica, Biótica e Cultural, utilizada na análise da situação de um ambiente, dissemina a ideia do olhar holístico sobre territórios antropizados; ideia enfatizada no campo da Arquitetura da Paisagem nas últimas décadas, tal e como divulgou Lyle (1985), ou, posterior a esse e a partir da introdução do conceito *Landscape Urbanism* em meados da década de 1990, os arquitetos paisagistas Corner (2006), Waldheim (2006) e Shannon (2004).

Gráfico 2.1 – Relação de elementos Abióticos, Bióticos e Culturais em diversos sistemas classificados em função do seu grau de *artificialização*



Fonte: Elaborado pela autora em Photoshop a partir de Ahern, J. (2007).

Notas:

Curvas e parâmetros do gráfico da Figura 17.1 de Ahern (2007).

Imagens de University of Arkansas Community Design Center (UACDC), (2010) e de vistoria de campo realizada pela autora em Maryland (EUA) em 2017.

Essa visão é também refletida nos trabalhos levantados por Franco e Marques (2016) em escala metropolitana para a Cidade de São Paulo mediante o cruzamento das informações sobre o uso e ocupação de solo, equipamentos urbanos, mobilidade e hidrografia, entre outros (p. 183).

Entre as contribuições do Modelo ABC, há a agregação de um conjunto de indicadores úteis para a avaliação científica do estado de um determinado ecossistema. Dessa forma, tal e como explicam Ahern & Kato (2008), o ecossistema urbanizado é definido a partir dos resultados da relação entre essas diversas componentes.

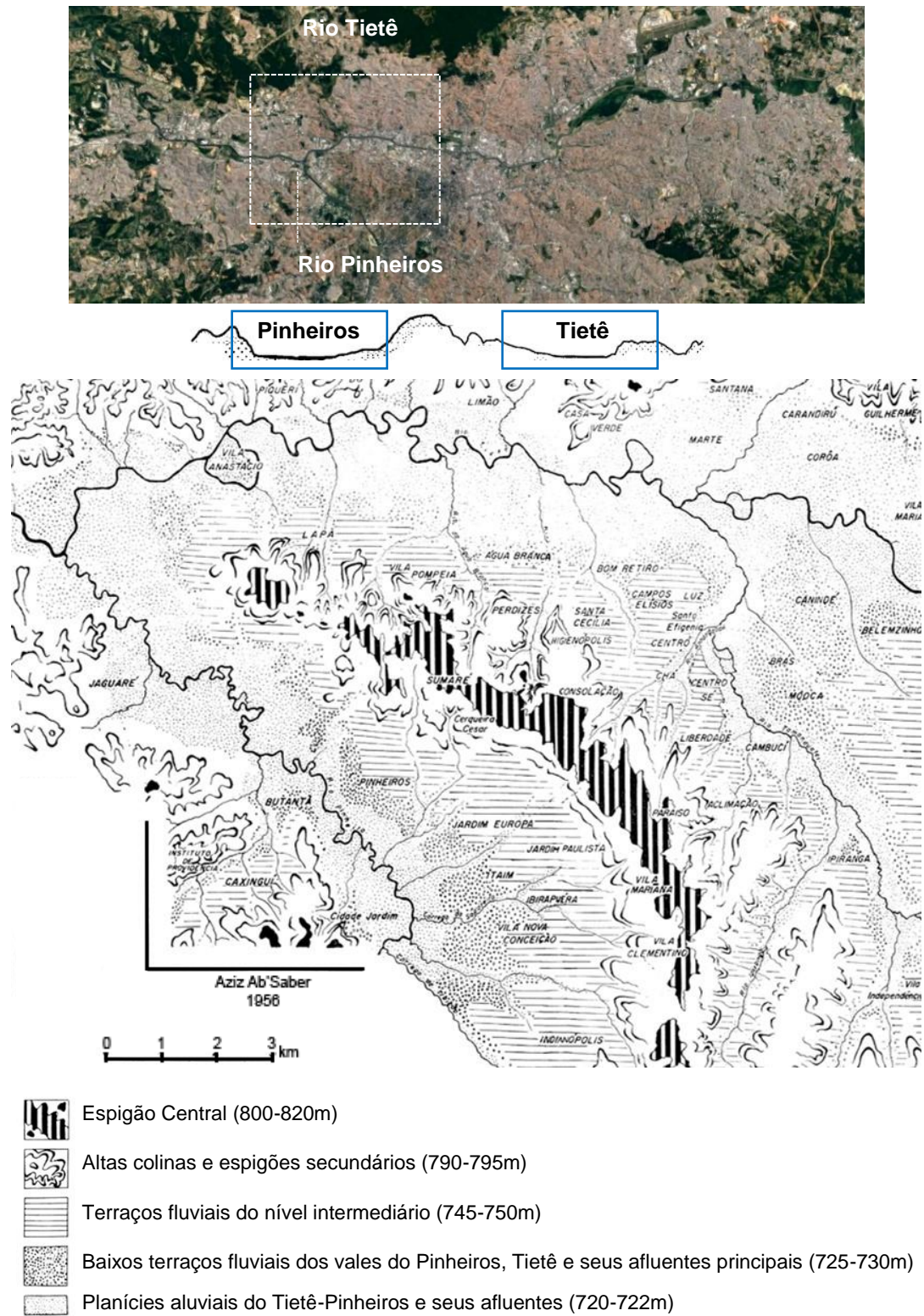
Um conjunto de variáveis ou indicadores são, portanto, criados, classificando-se dentro de cada uma das três dimensões citadas anteriormente, conforme apresentado no Gráfico 2.1. Fornece-se dessa forma um conjunto de informações técnicas aproveitadas para a avaliação da 'saúde' do ecossistema que está sendo observado (Rodrigues, 2009).

Como abióticos são considerados aqueles elementos inertes que compõem o ecossistema. A preocupação em caracterizar os atributos físicos dos rios, que como aponta Rodrigues (2009) emergiu na década de 1980 nos Estados Unidos (EUA), criou metodologias úteis para a classificação desses em função de propriedades da estrutura, geomorfologia ou fluxo.

Adicionalmente, a essa componente somam-se os fatores abióticos, p.e. a água, radiação solar, umidade, temperatura, solo, variáveis que exercem um papel fundamental na regulação do bem-estar do ecossistema do córrego (Rodrigues, 2009).

A intersecção dessas às componentes bióticas, que incluem os organismos vivos da fauna e flora local, permite que o conjunto de respostas mais complexas do sistema biológico e suas relações com os fatores físico-químicos sejam analisadas (Bernhardt & Palmer, 2007; Rodrigues, 2009).

Desenho 2.1 – Acima imagem satélite com a demarcação da área de estudo, embaixo mapa da categorização geomorfológica levantada por Aziz Ab'Saber dessa área demarcada



Fonte: Google Earth (2018) e Aziz Ab'Saber (1956).

Desenho 2.2 – Identificação de diversos parâmetros para a análise do grau de artificialização de paisagens fluviais urbanizadas da RMSP (Brasil)



Alto Grau de Artificialização

- ✓ Canalização do corpo d'água
- ✓ Infraestruturas cinza
- ✓ Ocupação das margens, impermeabilização do solo e extinção da floresta autóctone
- ✓ Estruturas de concreto para contenção
- ✓ Tráfego de veículos motorizados

↑
Grau de
artificialização da
Paisagem Fluvial
↓

Baixo Grau de Artificialização

- ✓ Arborização de rua
- ✓ Forrações vegetais e arbustivas
- ✓ Floresta ripária
- ✓ Espécies da microfauna e/ou mesofauna
- ✓ Espécies da avifauna
- ✓ Encostas vegetadas

Fonte: Elaborado pela autora.

Notas:

- (1) Foto da Avenida Eng Caetano Álvares, antigo curso do Córrego Mandaqui, coletada em vistoria de campo pela autora, abril 2015.
- (2) Foto do Córrego do Água Podre em seu trecho intermediário, coletada em vistoria em campo pela autora, agosto 2015.
- (3) Foto do Córrego do Água Podre em seu trecho a montante, coletada em vistoria em campo pela autora, agosto 2015.

No *ABC resource model* são estudados também os aspectos culturais. Conforme discutido no decorrer da Tese, são claros os exemplos que ilustram as consequências das mudanças de uso, ocupações e empreendimentos sobre os cursos d'água da Região Metropolitana de São Paulo; estas envolvem, entre outras, a perda de

biodiversidade ou a piora da qualidade da água. Trabalhos para o estudo dos impactos antropogênicos em paisagens de córregos tem evoluído bastante, principalmente nos Estados Unidos.

O estudo de componentes culturais, que condicionam os processos que ocorrem em cada sistema, permite caracterizar a situação em que um determinado ambiente se encontra; também, servem para a compreensão acerca de seu grau de alteração em função da sensibilidade ao distúrbio de cada sistema que o constitui, p.e. microhabitats de fauna aquática, comunidades da mesofauna, vegetação macrófita, etc. Cabe ressaltar, dentro desse campo de estudo, a nova geração de modelos 'socio-hidrológicos' que exploram o vetor da aceitação social e os compromissos biofísicos derivados das diferentes configurações da infraestrutura (Palmer, Liu, Matthews, Mumba, & D'Odorico, 2015).

Tão aprofundado já em países desenvolvidos, p.e. região leste dos Estados Unidos (McManamay, et al., 2018), esse tipo de estudo, não obstante, requer sua ampliação à outras zonas do mundo que padecem também de sérios problemas de degradação fluvial (Palmer, Liu, Matthews, Mumba, & D'Odorico, 2015), como é o caso da cidade de São Paulo, permitindo observar os tipos de catalisadores sociais e os constrangimentos ecológicos derivados de práticas e atitudes em cada ambiente.

Quanto a esse particular, alguns dos estudos realizados nos EUA apontam que os maiores impactos às espécies de fauna e flora local próximos à corpos d'água foram aqueles conduzidos por drásticas intervenções da engenharia (Vorosmarty, et al., 2010; Palmer, Hondula & Koch, 2014); acrescenta-se, também, a importância dada nesse tipo de pesquisa aos efeitos do acúmulo de sedimentos e resíduos sólidos pelos conglomerados urbanos na qualidade de corpos d'água, p.e. Chesapeake em Baltimore nos Estados Unidos (COGDEP, 2000).

Problemáticas particulares observadas em estudos de caso de imediações de córregos da RMSP (ver Desenho 2.2 e Desenho 2.) permitem analisar a deterioração como produto de décadas de processos de ocupação, supressão e intervenção em APPs urbanas (ver no Desenho 2.1 o exemplo do fenômeno da urbanização sobre o território da RMSP) e de despejos de resíduos e esgotos devido à carência de infraestruturas sanitárias. Aponta-se, também, nesse tipo de estudos, para a distinção entre práticas que revelam atitudes de diversas índoles com os córregos, classificando-as entre negativas e positivas quando delas resulta a agressão ou a

proteção e o bom convívio com o ecossistema fluvial (FCTH, 2017; Mello, 2008; Lynch, 1960).

Desenho 2.3 – Representação de diversos estressores urbanos sobre as funções naturais do ecossistema fluvial no trecho intermediário do Córrego do Água Podre



Fonte: Elaborado pela autora em photoshop.

Notas:

Foto do Córrego do Água Podre em seu trecho intermediário, coletada em vistoria em campo pela autora, agosto 2015.

Tabela levantada a partir da interpretação dos diversos estressores urbanos sobre o ecossistema fluvial do Córrego do Água Podre conforme os conceitos definidos por Vorosmarty et al. (2010).

Somam-se assim impactos antrópicos que derivam no pernicioso quadro ambiental existente. A esse respeito, existem na literatura estudos de diagnóstico da degradação de bacias urbanas utilizados para quantificar esses estressores múltiplos e considerar o impacto final em áreas a jusante de uma bacia. Essa ideia é definida mediante o conceito de acúmulo de estressores ou *cumulative threat framework* definida por Vorosmarty et al. (2010) e sua aplicação em pesquisa facilita o marco para a definição de ações específicas de proteção e regeneração de um ecossistema.

Outro conceito aqui introduzido, relacionado aos estudos para avaliação da degradação ambiental em áreas impactadas pela urbanização, é o Zoneamento Ambiental. Referido pelo geógrafo Schutzer (2004, 2012), o Zoneamento Ambiental baseia-se na identificação de diversos compartimentos ambientais em função dos processos naturais predominantes que ocorrem sobre eles. Além da delimitação do compartimento descreve-se também o nível e/ou tipo de 'fragilidade ambiental', conforme define Schutzer (2012, p.237), associados às características do compartimento e sua capacidade de resposta à certas funções urbanas.

Assim, identificam-se, mediante o Zoneamento Ambiental, os processos hidrológicos predominantes, p.e. retenção e infiltração de escoamentos, evapotranspiração das águas de vazão de base ou interceptação da chuva, atributos físico-hídricos (condicionados pela topografia ou pela distribuição espacial da vegetação) (Menezes, Junqueira, Mello, & Silva, 2009), e outras componentes bióticas e abióticas para a definição do funcionamento de cada um desses compartimentos identificados em um determinado sítio.

Nas análises desenvolvidas por Schutzer (2012), são mais atentamente estudados os processos que predominam nos compartimentos mais frágeis, caracterizados assim, conforme define Rodrigues (2009), pelo seu alto grau de sensibilidade aos distúrbios induzidos pela antropização do território. A incorporação do conceito de fragilidade ambiental permite assim julgar a influência da urbanização conforme cada tipo de padrão de ocupação em diversos aspectos hidrológicos e características geofísicas do território, p.e. capacidade de retenção e/ou infiltração da água no solo, controle do desmoronamento do terreno pelas ações da erosão. A identificação de diversos tipos de fragilidades ambientais parte, como explicam Schutzer (2012) e Bonzi (2015), do exercício de relacionamento dos tipos de uso do solo às fenomenologias sujeitas à paisagem.

Isto facilita a identificação, na sequência, das tipologias urbanas de apropriação do relevo que seriam admissíveis do ponto de vista da preservação da qualidade desse ambiente, p.e. conjuntos habitacionais verticais, bairros jardim compostos por unidades de casas isoladas ou parques e espaços verdes. Esse trabalho, explica Schutzer (2004, 2012), é feito a partir da avaliação do impacto de cada tipologia construída na paisagem, principalmente, no condicionamento do correto funcionamento do seu ciclo hidrológico, e que pode resultar no deterioro de seus

recursos naturais, redução da biodiversidade ou perda da qualidade da água, entre outros impactos (Rodrigues, 2009, p. 9).

Bonzi (2015) agrega à fase da análise definida mediante esse exercício, um segundo estágio de trabalho que é a elaboração de estratégias de intervenção, nesse caso, apoiadas na integração da componente paisagística como instrumento de planejamento no território (Ahern, Pellegrino, & Becker, 2014).

Tal como explicam Ahern, Pellegrino e Becker (2014), os espaços verdes utilizados para a restituição de funções naturais beneficia o estado de degradação de um entorno antropizado, tendo dessa forma o potencial de se tornarem sistemas provedores de serviços ecológicos. Nesse caso, esses sistemas podem ser definidos como elementos da Infraestrutura Verde (Ahern J. , 2007).

Conforme apontam Bernhardt e Palmer (2007), estratégias baseadas na Infraestrutura Verde são utilizadas cada vez mais para a melhora do funcionamento de bacias antropizadas. Efetivamente, a combinação de soluções LID que, entre outras, incorporam medidas sustentáveis para o manejo das águas urbanas ou BMPs, é uma estratégia de planejamento já consolidada nos Planos de Desenvolvimento Urbano de regiões dos Estados Unidos tais como Maryland (MDE, 2009) tal como se expõe no Capítulo 1 da Tese. A componente água associada às áreas verdes que compõem a rede de espaços da Infraestrutura Verde é, como explicam Wagener, Krauze e Zalewsky (2013), intrínseca à própria manutenção das funções desta.

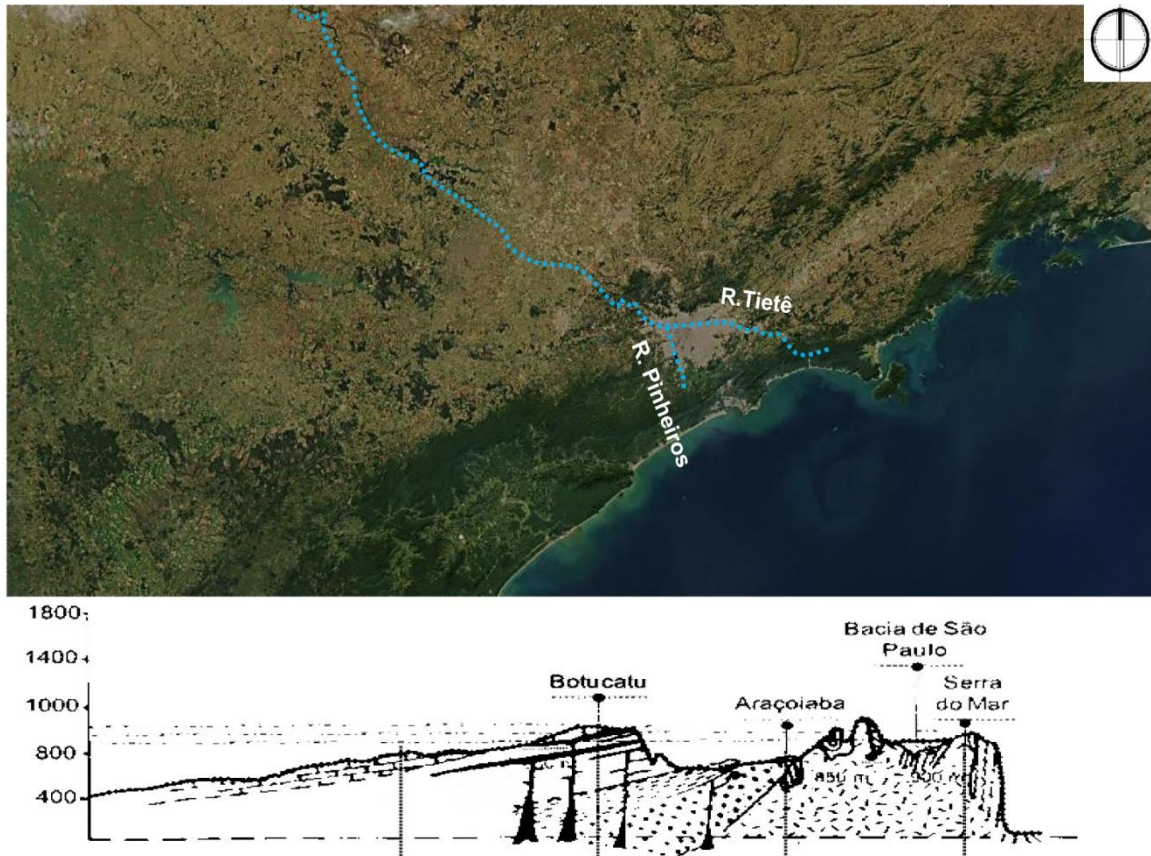
No caso de estudo é examinado como esses diversos sistemas se inseririam no tecido urbano e nas APPs remanescentes de córregos e nascentes para contribuir com a restauração da qualidade hídrica em uma determinada bacia, nesse caso, a Bacia do Córrego Jaguaré e sub-bacia do Córrego Água Podre. A lógica de incorporação de tais medidas segue o processo de análise anteriormente citado, ou seja, a análise de componentes Abióticas, Bióticas e Culturais e a identificação dos compartimentos estruturantes do relevo, incluindo aquelas estruturas ambientalmente mais frágeis.

Assim, pode-se afirmar que um dos objetivos finais da análise ambiental realizada no âmbito da Sub-Bacia do Córrego Água Podre é servir de material de base para a fixação de parâmetros de intervenção urbana; sendo esses parâmetros, definidos na bacia em função do compartimento do relevo para controle da ocupação, utilizados como ferramenta para avançar estratégias de planejamento de áreas verdes.

2.2. Degradação ambiental na Região Metropolitana de São Paulo

Para a análise da problemática da degradação das bacias da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), desenvolveu-se um estudo no âmbito metropolitano, e outro na escala de uma bacia hidrográfica em região periférica.

Desenho 2.4 – Identificação do Rio Tietê e RMSP sobre a imagem de Google Earth e perfil geomorfológico da região do Estado de São Paulo



Fonte: Ab'Saber (1956, p.4).

Notas:

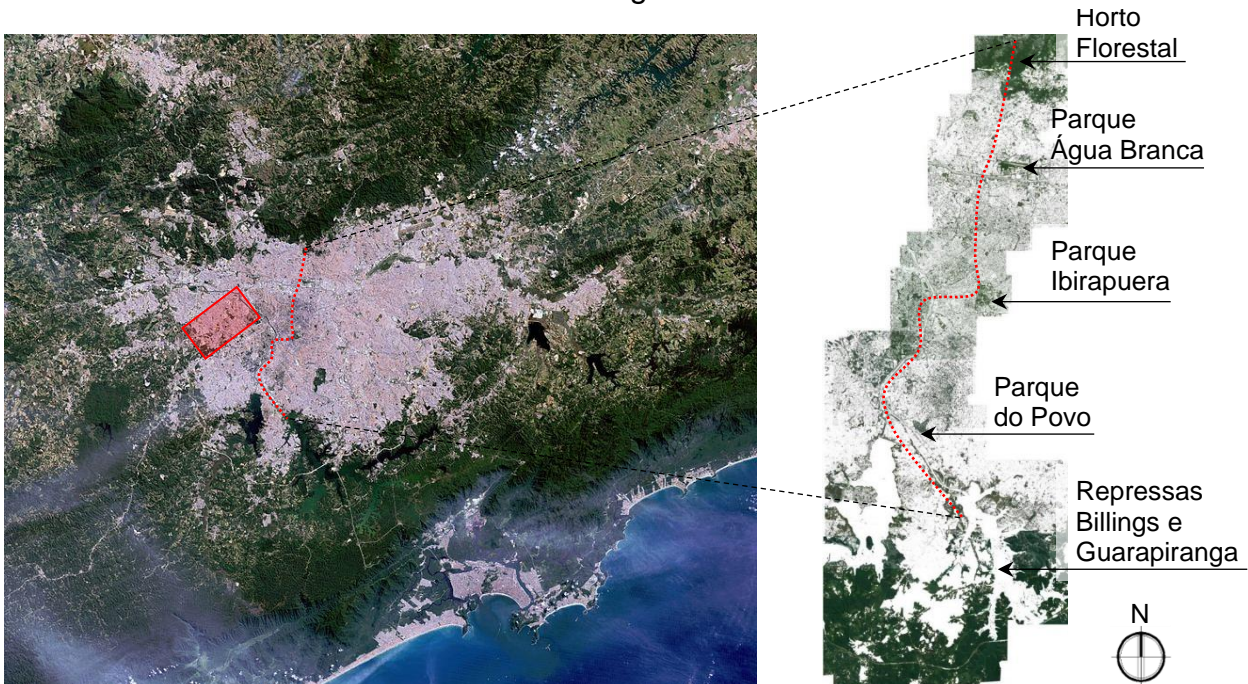
Corte adaptado de Ab'Saber (1956, p.4).

Imagem satélite da região do Estado de São Paulo coletada de Google Earth (2018).

A análise realizada em escala maior visa articular esse olhar regional sobre o sítio de São Paulo à análise local realizada posteriormente; o estudo regional parte da compreensão de que a cidade de São Paulo é localizada sobre planalto, nas proximidades das nascentes do Rio Tietê (Desenho 2.4), em um território que era drenado por diversos córregos desaguando neste ou em seu afluente principal na região, o Rio Pinheiros.

O estudo em escala metropolitana, que aparece no Desenho 2.5, apoiou-se na análise de um eixo Norte-Sul que atravessa os principais fundos de vale do centro consolidado da cidade a fim de discernir acerca das fragilidades ambientais dessas antigas paisagens fluviais que sofreram fortes mudanças. Na sequência, focou-se na região periférica do Sudoeste da cidade (destacada em vermelho no Desenho 2.5) para o levantamento de um estudo sobre o estado de degradação dos córregos locais. Ao contrastar o estado de pré-desenvolvimento à situação existente, construiu-se uma imagem da problemática entre áreas consolidadas da cidade e distritos da periferia.

Desenho 2.5 – À esquerda, mapa da localização do eixo Norte-Sul selecionado para a análise ambiental na escala metropolitana e da região da Bacia do Jaguaré para a análise em escala local; à direita, eixo ampliado identificando os principais espaços verdes ao longo desse eixo



Fonte: Modelado pela autora em Photoshop a partir de imagem satélite do Google Earth (2018).

Às duas análises realizadas em diferentes escalas aplicou-se os conceitos de geomorfologia e geofísica do território, o que permitiu que se definisse compartimentos do relevo em função dos processos hidrológicos predominantes; também se levantou um Zoneamento Ambiental, associando-se à cada compartimento as tipologias urbanas admissíveis para a manutenção do correto funcionamento hidrológico desses.

Na primeira análise realizada no âmbito metropolitano, os fundos de vale das bacias foram estudados em seção e na perspectiva tridimensional, sobrepondo as

informações sobre ocupação às primitivas funções da paisagem; constatou-se, dessa forma o grau de *artificialização da paisagem*. Para a realização desses estudos, descritos no Capítulo 4 da Tese, informações sobre a geomorfologia, hidrologia e relevo foram sobrepostas aos dados da morfologia urbana, avaliando-se o impacto que cada tipo de ocupação teve nas bacias. A ênfase desse estudo foi dada na análise do impacto urbano causador da eliminação de funções hidrológicas e biológicas reguladoras do ecossistema.

Neste intuito, foram propostas algumas intervenções no âmbito local baseadas no emprego da Infraestrutura Verde a partir da incorporação de diversas tecnologias paisagísticas (Machí Castañer C., 2018). A reestruturação do sistema de mobilidade urbana, reduzindo o número de vias de tráfego, incorporando alternativas para o transporte público não motorizado, é proposta com o objetivo de liberar o espaço necessário para a integração desses espaços verdes (Machí Castañer, 2018).

Além disso, a Tese centrou-se na avaliação específica da situação de diversos córregos locais dentro da Bacia do Córrego Jaguaré, em área periférica, aplicando o Modelo Abiótico, Biótico e Cultural (ABC) descrito por Ahern & Sadahisa (2008) e Ndubisi (2002). Assim, para o diagnóstico local do estado de degradação de córregos na área periférica selecionada, a Bacia do Jaguaré, foi conduzida uma série de vistorias entre os meses de fevereiro e abril do ano 2016.

De maneira complementar, além das observações em campo e entrevistas, a consulta de dados de monitoramentos realizados entre os anos 2016 e 2017, divulgados pela equipe técnica do FCTH no Relatório RF-1151-16 (FCTH, 2017) serviram para o levantamento desse diagnóstico ambiental. As vistorias em campo ajudaram na realização de uma análise fundamentada no Modelo ABC em que as componentes da fauna e flora e as relações entrepostas entre elementos humanos e naturais foram estudadas.

Esses estudos se fundamentaram na aplicação de parâmetros descritos por Ahern e Kato (2008), apresentados na seguinte tabela:

Tabela 2.1 - Descrição dos parâmetros analisados para o componente Abiótico, Biótico e Cultural (ABC)

Abiótico	Biótico	Cultural
Superfície: interações das águas do subsolo	Habitat para espécies generalistas	Experiência direta com o ecossistema natural
Processos de desenvolvimento do solo	Habitat para espécies especialistas	Recreação física
Manutenção do regime hidrológico	Movimento de espécies e corredores	Experiência e interpretação da história cultural
Acomodação do regime de distúrbio	Manutenção de perturbações e regimes sucessionais	Promoção de sentimento de solidão e inspiração
<i>Buffers</i> que suportam processos de ciclagem de nutrientes	Produção de biomassa	Oportunidades para interações sociais saudáveis
Sequestro de carbono	Provisão de reservas genéticas	Estímulo de expressões artísticas ou abstratas
Modificação e mitigação de extremos climáticos	Suporte para a flora e interações da fauna	Educação ambiental

Fonte: Ahern J., (2007)

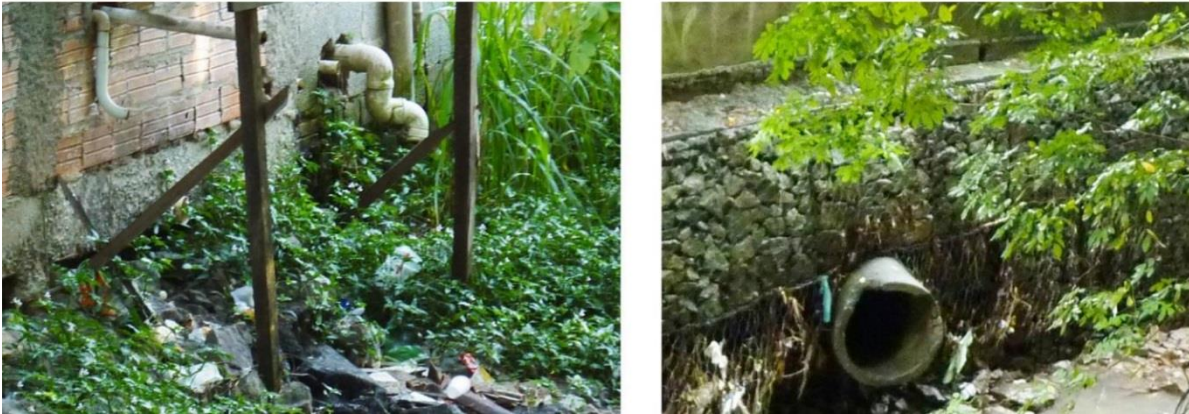
Notas: Tradução e organização realizados pela autora a partir dos dados coletados na fonte.

A localização dos percursos realizados durante o estudo de campo é apresentada Desenho 2.6. A análise das necessidades e impactos das pessoas no sistema biótico e abiótico que foi observada teve como objetivo na Tese não apenas facilitar esse marco de estudo anteriormente citado, mas 'servir de método para a articulação das funções ecológicas basilares da Infraestrutura Verde' (Ahern & Kato, 2008, p. 268).

No Parque Linear Nascentes do Jaguaré foi realizado um estudo sobre os bairros residenciais com assentamentos de caráter informal e seu tipo de relacionamento com o córrego. Na área do Jardim Amaralina, o curso de um pequeno córrego foi acompanhado de jusante à montante observando-se os tipos de práticas desenvolvidas em seu entorno e avaliando-se o impacto à sua salubridade. Por último,

aparição de outros tipos de bactérias, vírus ou fungos, afetando o equilíbrio local (Whately & Diniz, 2009).

Foto 2.1 – À esquerda, lançamento de esgoto doméstico e à direita interferência da rede de drenagem no Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré



Fonte: Fotos coletadas em vistoria realizada pela autora no período do outono de 2016.

Por último, foram estudados aspectos culturais. A esse respeito, foram realizadas entrevistas e observados os modos de convívio de moradores com os córregos, (p.e. valores e interesses sociais, formas de apropriação da paisagem e usos e atividades humanas característicos do lugar de estudo) (Mello, 2008; Ahern & Kato, 2008; Vorosmarty, et al., 2010); essas informações serviram para classificar tipos de práticas e avaliar seu impacto como positivo ou negativo em função da sua agressão ou não contra a qualidade da água, flora e fauna autóctona. A metodologia empregada para a realização dessa análise da Bacia do Jaguaré é descrita na sequência:

a) análise cultural;

A avaliação dos aspectos urbanos, relacionados ao meio cultural, foi feita atendendo à questão da percepção da população em relação aos corpos d'água e ecossistemas fluviais com o objetivo de conhecer o desempenho sociocultural do córrego no cotidiano dos residentes. Na análise, foram apontados os fatores condicionantes da natureza desses vínculos. Esse estudo fundamentou-se nos dados obtidos mediante observações e entrevistas em campo. Foram observados os modos de convívio e relacionamento nesses ambientes e, na sequência, apontados os condicionantes que podiam estar interferindo nesses tipos de condutas e na percepção de cada indivíduo.

Um dos aspectos analisados foi o utilitário. A coleta de dados sobre as práticas de apropriação nas áreas próximas aos cursos d'água durante as vistorias de campo

serviram para a avaliação. Práticas utilitárias entre os indivíduos e os ambientes fluviais foram divididas em positivas e negativas para o ecossistema. Nas vistorias, foram analisadas também as cenas de apropriação da beira dos cursos d'água, incluindo moradias clandestinas, avaliando-se o impacto destas para o córrego, assim como a percepção dos residentes sobre esses.

Outra componente de avaliação foi a do significado simbólico do córrego para os moradores. Aspectos simbólicos foram avaliados mediante a identificação de atos artísticos de identificação com o córrego. Também, nas proximidades do Córrego Espanhol, foram conduzidas entrevistas com moradores que serviram para avaliar a relação entre a discriminação social e o compromisso pela melhoria dos córregos próximos às faixas da população mais vulnerável.

Por último, foram analisados fatores condicionantes do relacionamento entre os moradores e esses ambientes. Um dos fatores foi associado à influência da artificialização da paisagem e à falta de acessibilidade aos cursos d'água. Para a avaliação desse fator, foram vistoriados, por um lado, os locais em que o curso do córrego estava a céu aberto e as margens vegetadas, livres e acessíveis para os pedestres; por outro lado, estudou-se também casos em que o córrego era um elemento artificial da paisagem urbana, encontrando-se o mesmo canalizado e/ou vedado por muros, ou entre vias de trânsito.

Outro fator condicionante avaliado na pesquisa foi a presença de desigualdades no território e sua influência com a exclusão social dos residentes mais pobres e cursos d'água próximos desses.

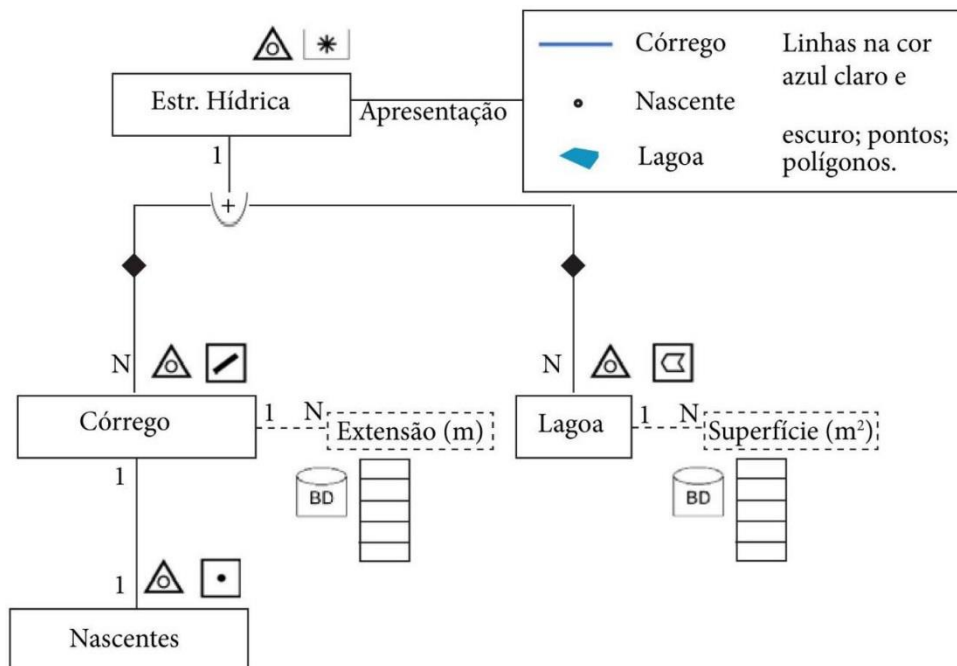
b) análise abiótica e biótica;

Essa análise foi realizada na Bacia do Córrego Água Podre com o objetivo de estudar-se o estado de degradação do córrego. Os dados foram sistematizados por trechos, definidos conforme o grau de invasão do curso e suas margens, nível de adensamento da vegetação, usos da população e características morfológicas do córrego. A situação de degradação do córrego, analisada mediante a observação em campo e a análise dos dados coletados em campanhas de monitoramento da água, permitiu elaborar um relatório, dividido em cada um desses trechos, descrevendo os resultados sobre os diversos aspectos avaliados no estudo. Dentre as dimensões observadas destaca-se a largura da margem verde ainda não ocupada a cada lado do córrego, a presença de espécies arbóreas e arbustivas classificadas como flora de mata ciliar autóctone dessa região, a existência de ações estruturais empreendidas

na base do córrego, p.e. canalização desse com muros gabião ou concreto armado, presença de espécies de avifauna, larvas e anfíbios, ou a cor, turbidez e cheiro¹ da água.

Por último, ainda na Sub-Bacia do Córrego Água Podre, aplicou-se um método de análise e cruzamento de informações que facilitou o estabelecimento de pautas de intervenção urbana e proteção na escala global da sub-bacia. Para tal fim, coletou-se e classificou-se primeiro os dados geo-espaciais. Levantou-se, também, um mapeamento dos principais compartimentos geomorfológicos. As informações desse mapeamento estão apresentadas no Capítulo 4 da Tese. O método aplicado para a elaboração da tabela fundamentou-se no processo de abstração. Nesse sentido, aponta-se para o exercício análogo que é desenvolvido no campo do geoprocessamento para a criação de modelos computacionais (ver Desenho 2.7).

Desenho 2.7 – Diagrama UML-GeoFrame para descrição do mapa temático da hidrografia, contendo os elementos, suas relações e forma de apresentação desses dados



Fonte: Elaborado pela autora aplicando os conceitos do UML-GeoFrame.

Conforme explicam Câmara e Medeiros (1998) no seu livro 'Princípios Básicos do Geoprocessamento', do primeiro passo até a criação do modelo computacional, a realidade é traduzida ao *universo ontológico*. Já, em uma segunda instância,

¹ Relacionando o cheiro à existência de altas cargas de matéria orgânica pelo lançamento de águas domésticas sem tratamento no corpo hídrico.

determinam-se os relacionamentos existentes entre as distintas estruturas de entidades que foram apresentadas na fase de abstração, o que corresponde ao levantamento do *universo formal* (Câmara & Medeiros, 1998).

Para tal fim, nesta Tese desenharam-se diversos diagramas com o objetivo de apresentar de forma visual o material geo-espacial coletado da bacia, p.e. tipologias de uso do solo, quadras viárias, relevo, ou estrutura hídrica. Os diagramas permitem mostrar os elementos mapeados, e descrever o tipo de relações que existem entre eles de maneira sintética e clara. Esses relacionamentos aparecem representados mediante *componentes de cardinalidade*, as quais são utilizadas também no campo do geoprocessamento para facilitar o entendimento dos tipos de vínculos entre duas estruturas (Embley, 1992).

O passo seguinte da análise no âmbito da Sub-Bacia do Córrego Água Podre foi a execução de cruzamentos de informações geo-espaciais associadas tanto aos aspectos ambientais quanto aos urbanos. Fundamentou-se, dessa forma, nas abordagens teórico-conceituais que foram anteriormente descritas no Capítulo 2 da Tese para a avaliação de impactos ambientais, p.e. Lyle (1985) e posteriores como Schutzer (2004) e Alberti (2007).

Desse processo resultaram mapeamentos acompanhados de diagramas para apresentar e especificar o tipo de informações contidas e as relações entre os objetos espaciais (Borges, 1997). Esses diagramas fundamentaram no UML-GeoFrame de Jugurta Lisboa Filho (2001), que desenvolveu um modelo que agregava elementos específicos para dados georreferenciados à metodologia da linguagem modelo unificado ou *Unified Modeling Language* (UML) descrito por Rumbaugh, Jacobson, & Booch (1999).

Por último, definiram-se os parâmetros de intervenção e/ou proteção em cada setor geomorfológico. Assim, à descrição do setor geomorfológico acompanhou-se a fixação das pautas para controle do desenvolvimento urbano, tendo sempre em vista a preservação da qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos (Lyle, 1985).

Dessa maneira, o Zoneamento Ambiental proporcionou as diretrizes para a regulamentação do parcelamento, uso e ocupação, que podia ser empregado como ferramenta para controlar a expansão urbana em uma bacia. O modelo de 'entidades', ou compartimentos topográficos, 'processos' hidrológicos predominantes em cada entidade, e 'parâmetros' de atuação, que foram descritos na tabela 4.1 do Capítulo 4, sintetizam essas informações.

3 PLANEJAMENTO DE DISPOSITIVOS DA INFRAESTRUTURA VERDE, REDES DE DRENAGEM URBANA SUSTENTÁVEL (SUDS) E SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Na literatura existem vários métodos para a avaliação da eficiência que dispositivos da Infraestrutura Verde podem ter na melhora da qualidade da água de um ecossistema fluvial. Nesse sentido, regiões dos EUA desenvolveram manuais de drenagem de desenho LID para o controle das fontes de poluição difusa. Além disso, a literatura fornece exemplos de modelos para a simulação do desempenho de sistemas alternativos aos convencionais para o tratamento de águas contaminadas pelo lançamento de águas fecais nas redes de drenagem e nos córregos. Também, desde a década de 1990 tem-se evoluído no desenvolvimento de software que agrega as informações necessárias para a seleção de estratégias da Infraestrutura Verde para a modelagem do sistemas LID em áreas urbanas.

No ponto 3.1 introduziram-se conceitos teóricos sobre as redes SUDs. Forneceu-se uma tabela descrevendo as principais tipologias paisagísticas aplicadas na atualidade. Também, citaram-se projetos LID referenciais do Estado de Maryland (EUA) que foram visitados durante os trabalhos de pesquisa em campo realizados no ano 2017 durante a Bolsa de Estágio de Pesquisa no Exterior (BEPE) financiada pela FAPESP. Destacaram-se as tipologias de Bio-retenção projetadas para controle das primeiras chuvas em distritos habitacionais e as Sequências de bacias escalonadas dispostas em pequenos fundos de vale para desnitrificação das águas. Ainda, nesse mesmo ponto, foram expostos aspectos metodológicos referentes ao planejamento, dimensionamento e modelagem da eficiência dessas redes.

Em segundo lugar, investigou-se ecossistemas de Alagados Construídos, incluindo conceitos teóricos básicos sobre o seu funcionamento, e as principais tipologias existentes. A ênfase particular tem sido dada aos Alagados de Fluxo Horizontal Sub-Superficial em razão da sua eficiência na remoção de matéria orgânica em corpos de água contaminados pelo esgoto. Juntamente, descreve-se o Modelo de Degradação de Primeira Ordem que é utilizado de forma generalizada para o pré-dimensionamento desses alagados permitindo estimar sua eficiência na remoção da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) na água.

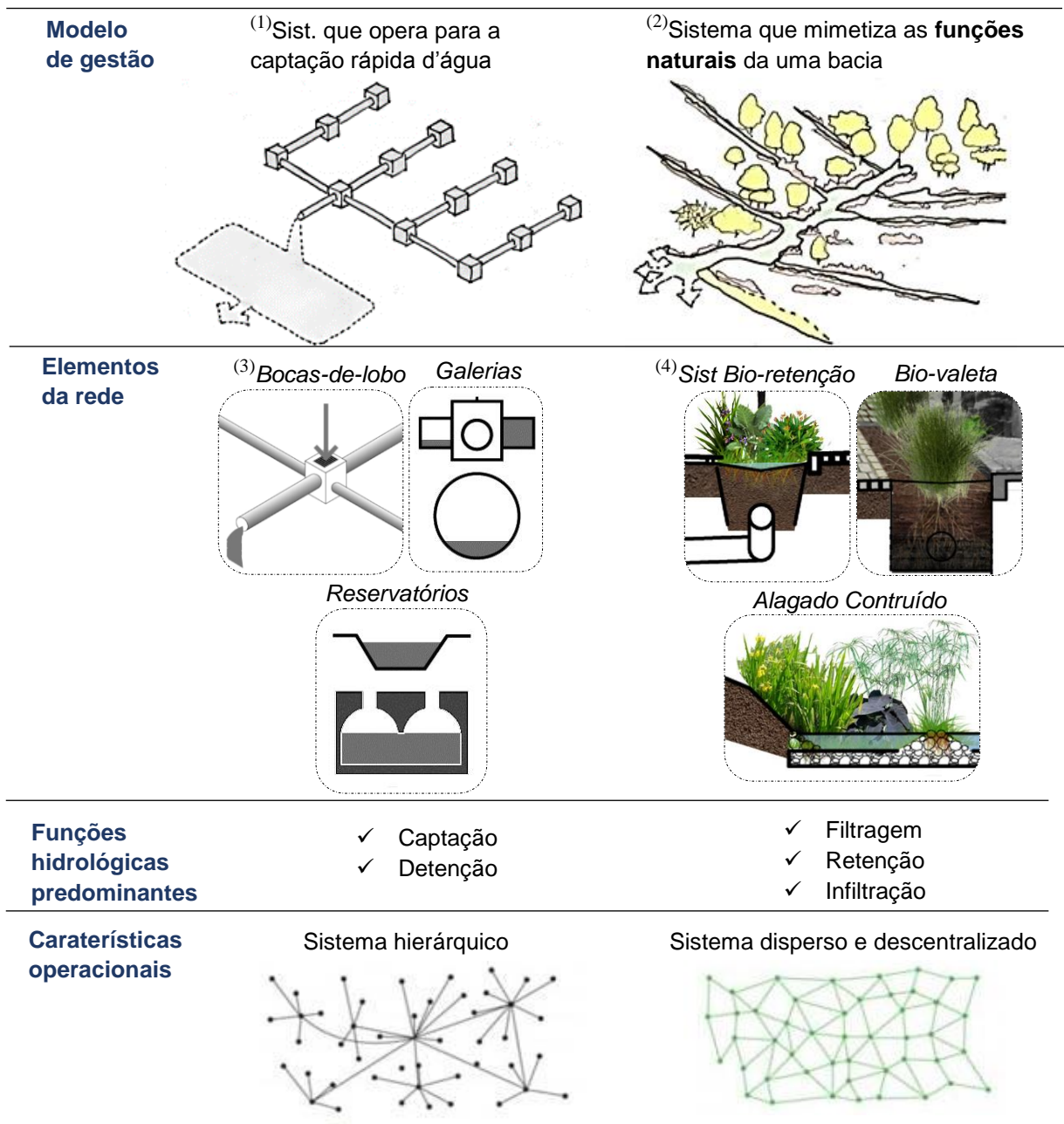
3.1. Desenho e Modelagem de redes de Drenagem Urbana Sustentável

As redes de Drenagem Urbana Sustentável (*Sustainable Urban Drainage schemes – SUDs*), são utilizadas como parte das soluções alternativas que a Infraestrutura Verde pode prover quando aplicadas essas à gestão das águas do escoamento urbano. Tais sistemas são baseados no emprego do que Cormier e Pellegrino definem como ‘tipologias paisagísticas’ (2008) (ver alguns desses exemplos no Desenho 3.1) as quais se apresentam como tecnologias mais sustentáveis às tradicionais já que intermediam na mitigação de vários efeitos adversos do escoamento em ambientes urbanos (Cormier & Pellegrino, 2008; Woods-Ballard, et al., 2007, p. 49).

Para tal finalidade, Woods-Ballard et al. (2007) afirmam que as redes SUDs ofertam vários benefícios, destacando-se, entre outras funções, a redução dos coeficientes e dos volumes adicionais de escoamento propiciados pela impermeabilização do solo, a recarga das águas subterrâneas e o efeito *buffer* para a prevenção da descarga direta de escoamento poluído em corpos hídricos (p. 49). Adicionalmente, diferente dos esquemas convencionais de drenagem urban, as redes SUDs fazem parte do espaço público aberto, tendo em consequência o potencial de promover a interação entre comunidades e o ambiente local, resultando em benefícios adicionais (Woods-Ballard, et al., 2007, p. 26). Essa idéia é representada no Desenho 3.1, em que se contrastam os aspectos associados ao funcionamento e elementos que compõem as redes convencionais e sistemas SUDs.

O uso de SUDs iniciou-se primeiramente nos Estados Unidos (EUA). Projetos para o *retrofit* das infraestruturas de drenagem existentes eram empreendidos partindo do conceito da incorporação de diversas tipologias verdes (Carson, 2015). As redes SUDs eram projetadas de forma integrada ao sistema de Infraestrutura Verde nos espaços abertos das cidades (*Urban Green Infrastructures – UGI*) como melhores práticas do manejo da água de chuva, *Best Management Practices* (BMPs) na tradução do inglês (US EPA, 2018).

Desenho 3.1 – Esquemas do funcionamento e elementos que compõem a rede de drenagem convencional e SUDs



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados coletados no UACDC (2010) e Machí Castañer, C. e Marques, T. N. (2015).

Notas:

(1)(2) Desenhos adaptados por Machí Castañer e Marques (2015) a partir do UACDC (2010, pp. 18-19).

(3) Elaborado pela autora a partir do UACDC (2010, p.18).

(4) Desenhos elaborados pela autora.

As províncias e municipalidades de Maryland, responsáveis pela administração de programas para manejo das águas pluviais, foram uma das primeiras áreas no mundo a liderar o desenvolvimento e construção de projetos LID como intervenções

integradas ao programa para controle da contaminação hídrica (MDE, 2009). Tal perda da qualidade da água nos corpos receptores é causada pela introdução do escoamento contaminado por diversos poluentes acumulados nas superfícies impermeáveis, (p.e. nutrientes, sólidos suspensos, carbono orgânico, bactéria, hidrocarbonos) (MDE, 2009).

De forma progressiva, as diversas tipologias LID, também divulgadas com o nome de SUDs e BMPs para o manejo da água pluvial, foram sendo incluídas nos programas de gestão hídrica em cidades fora dos EUA (p.e. principalmente em países tais como a Austrália e outros no norte e centro da Europa) (Fletcher, Shuster, & Hunt, 2014). Essas medidas buscaram conservar as características hidrológicas primitivas do local após o desenvolvimento urbano (SWMM XP Drainage Solutions, 2016, p. 2).

Conforme aponta SWMM XP Drainage Solutions (2016), de forma geral, as redes SUDs são projetadas de tal maneira que funcionem em série, conformando assim um esquema de trem de tratamento ou '*treatment train*' em inglês (p. 11). Esse sistema era concebido para mimetizar os processos naturais da bacia da forma mais eficiente (Woods-Ballard, et al., 2007, p. 25; SWMM XP Drainage Solutions, 2016, p. 3). Dentre os dispositivos mais divulgados destacam-se os '*filter strips*' ou trincheiras vegetadas, '*swales*' ou bio-valetas (Cormier & Pellegrino, 2008, p. 132), '*bioretention basins*' ou bacias de bio-retenção, também conhecidas no Brasil como jardins de chuva (Cormier & Pellegrino, 2008, p. 128; Machí Castañer & Marques, 2015, p. 38; Bonzi, 2015, p. 114), '*infiltration basins*' ou bacias de infiltração, '*wet ponds*' ou bacias de retenção, '*constructed wetlands*' ou alagados construídos, '*pervious pavement*' ou pavimento permeável, '*green roofs*' ou telhados verdes e outros dispositivos naturais, todos eles promovendo algum tipo de função natural de infiltração, retenção, filtragem ou armazenamento da água de chuva, facilitando assim a redução das cargas contaminantes e a diminuição da vazão no pico de chuva (Woods-Ballard, et al., 2007, p. 41; Cormier & Pellegrino, 2008).

Alguns dos sistemas SUDs mais comuns são elencados na Tabela 3.1. As categorias empregadas para a classificação das tipologias SUDs desta tabela basearam-se no critério utilizado na tabela 4.3 do Manual de Manejo das Águas do Estado de Maryland (MDE). Seguindo o MDE (2009), essas foram divididas em cinco sub-classes: bacias e reservatórios, alagados, sistemas cuja função hidrológica predominante é a infiltração, sistemas voltados à filtragem da água, e intervenções da Infraestrutura Verde projetadas sobre fundos de vale ou canais abertos (p. 4.9).

Tabela 3.1 – Listagem de tipologias SUDs ou LID classificadas por categorias associadas à sua função ofertada

Categoria⁽¹⁾	Tipologias paisagísticas (SUDs-LID) ⁽²⁾
Bacias e Reservatórios <i>Ponds</i>	Lagoa Pluvial <i>Dry or Wet Pond</i>
Alagados <i>Wetlands</i>	Alagados Construídos de Fluxo Vertical (p.e.muro gabião vegetado), Fluxo Horizontal Superficial e Fluxo Horizontal Sub-Superficial <i>Horizontal Flow (HF), Vertical Flow (VF) and Horizontal Sub-Surface Flow (HSSF) Constructed Wetlands (CWs)</i> Ilhas Construídas Flutuantes <i>Constructed Floating Islands (FTWs)</i>
Infiltração <i>Infiltration</i>	Telhado Verde <i>Green Roof</i> Piso drenante <i>Porous Pavement</i>
Sistemas filtrantes <i>Filtering Systems</i>	Bacia de Bio-retenção ou Jardim de Chuva <i>Bio-retention Basin</i> Bio-valeta <i>Bio-swale</i>
Canais abertos <i>Open Channels</i>	Amortecedor ripário <i>Riparian buffer</i> ⁽³⁾ Sequência de bacias escalonadas ⁽⁴⁾ <i>Step-pool sequences</i>

Fonte: Elaborado pela autora a partir do MDE (2009, p.4.9).

Notas:

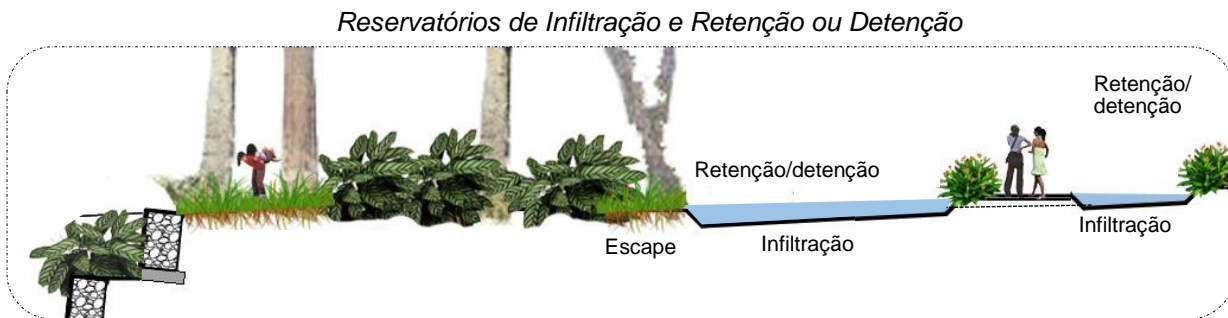
⁽¹⁾ Correspondem às categorias de classificação de SUD da tabela 4.3 do Manual de Manejo das Águas do Estado de Maryland (MDE, 2009, p. 4.9).

⁽²⁾ Denominação em inglês e na língua portuguesa no Brasil para cada tipologia paisagística.

⁽³⁾ Browning (2008) e Bernhardt e Palmer (2007) apontam para a eficiência de ações de revegetação de encostas de canais para a restauração de corpos de água; Pinheiro (2017) especifica que as espécies sejam tolerantes a inundações e aconselha a utilização de plantas de junco que estabilizem os bancos.

⁽⁴⁾ As sequências de bacias escalonadas seria a denominação dada nesta Tese na língua portuguesa à solução de Step-pool sequences instaladas de forma recente em EEUU.

Desenho 3.2 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Bacias e Reservatórios



Fonte: Elaborado pela autora.

A Tabela 3.1, que atende à classificação proposta pela MDE (2009, p.4.9), apresenta como primeira categoria **Bacias e Reservatórios** (Desenho 3.2). Nesse grupo, incluíram-se aqueles elementos da Infraestrutura Verde que permitem a detenção temporária da água em evento de chuva e, em algumas ocasiões, por um período mais extenso que esse.

É explicitado por Wilson, Bray e Cooper (2004), que essas tipologias se classificam conforme o período de armazenamento d'água. Assim, por exemplo, as Bacias de Retenção ou *Retention Pond* se definem como aqueles sistemas em que “a água é detida o tempo suficiente para permitir a deposição de partículas e o possível tratamento de alguns dos seus contaminantes” (Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 19). Diferente dessas primeiras, as Bacias de Detenção funcionam como “depressões vegetadas que ficam normalmente secas a exceção dos períodos em que se produzem precipitações” (Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 17); assim, conforme exposto por Wilson, Bray e Cooper (2004), esses últimos sistemas operariam como elementos para o armazenamento temporário de água até a atenuação dos fluxos de descarga a jusante (p.17).

Em soma, as diversas tipologias que se englobam dentro da categoria de Bacia e Reservatório têm por objetivo principal controlar as vazões excedentes do escoamento que, de outra forma, podem resultar em problemas de alagamento de partes específicas da bacia onde a água tende a se acumular. Isso confere a esses grandes espaços um papel essencial na mitigação dos problemas provocados pela impermeabilização do solo no aumento das vazões escoadas em áreas urbanas (Cormier & Pellegrino, 2008, p. 19).

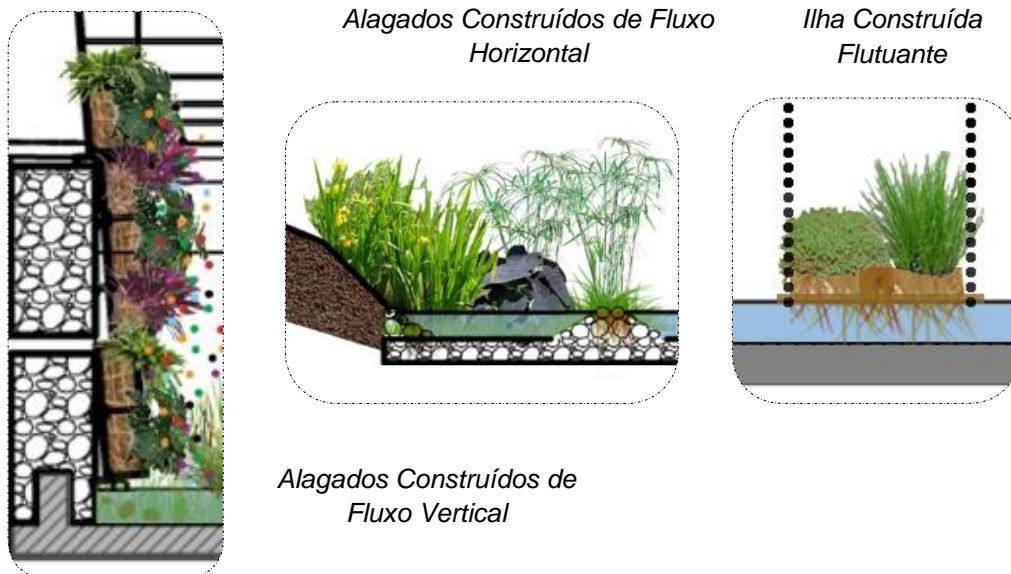
Essas tipologias paisagísticas requerem grandes superfícies em relação a outros dispositivos LID tais como os jardins de chuva e bio-valetas. Nesse sentido, as primeiras são concebidas para a mitigação de enchentes, enquanto que as últimas servem para controle do primeiro escoamento, tendo assim assinados objetivos diferentes que podem não obstante operar de maneira complementar no planejamento de sistemas LID em uma determinada bacia hidrográfica.

Já por último cabe assinalar que os Reservatórios e Bacias referidos na Tabela 3.1 consistem em estruturas paisagísticas às quais se atribuem funções naturais. Neles ocorrem diversos processos hidrológicos, tais como a infiltração e retenção da água, e também processos físicos, químicos e biológicos que intermediam no tratamento durante o tempo que fica detida, p.e. filtragem e deposição de partículas, degradação de contaminantes pelas plantas, etc.

Tal conceito difere do aplicado no desenho de estruturas convencionais para a detenção da água, sendo que esses últimos servem para atender à função de detenção da maneira mais eficiente sem considerar outros aspectos. Nesse sentido, aponta-se à questão do desenho das estruturas de detenção das águas na RMSP, também conhecidas com o nome de piscinões, e ao debate existente nas esferas públicas e acadêmicas acerca da integração de novos objetivos no planejamento desses espaços. Finalmente, são procuradas novas maneiras de projetar os piscinões para que melhore sua integração no ambiente urbano e se solucionem os problemas de salubridade causados pelo acúmulo de lixo e contaminantes trazidos nas águas.

Essa ideia da paisagem como um elemento incorporado ao desenho desses espaços foi explorada de maneira conjunta por pesquisadores da USP (FCTH e LabVerde da FAU) e da Universidade Cornell. Posteriormente, a equipe da FCTH elaborou os desenhos que materializaram essas ideias para as propostas de atuação na Bacia do Córrego Jaguaré, na RMSP.

Desenho 3.3 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Alagados



Fonte: Elaborado pela autora.

No grupo dos **Alagados Construídos** da Tabela 3.1 há a distinção entre os de Fluxo Superficial e Sub-Superficial, sendo que nos primeiros sistemas a água discorre sobre a superfície (Kadlec & Knight, 1996). No caso de Alagados Construídos Flutuantes ou Ilhas Flutuantes, as raízes das plantas macrófitas crescem livres na coluna d'água. É na zona da rizosfera onde se produzem os principais processos de fitorremediação que contribuem para a qualidade hídrica, como por exemplo a redução da carga de sólidos suspensos, compostos orgânicos, macronutrientes ou metais (Kennen & Kirkwood, 2015; Headley & Tanner, 2011). No que se refere à revitalização ambiental de corpos de água que aplicaram esse tipo de tecnologias, destaca-se o projeto para a recuperação do Rio Pasig, na cidade de Manila (Filipinas). No projeto, a Empresa *Biomatrix Water* desenhou Alagados Construídos flutuantes que, mediante um mecanismo de aeração interna, incrementavam sua capacidade de remoção da matéria orgânica existente na água tratada.

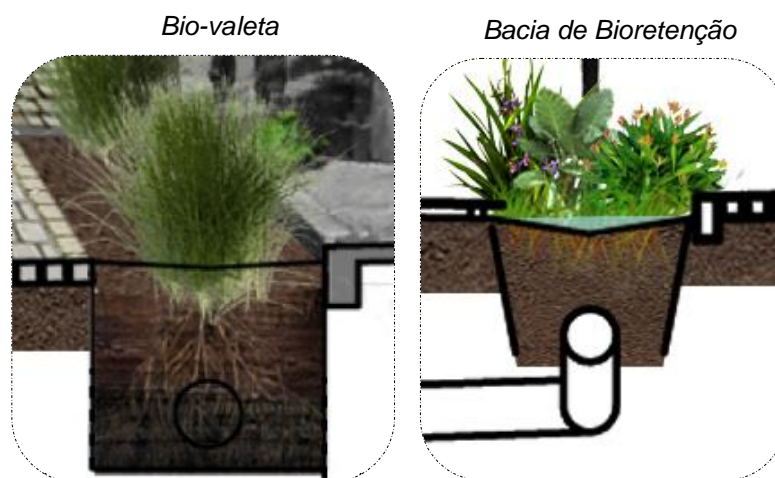
Os Alagados também são classificados em função do sentido de fluxo do efluente em tipologias de fluxo vertical e fluxo horizontal (Desenho 3.3). Como sistemas de fluxo vertical se entendem aqueles em que o efluente discorre na direção vertical, bem no sentido ascendente ou descendente (Mitsch & Gosselink, 2000). Cabe apontar a esse respeito que tipologias de fluxo vertical podem fazer referência a sistemas de muros verdes, englobando vários tipos de aplicações. Um exemplo seriam as estruturas ancoradas às paredes de edifícios, com aparência de jardim

vertical, que podem ou não ser usadas para o cultivo como forma de agricultura urbana (Machí Castañer & Marques, 2015, p. 46).

Existe também a aplicação desses sistemas em laterais de córregos ou canais abertos, podendo se ancorar a sistemas construídos pré-existentes tais como muros gabião (Machí Castañer C., 2018). Nesses casos, as espécies neles instaladas podem desempenhar funções de fitorremediação da água, em que parte dos poluentes do efluente são retidos na área de raízes das plantas. Adicionalmente, contaminantes dissolvidos na água do corpo são tratados pelo sistema quando há aumento do nível de água (Pinheiro, 2017, p. 113).

O sistema de alagado de fluxo vertical instalado em muros gabião foi apresentado no Capítulo 5 desta Tese também na proposta para a revitalização do Córrego Mandaqui. Essa tecnologia, disposta sobre a estrutura metálica externa dos gabiões, pode servir para o tratamento do escoamento pluvial ou da vazão do próprio córrego (Machí Castañer C. , 2018).

Desenho 3.4 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Sistemas Filtrantes



Fonte: Elaborado pela autora.

Os exemplos propostos para a categoria **Sistemas Filtrantes** envolvem várias tipologias da Infraestrutura Verde. Entre elas se destaca o Jardim de Chuva ou Bacia de Bio-retenção e a Bio-valeta (Desenho 3.4). Essas duas tipologias paisagísticas são aplicadas com frequência em grande parte dos projetos para a instalação de redes SUDs em áreas urbanas do mundo, tal como já foi estudado no Capítulo 1 da Tese, p.e. Montgomery County em Maryland (EUA), Lamb Drove (Inglaterra), etc.

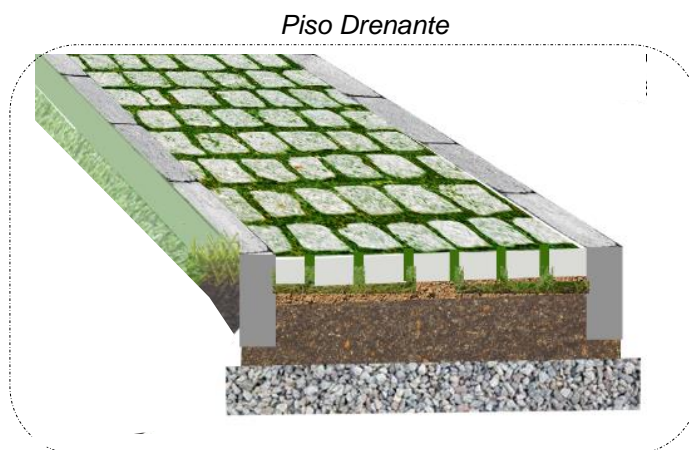
As Bacias para Bioretenção são descritas como depressões topográficas que recebem o escoamento proveniente de superfícies construídas das ruas, telhados e

demais áreas impermeabilizadas limítrofes (University of Arkansas Community Design Center [UACDC], 2010; Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 17; Cormier & Pellegrino, 2008). Conforme Wilson, Bray e Cooper (2004), nesses sistemas há também uma função de infiltração, sendo que o escoamento percola através do substrato do solo.

Assim, esses sistemas também podem ser englobados na categoria de Sistemas para Infiltração, mesmo que neles exista uma função de filtragem predominante, dependendo do tempo de detenção. Às vezes é instalada uma tubulação no sub-solo que permite que parte das águas infiltradas atinjam a rede de drenagem (Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 17). Por fim, os jardins de chuva permitem diminuir as vazões inicialmente escoadas para o sistema de drenagem existente e, dessa forma, contribuem para a mitigação do efeito da impermeabilização no aumento desses volumes em áreas construídas.

Ainda na categoria de Sistemas Filtrantes cabe apontar a tipologia de bio-valeta. Ela é descrita como faixa linear rebaixada que conduz o escoamento de maneira mais lenta que os sistemas coletores convencionais até pontos de detenção ou retenção, como poderiam ser as próprias Bacias de Bio-retenção e outros sistemas da Infraestrutura Verde (p.e. Alagados construídos, Lagoas Pluviais, etc.), corpos d'água ou o sistema de drenagem (Cormier & Pellegrino, 2008; Wilson, Bray, & Cooper, 2004). Esses sistemas teriam benefícios para a melhora da sustentabilidade da rede de drenagem mediante a redução da velocidade de escoamento e a infiltração parcial das águas, embora em menor medida que no caso das Bacias de Bio-retenção devido a que a água ficaria retida menos tempo (Wilson, Bray, & Cooper, 2004).

Desenho 3.5 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Sistemas para Infiltração



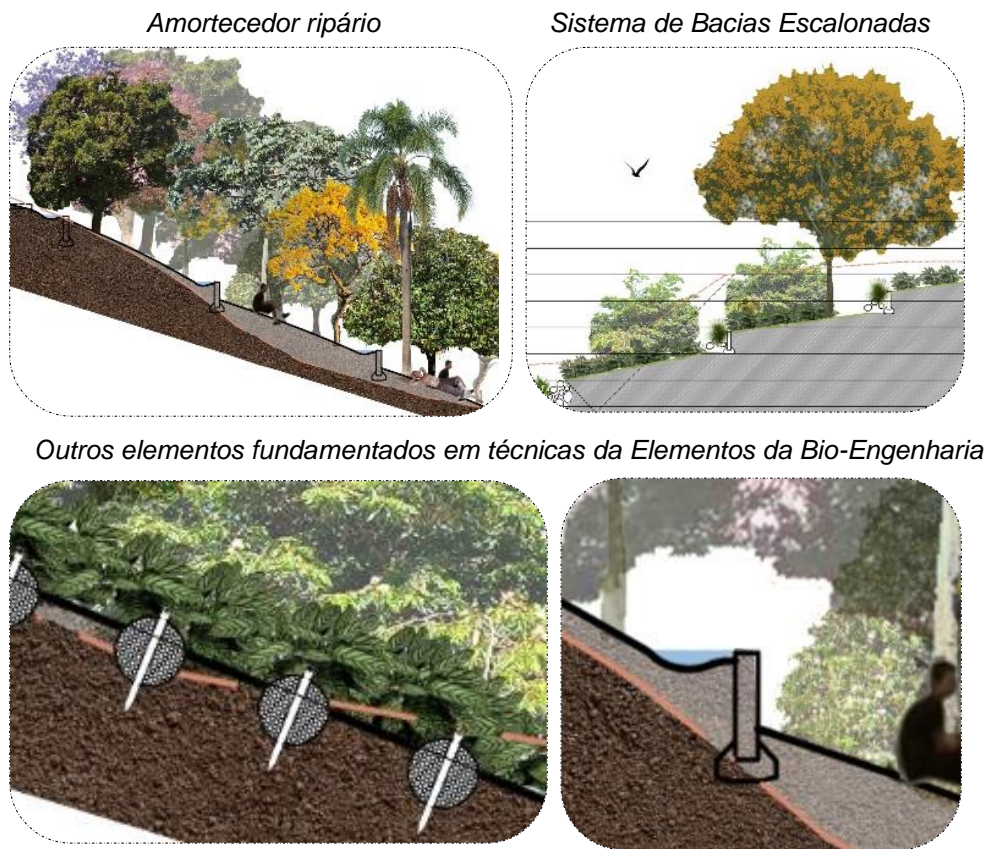
Fonte: Elaborado pela autora.

Na categoria **Sistemas para Infiltração**, se oferecem alguns exemplos LID que contribuem para a infiltração da água no solo. Tal é o caso de telhados verdes, constituídos por uma cobertura vegetal plantada sobre uma camada de terra de composto orgânico, que pode vir com areia às vezes. Esses sistemas, da mesma forma que os sistemas filtrantes e reservatórios, são concebidos uma vez mais como medidas compensatórias dos problemas causados pela impermeabilização nos regimes hidrológicos das bacias (Wilson, Bray, & Cooper, 2004).

Os pavimentos ou pisos drenantes são outra medida aplicada para o aumento da infiltração das águas, nesse caso, conectando-se diretamente com o sub-solo e beneficiando, assim, a regulação do lençol freático. A sua execução pode se dar empregando diversas técnicas construtivas, incluindo os blocos, bem vazados ou intertravados (ver Desenho 3.5), pavimentos filtrantes, geosintéticos, geocélulas, grelhas de metal, passarelas de madeira, gramados, brita, pisos flutuantes, etc (Machí Castañer & Marques, 2015, p. 47).

A categoria **Canais Abertos** proposta pelo MDE (2009, p.4.9) recolhe, finalmente, diversas soluções que mediante a Infraestrutura Verde podem ser ofertadas para o tratamento paisagístico das margens de fundos de vale, de canais d'água ou nas regiões por onde discorrem fluxos principais de escoamento d'água pluvial de um determinado relevo (Desenho 3.6).

Desenho 3.6 – Tipologias LID e SUDs propostas dentro da categoria de Canais abertos



Fonte: Elaborado pela autora.

Citam-se, entre outras tipologias de ações da Infraestrutura Verde, os amortecedores ripários, os quais devem integrar espécies vegetais de mata ciliar para o desempenho de diversas funções hidrológicas e ecossistêmicas. Entre outros, os serviços ecossistêmicos fornecidos na interface entre floresta e rio envolvem a interceptação da água pelo dossel da floresta e melhora da qualidade hídrica através de modificações químicas e físicas. Outra função essencial é a promoção de habitat às espécies da microfauna e mesofauna, fauna aquática, silvestre e terrestre ribeirinha. Por último, cabe destacar a intermediação da Mata Ciliar em contato com o ecossistema fluvial na regulação do regime do rio através do lençol freático por infiltração e percolação da água, considerando o papel das raízes e as características do solo (porosidade, organismos, blocos rochosos, etc) (Bohrer, 2016, p.3).

Também se recolhe nesta categoria a tipologia 'Sequência de bacias escalonadas'. Esse termo é empregado nesta Tese para aludir à solução de *Step-pool sequences* que está sendo explorada em regiões temperadas dos EUA de forma mais

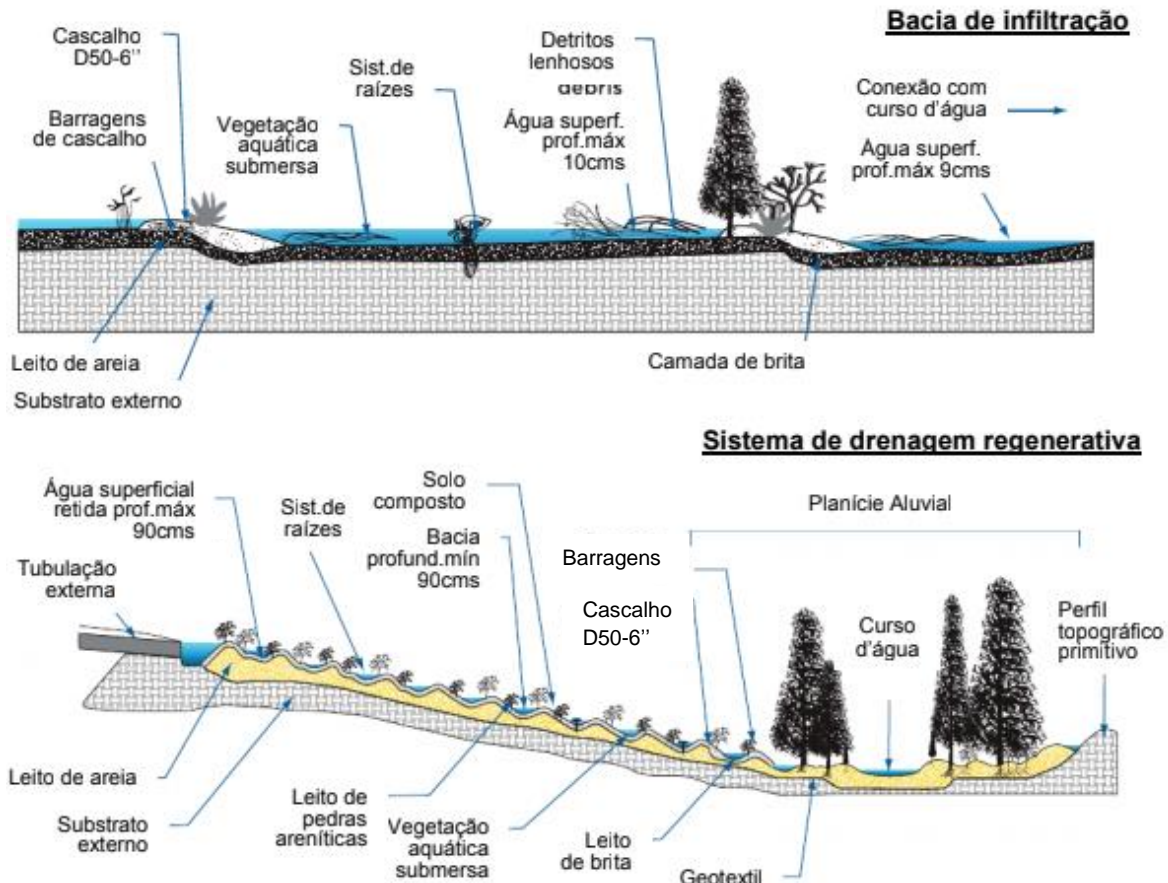
recente. Tal tipologia é constituída por bacias, projetadas com forma elíptica em planta, e instaladas em diversas alturas do relevo topográfico criando áreas planas. As bacias são separadas por estruturas de microbarragens. As barragens são geralmente constituídas por cascalho ou pedras angulares acompanhando o contorno da bacia a jusante e montante (Burke & Dunn, 2010). No Desenho 3.7 se apresentam duas alternativas para esse tipo de proposta.

As bacias do primeiro esquema, na parte superior do Desenho 3.7, são projetadas como *seepage wetland* (Burke & Dunn, 2010, p. 43; Browning, 2008, p. 17) ou alagados para a infiltração das águas. Assim, esse sistema se compõe de bacias com profundidades cerca de 10 cms, onde a água do escoamento é retida, permitindo o reabastecimento do lençol freático. Também, como pode ser observado no corte esquemático, incorpora-se vegetação macrófita submersa no pé e fundo dessas bacias a qual, em contato com o solo e água, intermedeia nos processos para tratamento de contaminantes (Browning, 2008, pp. 42-46). Essa tipologia da Infraestrutura Verde se comporta como alagado e pode assim ser incluída, também, nessa categoria da tabela.

No segundo sistema de Sequência de Bacias Escalonadas que aparece no Desenho 3.7 cumprem-se funções diferentes às do primeiro caso. Nessa segunda tipologia, as bacias devem reter a água de maneira provisória de maneira que essa seja lançada no corpo receptor passado o tempo de detenção previsto. Existe, portanto, uma lâmina de geotextil abaixo do leito de areia, conforme pode ser visto no corte inferior do Desenho 3.7. Dessa forma, a água é retida na bacia em contato com

o solo e sistema de raízes das plantas, permitindo assim o seu tratamento até ser lançada no curso d'água a jusante (Browning, 2008; Burke & Dunn, 2010).

Desenho 3.7 – Esquema em corte do funcionamento de dois tipos de Sequência de bacias escalonadas ou *Step-pool sequence*



Fonte: Adaptado pela autora de Burke e Dunn, (2010, p.49).

Browning (2008) aponta a eficiência das *Step-pool sequences* na desnitrificação das águas. Isto é defendido mediante a comparação da eficiência de remoção de Nitrato (N) desse sistema frente a outros que se fundamentaram no emprego de medidas de tipo estrutural (Browning, 2008, p. 76), aplicadas em pequenos fundos de vale em diversas regiões do Chesapeake Bay, nos EUA. Dentre os motivos dessa maior eficiência aponta-se o benefício na promoção da combinação de processos aeróbios e anaeróbios no tratamento da água dentro dessa Sequência de bacias escalonadas (Burke & Dunn, 2010, p. 48).

Além desses processos de remoção do Nitrato (N), há uma grande variedade de funções ofertadas por esse tipo de sistemas da Infraestrutura Verde para o tratamento

da água¹. Essas funções são garantidas através da exploração de desenhos integrados entre os sistemas naturais e as redes existentes de drenagem. Os primeiros manuais de BMPs elaborados por estados nos EUA forneciam uma série de diretrizes para o planejamento, desenho, construção, operabilidade e manutenção de SUDs.

O desempenho esperado da rede pode ser definido tanto para o cumprimento de objetivos hidráulicos, tais como a atenuação de fluxo, quanto objetivos de qualidade mediante a remoção efetiva de poluentes². Nesse último caso, é avaliada, geralmente, a efetividade por cada tipologia, p.e. de sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo ou cargas poluentes dissolvidas na água (Wilson, Bray, & Cooper, 2004; DEC, 2010; MDE, 2009).

O critério para pré-dimensionamento de tipologias paisagísticas para manejo da água ou BMPs em estados dos EUA segue métodos unificados. De forma geral, esses critérios são definidos em manuais de drenagem sustentável, tais como os elaborados em New Hampshire, Virginia, Nova York ou Maryland, os quais fornecem uma série de diretrizes para a seleção de cada tipologia SuDS conforme critério de desenho. Esses critérios variam em função dos objetivos para o cálculo dos volumes mínimos recomendados para atender diversas exigências, tais como a recarga de águas subterrâneas (*Recharge Volume - Re_v*), a redução da erosão em canais (*Channel Protection Storage Volume - Cp_v*), ou a remoção de contaminantes (*Water Quality Volume - W_{qv}*) (DEC, 2010; MDE, 2009).

Em relação ao dimensionamento para atender ao objetivo de remoção de contaminantes (W_{qv}), são propostos critérios baseados no conceito do controle de uma profundidade mínima de chuva, *stormwater minimum rainfall-depth* em inglês. Esses requisitos partem do conceito de *First-Flush*³, fundamentado no fato comprovado por estudos realizados nos EUA de que o primeiro volume de água

¹ Há vários processos envolvidos no controle do escoamento em áreas urbanas pelas redes SuDS. Cada tipo de controle promove oportunidades específicas, tais como a mitigação de enchentes, a conservação da qualidade da água ou a recarga de sub-aquíferos (Ballard et al, 2007, p.51).

² O conceito de '*Design robustness*' (Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 67) se refere, dentro desse contexto, ao grau de confiança na operabilidade da tipologia LID dependendo do desempenho pretendido.

³ *First-Flush* é definido como o escoamento inicial de uma área de drenagem considerando o início do evento de precipitação (Wilson, Bray, & Cooper, 2004).

representa a parte mais poluída do escoamento (Wilson, Bray, & Cooper, 2004; Sartor & Boyd, 1972; Novotny, Water Quality, Diffuse Pollution and Watershed Management, 2002). Assim, o controle e tratamento dessa primeira vazão permite reduzir a poluição difusa arrastada pela chuva em áreas urbanas de uma maneira eficiente (SWMM XP Drainage Solutions, 2016).

Nos manuais desenvolvidos para o desenho e pré-dimensionamento de redes SUDs em áreas temperadas dos EUA, tais como New Hampshire ou Maryland, aplica-se a *'90 percent rule'* (Wang, Chua, & Shanahan, 2017; MDE, 2009), estabelecida em função da zona pluviométrica ou *rainfall zone*. A *'90 percent rule'* foi formulada a partir dos resultados obtidos nos estudos de Novotny nessas regiões dos EUA, os quais indicavam que o *First-Flush* ou primeiro escoamento da chuva devia conter, de maneira aproximada, cerca de 90% da carga de contaminante total medida em um evento⁴ (Novotny, 1995).

Hoje a simulação da eficiência de redes SuDS é cada vez mais aperfeiçoada. O *SWMM Storm Water Management Model* iniciou-se na década de 1970 como modelo computacional para a simulação hidrológica e hidráulica de escoamento pluvial em bacias hidrográficas. SWMM foi aprovado pela EPA como ferramenta para a análise do impacto da mudança do uso do solo pela urbanização, e da incorporação de diversas tipologias SuDS à qualidade e quantidade da água de um determinado local, permitindo assim avaliar a operabilidade de sistemas LID e BMPs (US EPA, 2018a; 2018b).

Com o tempo, foram sendo desenvolvidos diversos softwares alternativos para simulação hidrológica, tais como o *Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model* (STORM), *Runqual* ou *Quality-Quantity Simulators* (QQS) (Haith, Mandel, & Wu, 2010; Haris, 2016), os quais permitiam modelar o escoamento em uma bacia urbana ou rural, a partir do uso de hietogramas ou dados pluviométricos reais, gerando resultados em distintos níveis de resolução temporal e espacial (Haris, 2016).

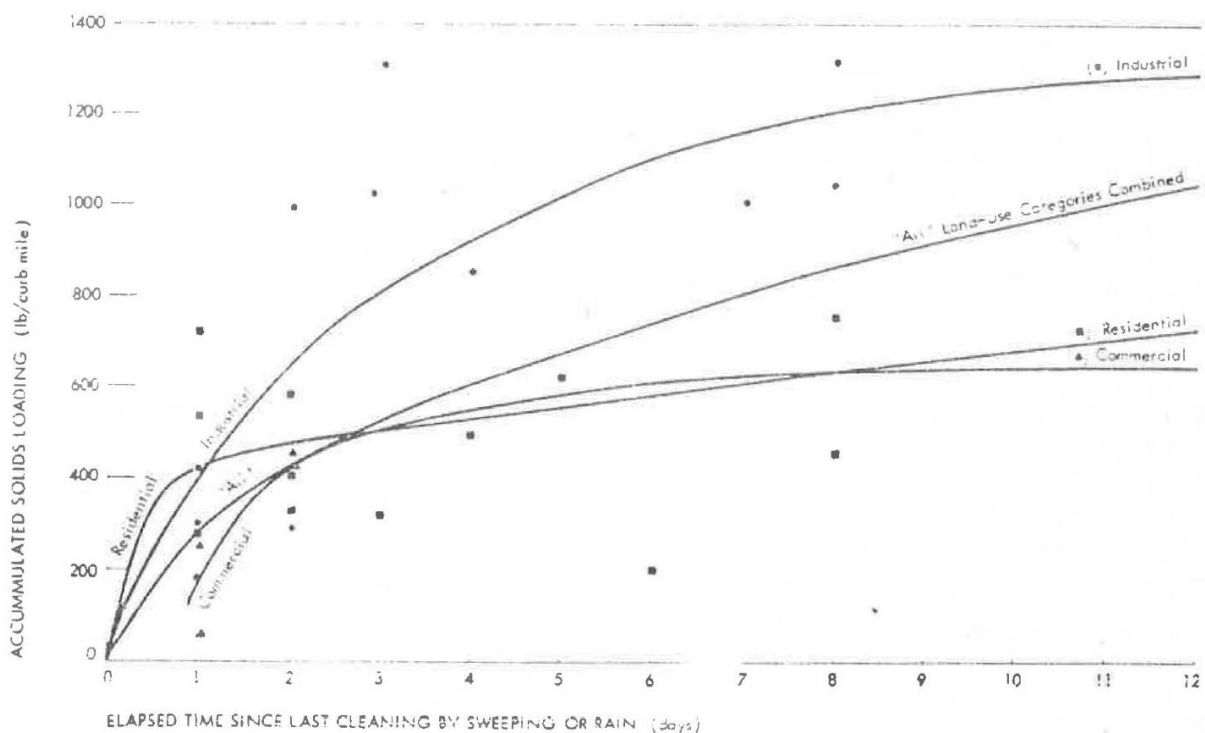
Um dos softwares para modelagem hidrológica aplicado à avaliação da eficiência de sistemas LID é o *XP Drainage Solutions*, publicado pela *XP Solutions Inc.*, o qual se integra a *XP Storm Water Management Model* (XP SWMM) e fundamenta-se no

⁴ Tal conceito partia da base de que em estados da região nordeste dos EUA o volume acumulado de o primeiro inch de escoamento de chuva em cada evento representava um 90% do escoamento total anual (Novotny, 1995).

modelo SWMM aprovado pela EPA (Juan, Fang, & Bedient, 2013; SWMM XP Drainage Solutions, 2016). Esse software é aplicado na modelagem da hipótese dessa Tese, e os resultados obtidos da utilização desse são expostos no Capítulo 5.

A base matemática para o desenvolvimento de softwares tais como o SWMM ou sua versão posterior XP SWMM estão baseados no modelo de *Build-up* e *Wash-off* (Desenho 3.8). Tal modelo teve a sua origem a partir dos estudos realizados nos EUA na década de 1970 por Sartor e Boyd (1972), os quais demonstraram que “o valor da carga inicial total de partículas acumuladas nas superfícies construídas de áreas urbanas dependia do tempo transcorrido desde o último *wash-off* ou lavagem de chuva” (p. 4). A relação entre o sedimento total acumulado e o tempo transcorrido entre eventos é representado no seguinte gráfico:

Gráfico 3.1 – Relação entre os sólidos acumulados na área de drenagem e o tempo transcorrido desde a última lavagem de chuva

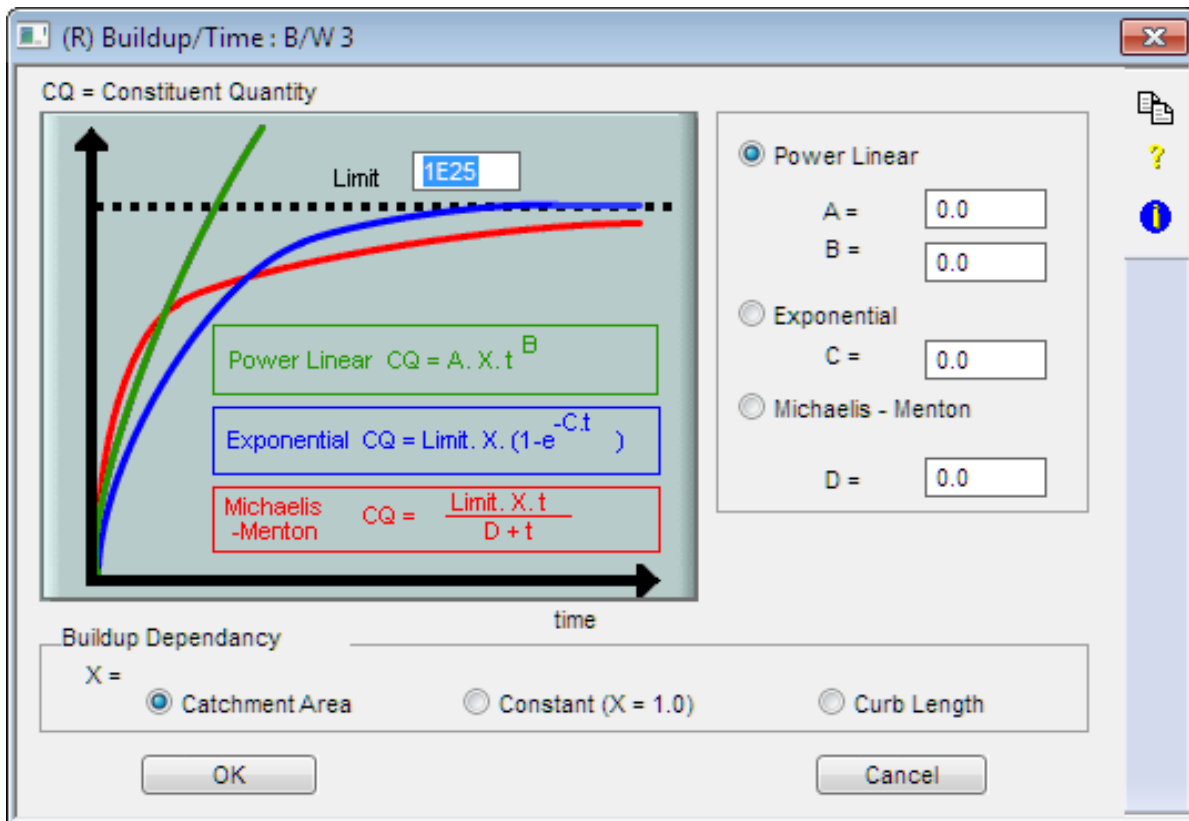


Fonte: Sartor e Boyd. (1972. p.5).

O gráfico 3.1 foi levantado pelo J.D.Sartor e G.B.Boyd a partir dos resultados obtidos em campanhas de monitoramento realizadas em cidades norte-americanas

nos anos 1970⁵. Os resultados das análises dessas campanhas foram publicados no relatório RS-72-081, aprovado pela EPA em Novembro de 1972 (Sartor & Boyd, 1972, p. 5).

Desenho 3.8 – Fórmulas matemáticas para o cálculo do sedimento acumulado em superfícies construídas e em azul a equação exponencial de Sartor e Boyd (1972)



Fonte: Innovyze, (2018).

Além de obter um resultado fixo da taxa de acumulação de uma rua em uma determinada área urbana, os estudos de Sartor e Boyd tinham como objetivo prático compreender a natureza da relação entre essa taxa e o tempo transcorrido desde o último evento de chuva ou limpeza das ruas (Sartor e Boyd, 1972).

Nesse sentido, esses estudos puderam demonstrar que o nível de contaminação para qualquer evento de chuva dependia de fatores tais como o tipo de uso do solo, mas também do tempo desde que ocorrera o último evento de chuva (ou condições antecedentes), assim como da duração e intensidade do próprio evento (Sartor & Boyd, 1972; Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 49).

⁵ Algumas das cidades em que foram realizadas as amostras foram San Jose, Phoenix, Milwaukee, Atlanta, Baltimore ou Tulsa, entre outras, e os valores dos diferentes contaminantes, tais como sólidos totais, DBO, metais, etc., serviram para estabelecer as taxas de acumulação de contaminantes, sendo essas expressadas em peso por metros lineais de rua (Sartor & Boyd, 1972, p. tabela 44).

No relatório é descrita uma fórmula exponencial na qual se fundamentou o *Build-up & Wash-off model* utilizado de forma generalizada na estimação da acumulação e transporte de cargas de matéria particulada contaminante sobre superfícies construídas (US EPA, 2018a; Haith, Mandel, & Wu, 2010; SWMM XP Drainage Solutions, 2016; Novotny, 1995).

A curva do Gráfico 3.1 representa tal relação exponencial anteriormente citada. Observa-se que, conforme aumenta o tempo transcorrido da última precipitação, a taxa tende a se estabilizar em um valor fixo, alcançando o seu máximo de maneira aproximada no duodécimo dia desde a última chuva (Sartor & Boyd, 1972; Haith, Mandel, & Wu, 2010).

3.2. Modelagem de Alagados Construídos de Fluxo Horizontal Sub-Superficial

Os alagados construídos para tratamento, *Constructed Treatment Wetlands* (CWs) em inglês (Fang, et al., 2016; Vymazal, 2007), são sistemas naturais utilizados para a purificação das águas através de mecanismos naturais, os quais são promovidos pela vegetação, solo e microrganismos (US EPA, 1994; 2000; Kadlec & Knight, 1996; Oliver Rajadel, 2017).

As plantas efetuam a função de remoção de poluentes mediante a fitorremediação, processos bio-remediativos em que elas removem, transferem, estabilizam ou transformam os diversos contaminantes⁶ (Tangahu, et al., 2011).

A fonte energética para o desenvolvimento desses processos é a radiação solar (Kennen & Kirkwood, 2015; Oliver Rajadel, 2017; Singh & Ward, 2004) e, nesse sentido, os CWs se apresentam como sistemas altamente eficientes no que se refere ao consumo energético em comparação às alternativas de tratamento da água convencionais (Oliver Rajadel, 2017, p. 20).

Outro benefício dos CWs em relação aos sistemas convencionais é seu alto valor paisagístico-ambiental. Os ecossistemas de alagados, ou *wetlands* em inglês, promovem hábitat para grande número de espécies de flora e fauna (Kadlec & Wallace, 2008; Mitsch & Gosselink, 2000), e a conservação, restauração ou promoção

⁶ Utilização desses contaminantes como nutrientes indispensáveis para o crescimento das plantas, p.e. o Nitrogênio e Fósforo que constituiriam macro-nutrientes ou outros metais tais como o zinco, cobre, cádmio ou níquel que representam micronutrientes (Tangahu, et al., 2011).

deles retribui em múltiplos benefícios socioambientais. Áreas de alagados contribuem à proteção de espécies animais e vegetais, à recarga de águas subterrâneas e à regulação da vazão, favorecem a estabilização do solo, ajudam na regulação da temperatura e podem vincular-se a diversas atividades recreativas⁷ (Mitsch & Gosselink, 2000, p. 529; Barbier, 2011).

As plantas macrófitas constituem o tipo de vegetação característica dos sistemas de CWs para o tratamento das águas e podem ser divididas em flutuantes, submersas e emergentes (US EPA, 1994; Oliver Rajadel, 2017). Dentre as funções mais importantes ofertadas pelas espécies macrófitas há o seu potencial para a assimilação de nutrientes, o qual é relacionado à velocidade de crescimento da planta e sua capacidade de geração de biomassa (Vymazal, 2007) resultando na redução de cargas de nitrogênio e fósforo. Outro serviço que esse tipo de espécies promove é a decomposição de matéria orgânica, função essencial para o tratamento de águas residuais. Tal benefício é associado à existência de espaços de ar interno na própria estrutura da planta, o que cria as condições necessárias para que o oxigênio seja transportado às áreas de raízes, facilitando dessa forma as condições aeróbicas para o processo de decomposição de matéria orgânica (Oliver Rajadel, 2017, p. 30).

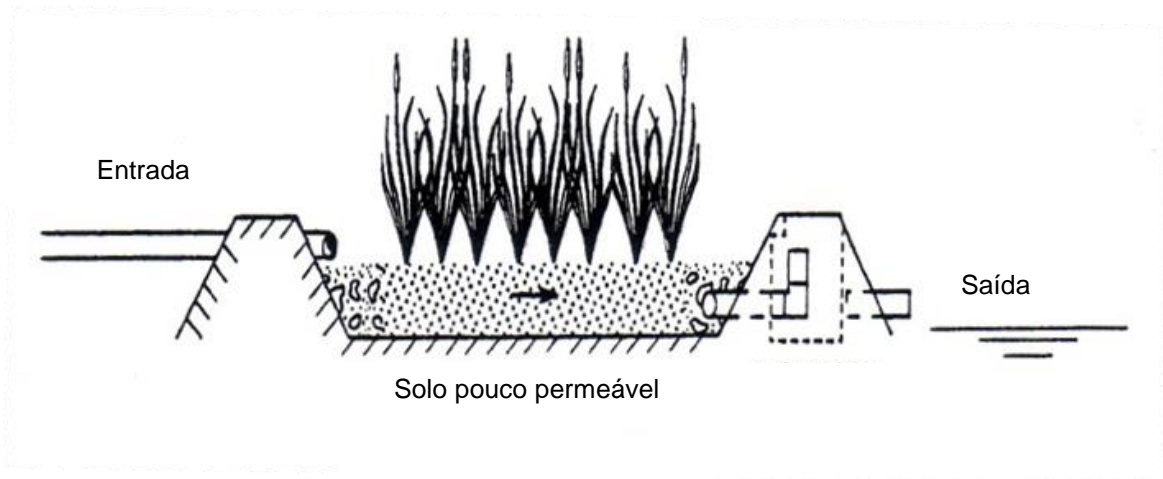
Dentro do grupo de CWs de plantas emergentes há os sistemas de Fluxo Superficial (SF), em que existe uma camada superficial de água, e os de Fluxo Sub-Superficial (SSF), nos quais a água de entrada discorre através de uma camada inerte do solo (Kadlec & Knight, 1996, p. 562; US EPA, 1994, p. 18; Oliver Rajadel, 2017, p. 22). No último caso, o substrato de solo apresentaria espessuras variáveis⁸ e seria composto por areia ou cascalho, realizando a função de suporte da vegetação e permitindo que a água passe através do sistema radicular das plantas (Oliver Rajadel, 2017, p. 26).

⁷ Na identificação dos serviços ecossistêmicos ofertados pelos ambientes naturais, tais como os alagados, a classificação aplicada de maneira genérica compreende tanto o conceito de 'bens' (p.e. produtos obtidos a partir dos ecossistemas) e 'serviços' (p.e. benefícios recreativos e turísticos ou funções ecológicas tais como a promoção de habitat, purificação da água, regulação climática e controle da erosão) (Barbier, 2011, p. 1362).

⁸ Nos sistemas de alagados de Fluxo Sub-Superficial a profundidade da água é dentre 0,3 e 0,9 metros (Oliver Rajadel, 2017, p. 26).

Os sistemas de Alagados Construídos de Fluxo Sub-Superficial, ou Horizontal Sub-Surface Flow Wetlands (HSSFWs) em inglês, desenhados para o tratamento e purificação de águas efluentes são considerados altamente eficientes na remoção da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos Totais (SST) (US EPA, 2000; Oliver Rajadel, 2017, p. 27).

Desenho 3.9 – Esquema do funcionamento de um Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial (HSSF CW)



Fonte: Adaptado do Kadlec e Knight (1996).

No Desenho 3. pode ser observado o esquema de funcionamento de um HSSF-CW. A camada de areia ou cascalho através da qual a água discorre no sistema contribui para o retardamento da velocidade de fluxo do influente. Adicionalmente, o solo atua também como filtro, o que facilita que sólidos suspensos presentes na água sejam removidos através da sedimentação, floculação e adsorção. Em soma, o efeito de resistência e filtro ofertado pelo substrato de solo resulta na melhora do rendimento desse sistema natural no que se refere à remoção de SST ao ser comparado com os Wetlands de Fluxo Horizontal Superficial (HSFWs) (Oliver Rajadel, 2017).

A existência de fluxo atravessando o substrato de solo facilita também a remoção de DBO. Processos físicos e biológicos na interação entre solo e água ajudam a diminuir o conteúdo de matéria orgânica presente no efluente de entrada: partículas coloides e supra-coloides, as quais conformam a matéria orgânica⁹, são removidas da

⁹ Sólidos suspensos podem estar presentes em esgotos afluentes, geralmente sólidos coloidais e supracoloidais de densidade alta e com altos conteúdos de matéria orgânica (Toniato, 2005)

água mediante a floculação e sedimentação¹⁰ e a matéria orgânica dissolvida na água adsorvida ao atravessar o sistema (Toniato, 2005, p. 45; Oliver Rajadel, 2017).

Finalmente, destaca-se também o benefício de sistemas de alagados de fluxo sub-superficial ou SSFWs em relação à erradicação dos problemas vinculados à existência de mosquitos e outros insetos que representem risco à saúde humana devido à transmissão de doenças (US EPA, 2000). Tal problema pode condicionar a seleção de um ou outro sistema, principalmente em regiões em que há probabilidade de encontrar doenças de Dengue ou Zika, como seria o caso do Brasil (Trang, et al., 2010; US EPA, 2000). Na seguinte foto há um exemplo para atenuar esse tipo de problemas que consiste na utilização de fibra de coco cobrindo o alagado.

Foto 3.1 – Sistema de Ilha flutuante para tratamento da água coberto com fibra de coco na Colombia



Fonte: PROJAR Group, (2018).

Existe um amplo espectro de métodos para dimensionar sistemas de CWs para o tratamento de águas efluentes contaminadas com vistas ao cumprimento de objetivos de qualidade específicos para os quais foram projetados. Conforme Kadlec & Knight (1996), métodos baseados na '*Rule of Thumb*' (p. 574) são considerados dentre os mais simples e oferecem uma ideia geral sobre o desempenho do sistema. O método referido permite estimar a percentagem de remoção através do cálculo da diferença entre a concentração de poluição no influente e efluente, ou fluxo de entrada e saída do CW (Rousseau, Vanrolleghem, & Pauw, 2004; Kadlec & Wallace, 2008).

A fórmula baseada no método da percentagem de remoção para a obtenção de uma concentração de poluente específica no efluente seria a seguinte:

¹⁰ Em áreas alagadas sólidos suspensos são removidos principalmente por floculação ou sedimentação e filtração ou interceptação na zona de raízes (Toniato, 2005).

$$Q_1 C_1 = (Q_{in} C_{in}) - (I A_1 C_1) - Q_1 C_1 (\alpha E T A_1 C_1) - (k A_1 (C_1 - C^*)) \quad (1)$$

Notas:

Influente Q_{in} ; Efluente Q_1 ; Concentração de poluente no Influyente C_{in} ; Concentração de fundo C^* ; Coeficiente k ; Fração de Transpiração (ET); Concentração de poluente no Efluente C_1 ; Área do wetland A_1

A utilização desse método não obstante só é aconselhada quando a tipologia e as características de operabilidade dos alagados dos quais foram obtidos os valores de coeficientes de remoção de referência para o pré-dimensionamento forem semelhantes aos do sistema projetado¹¹ (Kadlec & Wallace, 2008).

Os métodos para o pré-dimensionamento de CWs podem ser fundamentados também no modelo K-C* de primeira ordem, o qual é baseado na redução exponencial da concentração de poluente presente na água conforme ela atravessa o sistema de alagado construído. Assim, a mudança na concentração de contaminante é determinada mediante a equação (x) em função do tempo e da constante cinética k, representando a diminuição da concentração como exponencial.

$$\frac{C}{C_{in}} = e^{-kA/q} \quad (2)$$

Notas:

Concentração de poluente no Influyente C_{in} ; Concentração de poluente no Efluente C ; Constante de Degradação m.d-1 k ; Área A ; Coeficiente Hidráulico em m.d-1 q

A utilização do Modelo K-C* é recomendada para fluxo de entrada e saída constante já que esses valores permanecem fixos na fórmula (Rousseau, Vanrolleghem, & Pauw, 2004; Oliver Rajadel, 2017; Kadlec & Wallace, 2008), desaconselhando, portanto, a aplicação da fórmula em CWs com palpitações de fluxo de entrada¹². O coeficiente k utilizado nos modelos cinéticos de primeira ordem depende de fatores tais como a carga de contaminante, a transferência de oxigênio ou a vegetação (Gajewska & Skrzypiec, 2018). O modelo de fluxo é baseado em Tank-

¹¹ É, portanto, necessário, que os alagados construídos sejam da mesma tipologia, para que o coeficiente seja generalizado. Também, é importante que não existam grandes diferenças em relação aos padrões de fluxos, as cargas de poluente, a profundidade do alago e outras variáveis as quais aparecem indispensáveis no desenho do sistema, já que estes atuam como fatores de cambio na eficiência de remoção (Kadlec & Wallace, 2008).

¹² Alagados para tratamento de influentes de água pluvial seria um dos casos em que o Modelo K-C* não seria aconselhado devido a que as concentrações das cargas contaminantes e os valores de fluxo de entrada oscilariam.

In Series (TIS) para representar a operabilidade hidráulica do alagado. O modelo K-C*, considerando as concentrações C*, tem sido utilizado de forma comum para a descrição da remoção de contaminante para DBO5 e Nitrogênio total em CWs (Kadlec & Wallace, 2008; Gajewska & Skrzypiec, 2018; Oliver Rajadel, 2017). A equação que combina dispersão de fluxo, concentrações de fundo distintas de zero e o coeficiente k é apresentada a seguir (Gajewska & Skrzypiec, 2018):

$$(C - C^*) / (C_i - C^*) = \exp (-ka/q) . \quad (3)$$

4. DIAGNÓSTICO DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, O CASO DA BACIA DO JAGUARÉ E SUB-BACIA DO CÓRREGO ÁGUA PODRE

Neste capítulo da Tese é realizado um diagnóstico fundamentado na revisão teórica de métodos de análise ambiental realizada no Capítulo 2. O diagnóstico levantado neste capítulo facilita o estudo de impactos provocados pela urbanização sobre os primitivos cursos d'água da RMSP, avançando algumas ideias acerca das formas de intervir para melhorar essa situação. Nesse sentido, há uma introdução inicial que reflete acerca do processo de urbanização da RMSP e, depois, são realizadas análises à escala metropolitana e local que permitem julgar aspectos associados à ocupação urbana e seus impactos ambientais.

A análise ambiental à escala da RMSP é realizada em uma faixa de 500 metros ao longo de um percurso de 27 km, baseado no cenário ambiental estruturado por trilhas definidas na direção norte-sul no Projeto Temático “Infraestrutura Verde para a Resiliência Urbanas às Mudanças Climáticas da Cidade de São Paulo” (LabVerde, 2017). No estudo dessa trilha proposto nesta Tese consideraram-se vários assuntos associados à caracterização da paisagem como ambiente antropizado. Aspectos urbanos são contrastados às informações sobre os compartimentos do relevo, refletindo no condicionamento das dinâmicas de clima, águas e processos hidrológicos de cada parte estruturante da paisagem em decorrência do fenômeno da urbanização. A última fase dessa análise à escala metropolitana consistiu no levantamento de um Zoneamento Ambiental, conforme descrito no Capítulo 2 da Tese. Entendeu-se que a partir do estudo de componentes tanto urbanos quanto ambientais e do exercício de sua sobreposição, consegue-se observar a paisagem transformada e, dessa forma, gerou-se uma visão mais clara da problemática aqui abordada.

Da análise realizada, foi levantada uma discussão sobre as possibilidades de aplicação do conceito de Corredor Ecológico no corredor Norte-Sul. A proposta partia da integração da Infraestrutura Verde como principal estratégia, mas que devia ser acompanhada das necessárias reestruturações do sistema de mobilidade. Assim, a proposta de atuação mediante a aplicação de tipologias verdes, somar-se-

ia à da redução do tráfego motorizado, inclusão da bicicleta e de um Veículo Leve sobre Trilhos (VLT). O segundo passo consistiu na análise da Bacia do Jaguaré fundamentada no Modelo ABC (Ahern & Kato, 2008; Ndubisi, 2002). Esse método de análise, introduzido no Capítulo 2 da Tese, embasou no estudo dos vetores Abióticos, Bióticos e Culturais do modelo descrito por Ahern & Kato (2008). Os aspectos culturais são analisados a partir das informações coletadas em vistoria de campo na bacia. Já para o estudo dos componentes Abióticos e Bióticos foca-se na região da APP do Córrego Água Podre, no ponto 4.3, que servirá, posteriormente, à discussão das propostas LID definidas para a intervenção na melhora da qualidade hídrica nessa área no Capítulo 5 da Tese.

4.1. Processos de apropriação do território da RMSP, contraposições entre o centro e a periferia

Nesse primeiro ponto são tratados vários aspectos relacionados à expansão da RMSP mais recente (ver Desenho 4.1 e Desenho 4.2 mostrando a expansão da cidade e o desmatamento provocado pelo homem no Estado de São Paulo), as tendências de apropriação e seu impacto sobre os ambientes fluviais, ressaltando os processos ocorridos em áreas periféricas da cidade. Para tal, foi considerada a tendência de transformação do tecido urbano e sua expansão na RMSP em sua versão mais recente (Reis, Notas sobre urbanização dispersa e novas formas de tecido urbano, 2006). Revela-se, a partir da investigação das mudanças mais visíveis da Cidade de São Paulo, o que agregaria os processos de reconfiguração e consolidação de sua malha viária, assim como de expansão da própria mancha urbana e sua relação com as dinâmicas da imigração da população rural para o meio urbano.

O processo de mobilização das famílias rurais para os grandes núcleos metropolitanos do país, e, particularmente, à Cidade de São Paulo, resulta, na maioria dos casos, na ocupação de territórios marginais da cidade (Reis & Bentes, 2016). O assentamento desses novos extratos sociais deu-se, geralmente, em forma de bairros autoconstruídos ocupando áreas não planejadas sendo esses marcados pela falta de provisão em infraestrutura urbana e serviços, e, dessa forma, tidos como impróprios para o correto desenvolvimento humano (Cavalcanti, 2017).

Foto 4.1 – Vista aérea da região do Estado de São Paulo e localização da RMSP

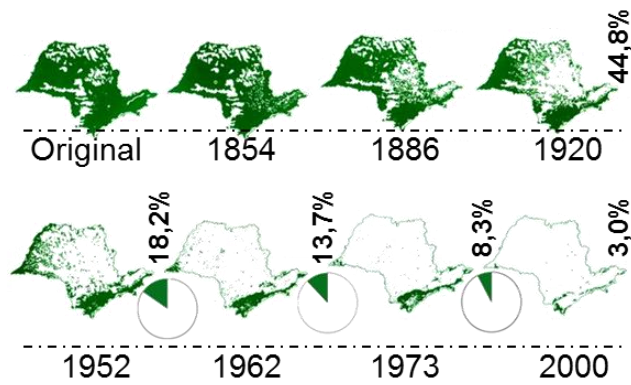


Fonte: Google Earth.

Notas:

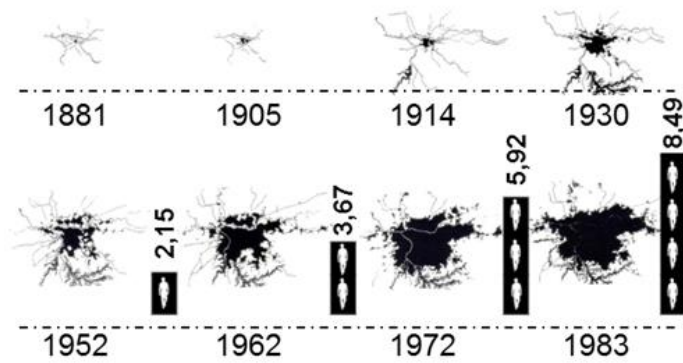
Organização das informações realizada pela autora a partir da imagem coletada do Google Earth.

Desenho 4.1 – Desmatamento no Estado de São Paulo desde 1854 até 1983



Fonte: Victor, M., et al. (2005).

Desenho 4.2 – Expansão da mancha urbana do Município de São Paulo desde 1881 até 1983



Fonte:Neto (2014).

Foto 4.2 – Localização Região Metropolitana de São Paulo



Fonte: Google Earth (2018).

Assim, para a análise dos diversos tipos de morfologias que compõem o tecido urbano da RMSP, é importante refletir sobre as dinâmicas de crescimento, movimentos migratórios e forças do mercado imobiliário que puderam condicionar a forma em que o padrão de ocupação urbana ocorreu nas últimas décadas do século XX e inícios desse século. Ao ter em consideração esses aspectos, observa-se que o território da RMSP experimentou processos de transformação muito diversificados, destacando-se por um lado a verticalização, e, pelo outro, a dispersão territorial (Schutzer, 2012; Reis & Bentes, 2016).

Foto 4.3 – Imagem aérea mostrando áreas verticalizadas da Cidade de São Paulo

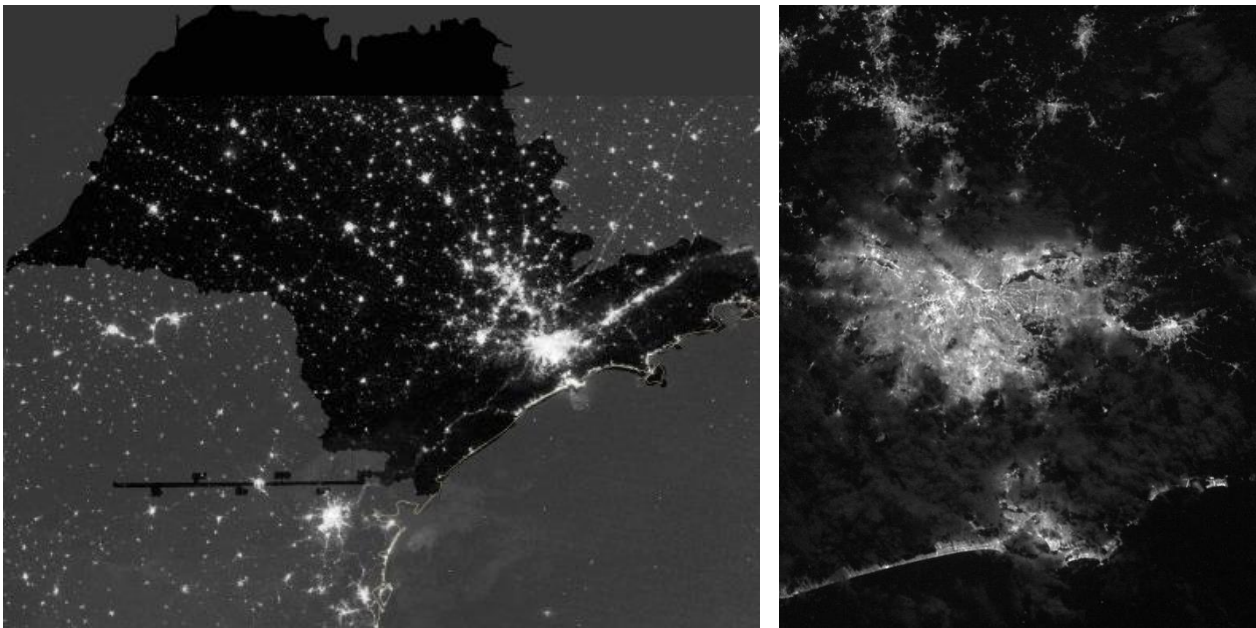


Fonte: Institución Grupo Editorial S.L., La Cormarca, (2015).

Constata-se que a partir da segunda metade do século XX, muitos núcleos urbanos brasileiros experimentaram processos tanto de verticalização de tecidos consolidados quanto de dispersão sobre antigas áreas rurais ou de floresta. Isto, no caso particular da cidade de São Paulo, obriga à observação do fenômeno de transformação urbana mais recente de uma perspectiva tridimensional. Essa tendência foi marcada pelos processos de segregação e expulsão, ocorridos, principalmente, no decorrer das últimas décadas.

Quanto ao processo de verticalização anteriormente citado, observa-se que bairros mais consolidados em algumas partes da Cidade de São Paulo foram crescendo em altura durante os últimos anos, resultando no adensamento populacional, mas, também, no encarecimento do valor fundiário do solo (Valle & Dantas, 2011; Gagliotti, 2013). Enquanto essas partes da cidade foram se adensando, diversos tecidos morfológicos associados aos padrões sociais e tendências da expansão urbana foram aparecendo em territórios periféricos da cidade, principalmente a partir da década de 1950 (Gagliotti, 2013).

Desenho 4.3 – Fotos satélite noturnas do Estado de São Paulo e da RMSP



Fonte: Acervo fotos satélite noturnas da NASA (2015).

Nesse sentido, a aceleração da expansão urbana a partir desse período histórico em áreas periféricas da cidade foi produzindo modos de apropriação da paisagem reveladoras da estruturação social. As novas ocupações se estenderam sobre grandes áreas com núcleos as vezes separados e em forma de constelações (ver Desenho 4.3) (Reis & Bentes, 2016).

Nesta Tese, a qual tem como foco de estudo as bacias hidrográficas urbanizadas da RMSP, realiza-se um esforço de leitura do território que leve à compreensão da complexidade da paisagem ocupada. Dessa forma, avançaram-se os critérios sobre como intervir para a melhora da condição atual, em vistas à problemática aqui analisada: a da degradação do patrimônio ambiental e, especificamente, os cursos de água da cidade.

Nesse sentido, não só se consideram as especificidades da forma urbana anteriormente descritas, a qual é caracterizada pela complexidade, diversidade (Foto 4.4), e uma dicotomia marcante entre centro e periferia, mas também as peculiaridades do próprio terreno em que a cidade se assenta. Seu território é analisado do ponto de vista da geomorfologia, fisiografia e relevo que o destacam, definem a organização espacial da sua estrutura hídrica e as características das paisagens fluviais que nele haviam e foram sendo transformadas pela ocupação antrópica.

Foto 4.4 – Padrões de ocupação nas proximidades de corpos fluviais da RMSP



Fonte: Correia, E. (2014); Silveira, S. (2015).

Para a realização dessa leitura, optou-se pelo traçado de uma faixa que atravessa a cidade no sentido Norte-Sul, que atravessa alguns dos principais fundos de vale da cidade. Observou-se, dessa forma, o impacto que cada parte desse território tinha experimentado em relação à apropriação da paisagem fluvial e suas áreas marginais. Também, levantou-se um estudo pormenorizado desses aspectos na Bacia do Córrego Jaguaré, área periférica da cidade, o que permitiu contrastar também às situações de ocupação nessas partes.

Dessa forma, observou-se que no território da Bacia do Jaguaré, assim como tantos outros característicos da periferia urbana da RMSP, predominava uma dinâmica de expansão e apropriação horizontal do território em comparação às regiões centrais, e que as condições de vida das comunidades moradoras desses bairros era geralmente marcada pela falta de equipamentos urbanos, serviços e estruturas para suporte de suas atividades.

Foto 4.5 – Vista aérea do assentamento irregular Paraisópolis na RMSP



Fonte: PulsoSocial, 2016.

Constatou-se que nesse processo típico de adensamento da periferia, ocorrido a partir da segunda metade do século passado, loteamentos regulares foram aprovados para o estabelecimento de setores de diversos perfis socioeconômicos. As dificuldades de acesso ao mercado imobiliário pelas camadas sociais de menor renda e a alta demanda de moradia levaram à intensificação do fenômeno de invasão de terrenos e construção de favelas. Assim, tanto na Bacia do Jaguaré, quanto em outros bairros do contorno urbano, concentraram-se os maiores problemas associados à vulnerabilidade social devido à falta de rede de esgoto, serviços de coleta de lixo, estado deficiente das casas, ou apropriação indevida de áreas expostas a diversos riscos naturais (i.e. alagamentos frequentes, desmoronamento do terreno ou contato com ambientes insalubres) (Nobre, Marengo, & Nobre, 2010).

Nesse sentido, é verificado por estudos ambientais que regiões periféricas, mais precárias em termos de dotação de infraestruturas e serviços, acabam sendo onde se produzem impactos severos contra a qualidade hídrica dos córregos locais (FCTH, 2017; Nobre, Marengo, & Nobre, 2010).

Dentro desse contexto, estudos tais como os desenvolvidos pela equipe do FCTH no Relatório RF-1151-16 para a Bacia do Córrego Jaguaré, permitiram que entre os aspectos relacionados ao processo de degradação de corpos de água dessa região, se saliente a presença de bairros autoconstruídos sem infraestruturas sanitárias (ver Foto 4.6). Já como será exposto nos seguintes pontos, neste capítulo

da Tese trata-se de avaliar as realidades contrastantes entre áreas periféricas e o centro mais consolidado da RMSP mediante o diagnóstico de componentes Abióticos Bióticos e Culturais que evidenciam esses aspectos.

Por outro lado, também, essas pesquisas ressaltam que em vários locais dessas bacias periféricas da cidade há uma presença significativa de espaços verdes de uma elevada qualidade paisagístico-ambiental. Assim, essa característica foi relacionada ao baixo desenvolvimento urbano dessas áreas e, em consequência, à existência de menores taxas de ocupação e impermeabilização do solo e uma maior proporção de cobertura vegetal. Por esse motivo, essas áreas garantem a presença de espaços abertos não ocupados que na maioria das vezes constituem importantes áreas verdes remanescentes de florestas e corredores ripários. Esses últimos são reconhecidos como regiões de APPs de córregos e áreas de mananciais, constituindo partes essenciais do ecossistema natural associado à rede hídrica estrutural das bacias, e, portanto, sua existência sustenta o hábitat para flora e fauna dos biossistemas ribeirinhos (FCTH, 2017).

Os dois estudos a seguir contribuem para a discussão relativa aos aspectos associados à situação em que os corpos d'água da região se encontram. Assim, também se constrói uma ideia sobre a evolução na apropriação dos espaços das águas na RMSP. O diagnóstico da análise da Bacia do Córrego Jaguaré é mais pormenorizado que o realizado à escala metropolitana. Adicionalmente, esse integra-se ao Projeto Piloto para Revitalização de Bacias Urbanas na Cidade de São Paulo, promovido em parceria entre a FCTH da USP e a CETESB e SABESP¹, e os fatores de seleção dessa bacia não foram aleatórios.

Conforme já tratado anteriormente, nos bairros periféricos da cidade aparecem elevados índices de vulnerabilidade social em relação a outras partes dessa (Nobre, Marengo, & Nobre, 2010; Cobrape, Engecorps, Maubertec, 2014), e essa situação acaba sendo necessariamente vinculada à degradação dos ambientes fluviais. Dessa forma, o problema da vulnerabilidade social da periferia urbana da cidade possui íntima relação com a questão da degradação ambiental², principalmente no

¹ A partir do contrato que a Associação Águas Claras do Rio Pinheiros e a FCTH assinaram, e que foi financiado mediante fundos da FEHIDRO.

² Conforme expõe Nobre (2010), o acelerado crescimento urbano das principais cidades brasileiras tem criado espaços fragmentados com ampla segregação espacial, agravando a desigualdade social e a degradação ambiental nas últimas décadas.

que diz respeito a córregos, áreas de nascentes e mananciais (Nobre, Marengo, & Nobre, 2010).

Foto 4.6 – Assentamento precário sobre o fundo de vale do principal afluyente do Córrego Espanhol. Local: Bacia do Jaguaré, (RMSP)



Fonte: Coletada em vistoria em campo pela autora, Março de 2016.

Considerando essas circunstâncias, os motivos da eleição da Bacia do Córrego Jaguaré para o desenvolvimento do Projeto Piloto para Revitalização em São Paulo foram sua localização em área periférica e os problemas crescentes da falta de salubridade hídrica no cotidiano de seus residentes (SVMA, SEMPLA, 2002, p. 140).

4.2. Análise ambiental à escala metropolitana no território da RMSP

A análise à escala metropolitana da RMSP fundamenta na combinação e sobreposição de variáveis que permitam produzir novas formas de representação da cidade. A combinação dessas camadas de análise facilita visualizar a síntese de estudos que revelem informações essenciais para os projetos de planejamento urbano.

O estudo se estende sobre uma área de escala metropolitana que coincide com um dos eixos definidos no Projeto Temático “Infraestrutura Verde para a Resiliência Urbana às Mudanças Climáticas da Cidade de São Paulo” (LabVerde, 2017) e corresponde a uma faixa de 500 metros de largura que atravessa a mancha urbana no sentido Norte a Sul, passando, entre outras, pelas Avenidas Engenheiro Caetano Álvares, Sumaré, Paulo VI, Brasil e Presidente Juscelino Kubitschek, muitas das quais coincidem com áreas de fundos de vale. Esse percurso conecta o Horto Florestal, planícies aluviais do Rio Tietê, o Parque de Ibirapuera, o Parque do Povo e planícies do Rio Pinheiros, na direção Norte a Sul (Desenho 4.4).

Na análise executada ao longo desse trajeto, dados sobre o uso do solo, sistema de mobilidade urbana, geomorfologia, relevo, vegetação significativa e processos hidrológicos associados a cada setor topográfico foram sobrepostos. Tal sobreposição permitiu obter uma visão sistêmica do território, observar a forma em que diversas estruturas ambientais, definidas essas pelos processos naturais predominantes que ocorrem nelas, têm sido transformadas. Esse estudo evidencia que o resultado da antropização desse território é o surgimento de uma nova paisagem que difere no clima, características físico-químicas do solo, hidrologia, distribuição das espécies e vegetação e mobilidade dos recursos, capital e pessoas.

Desenho 4.4 – Mapa da trilha Norte-Sul, sua localização na RSMP e imagens das áreas verdes mais significativas ao longo dela



Fonte: Google Earth (2018), Alonso, M. (2015), Parque Ibirapuera Conservação (2006), Franco, F. (2018). Notas: ⁽¹⁾ Informações organizadas pela autora a partir de imagem satélite do Google Earth (2018). ⁽²⁾ Foto coletada em vistoria de campo pela Arquiteta Marcela Alonso (2015). ⁽³⁾ Acervo de fotos plataforma Parque Ibirapuera Conservação (2006). ⁽⁴⁾ Franco, F (2018). ⁽⁵⁾ Elaborado pela autora a partir de imagem Google Earth (2015), Atlas Ambiental e dados geo-espaciais do acervo do Grupo Executivo da Grande São Paulo (GEGRAN).

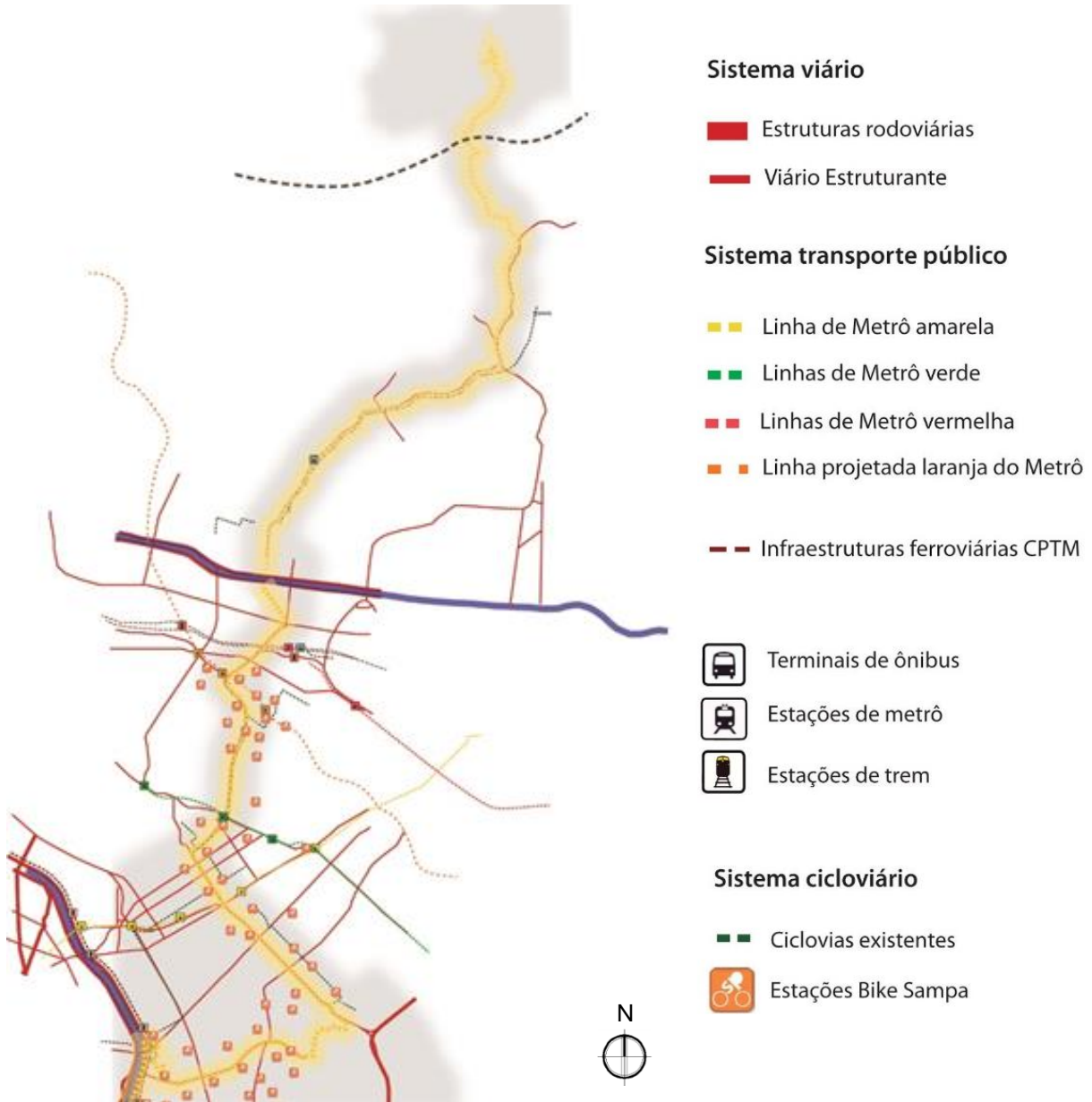
Em primeira instância, parte-se do estudo da paisagem e forma urbanas. Realiza-se uma análise do sistema de mobilidade urbana e da configuração espacial e tipologia dos elementos construídos, identificando as edificações, quadras e loteamentos que definem esse tecido urbano. Esses aspectos descrevem o resultado do processo histórico de apropriação da paisagem em sua expressão de forma urbana construída.

As informações sobre o sistema de mobilidade urbana foram representadas a partir da demarcação dos principais vetores de deslocamento populacional; esses, estão conectados à estrutura de avenidas que compõem o eixo de 27 km definido para esta análise.

Nesse mapeamento, conforme o Desenho 4.5, foram distinguidas as estruturas lineais que suportam os fluxos de pessoas e pontos de baldeação para troca de sistema de transporte. Como elementos integrantes dessas estruturas lineais, representaram-se tanto os subsistemas viários secundários quanto terciários, os quais servem à conectividade dentro de bairros de caráter mais residencial, ou bairros em que predomina a função habitacional, onde há uma intensidade de tráfego motorizado menor.

Da mesma forma, foi representada a rede de grandes avenidas nas quais se concentra o maior número de deslocamentos motorizados dessa área.

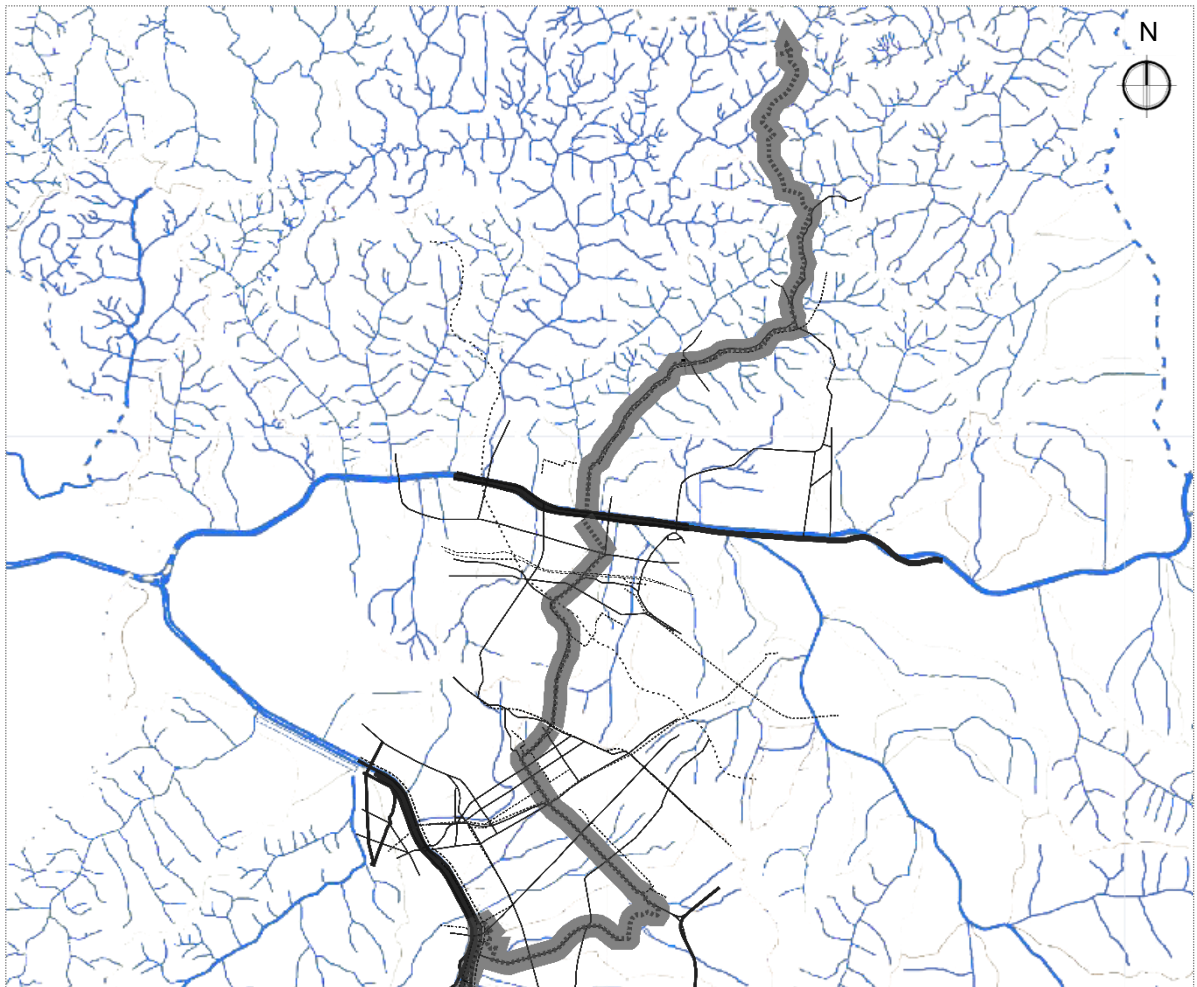
Desenho 4.5 – Sistema de mobilidade urbana ao longo da trilha Norte-Sul



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados urbanos do Portal da Prefeitura do Município de São Paulo e Google Earth (2015).

Foram também mapeados os sistemas de mobilidade urbana alternativos ao transporte motorizado. Identificaram-se no mapeamento as linhas de metrô e trem existentes e que cruzam esse trajeto, assim como suas respectivas estações, as quais, em alguns dos casos, permitem a troca entre os sistemas de metrô e trem, tal e como apresentado no Desenho 4.5. Por último, foram ressaltadas as ciclovias já existentes e os pontos definidos para o estacionamento de bicicletas.

Desenho 4.6 – Sobreposição do sistema de mobilidade urbana ao longo da trilha Norte-Sul à Rede Hídrica Estrutural da RMSP



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados urbanos do Portal da Prefeitura do Município de São Paulo, Google Earth (2015) e Atlas Ambiental do Município de São Paulo.

No que se refere à representação da estrutura de avenidas, foi foco mais específico de estudo, juntar essas informações ao mapeamento da primitiva rede de córregos existente (Desenho 4.6); isso levaria a contrastar o grau de transformação ocorrido nesses ambientes. Esse estudo foi fundamental na reflexão sobre São Paulo e seus córregos urbanos, sendo que as ações empreendidas para gestão das águas urbanas se iniciaram com estudos para a canalização, retificação e ocupação

desses, tal e como antecipara o Estudo de Avenidas de Prestes Maia nos anos 1930 (Lucas, 2009, p. 22).

Estes estudos viários partiam de modelos de irradiação perimétrica inspirados nos conceitos mais modernos e progressistas da época em benefício do transporte motorizado. Assim, as intervenções sobre o sistema de córregos da cidade nas últimas décadas permitiu que esses fundos de vale se incluíssem no tecido urbano como avenidas para a passagem de veículos dentro da malha de mobilidade urbana (Lucas, 2009; Travassos & Schult, 2013).

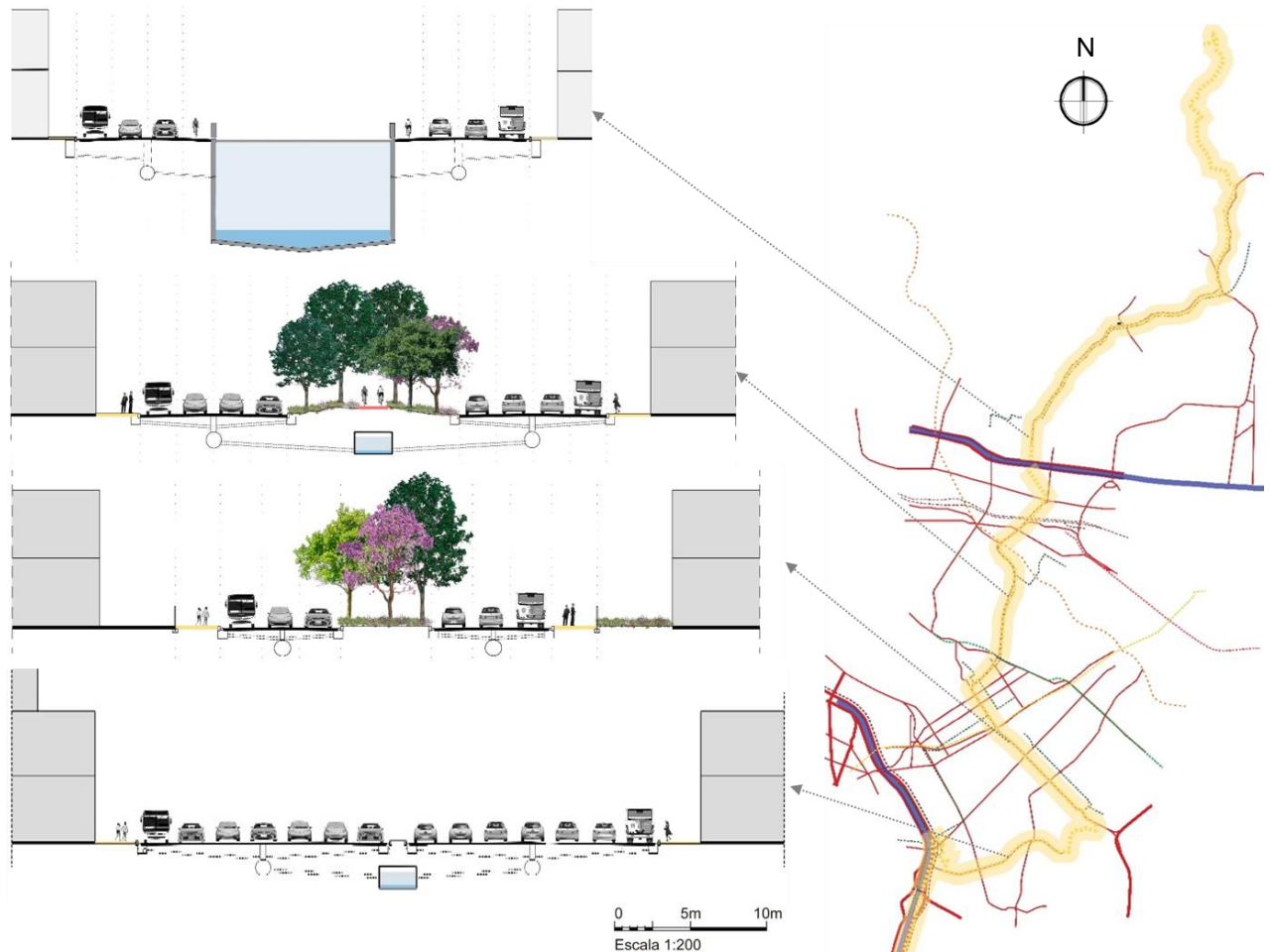
Avaliou-se na análise do sistema de mobilidade urbana ao longo do eixo Norte-Sul a alteração da paisagem do córrego e sua APP desde a condição de pré-desenvolvimento urbano até hoje, passando por diversos níveis de progressiva ‘artificialização’ desses cursos de água.

Para visualizar essas distintas situações, foram realizadas seções transversais dos principais fundos de vale atravessados pelo percurso (ver Desenho 4.7).

A presença de diversos graus de urbanização das APPs dos Córregos permitiu refletir sobre diversos aspectos. Por um lado evidenciou-se a modificação de processos vinculados às dinâmicas do clima, (i.e. evaporação, evapotranspiração, emissividade de calor, movimentação do ar), e da água, (i.e. escoamento superficial, infiltração, percolação, filtragem e armazenamento) (Schutzer J. G., 2012, p. 16). Por outro lado, esse tipo de estudo revelou as realidades sociais e ambientais tão contrastantes entre áreas mais nobres do centro consolidado e da periferia urbana. Esse assunto foi tratado no ponto seguinte desse capítulo da Tese, o qual centra na descrição da Análise Ambiental levantada na região da Bacia Hidrográfica do Córrego Jaguaré.

Aos estudos prévios agregou-se a análise das estruturas morfológicas urbanas, usos do solo, presença de áreas verdes e processos de transformação e impermeabilização dos ambientes. No Mapa 4.1 é apresentado o mapeamento de usos do solo no primeiro trecho do percurso, o que corresponderia às áreas próximas à Serra da Cantareira até o encontro com a planície aluvial do Rio Tietê.

Desenho 4.7 – Seções transversais dos principais fundos de vale e avenidas ao longo da trilha Norte-Sul



Fonte: Google Earth (2015), acervo Grupo Executivo da Grande São Paulo (GEGRAN).

Nota:

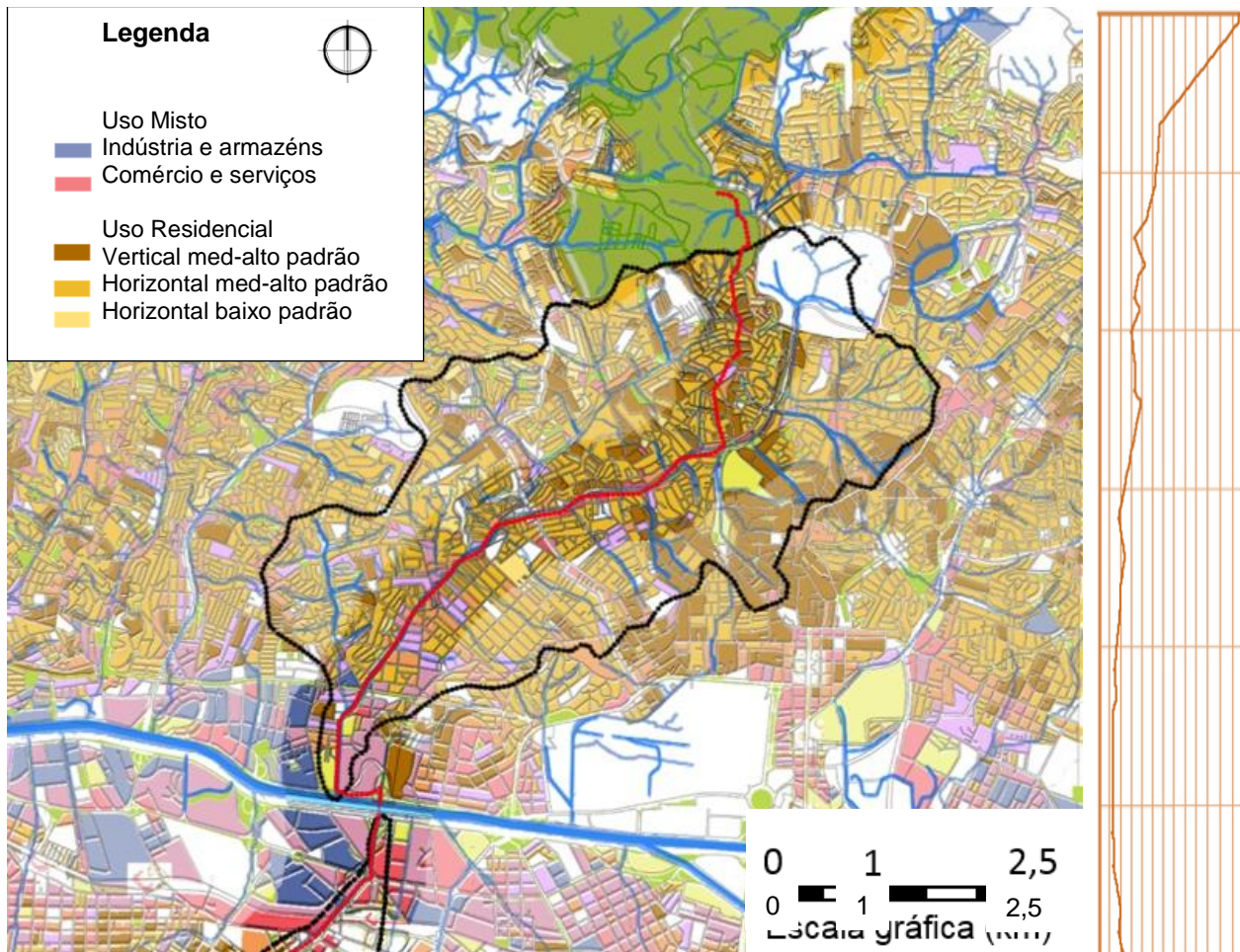
Cortes elaborados pela Arquiteta Marcela Alonso e a autora em 2015 a partir dos dados coletados em vistoria de campo e das fontes citadas.

Mapa levantado pela autora a partir das fontes citadas.

Pode se observar que ao longo da faixa prevalece um tecido urbano residencial, com predominância de edifícios de altura média em toda a extensão da Bacia do Mandaqui, à exceção da área de várzea do rio. Nessa parte da cidade, em que no início do século XX realizaram-se empreendimentos e ações de grande impacto para as várzeas, territórios rurais e semi-rurais das beiras do rio, definidos pela pequena produção agrícola, foram sendo transformados. A análise dessas mudanças partiu da construção do histórico de acontecimentos ocorridos durante o período mais intenso do processo de ocupação urbana, trabalho que se

fundamentou no material coletado a partir da pesquisa bibliográfica, arquivos históricos, aerofotografias e textos de referência.

Mapa 4.1. – Distribuição de usos urbanos no recorte em volta da faixa de 500m do primeiro trecho da trilha, mostrando a borda da Bacias do Mandaqui e Sumaré e perfil topográfico



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados de Google Earth (2015) e Infocidade da Prefeitura de São Paulo.

No final do século XIX, apenas existiam assentamentos alocados longe das largas várzeas submersíveis do Rio Tietê, mas já começavam os primeiros estudos que visavam a ocupação dos terrenos alagáveis deste (ver Foto 4.7, Foto 4.8 e Foto 4.9). A concretização deste projeto, na década de 1930, permitiu que a urbanização se estendesse nos terrenos livres marginais, elevando a renda fundiária deste solo (Zarinato, 2011). Empresas tais como a Fábrica de Cordas na região da Barra Funda ou a Vidraçaria Santa Marina, que buscavam desenvolver suas atividades próximas ao transporte fluvial e ferroviário, iniciaram processos de apropriação fundiária. Ao mesmo tempo, as terras foram sendo ocupadas pelos operários imigrantes. Seabra

(1987) explicita a situação destes moradores que sofriam às dinâmicas flutuantes do rio e da várzea no seu estado natural:

Varzeanos seriam esses novos moradores que começariam a viver o problema da insalubridade, da sujeira e do odor dos terrenos, por vezes seus próprios quintais . . . Assim, o processo de intervenção na “natureza natural” dos rios, evoluiu no tempo para tornar relações antes imediatas e até afetivas em relações abstratas. (p. 49)

Foto 4.7 – À esquerda, vista do Clube de Regatas São Paulo em 1907 sobre o Rio Tietê, nas imediações da Ponte Grande (atual Ponte das Bandeiras), à direita antigas várzeas desse nos inícios do s.XX



Fonte: Coleção Folha São Paulo Antiga (2018).

Foto 4.8 – Cárrega e descarrega de produtos no Rio Tietê no início do s.XX



Fonte: Nexo Journal, Janeiro de 2016.

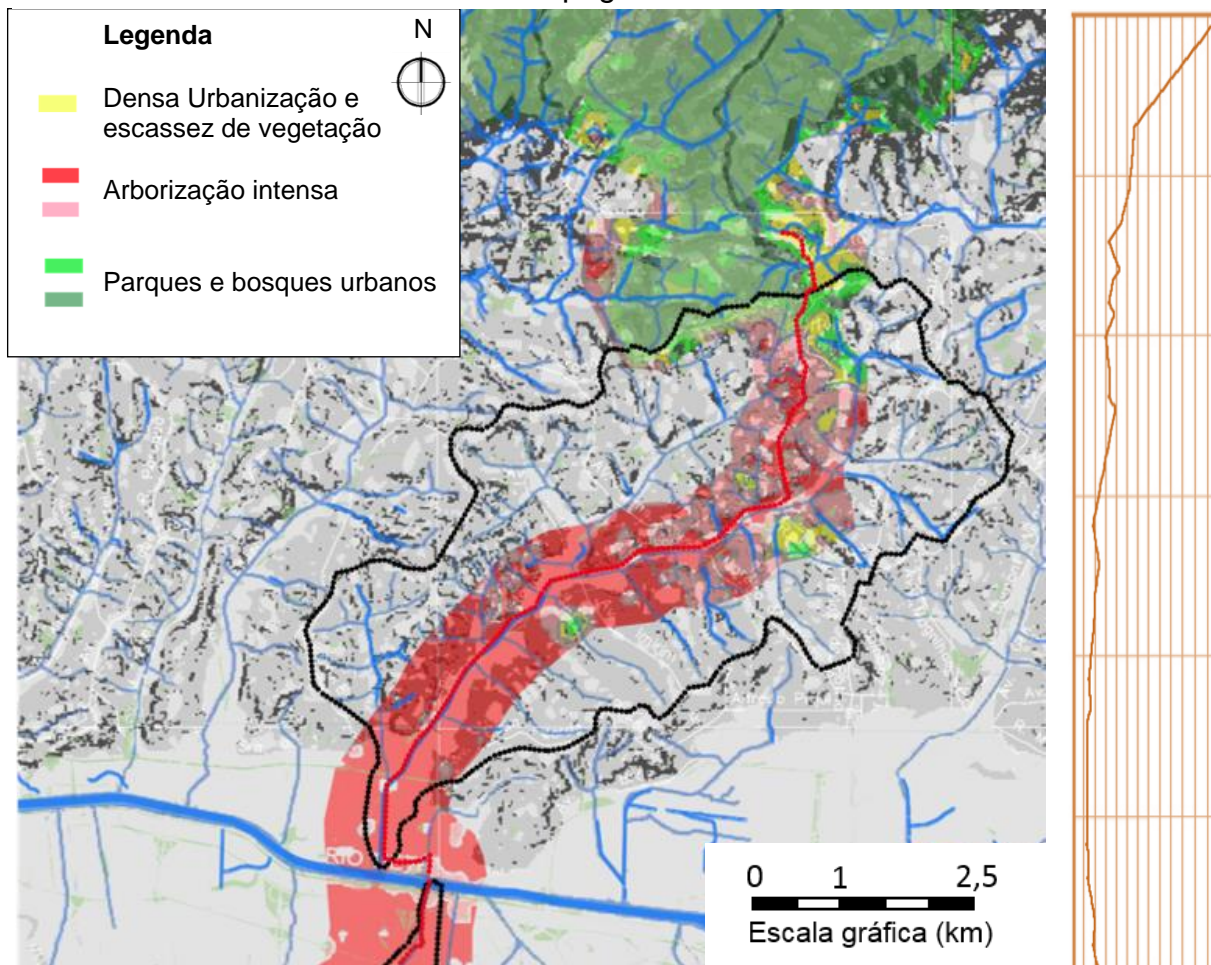
Foto 4.9 – Lavadeiras usando o Rio Tietê nos anos 1920



Fonte: saopauloinfoco, (2018).

Não obstante, nas últimas décadas, esses distritos industriais localizados em áreas de várzea do Rio Tietê, têm sido sujeitos a algumas transformações, principalmente, devido à desativação de algumas das fábricas, mas também à incorporação de atividades comerciais de grande e pequena escala, assim como a nova presença de alguns equipamentos e serviços urbanos.

Mapa 4.2. – Impacto do desmatamento analisado mediante o mapeamento da cobertura vegetal frente áreas urbanizadas no recorte em volta da faixa de 500m do primeiro trecho da trilha, borda das Bacias do Mandaqui e Sumaré e perfil topográfico

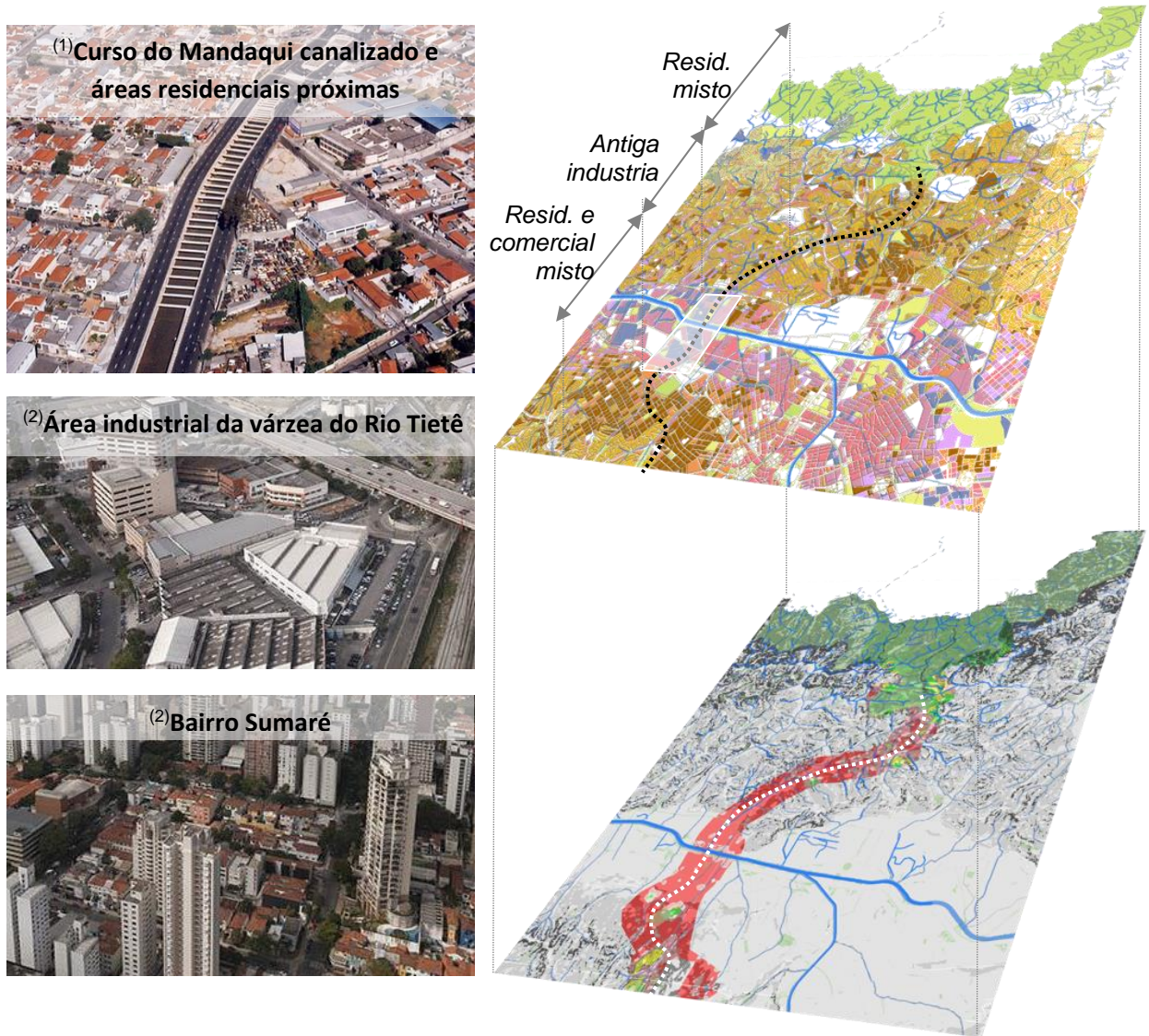


Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados geo-espaciais coletado no Google Earth (2015) e Infocidade da Prefeitura de São Paulo.

Já, na área da Bacia do Sumaré, uma vez passada a linha da ferrovia, se constata a progressiva verticalização dos prédios, a qual mais se manifesta em regiões próximas ao bairro de Higienópolis e do centro urbano da cidade. Ainda nesta área, porém, existem, além do uso residencial, atividades comerciais e industriais de caráter local, principalmente ao longo das atuais avenidas Engenheiro Caetano Álvares (na Bacia do Mandaqui), e Sumaré (ver fotos 'Curso do Mandaqui canalizado e áreas residenciais próximas' e 'Bairro Sumaré', ambas no Desenho

4.8). Contudo, o caráter residencial e terciário destes bairros contrasta com o antigo uso industrial imperante nas imediações da antiga várzea do Rio Tietê, dos terrenos baldios e dos antigos galpões desativados dessa região (ver segunda foto 'Área industrial da várzea do Rio Tietê do Desenho 4.8).

Desenho 4.8 – Análise da morfologia urbana, tipologia de uso e impacto sobre a cobertura vegetal do primeiro trecho da trilha Norte-Sul



Fonte: Fotogradas Aéreas (2018), Construbase (2015), Google Earth (2015) e Infocidade da Prefeitura de São Paulo.

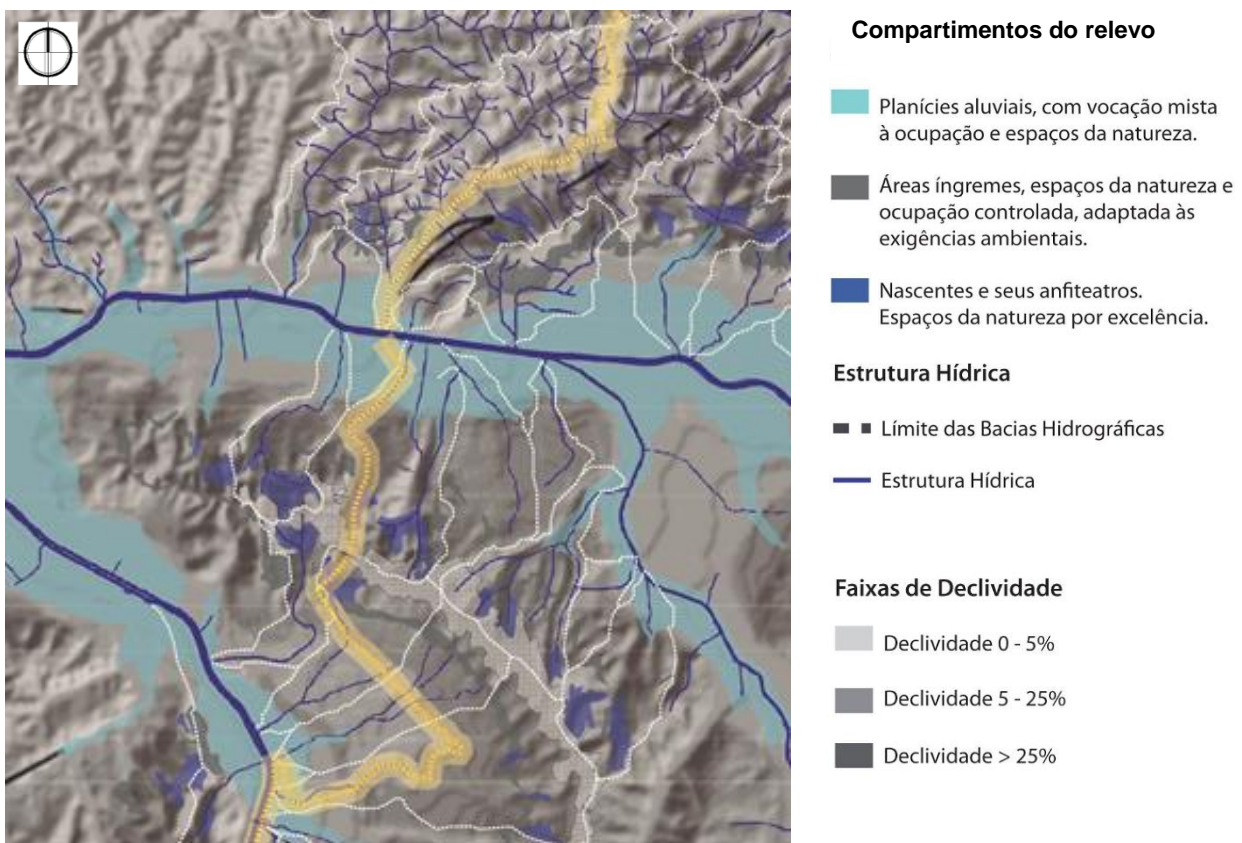
Notas:

(1) Foto coletada do acervo de Construbase (2015).

(2) Foto coletada do acervo de Fotografias Aéreas (2018).

O Mapa 4.2 corresponde ao resultado da interpretação comparativa de mapas coletados no site da Infocidade da Prefeitura de São Paulo, Google Earth e pesquisa de campo realizada na área. Essa coleta permitiu realizar a avaliação do impacto urbano na paisagem. O trecho selecionado para o estudo de impacto ao longo da faixa de 500m, dentro desse percurso Norte-Sul, corresponde às áreas de fundos de vale das Bacias do Mandaqui e Sumaré. Para esse diagnóstico é importante identificar os setores em que existe uma urbanização densa e escassa vegetação, em contraposição às áreas em que há presença de parques, florestas urbanas, e outros elementos que compõem a cobertura vegetal, tais como faixas de arborização de rua.

Desenho 4.9 – Análise da estrutura hídrica e compartimentos do relevo na RMSP

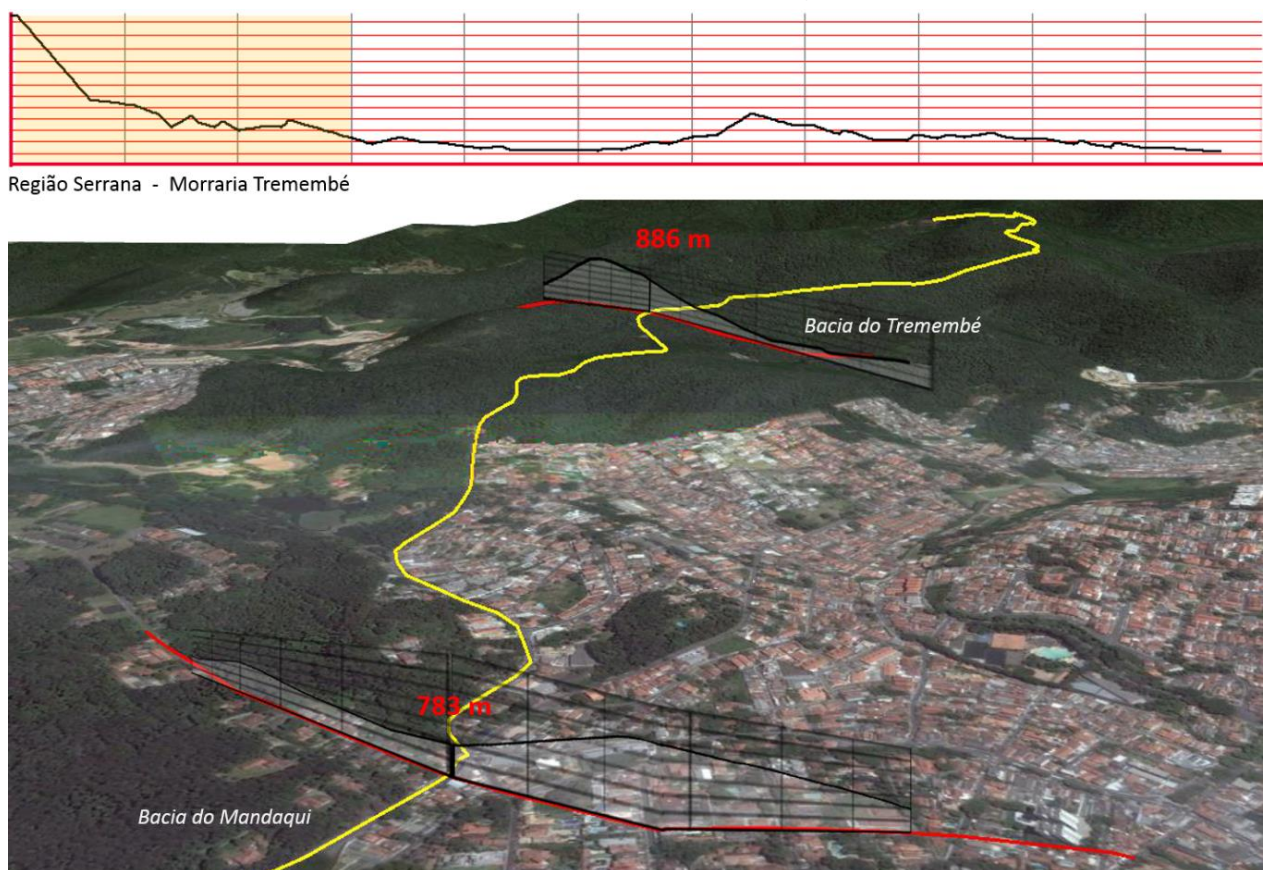


Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados urbanos do Portal da Prefeitura do Município de São Paulo, Google Earth (2015), Atlas Ambiental do Município de São Paulo e Aziz Ab'Saber (1956).

Outro estudo realizado foi o da análise da geomorfologia do território, o que fundamentou na leitura dos processos naturais predominantes dos diversos compartimentos do relevo. As Estruturas Geomorfológicas principais aqui representadas (ver Desenho 4.9) correspondem às planícies aluviais, zonas

íngremes do relevo, e áreas mananciais que atuariam como anfiteatros de drenagem. Essas informações foram mapeadas utilizando as informações do mapa levantado por Aziz Ab'Saber (1956) para a categorização geomorfológica de São Paulo, apresentado no Capítulo 2 da Tese. Mostra-se no Desenho 4.9 esse estudo, e, aflorando na camada de fundo, o mapa da declividade, com a demarcação do percurso Norte-Sul. Ao mapeamento anterior adicionam-se os resultados da análise do perfil topográfico, o qual foi traçado na direção transversal ao eixo Norte-Sul. Os seguintes desenhos mostram a transição desde a Serra da Cantareira, passando pela planície do Rio Tietê, as altas colinas e mesetas do Espigão Paulista, e a planície do Rio Pinheiros.

Desenho 4.10 – Perspectiva mostrando o percurso e cortes transversais do relevo no primeiro trecho da trilha desde a Região Serrana



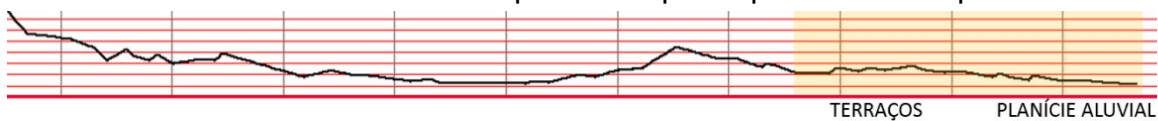
Fonte: Elaborado pela autora a partir de Google Earth (2015) e fotos realizadas nas visitas em campo durante os meses de Maio até Julho de 2015.

Desenho 4.11 – Perspectiva mostrando o percurso e cortes transversais do relevo no segundo trecho da trilha desde a Bacia do Mandaqui passando pela Av Sumaré até a Av Paulo VI



Fonte: Elaborado pela autora a partir de Google Earth (2015) e fotos realizadas nas visitas em campo durante os meses de Maio até Julho de 2015.

Desenho 4.12 – Perspectiva mostrando o percurso e cortes transversais do relevo no terceiro trecho da trilha passando por Ibirapuera e Parque do Povo



Fonte: Elaborado pela autora a partir de Google Earth (2015) e fotos realizadas nas visitas em campo durante os meses de Maio até Julho de 2015.

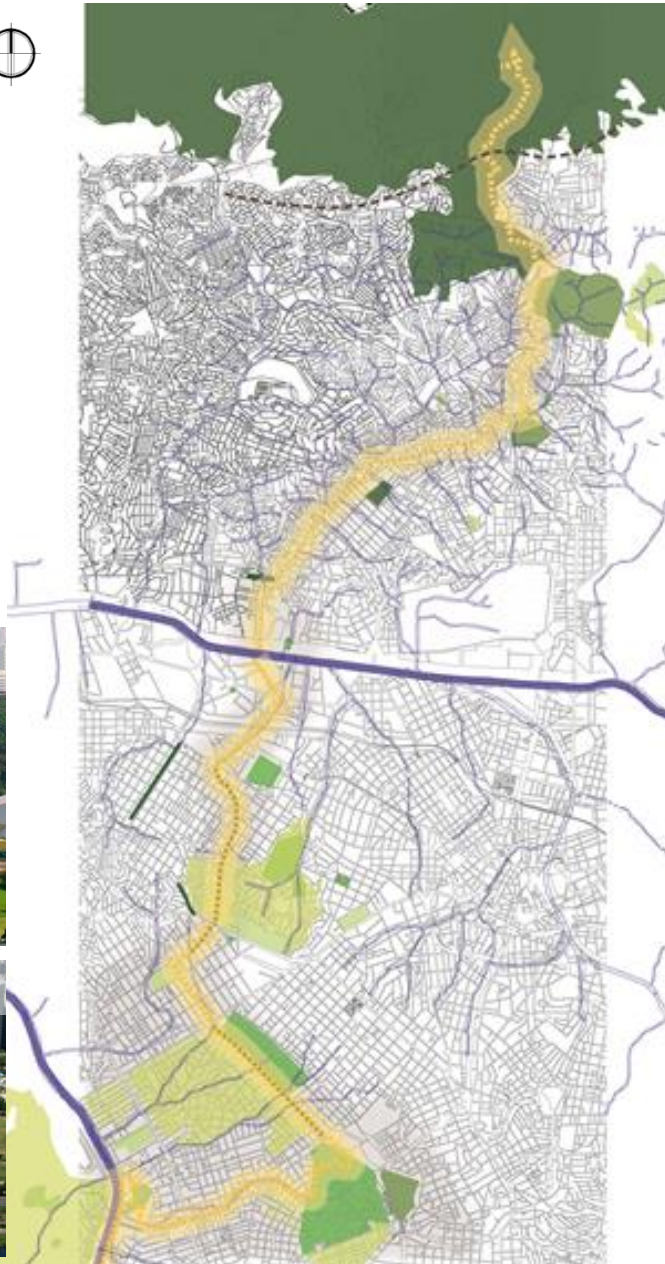
Desenho 4.13 – Análise da vegetação significativa na trilha Norte-Sul

Vegetação significativa

Ref. Atlas Ambiental do Município de São Paulo



- Matas e Capoeiras
Reservas e áreas de proteção
Presença de chácaras e sítios
Capoeiras
- Áreas Uso Público/Institucional
- Cemitérios
Clubes e Recreação
Escolas
Glebas não ocupadas (áreas urb)
Jardins Residenciais
- Barrios Jardins



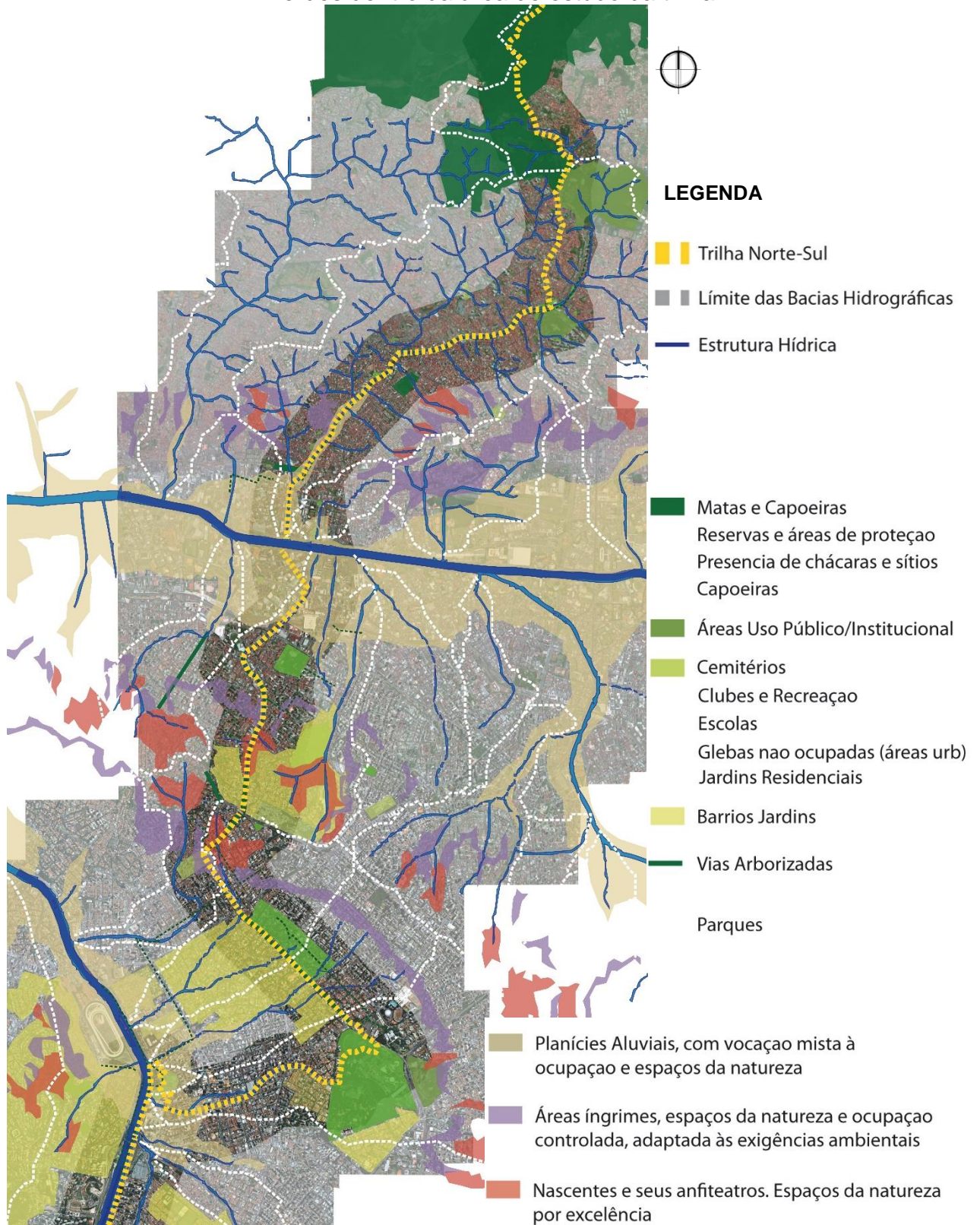
Fonte: Mapa elaborado pela autora a partir de informações coletadas do Google Earth (2015), dados urbanos do Portal da Prefeitura do Município de São Paulo (2015), Atlas Ambiental do Município de São Paulo e dados geo-espaciais do acervo do Grupo Executivo da Grande São Paulo (GEGRAN).

Notas:

Fotos coletadas do acervo de fotos plataforma Parque Ibirapuera Conservação (2006) e Franco, F (2018).

Por último, conforme o Desenho 4.13, representou-se as áreas verdes mais significativas dentro ou próximas à faixa da trilha Norte-Sul.

Desenho 4.14 – Zoneamento Ambiental em função da geomorfologia e relevo, demarcando as áreas verdes mais significativas conforme a catalogação de tipologias verdes dentro da área de estudo da trilha



Fonte: Levantado pela autora a partir dos dados urbanos do Portal da Prefeitura do Município de São Paulo, Google Earth (2015), Atlas Ambiental do Município de São Paulo, da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (2002) e mapeamento ambiental realizado por Schutzer (2005).

Esse mapeamento foi levantado a partir das informações distribuídas pelo banco de dados do Atlas Ambiental de São Paulo e fotos satélite descarregadas da plataforma Google Earth. Identificou-se no mapeamento (Desenho 4.13), os tipos de florestas características dessa região, (i.e. Florestas de capoeira, Bioma da Mata Atlântica, Cerrado e Mata Ciliar de áreas ribeirinhas), e, também, as áreas verdes de uso público, (i.e. parques e cemitérios, recintos privados e bairros jardim em que a verticalização não ocorreu).

Na sequência, é apresentado o Zoneamento Ambiental dessa área de estudo (Desenho 4.14) a partir das demarcações realizadas por Schutzer (2015) sobre os estudos de Ab'Sáber (1969). Esse trabalho fundamentou-se na realização de cruzamentos de dados geoespaciais sobre os diversos aspectos urbanos e ambientais anteriormente estudados. O Zoneamento Ambiental do Desenho 4.14 facilita ao leitor a interpretação sobre como se deu o processo de urbanização em compartimentos mais frágeis do relevo.

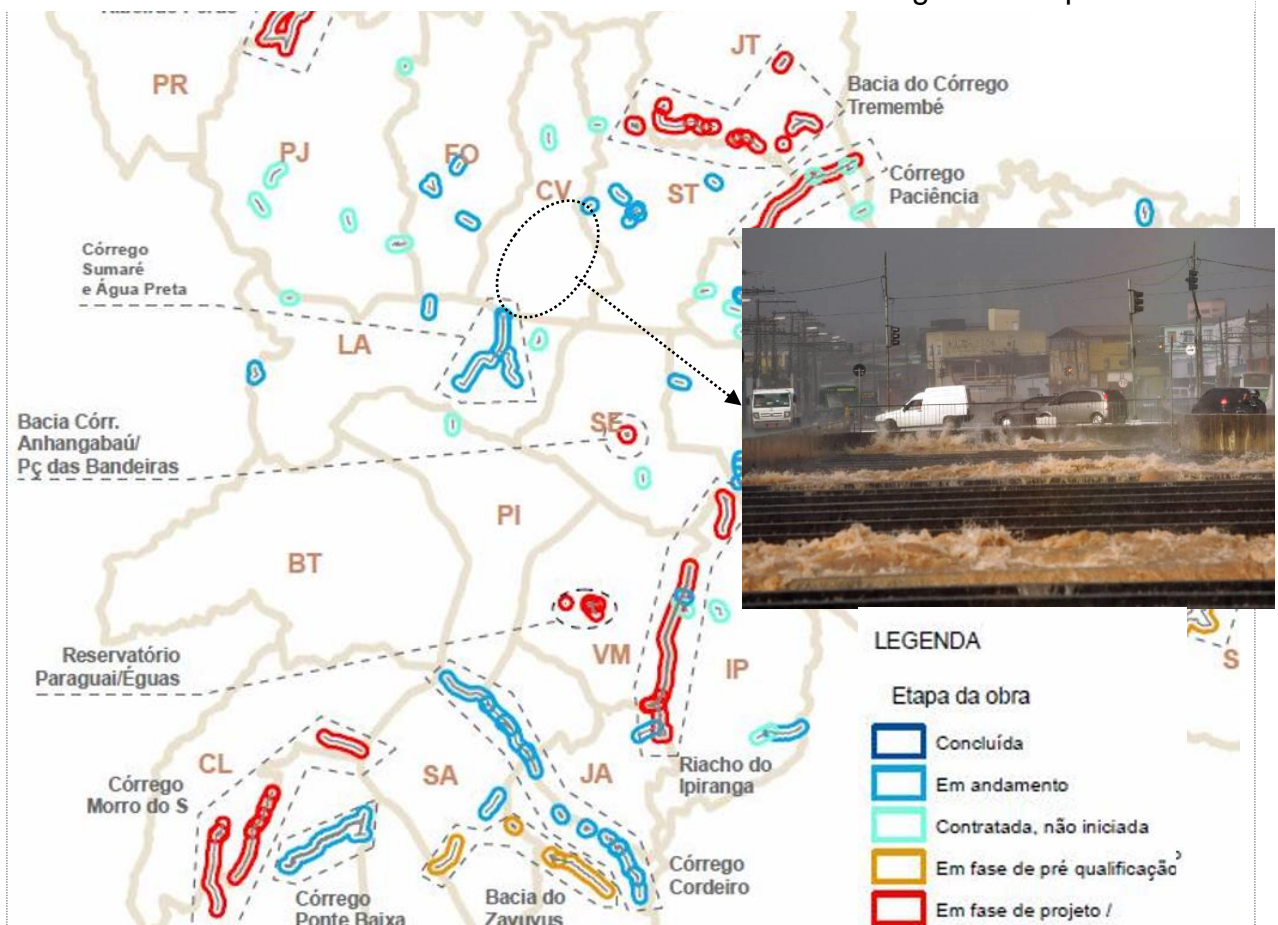
Dos resultados da sobreposição das informações sobre a estrutura hídrica e os sistemas de mobilidade urbana, pode-se constatar, como anteriormente citado, a transformação ocorrida principalmente em regiões de fundo de vale. Essa contraposição entre a situação original e presente evidencia o processo que sofreram os cursos dos córregos devido à aplicação de medidas de canalização e ocultação, e que deram origem a um sistema subterrâneo de galerias pluviais.

É apresentado no mapeamento a descrição das estruturas morfológicas e as ações permitidas em cada uma delas. Um dos objetivos principais desse é servir como material de base para o estabelecimento de parâmetros de controle da ocupação urbana. Dessa maneira, podem ser definidas as tipologias urbanas permitidas e, também, especificado o tipo de ações de proteção e/ou restauração ambiental recomendado.

Por exemplo, áreas mananciais podem ser reconhecidas como os locais em que qualquer tipo de ocupação deve ser evitado, estabelecendo que a vegetação existente nessas estruturas da paisagem seja protegida e, em alguns dos casos, recomendando o empreendimento de ações de reflorestamento. Com tais medidas espera-se preservar os processos de afloramento das águas e fluxos de escoamento superficial próprios desses ambientes, permitindo dessa maneira que essas áreas continuem se comportando como *anfiteatros de drenagem* (Schutzer J. G., 2004).

Seguindo essas definições, podem se especificar também os tipos de práticas permitidas em áreas de fundos de vale. Essas, conforme já exposto, se opõem, em certa forma, às medidas que tradicionalmente foram aplicadas nos córregos durante os processos de expansão e consolidação da cidade. Assim, mesmo que ações estruturais permitiram projetar um sistema de avenidas que se beneficiou da lógica das condições topográficas da rede hídrica, também trouxe diversas consequências ambientais que repercutiram na qualidade de vida da população.

Desenho 4.15 – Mapa das obras de drenagem previstas em Janeiro de 2014 pela Prefeitura de Sao Paulo e foto de enchente no Córrego Mandaqui



Fonte: Portal da Prefeitura de Sao Paulo (2015).

Notas:

Bertolini, Anelise (2014).

Mapa 4.3 – Proposta para a trilha Norte-Sul

-  Trilha Norte-Sul
-  Mirante - Pedra Grande
-  Equipamentos Urbanos

Estrutura hídrica e compartimentos

-  Limite das Bacias Hidrográficas
-  Estrutura Hídrica

Sistema de áreas verdes

Vegetação significativa
Ref. Atlas Ambiental do Município de São Paulo

-  Matas e Capoeiras
Reservas e áreas de proteção
Presença de chácaras e sítios
Capoeiras
-  Áreas Uso Público/Institucional
-  Cemitérios
Clubes e Recreação
Escolas
Glebas não ocupadas (áreas urb)
Jardins Residenciais
-  Barrios Jardins
-  Vias Arborizadas
-  Parques urbanos e Reservas

Infraestruturas de mobilidade

Sistema viário

-  Estruturas rodoviárias
-  Viário Estruturante

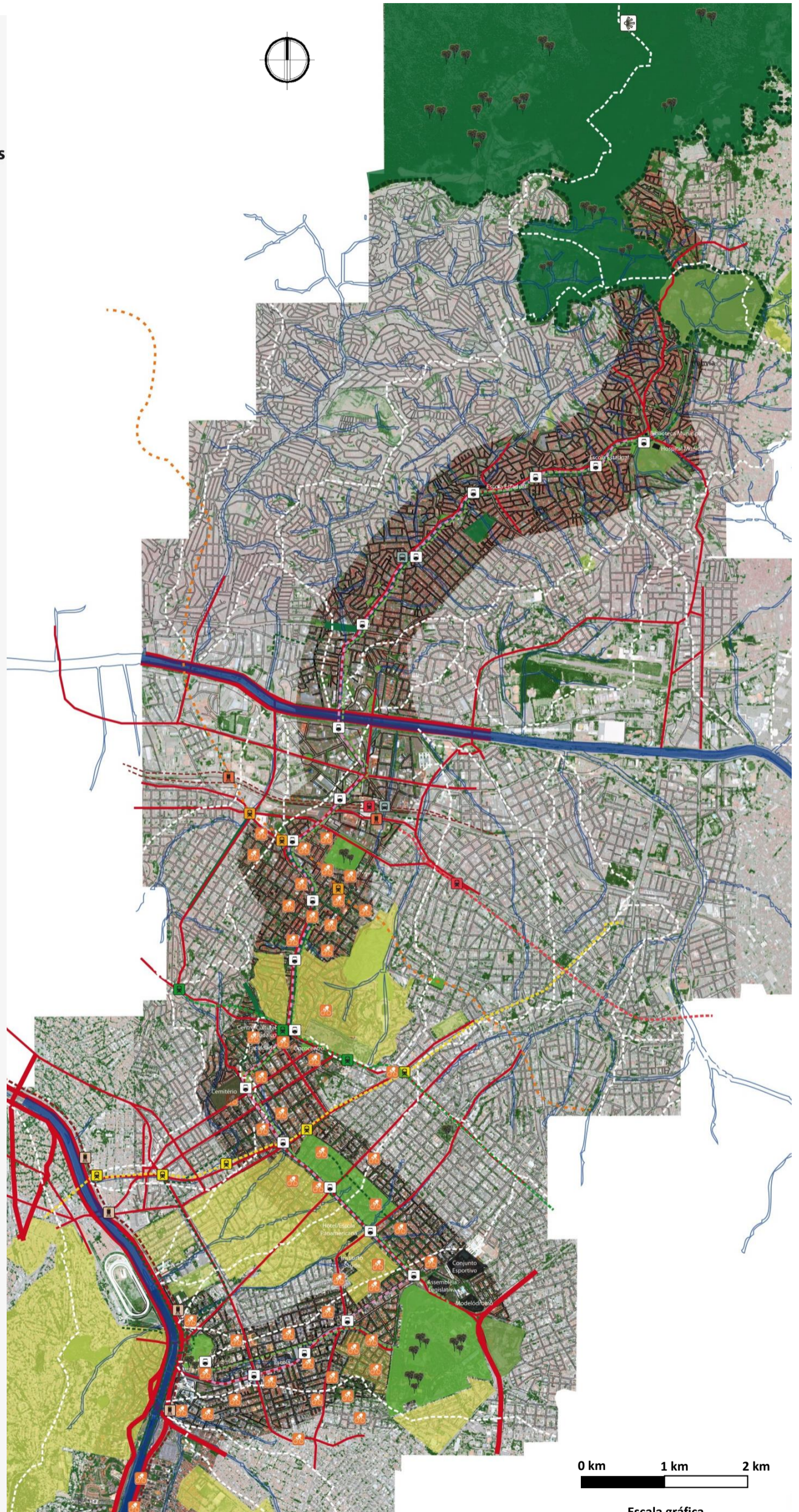
Sistema transporte público

-  Linha de Metrô amarela
-  Linhas de Metrô verde
-  Linhas de Metrô vermelha
-  Linha projetada laranja do Metrô
-  Infraestruturas ferroviárias CPTM
-  Linha de VLT proposta

-  Terminais de ônibus
-  Estações de metrô
-  Estações de trem
-  Estações de VLT

Sistema cicloviário

-  Ciclovias existentes
-  Estações Bike Sampa



Fonte: Elaborado pela autora sobre as bases dos mapeamentos levantados na análise.

Entre outras ações, a canalização, ocupação e ocultação de córregos, limitaram as funções hidrológicas das bacias, tais como a interceptação, transpiração, infiltração e percolação, aumentando os riscos de inundação (Desenho 4.), e, também, as novas fontes contaminantes construídas comprometeram a qualidade de suas águas (Lima, 1996; Canholi, 2014; Travassos & Schult, 2013). Essas análises revelam também as drásticas mudanças que se produziram nas regiões das antigas várzeas dos rios. Essas estruturas ambientais desempenhavam antes um papel essencial na regulação do ciclo hidrológico da bacia mediante a recepção e retenção da água (Lucas, 2009).

Como proposta de intervenção ao longo da faixa Norte-Sul definida no estudo desta Tese, novas abordagens são discutidas, as quais partem da incorporação do conceito de Infraestrutura Verde. Se apresentam ideias para implantação desses conceitos na Trilha Norte- Sul, que une o Parque Estadual Alberto Löfgren (Horto Florestal), área de proteção ambiental do Bioma de Mata Atlântica, com o Parque do Ibirapuera até a calha do Rio Pinheiros, que foram sintetizados em um único mapa (ver Mapa 4.). Se propõe conectar estas duas áreas de vegetação significativa da cidade, o Horto Florestal e Parque do Ibirapuera, através de um corredor ecológico que associa estratégias da Infraestrutura Verde à harmonização dos diferentes modais de transporte urbano. Trata-se de intervenções que incorporem a natureza à vida na cidade, contra a práxis convencional do planejamento rígido que se sobrepõe ao meio natural.

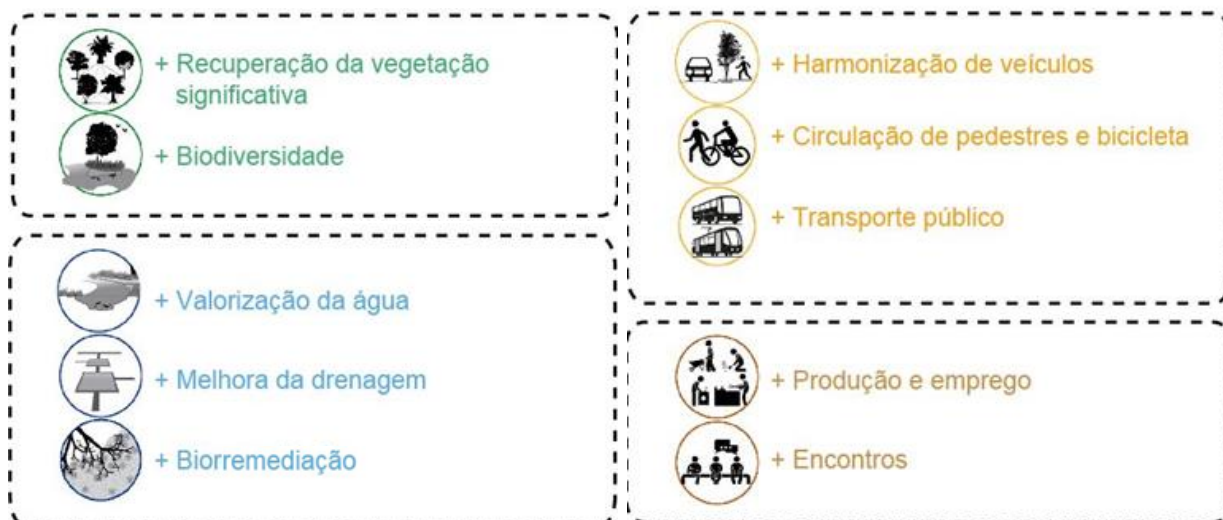
Nesse sentido, esta proposta ressalta a importância da conservação, preservação e restituição da vegetação ao longo da Trilha como estratégia fundamental para a recuperação das bacias, com melhora do funcionamento do seu ciclo hidrológico interno e qualidade das águas superficiais e subterrâneas². Para isso, tanto nos fundos de vale, ao longo do trajeto pelas Avenidas Sumaré e Engenheiro Caetano Álvares, quanto na área da antiga várzea do rio Tietê no bairro da Barra Funda, é importante pensar na mobilidade urbana associada à Infraestrutura Verde para atender às exigências ambientais da restituição de verde, a possibilidade de implantação de parques, o desenho de estratégias para retenção e infiltração das águas e a arborização intensa das avenidas.

² Outros serviços ambientais importantes são os de manutenção da qualidade do ar, sequestro de carbono, equilíbrio climático e proteção da diversidade biológica, que poderiam mitigar os efeitos de ilha de calor produzidos pela urbanização.

Como medidas de intervenção fazendo uso de tipologias paisagísticas, propõe-se a incorporação de sistemas de Drenagem Urbana Sustentável que poderiam ser introduzidos em áreas não ocupadas entre as calçadas e as vias. Estes permitiriam controlar a primeira vazão do escoamento pluvial, caracterizada pela concentração mais elevada de contaminantes de origem difusa (Sartor & Boyd, 1972)

Em suma, os objetivos gerais do projeto seriam, em primeira instância, a melhora do sistema de mobilidade, liberando parte do sistema viário do tráfego de veículos motorizados para permitir diversas ações e, em segunda instância, seria proposta a integração de uma rede de dispositivos de infraestrutura verde que contribuísse para a melhora de aspectos socioambientais¹, de reutilização da água² e cultural³, fomentando dessa forma a diversidade dos usos dos espaços abertos públicos (Desenho 4.16).

Desenho 4.16 – Definição de benefícios sociais, ecológicos e para a mobilidade urbana, fornecidos pela Infraestrutura Verde no projeto da Trilha



Fonte: Adaptado de Machí Castañer, C. e Marques, Taícia (2015, pp. 57-59).

Enquanto estratégias para melhora da mobilidade urbana, destaca-se a incorporação da ciclovia seguindo os princípios propostos por Franco e Marques (2016) para sua incorporação em relevos com declividade baixa (p. 183). A ciclovia seria proposta como rede integrada aos demais sistemas - metroviário e corredores

¹ Principalmente a regulação e manutenção do equilíbrio dos sistemas, especificamente das águas urbanas.

² Que nesse caso consistiria na recarga da água do subsolo.

³ Ampliando as atividades recreativas e de uso vinculadas aos espaços verdes projetados nesse eixo Norte-Sul.

de ônibus.⁴ Também, se propõe a instalação de um sistema de Veículo Leve sobre Trilhos (VLT), o qual seria planejado ao longo da trilha funcionando de forma compartilhada, geralmente, pelo canteiro central das avenidas, junto à ciclovia. Esta linha constituiria um terceiro braço de conexão Norte Sul, paralelo à linha Azul do Metrô e futura linha Laranja do Metrô, que se liga à Brasilândia.⁵

Para a disposição das estações propostas foram considerados os maiores polos de concentração de atividades, existência de áreas residenciais adensadas e facilidades de acesso aos equipamentos públicos urbanos e parques dentro da área de influência da trilha, o que pode ser consultado no Mapa 4.3 da proposta geral.

Dessa forma, são promovidas as ligações entre o VLT, a ciclovia e as linhas de Metrô existentes e a implantar. Para isso são propostas conexões com a linha 7 e 8 da CPTM e linha vermelha do Metrô na estação intermodal da Barra Funda, onde também podem ser colocados os estacionamentos para bicicleta. Também é proposta a ligação com a linha Verde de Metrô na estação da Sumaré e com a linha 9 Esmeralda da CPTM na estação Cidade Jardim⁶ (ver no Mapa 4.3), coletor de alto fluxo de passageiros durante o dia.

Além das ações de reestruturação do sistema de mobilidade urbana anteriormente expostas, foram também tratadas as questões sobre como atuar fazendo uso do conceito de Infraestrutura Verde. Mais especificamente, foram selecionadas tipologias paisagísticas e definidas formas de intervir para atender aos objetivos propostos de melhora ambiental desses fundos de vale atravessados pela trilha Norte-Sul.

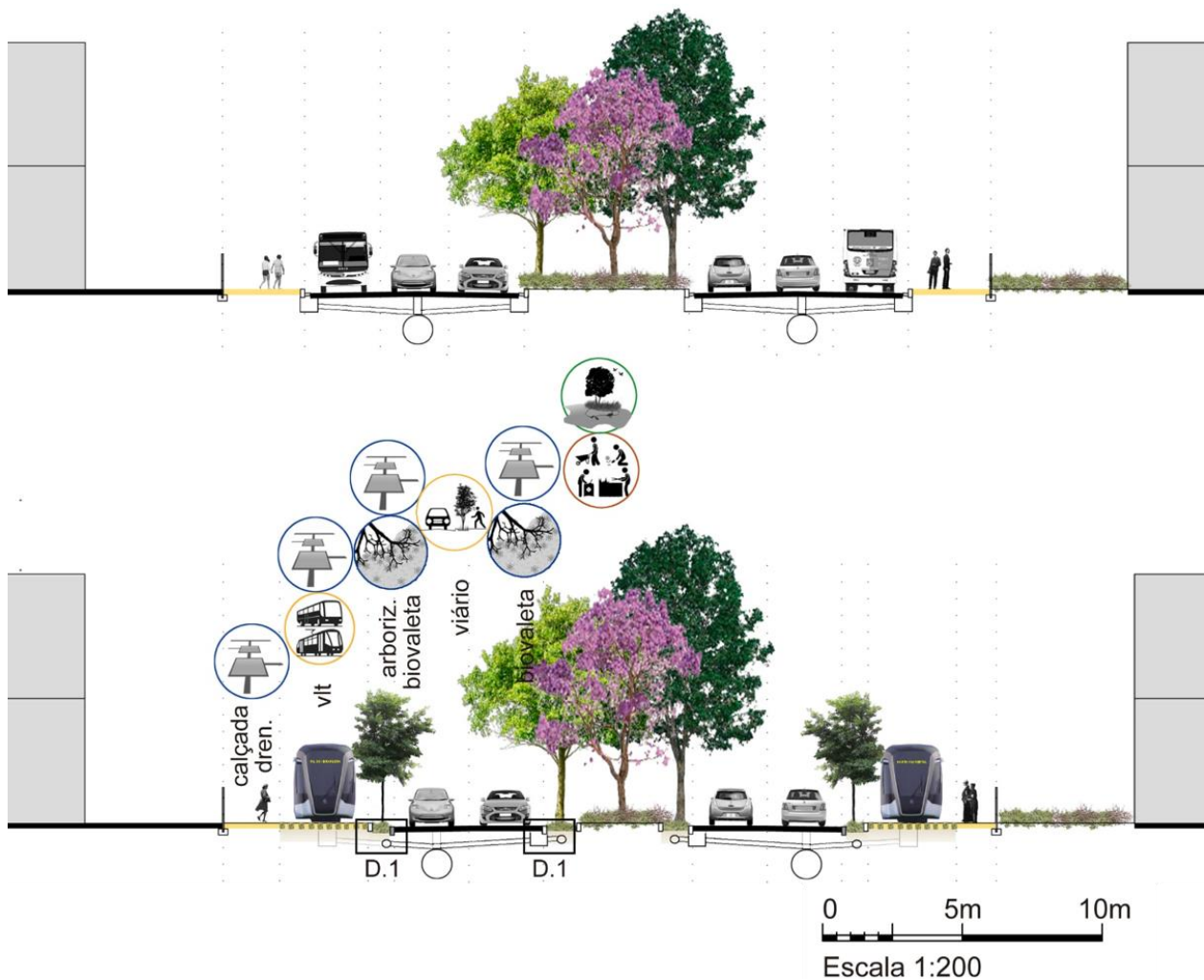
⁴ Em termos de inclinação tolerável, o percurso da Trilha Norte – Sul apresenta-se como ideal, grande parte transcorre com declividade controlada ao longo do antigo curso dos rios, sendo aconselhável para o VLT não ultrapassar a inclinação máxima de 4%.

⁵ Estimou-se adequada uma extensão aproximada de 20 km, e paradas distanciadas a cada 600 mts em média, para 300 passageiros por trem.

⁶ As paradas podem ser propostas visando a melhora da acessibilidade aos parques mais significativos como Horto Florestal, no início da linha, o Parque de Água Branca, nas proximidades da estação intermodal da Barra Funda, o Parque do Ibirapuera, e, por último, o Parque do Povo, perto da atual estação de trem Cidade Jardim.

Nas vias liberadas de tráfego, assim como nas áreas de calçadas para pedestres, foram propostos pisos drenantes, ou seja, pavimento trafegável, altamente permeável, que permite o armazenamento e infiltração de águas pluviais, e o contato direto do solo com o ar. Para as aplicações em calçada, blocos, sejam esses vazados ou dispostos em junta aberta, gramados pisoteáveis (reforçados para permitir o tráfego de pessoas), ou pavimentos filtrantes, constituiriam outras soluções alternativas à existente as quais facilitam a infiltração da água no subsolo (Desenho 4.17).

Desenho 4.17 – Proposta para Avenida Sumaré com a nova linha de VLT, ciclovia e sistemas SUDs projetados

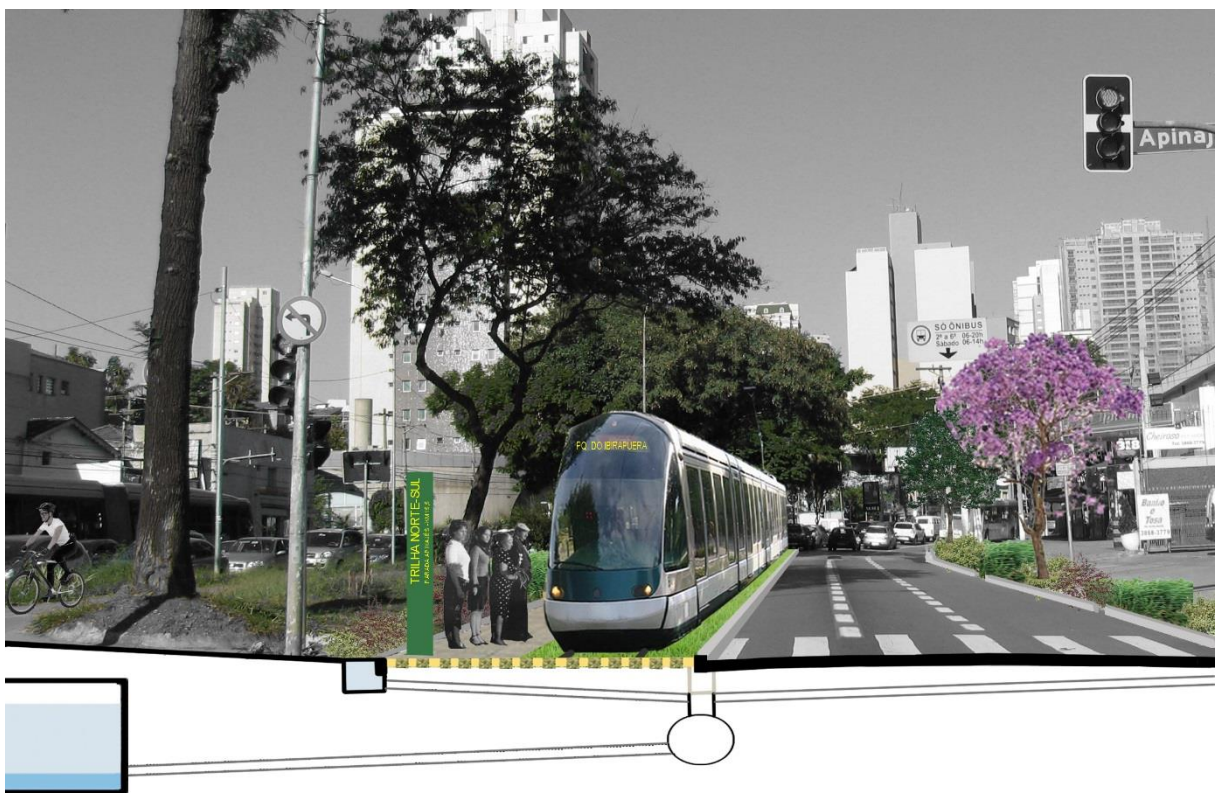


Fonte: Elaborado em equipe pela Arquiteta Marcela Alonso e a autora (2015).

Por outro lado, a incorporação de tipologias da Infraestrutura Verde tais como as bio-valetas e os jardins de chuva, também conhecidos como bacias de bio-retenção, facilitaria a captação e retenção da água, possibilitando o retardamento do tempo de escoamento, a filtragem dos poluentes das primeiras chuvas e a infiltração

das águas no solo. Assim, trabalhar-se-ia sobre os vetores *águas*, *mobilidade* e *paisagem* para a abordagem da questão da estrutura, do ponto de vista formal, mas, principalmente, da *perspectiva funcional* (ver no Desenho 4.18 a proposta de intervenção na Avenida Sumaré). Definitivamente, de uma perspectiva funcional, já que a rede projetada de tecnologias verdes reforça processos que fornecem serviços à cidade, o que confere essa característica infraestrutural ao elemento paisagem conforme apontou Frederick Law Olmstead no âmbito do planejamento ambiental (Green, 2013).

Desenho 4.18 – Perspectiva da proposta para a Avenida Sumaré

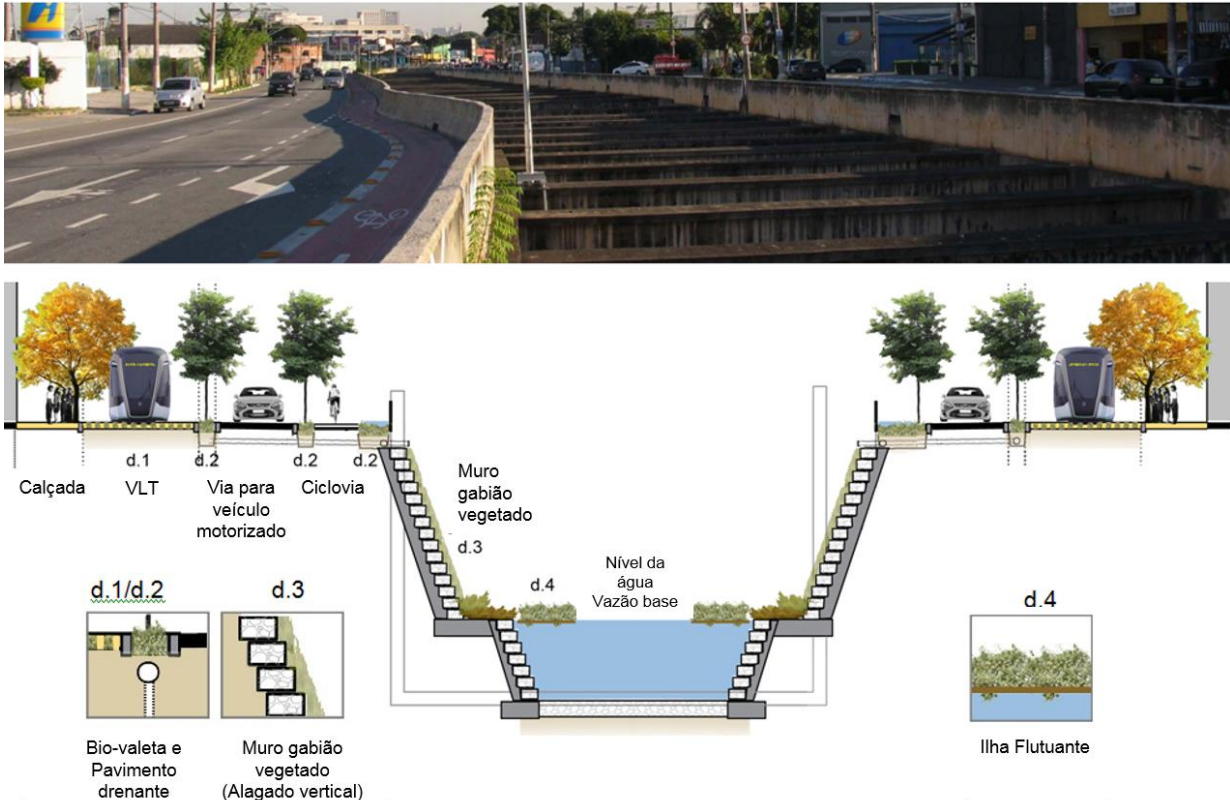


Fonte: Elaborado em equipe pela Arquiteta Marcela Alonso e a autora (2015).

Outra atuação considerada nessa proposta é revitalizar os córregos a céu aberto tais como o Córrego Mandaqui, o qual segue pela Avenida Caetano Álvares no primeiro trecho do percurso Norte-Sul (Desenho 4.19). Isso implicaria diversas medidas estruturais, tais como a descanalização, parcial ou total, do córrego confinado entre muros de concreto, o que em projetos de revitalização de córregos no âmbito internacional está sendo realizado (Montgomery County Department of Environmental Protection [MCDEP], 2007). Entre as soluções possíveis para a descanalização parcial há a substituição das paredes verticais de concreto por

muros gabiões, dispostos de forma escalonada para criar áreas de transição, considerando os períodos de cheia e seca do córrego.

Desenho 4.19 – Proposta para Avenida Eng Caetano Álvares especificando os dispositivos de Infraestrutura Verde



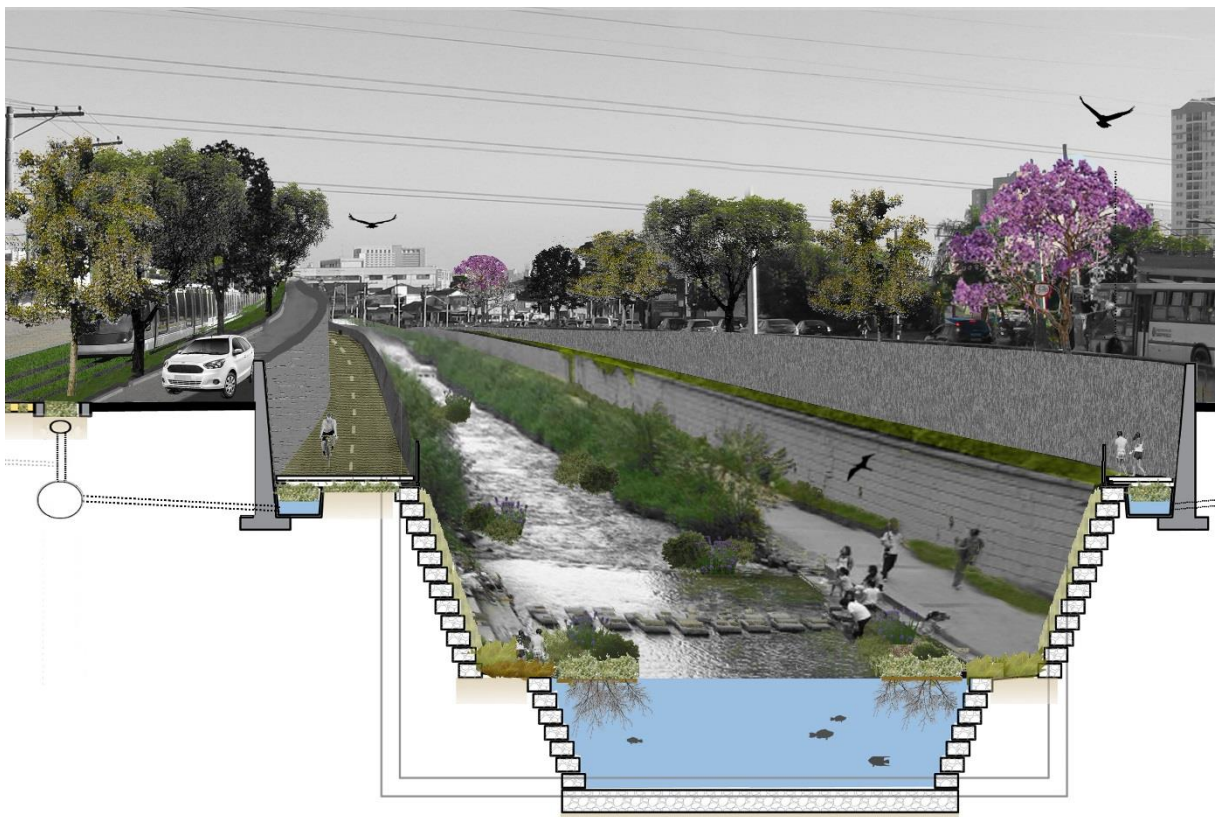
Fonte: Machí Castañer C., (2018, p. 177).

O Desenho 4.19 apresenta uma solução para intervenção na Avenida Engenheiro Caetano Alvares, a qual coincide com um fundo de vale. Aqui é proposta a diminuição das vias para veículos motorizados o que permitirá a incorporação de uma linha de tranvia de capacidade média, uma ciclovia e a introdução de sistemas de Drenagem Urbana Sustentável (SUDs) para o controle do escoamento pluvial. Também é proposta uma nova infraestrutura para contenção do canal do córrego mediante emprego de muros gabiões, aos quais será adicionado um sistema verde que ajudará a tratar a água de vazão base do córrego, com sistemas de Alagados Construídos flutuantes sobre a superfície. Também podem ser aplicadas medidas não convencionais fundamentadas na incorporação de tecnologias da Infraestrutura Verde no projeto de recuperação da qualidade ambiental do córrego.

Nesse sentido, foi avançado no Capítulo 3 da Tese (quando se discutem os diversos elementos SUDs e LID expostos na Tabela 3.1) a intervenção na melhora

ambiental do Córrego Mandaqui mediante a incorporação de Alagados construídos flutuantes sobre a superfície do córrego. Essas tecnologias realizam a função de tratamento da vazão base (ver Desenho 4.20). Além desses sistemas, também é sugerida a instalação de Alagados de fluxo subsuperficial vertical e horizontal sobre o sistema de gabiões para tratar os escoamentos. Essas tecnologias se incorporam nos muros a partir da sobreposição de sistemas de fixação sobre a malha metálica dos gabiões (Wall Solutions, 2017).

Desenho 4.20 – Perspectiva da proposta para a Avenida Eng Caetano Álvares



Fonte: Elaborado em equipe pela Arquiteta Marcela Alonso e a autora (2015).

Na recuperação do ecossistema fluvial, a recomposição da margem ripária aparece como essencial para mitigar a poluição que atinge o córrego, e ajudar a reverter as condições de degradação do mesmo (Bernhardt & Palmer, 2007; Bohrer, 2016). Na restituição da vegetação da calha a partir do replantio da mata ciliar nas margens, é importante, conforme aponta-se na literatura, considerar as zonas que compõem o corredor ripário, i.e. regiões de floresta mais próxima à água, planícies compostas de espécies gramíneas, herbáceas e lenhosas sem contato direto com o córrego, etc. (Bohrer, 2016). Também, as atuações nas margens mediante a

revegetação, beneficiariam o microclima e a vida vegetal e animal (Bohrer, 2016; Bernhardt & Palmer, 2007).

Dos resultados dessa proposta pode se concluir que os questionamentos principais do projeto foram realizados refletindo sobre a importância de se investigar modelos alternativos de ocupação urbana ambientalmente mais sustentáveis, e argumentando-se acerca da utilização do conceito de Corredor Ecológico nos estudos para planejamento urbano, principalmente, quando repercutindo esses no sistema de mobilidade urbana e no planejamento das áreas verdes da cidade.

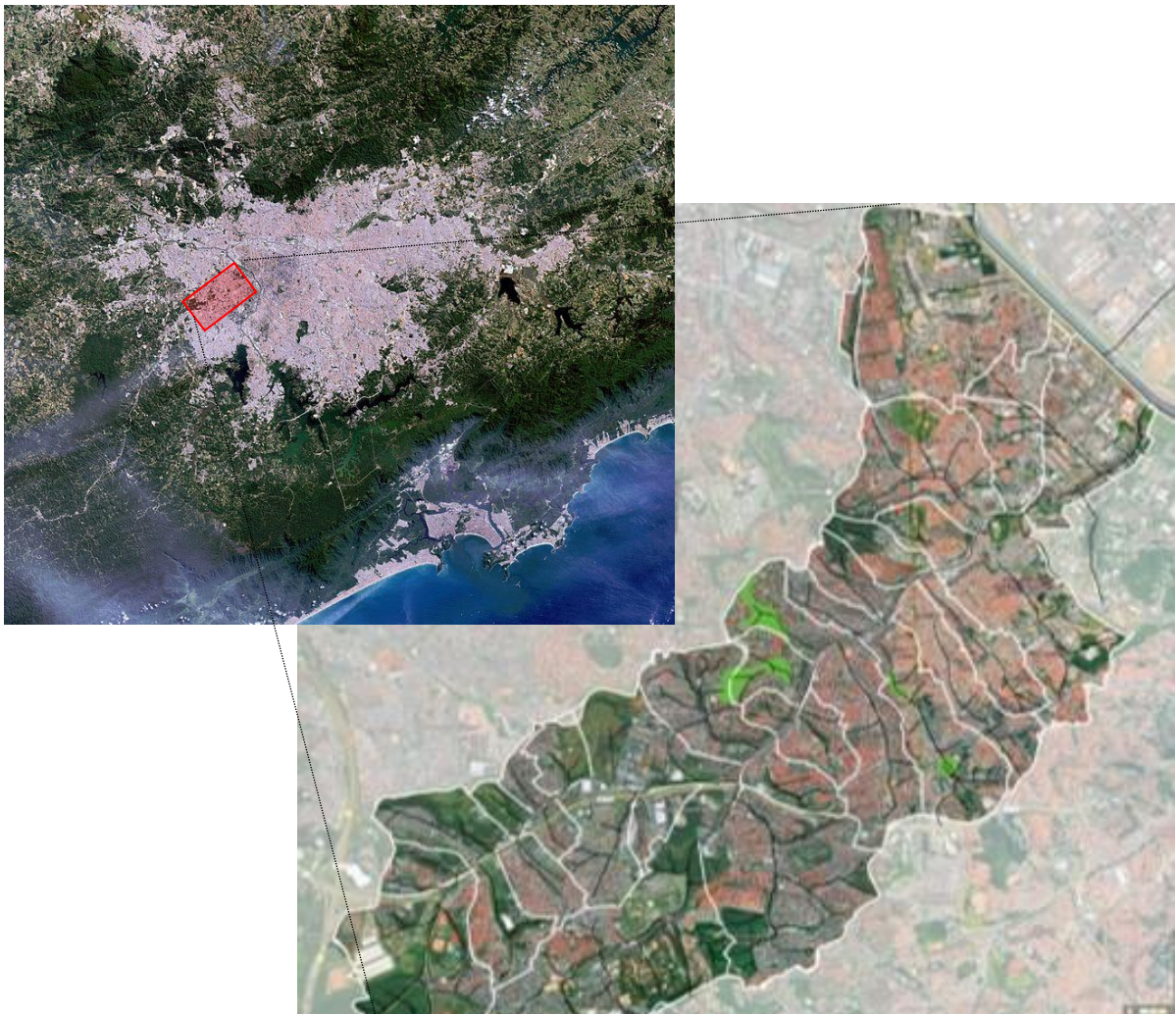
Nesse sentido, argumenta-se a partir dessas propostas como esse trajeto pode realmente desempenhar tal função, em outras palavras, a forma de conservar, regenerar e conectar espaços verdes com o objetivo de melhorar a situação ambiental existente. Para tanto, nesta Tese se reflexiona sobre o potencial do corredor como um eixo para revitalização dos fundos de vale da cidade a partir do uso da Infraestrutura Verde para diversos fins, i.e., recomposição de fragmentos de áreas verdes, promoção de habitat para fauna e flora, aumento de áreas permeáveis.

Diversos temas são apontados a esse respeito, principalmente o fato de que qualquer estratégia aliada à incorporação de áreas verdes deve também considerar, de forma complementar, que as ações de reestruturação do próprio sistema de mobilidade urbana sejam empreendidas. Surge a reflexão de que a redução da presença de veículos facilitaria a incorporação de medidas da Infraestrutura Verde, e contribuiria, por sua vez, a geração de alternativas para um modelo de gestão do transporte mais sustentável na RMSP (Castañer, Alonso, & Ruchti, 2015).

4.3. Análise ABC e levantamento do zoneamento ambiental na área da Bacia do Jaguaré

Este segundo trabalho de análise se concentra na região da Bacia do Jaguaré. Para o diagnóstico dessa área aplicam-se as ideias do Modelo ABC cujas componentes de estudo definem, conforme descrito por Ahern & Kato (2008), os “atributos estruturais e funcionais de um determinado sítio” (p.547), ou seja, aqueles aspectos locais que possibilitam a descrição do sistema objeto de análise, nesse caso, o ecossistema fluvial. No presente estudo realizado dentro das bordas da Bacia Hidrográfica do Córrego Jaguaré (Desenho 4.17), contrastam-se às imagens levantadas da transformação dos fundos de vale do centro, o modelo de apropriação em APPs de córregos periurbanos.

Desenho 4.21 – Localização da Bacia do Jaguaré na RMSP



Fonte: Modelado pela autora a partir de imagens do Google Earth e bases em Autocad.

Essa área analisada da RMSP é localizada em região periférica, no Sudoeste da cidade, e constitui uma das bacias tributárias mais significativas que drenam no Rio Pinheiros. Além disso, as Áreas de Preservação Permanente (APP) acolheram um importante setor da população que mora fora dos limites da cidade formal. Assentamentos clandestinos foram se estabelecendo sobre espaços remanescentes das margens dos córregos, e, na maioria das situações, seus moradores aproveitaram os corpos de água para verter seus efluentes domésticos ou despejar o lixo (FCTH, 2017).

Foto 4.10 – Vistas da área de floresta à montante da Bacia do Jaguaré



Fonte: Fotos coletadas pela autora em vistoria em março de 2016.

A região em que é localizada a Bacia do Jaguaré trata-se de um território relativamente pouco urbanizado que conta com um perfil socioeconômico da população bastante diversificado, porém, com uma renda média menor do que áreas urbanas do centro. Ainda, o baixo desenvolvimento urbano na bacia permite que existam áreas verdes de alto valor ambiental, tais como remanescentes de Mata Atlântica e Cerrado, mananciais, corredores ripários, e lagoas naturais (SVMA, SEMPLA, 2002, pp. 56-60).

Destaca-se, na região a montante da Bacia, uma grande área de floresta não ocupada, próxima ao Rodoanel Mário Covas (ver Foto 4.10). Nas proximidades à Rodovia Raposo Tavares e a cada lado do Jardim Boa Vista, nas sub-bacias contribuintes ao Córrego Itaim há extensos terrenos desocupados. Outra área verde significativa está localizada na região do Jardim das Esmeraldas, ainda no setor a montante do Córrego Jaguaré, antes da confluência com o Córrego Itaim. Ademais, espaços verdes de menor superfície fragmentados pelos diversos tecidos urbanos aparecem em cada lado do Córrego Jaguaré. Por exemplo, no Jardim dos Príncipes, onde há várias lagoas conectadas ao Córrego F. Rizzo, a montante do Córrego Jardim Dalva, ou as próprias APPs de córregos menos urbanizados.

A vulnerabilidade social que existe na Bacia do Jaguaré é principalmente associada à presença de setores da população em condições de habitabilidade precárias como anteriormente citado. Nesse sentido, destaca-se a situação de moradores alocados em áreas com risco potencial de deslizamento e inundação dependendo do regime de chuvas durante o ano.

Na sequência, são apresentados os resultados da análise. Dentro desse trabalho, estudam-se primeiro os componentes culturais, que fundamentaram na observação das características da população e sua relação com os corpos de água. Analisou-se o seu perfil socioeconômico e as atividades desenvolvidas nas proximidades das APPs dos cursos de água como indicadores das atitudes humanas em ambientes fluviais. Assim como esses dados permitiram descrever o cotidiano e as vivências relacionadas à paisagem do córrego, incluindo práticas utilitárias, de lazer ou de esporte, também possibilitaram identificar qual a imagem simbólica desse sítio no coletivo, e, em consequência, como isso promove sua valorização ou desvalorização.

Quanto aos aspectos ambientais, foram analisados componentes associados às dinâmicas do ecossistema, p.e. parâmetros para a avaliação do estado de qualidade da água, tipo de flora e fauna existente, condição das encostas, riscos de erosão, topografia, e medidas estruturais aplicadas ao canal, leito e margens do córrego. Essa análise foi levantada a partir da coleta de dados de monitoramento em campo, realizada em 2016.

Para a **Análise Cultural**, que é apresentada na sequência, foram estudados os *aspectos de tipo utilitário*. Nesse sentido, foi observado um amplo registro de situações relacionadas à utilização das áreas marginais do córrego. As situações se

classificam em função do tipo de relação com o ambiente fluvial, podendo ser consideradas positivas ou negativas. As primeiras foram caracterizadas pela proteção ambiental, identificação com esse ambiente e valorização de seus atributos paisagísticos. Já, as práticas negativas, foram designadas como atos dos usuários que agridem o ambiente, afetando, assim, a qualidade da água ou outros aspectos associados à saúde do ecossistema.

As principais práticas positivas observadas foram o plantio e a manutenção da paisagem, como é o caso do cultivo de espécies arbustivas e medicinais. Esses tipos de situações foram identificados no Jardim Amaralina e no Córrego de Água Podre, conforme pode ser observado na Foto 4.11:

Foto 4.11– Pannel escrito no Bairro Jardim Amarelina para educação ambiental da vizinhança e vista do parque nesse mesmo bairro



Fonte: Coletado pela autora em vistoria realizada em março do ano 2016.

Outras ações positivas registradas em campo foram os atos de aproximação do usuário ao ambiente fluvial. Nesse aspecto, destaca-se a incorporação de equipamentos de permanência, p.e. bancos, mesas e infraestruturas para jogos infantis, sendo a maioria autoconstruídos a partir de material descartado. Esses equipamentos tornaram alguns pontos de APPs de córregos em locais de convívio, passando a ser utilizados de maneira intensiva pelos moradores.

Um exemplo desses atos foi observado no Jd. Amaralina, em que mobiliário instalado nas proximidades do curso servia para facilitar o encontro de trabalhadores locais nos intervalos de descanso (ver Foto 4.12). Também, o mesmo se verificou no trecho intermediário do Córrego Água Podre, onde brinquedos, instalados em uma das margens do corpo de água, ofertavam atividades de lazer para as crianças (ver Foto 4.13).

Foto 4.12 – Equipamentos instalados na beira do córrego no bairro Jardim Amarelina na Bacia do Jaguaré



Fonte: Foto da autora na vistoria realizada em março de 2016.

Foto 4.13 – Tobogã na beira do Córrego Água Podre



Fonte: Foto da autora na vistoria realizada em setembro de 2014.

De outra forma, residências clandestinas foram identificadas em algumas APPs dos córregos vistoriados. As famílias ali assentadas estabeleciam atividades em torno ao córrego, estendendo as funções domésticas além dos limites da própria construção.

Esses atos utilitários representavam formas dos indivíduos se relacionarem com a paisagem fluvial de uma maneira agressiva com o ecossistema, trazendo impactos contra a qualidade das águas do córrego (ver Foto 4.12).

Foto 4.12 – Vistas de assentamentos irregulares ocupando as margens e o próprio curso d'água do Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré



Fonte: Coletado pela autora em vistoria realizada em março de 2016.

Durante os últimos anos, conforme a cidade informal foi se desenvolvendo na região, múltiplos assentamentos se instalaram nas proximidades de corpos d'água, os quais, conforme apontado, acabaram por ser afetados pela falta de salubridade, de infraestruturas sanitárias e de serviços de coleta, o que contribuía para agredir os córregos. Não obstante, também, à margem desses locais mais visíveis, conglomerados de assentamentos clandestinos foram se expandindo em outros pontos das bacias. Foi o caso de um dos locais vistoriados, dentro da Sub-Bacia do Córrego Espanhol, tributário do Córrego Jaguaré no seu trecho intermediário.

Foto 4.13 – Condições precárias de higiene de um assentamento irregular localizado sobre o principal tributário do Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré



Fonte: Coletado pela autora em vistoria realizada em março de 2016.

Nessa sub-bacia, foi encontrado um significativo número de moradias informais em condições péssimas de habitabilidade considerando as deficiências de serviços, infraestruturas e condições de higiene, o que tornavam esse um dos bairros mais

precários da região (Foto 4.13). Esse contingente populacional alojava-se no afluente mais importante do Córrego Espanhol e as águas que correram antes nele eram hoje o produto do esgoto doméstico gerado pelos assentamentos (Foto 4.14).

Algumas conversas foram registradas durante as entrevistas realizadas com os moradores de assentamentos clandestinos próximos ao corpo de água. Constatou-se que existia, em vários casos, um sentimento pelo córrego e por esse ambiente natural. Uma entrevista realizada com um dos moradores das intermediações do córrego Água Podre exemplifica esse fato. O residente, em área de APP do córrego, mostrava atenção pelo cuidado dum jardim próximo à sua casa, cultivado na beira do córrego. Percebeu-se, durante a conversa mantida, a preocupação do usuário por evitar qualquer agressão às espécies por pessoas transeuntes. O ato observado foi avaliado como ato utilitário positivo devido à presença de certa conscientização ambiental no indivíduo. Não obstante, tal conscientização foi associada à existência também de um sentimento de apropriação.

Foto 4.14 – Efluentes domésticos lançados no que era o antigo curso afluente do Córrego Espanhol, na Bacia do Jaguaré



Fonte: Coletado pela autora em vistoria realizada em março de 2016.

Porém, conforme a deterioração dos córregos avançava, podia se perceber que o sentimento de proteção desses ambientes pelos moradores diminuía. Assim, a progressiva piora das condições ambientais desses espaços torna a consciência coletiva sobre o córrego uma memória do passado. Contudo, a população, perante a intensificação das condições de insalubridade do ecossistema fluvial, a impossibilidade de evitar os danos causados ao ambiente natural pelos

assentamentos informais e outras fontes de contaminação sem controle (Foto 4.16), acabam defendendo sua canalização e tamponamento.

Foto 4.15 – Vista do estado do Córrego Água Podre pela presença de lixo e resíduos



Fonte: Foto da autora na vistoria realizada em setembro de 2014.

Outro componente analisado foi a associação dos *aspectos simbólicos* dos corpos de água pelos moradores, que se deu tanto através da observação de atos artísticos, quanto pela avaliação das memórias do coletivo social. Alguns dos atos artísticos associados a vínculos afetivos com os córregos partiam da iniciativa, tanto individual como coletiva, de criar e transformar os espaços das APPs. A disposição de elementos autoconstruídos, tais como passarelas, mobiliários ou luminárias, apareciam como uma ação de posse, estimuladas pela motivação de tornar esses locais mais próximos ou criar um ambiente em que os moradores se identifiquem mais. Um exemplo dessas ações foi observado no Córrego Água Podre, em um de seus trechos intermediários. Aqui, as cores empregadas no tratamento final das muretas laterais das pontes autoconstruídas eram análogas aos das casas dos próprios moradores (Foto 4.16).

Um método de avaliação do significado simbólico do córrego para os residentes consistiu na realização de entrevistas a diversos moradores nos locais vistoriados em suas proximidades. Conversas registradas nas entrevistas realizadas a vários moradores do Jardim dos Príncipes focaram em histórias de lembranças sobre o Córrego Espanhol. Destacava-se nas conversas a importância dada à imagem histórica do córrego.

Foto 4.16 – Vista da ponte e casas próximas ao Córrego Água Podre



Fonte: Coletado pela autora em vistoria realizada em julho de 2015.

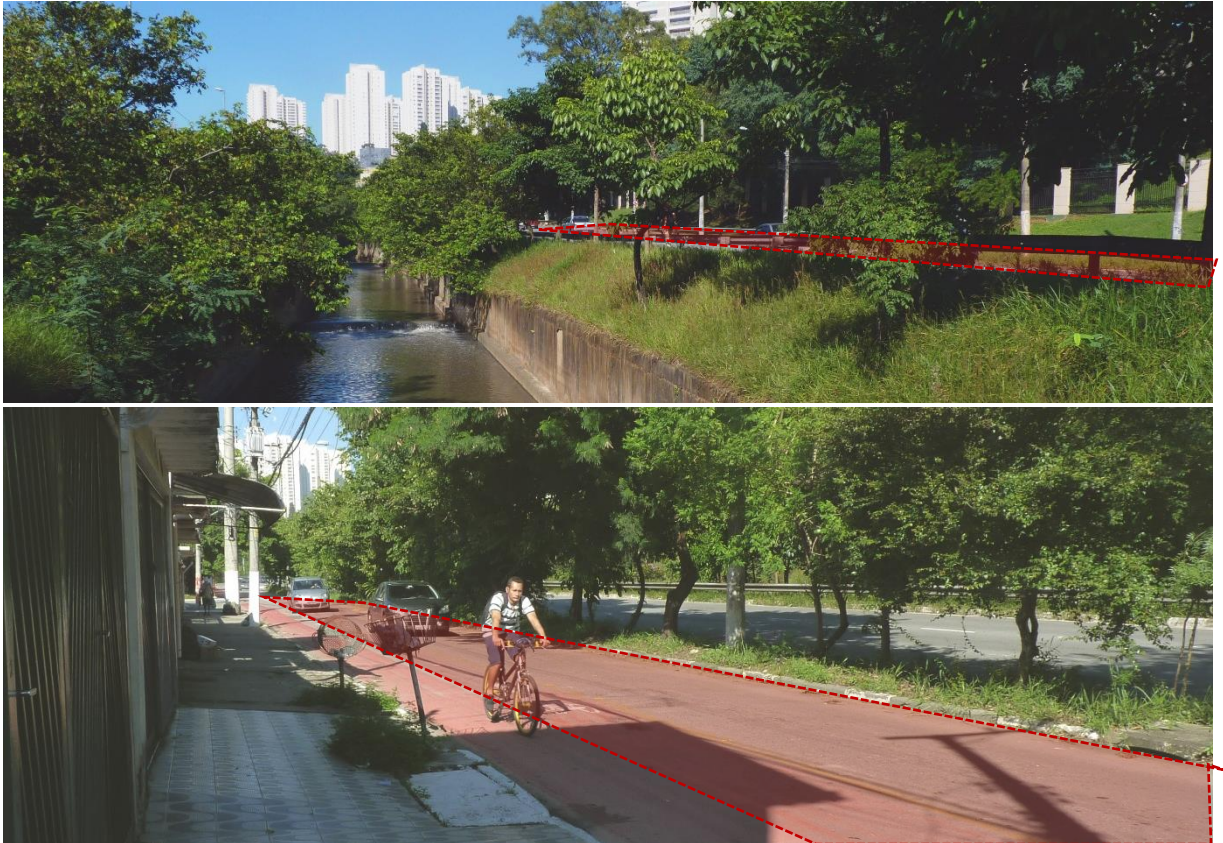
Assim, constatou-se o valor simbólico do elemento natural na consciência coletiva através de memórias passadas. Em quase todos os casos, os entrevistados terminavam contrastando essas lembranças à situação atual de degradação. Eles, também, desvalorizavam o ecossistema devido à sua contaminação e seu mau cheiro. Além disso, sua imagem hoje era comparada à do passado. A esse respeito, todos os entrevistados defendiam como solução para o problema de degradação atual o tamponamento do curso. Contribuía para isso o fato de que a presença do córrego acabara sendo eliminada da paisagem urbana conforme avançara o grau de ocupação desse determinado local.

Dentre os *fatores condicionantes*, ou seja, que podiam interferir no tipo de relacionamento dos moradores com seus córregos, incluiu-se o componente da artificialização da paisagem e, também, a falta de acessibilidade física e/ou visual. O nível de urbanização e de acessibilidade dos ambientes fluviais foi analisado como fator associado à sua marginalização pelos moradores da bacia. As vistorias em campo serviram para constatar que locais em que não existia nenhuma prática ou

relacionamento do indivíduo com o curso de água eram, geralmente, onde trechos de córregos tinham sofrido ações estruturais significativas (p.e. canalização, tamponamento, ocupação das margens pelo viário). O conceito da artificialização foi apresentado no Capítulo 2 da Tese e representaram-se alguns dos estressores urbanos que interferiam nas funções naturais do ecossistema fluvial do Córrego Água Podre (Desenho 2.3).

Tais ações resultavam na limitação da acessibilidade, tanto física quanto visual. Essa relação foi observada principalmente ao longo do Córrego Jaguaré, no curso canalizado a céu aberto em que as margens serviam ao trânsito intenso de carros, ônibus e caminhões, o que impedia a aproximação dos pedestres (Foto 4.17). Outros lugares em que esse problema foi detectado eram locais de grande valor paisagístico, vedados por muros ou por outras barreiras físicas e visuais. Um dos exemplos mais drásticos dessa situação foi observado na área de nascentes do Córrego Água Podre, devido ao fato de que a APP das nascentes ficava em recinto fechado.

Foto 4.17 – Barreiras entre os moradores e o Córrego Jaguaré

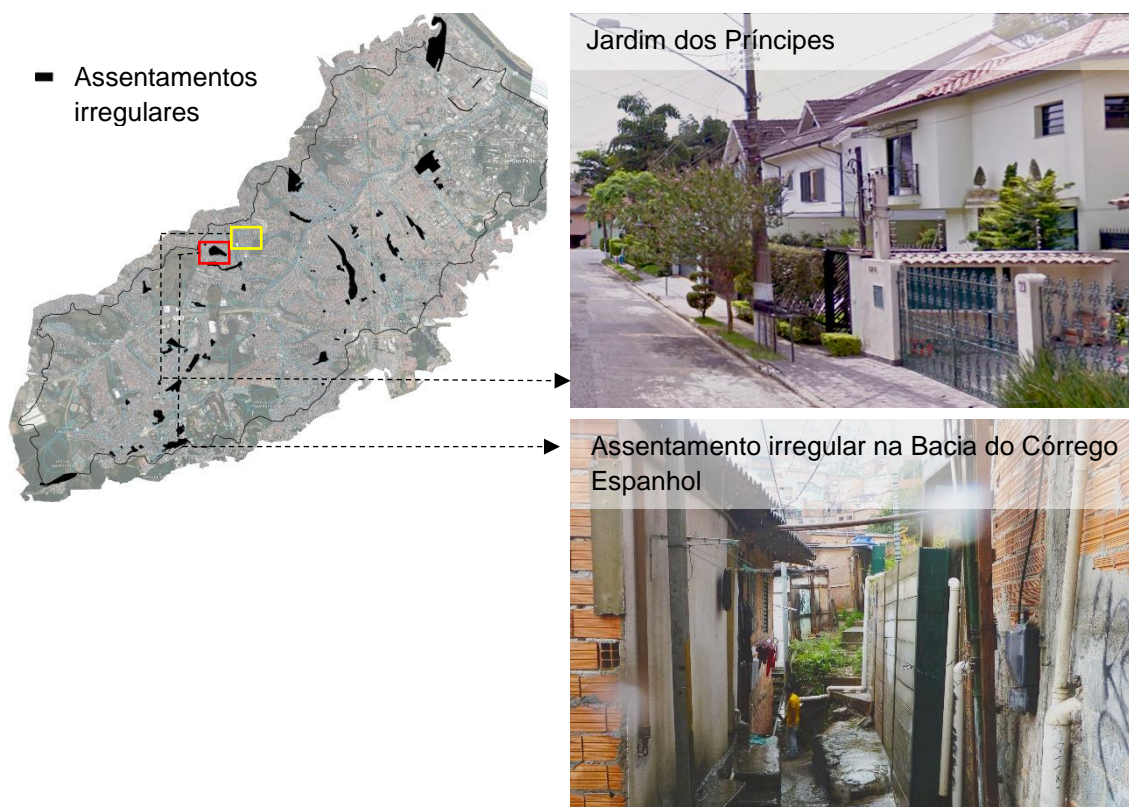


Fonte: Modelado em Photoshop pela autora a partir de fotos coletadas em vistoria em março 2015.

espectro social diversificado, fragmentado em bairros condominiais de médio-alto padrão e áreas ocupadas por famílias de renda baixa, geralmente em condições clandestinas e carentes de infraestruturas e redes de saneamento básico (Fcth, 2017; CEM, 2004).

Sobre esse aspecto, destaca-se a situação analisada em uma e outra margem do córrego Espanhol. Aqui, foram registradas as conversas dos moradores da margem norte do córrego (ver imagem superior do Desenho 4.23), os quais residiam em bairro residencial de casas unifamiliares de médio e alto padrão. Esses residentes foram questionados sobre a situação à margem sul do córrego (imagem inferior do Desenho 4.23), onde o ecossistema fluvial era afetado pelos impactos humanos das áreas urbanas com assentamentos precários.

Desenho 4.23 – Localização de bairro residencial nobre e assentamento irregular próximo em que tensões de exclusão social foram identificadas, na Bacia do Jaguaré



Fonte: Fotos coletadas pela autora em vistoria de campo em março 2016.

Pelos dados registrados das respostas, constatou-se a falta de conhecimento e/ou despreocupação generalizada sobre a situação de degradação urbana e ambiental da margem sul do córrego. As perguntas conduzidas aos entrevistados contribuíram para conhecer e valorar o tipo de relação deles com respeito aos

residentes da margem sul. Nesse sentido, na avaliação desses dados, constatou-se um amplo registro de comentários de natureza discriminatória e/ou de rejeição dos entrevistados pelos moradores dessas regiões mais vulneráveis. Ademais, a rejeição era estendida ao ambiente fluvial quando ele fazia parte do contexto onde as moradias clandestinas estavam implantadas.

A escassa ligação afetiva demonstrada pelos entrevistados por esses ambientes resultava, em consequência, no seu desinteresse pela promoção de projetos para a melhora ambiental e a valorização do potencial ecológico da APP do córrego¹. Não obstante, os entrevistados defendiam as medidas de revitalização da sub-bacia nas áreas em que não existiam tensões de exclusão social.

Foto 4.18 – Ações para recuperação do sistema de lagoas no Jardim dos Príncipes, na Bacia do Jaguaré



Fonte: Fotos coletadas pela autora em vistoria de campo em março 2016.

¹ Os moradores do Jd. dos Príncipes opinaram que tais medidas não iriam trazer um ganho para sua vizinhança por conta da existência de assentamentos irregulares que já estavam alocados nas beiras do córrego, e que persistiriam, reocupando sempre estes locais, até depois da remoção para implantação do parque.

Por outro lado, alguns dos moradores de bairros mais nobres estavam se mobilizando pela requalificação de espaços verdes. Ali a conscientização ambiental era presente e ações de melhoria ambiental estavam sendo empreendidas. Um exemplo de uma iniciativa para restauro ecológico foi identificado na área central do bairro residencial do Jardim dos Príncipes. Nesse local, moradores da vizinhança, juntaram esforços para a reconstrução de uma lagoa, a qual tinha sido aterrada durante o desenvolvimento urbano (Foto 4.19). A lagoa fazia parte de um sistema natural de lagoas de retenção que antigamente se conectavam com o córrego Jaguaré a jusante. Não obstante, esses mesmos moradores desvalorizavam as áreas vizinhas de assentamentos irregulares que tinham se localizado nas proximidades do Córrego Espanhol impactando contra a qualidade desse ambiente.

Como discussão dos resultados obtidos na análise cultural da bacia, especificamente no diagnóstico sobre o relacionamento afetivo entre os moradores e seus cursos de água próximos, pode ser apontado que o cuidado por ecossistemas naturais está geralmente relacionado ao sentimento de pertença ao lugar. Essa consideração surge da observância das ações e práticas individuais como atos de identificação, (p.e. a inclusão de elementos estéticos ou de autoconstrução que identificam os moradores com o córrego) e desejo de proteção (p.e. a defesa contra agressões em áreas próximas ao curso em que os moradores residem e a manutenção de espécies, plantio e/ou recuperação da vegetação da margem).

Também, os resultados indicam que, de forma geral, o envolvimento da população pela melhora ambiental existe em condições em que não há a marginalização e/ou exclusão social antes referida. Nesse sentido, pode ser concluído que é nessas situações que os moradores se movimentam em coletivo, valorizando a importância do espaço público e defendendo as iniciativas para sua adequação ambiental e utilitária.

Quanto à análise das implicações do grau de artificialização da paisagem fluvial e as barreiras físicas e visuais existentes entre esse e os moradores, os resultados levantados levaram a duas considerações. A primeira consideração é que existe uma mudança na percepção e alteração nos valores e práticas causada pela supressão de uma paisagem natural. Isso, levado ao extremo, como ocorre no caso dos cursos de água tamponados em partes consolidadas da cidade, erradica a presença do córrego no contexto urbano e elimina completamente qualquer tipo de

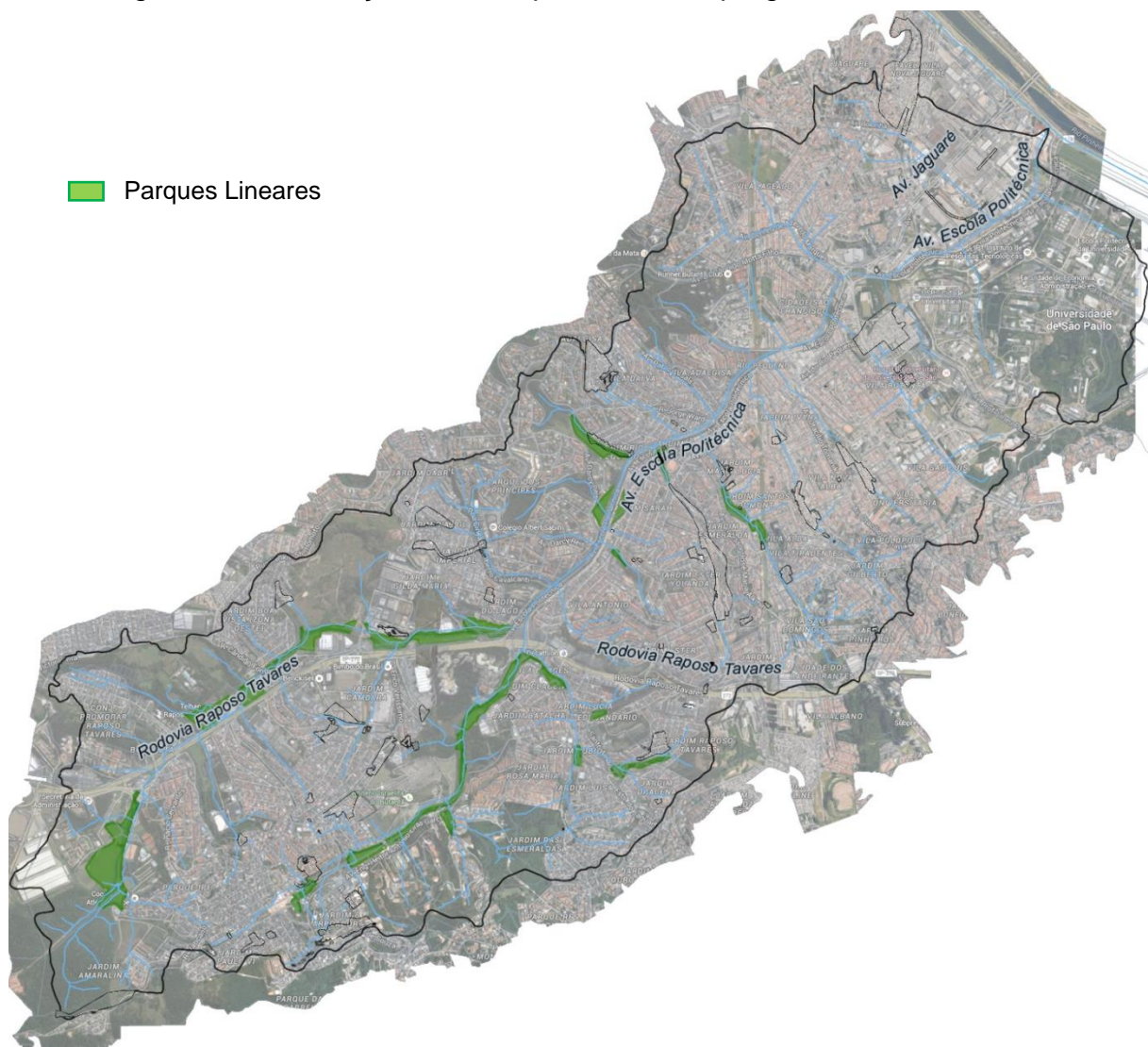
ato social com ele. A segunda consideração é a importante diminuição do potencial de aproveitamento da área quando não existem as conexões necessárias para o pedestre, o que acaba sendo um fator de marginalização desse espaço, e para aqueles que moram perto do córrego, talvez indutor de exclusão social.

Contudo, caberia concluir no ponto anteriormente exposto que o grau de artificialização do ambiente do córrego, ou seja, a condição de transformação desse ecossistema em função de ações que foram empreendidas, acaba definindo uma nova paisagem cultural que tem suas influências perceptivas no indivíduo (Mello, 2008). Cita-se a respeito as ideias de Capra (2000) que se alinham ao pensamento que a crise das relações com os cursos de água surge, de fato, de mudanças perceptivas. Pode ser afirmado conforme esse raciocínio que a situação de artificialização dos córregos influi no pensamento e valores dos indivíduos.

4.4. Análise de componentes Abióticas e Bióticas na Sub-Bacia do Água Podre

O córrego da bacia é nomeado Água Podre e se integra aos dezesseis cursos de água afluentes do Córrego Jaguaré. Ele está localizado no distrito Rio Pequeno, um dos bairros mais adensados da Bacia do Jaguaré, porém, apesar disso, ainda existem nele extensas áreas verdes não ocupadas.

Desenho 4.24 – Localização da Bacia do Córrego Água Podre dentro da Bacia do Jaguaré e demarcação dos Parques Lineares programados nessa área



Fonte: Google Earth (2016), FCTH (2017, p.58), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004) e Mapa Hidrográfico do Município (2015).

Notas:

Modelado pela autora em Photoshop a partir das fontes citadas.

O uso predominante é o habitacional e, na maioria dos casos, esses bairros são configurados por lotes com casas unifamiliares que possuem uma pequena área na entrada para a instalação de um jardim ou estacionamento de veículo. Não obstante, nos últimos anos de ocupação urbana, foram se levantando conjuntos habitacionais constituídos por prédios de média e baixa altura, o que aponta um leve e incipiente processo de verticalização na região que também pode ser identificado em outras áreas da Bacia do Jaguaré.

Desenho 4.25 – Localização da Bacia Água Podre e sua área definida para a instalação do Parque Linear



Fonte: Google Earth (2016), FCTH (2017, p.58), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004) e Mapa Hidrográfico do Município (2015).

Notas:

Modelado pela autora em Photoshop a partir das fontes citadas.

Além do uso residencial, salienta a presença de algumas áreas industriais, grandes lojas e shoppings e equipamentos que acabam se definindo em forma de grandes lotes no tecido morfológico urbano (FCTH, 2017). Já, em menor escala de ocupação, destacam-se os comércios locais e pequenas indústrias que tornam o Rio Pequeno em um bairro de uso misto. A combinação do uso habitacional, comercial e industrial de pequena escala predomina a jusante da Bacia do Córrego Água Podre. Essa região corresponde à antiga zona ripária na confluência entre seu córrego e o

Córrego Jaguaré. A intensificação de usos comerciais e industriais a jusante do Água Podre se justifica pela proximidade da Avenida Politécnica, que é uma artéria de transporte com um desempenho importante para a deslocação de produtos e pessoas. Também há na Bacia do Córrego Água Podre a presença de assentamentos informais, que foram se estabelecendo nas últimas duas décadas e localizam-se, em sua maioria, perto da área do fundo de vale do curso d'água (FCTH, 2017).

Um fator positivo para a promoção de medidas de proteção ambiental na Bacia do Água Podre é a ainda incipiente ocupação urbana, assim como ocorre na Bacia do Jaguaré. O grau de impermeabilização do solo é moderado, o que permite que ações para o controle da futura urbanização sejam estratégicas para a proteção ambiental dos recursos naturais existentes. Não obstante, apesar do moderado grau de urbanização da bacia, a qualidade hídrica do Córrego Água Podre é qualificada como péssima conforme o Índice de Qualidade da Água (IQA), o que indica que o ecossistema aquático se encontra significativamente impactado. A contaminação hídrica dessa região periférica da cidade se associa aos lançamentos não tratados dos efluentes domésticos e cargas da contaminação difusa que vêm arrastadas pelo escoamento pluvial, como apresenta-se na Foto 4.22 (SVMA, SEMPLA, 2002; FCTH, 2017).

Foto 4.21 – Exemplos de fontes contaminantes do Água Podre



Fonte: Coletado pela autora em vistoria de campo em julho de 2014.

Além da degradação da água do córrego, houve nos últimos anos de urbanização o progressivo desmatamento de áreas de cobertura vegetal da zona da APP do córrego e nascentes. Não obstante, é manifesta nas matas remanescentes a conservação ainda de Floresta Ombrófila Densa do Bioma de Mata Atlântica e vegetação secundária desse mesmo bioma em estágio inicial de regeneração ou estágios mais maduros (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014). Nesse sentido,

observa-se, pela configuração, distribuição, tamanho e densidade dessas áreas verdes, que, mesmo tendo havido o desmatamento, a não completa desfragmentação da cobertura permite que existam ainda as oportunidades para recomposição e adensamento.

Foto 4.22 – Vista da mata ciliar remanescente nas margens do Córrego Água Podre no seu trecho intermediário



Fonte: Coletado pela autora em vistoria de campo em julho de 2015.

Para a proteção das áreas de APP do córrego e melhora da qualidade da água, ações para construção de um Parque Linear foram definidas dentro da Bacia do Córrego Água Podre. Essas iniciativas eram em princípio desenhadas para o trecho intermediário do córrego, nomeado de Jd. Esmeralda. O projeto de Parque Linear envolveu diversas secretarias e contou com a participação ativa da população. A defesa do Parque Linear Água Podre pelos moradores foi uma das causas para que o projeto acabasse sendo estendido a todo o percurso do córrego (SVMA, SEMPLA, 2002; FCTH, 2017).

Na sub-bacia do Córrego Água Podre, foi realizada também uma análise sobre **Aspectos Abióticos e Bióticos**¹ seguindo o Modelo ABC (Ahern & Kato, 2008). Neste apartado são expostos os resultados da avaliação desses aspectos. Essa análise se baseou no estudo de uma série de parâmetros que foram descritos no

¹ Essa análise foi iniciada na Disciplina AUP5859 Estudo de Infraestrutura Verde ministrado pelo Dr. Paulo Pellegrino em equipe junto à bióloga Maitê Bueno Pinheiro e o arquiteto Marcelo Kussunoki.

capítulo 2 da tese². Essas informações integram os resultados da análise realizada no Córrego Água Podre durante os trabalhos de pesquisa de campo, conforme será detalhado na sequência e que se estruturam em função dos trechos definidos para o diagnóstico (ver Desenho 4.21).

Desenho 4.26 – Definição dos trechos para a realização da análise ambiental das componentes bióticas e abióticas na Bacia do Água Podre



Fonte: Google Earth (2015).

Notas:

Fotos coletadas pela autora em Julho de 2014.

² Esses parâmetros são a largura da faixa marginal; assoreamento e acúmulo de resíduos sólidos; tratamento do leito; vegetação existente; existência de avifauna, anfíbios, mesofauna e microfauna; erosão e/ou desmoronamento; e, por último, aspecto da água observada.

Em primeira instância, foi estudada a região de APP das Nascentes do Córrego Água Podre. Os resultados das observações foram estruturados conforme segue na sequência:

a) aspecto da água observada;

A área de nascentes do córrego encontra-se em recinto fechado por muros que impossibilitam o acesso. Por esse motivo, levou-se apenas uma avaliação da condição das águas coletadas nas sarjetas do terreno próximo dentro da APP. Essas águas não apresentavam mau aspecto ou mau cheiro. Larvas de anfíbios anuros indicaram a existência de vida aquática.

b) presença de lixo e resíduos;

Apesar da área se encontrar murada, intuiu-se a possível presença de lixo em razão do acúmulo de resíduos na vizinhança.

c) vegetação existente.

Floresta relativamente densa foi observada, não obstante, identificou-se uma baixa diversidade de espécies nativas.

Na sequência, foi vistoriada a APP do córrego. A APP ao longo do Córrego Água Podre, em quase toda sua extensão, possui área menor do que o estabelecido por lei³ por causa da ocupação urbana. O limite definido entre a área urbana e as margens livres do córrego é sempre um viário perimetral que atende à circulação local de veículos na área. Para a análise foi descartado o trecho inicial do córrego a montante, antes do Centro Educacional Unificado (CEU), e o trecho final no encontro com o Córrego Jaguaré, sendo que seu curso nessas partes é subterrâneo. O córrego a céu aberto, depois do CEU, tem sido dividido em três setores. O primeiro e último desses trechos apresentam uma margem menor do que o setor intermediário. O diagnóstico foi elaborado a partir dos dados levantados nas visitas de campo e considerando os resultados do Índice de Qualidade da Água (IQA)⁴ e das análises das campanhas de monitoramento realizadas no ano 2016 (FCTH, 2017).

O IQA é um indicador utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) desde 1975 para avaliar a qualidade da água bruta. O resultado do

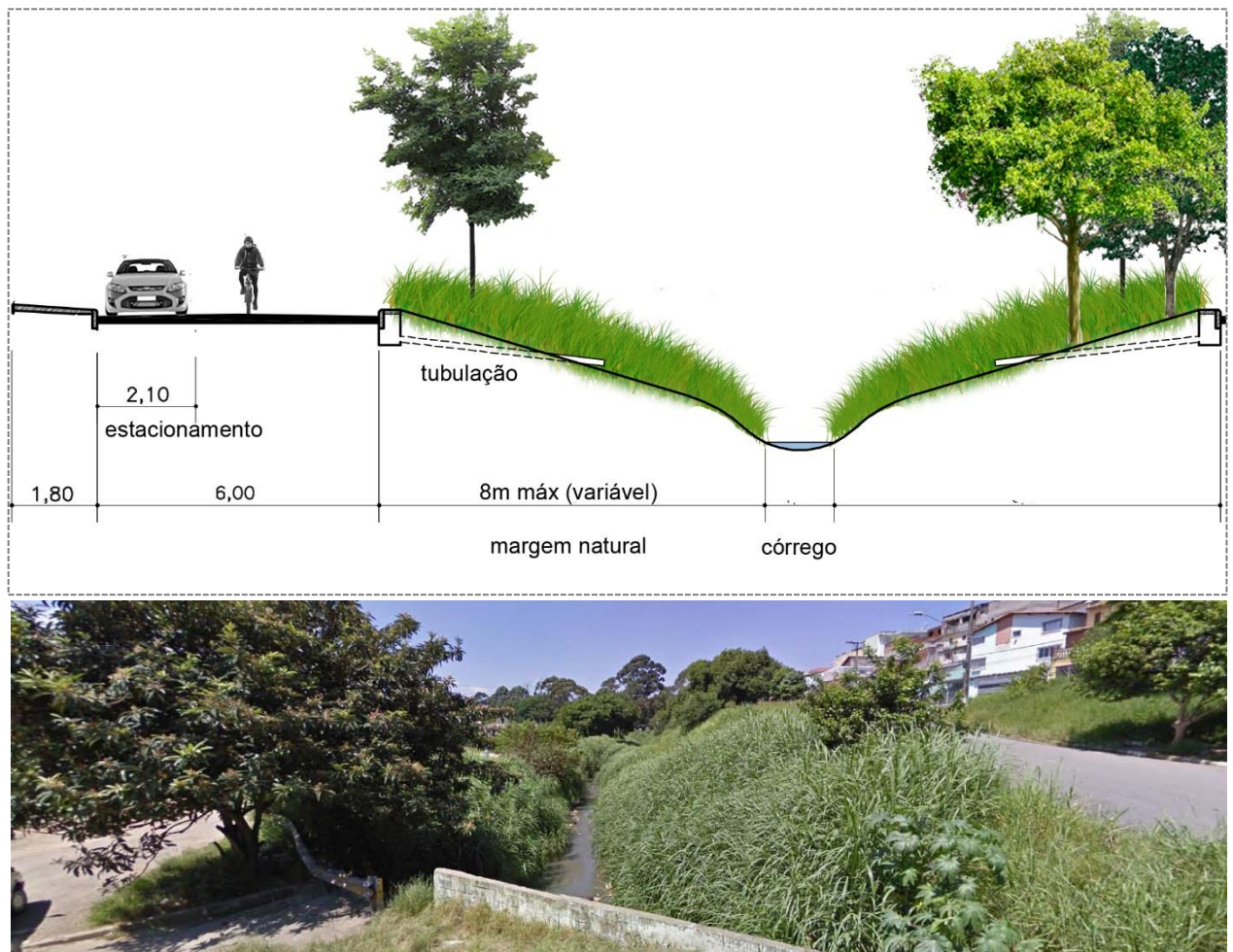
³ Resolução CONAMA n. 303/2002.

⁴ Esse índice não analisa vários parâmetros causados pela poluição difusa, i.e. metais pesados, os quais podem ser prejudiciais para a saúde humana. Não obstante, o IQA pode ser útil para determinar o nível de poluição causada pela existência de esgoto doméstico na água.

IQA surge da análise de dezesseis parâmetros de qualidade. Cada um desses parâmetros possui um peso específico para a avaliação⁵. Conforme esse indicador a qualidade da água do Córrego Água Podre é considerada péssima.

Os mesmos parâmetros que na região da APP das Nascentes do córrego foram também analisados na região de APP do córrego. Os resultados desse estudo foram estruturados por trechos. As avaliações realizadas no primeiro trecho do córrego para cada parâmetro são expostas na sequência:

Desenho 4.27 – Corte tipo do trecho 1 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto



Fonte: Kusunoki, M. e Machí Castañer, C. (2015), Google Earth (2015).

Notas:

Foto coletada do Google Street View no software Google Earth.

Corte tipo realizado em equipe pela autora e o Arquiteto Biólogo Marcelo Kusunoki.

⁵ Esses seriam: resíduos sólidos, odor, espuma, material sedimentável, peixes, larvas brancas, larvas vermelhas, toxicidade da água, OD (Oxigênio Dissolvido), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), Ph (Potencial Hidrogeniônico), PO4 (Fosfato), Coliformes, NHO3 (Nitrato), temperatura e Turbidez (JTU).

a) largura da faixa marginal;

Observou-se, ao longo do percurso, uma faixa marginal de largura variável. As suas dimensões mudavam entre 0,50 e 2 metros em sua projeção horizontal exceto em uma parte do trecho, onde a remoção de várias moradias clandestinas tinha permitido alargar o espaço livre disponível em um dos lados do curso.

b) assoreamento e acúmulo de resíduos sólidos;

Acúmulo de resíduos sólidos, provenientes de diversas fontes, p.e. dejetos e materiais de atividades da construção e/ou demolição, folhas secas, lixo doméstico e plástico, foi observado ao longo do percurso desse trecho. À presença de resíduos podia ser associada a existência de comunidades de animais transmissores de doenças, tais como ratos. Resíduos dentro do leito do córrego foram encontrados principalmente depois de eventos de chuva devido ao arraste destes pelo escoamento das chuvas.

c) tratamento do leito;

O trecho era canalizado em todo o seu percurso a exceção da parte inicial. Muros verticais de gabião eram utilizados no primeiro trecho a montante, muros verticais de concreto na parte a jusante e seu leito sempre tratado com laje de concreto.

d) vegetação existente;

Uma linha de árvores de pequeno e médio porte, dispostos a cada dois/três metros, de cada lado do córrego, constituía a única cobertura arbórea da APP do córrego. Essas espécies formavam parte do sistema de arborização das ruas perimetrais do canal. Assim, constatou-se uma escassa presença de vegetação comparada com os outros trechos do córrego Água Podre que também foram vistoriados.

e) avifauna, anfíbios, mesofauna e microfauna;

Espécies da avifauna e/ou anfíbios não foram observadas na vistoria e, conforme mencionado no ponto 'Assoreamento e acúmulo de resíduos sólidos', indica-se a possível existência de comunidades de animais transmissores de doenças.

f) erosão e/ou desmoronamento;

Problemas de desmoronamento não foram diagnosticados em princípio. Nesse sentido, indica-se como fator da ausência desses riscos a existência de sistemas de contenção integrados pelas muretas verticais do canal do córrego assim como a escassa declividade lateral nas margens.

g) aspecto da água observada.

Observou-se turbidez, mau cheiro (caraterístico do esgoto) e uma coloração entre cinza e marrom na água. Material particulado, resíduos sólidos e, em algumas partes, espuma, foram observados também como fatores indicadores da qualidade da água.

A situação do meio biótico e abiótico do córrego no seu trecho intermediário foi analisada também. Nesse sentido, a situação do curso desse trecho muda bastante. Na região a montante há uma área vegetada que permite ações de revitalização da mata ciliar (Desenho 4.23).

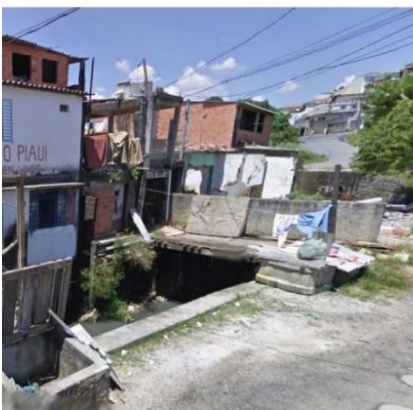
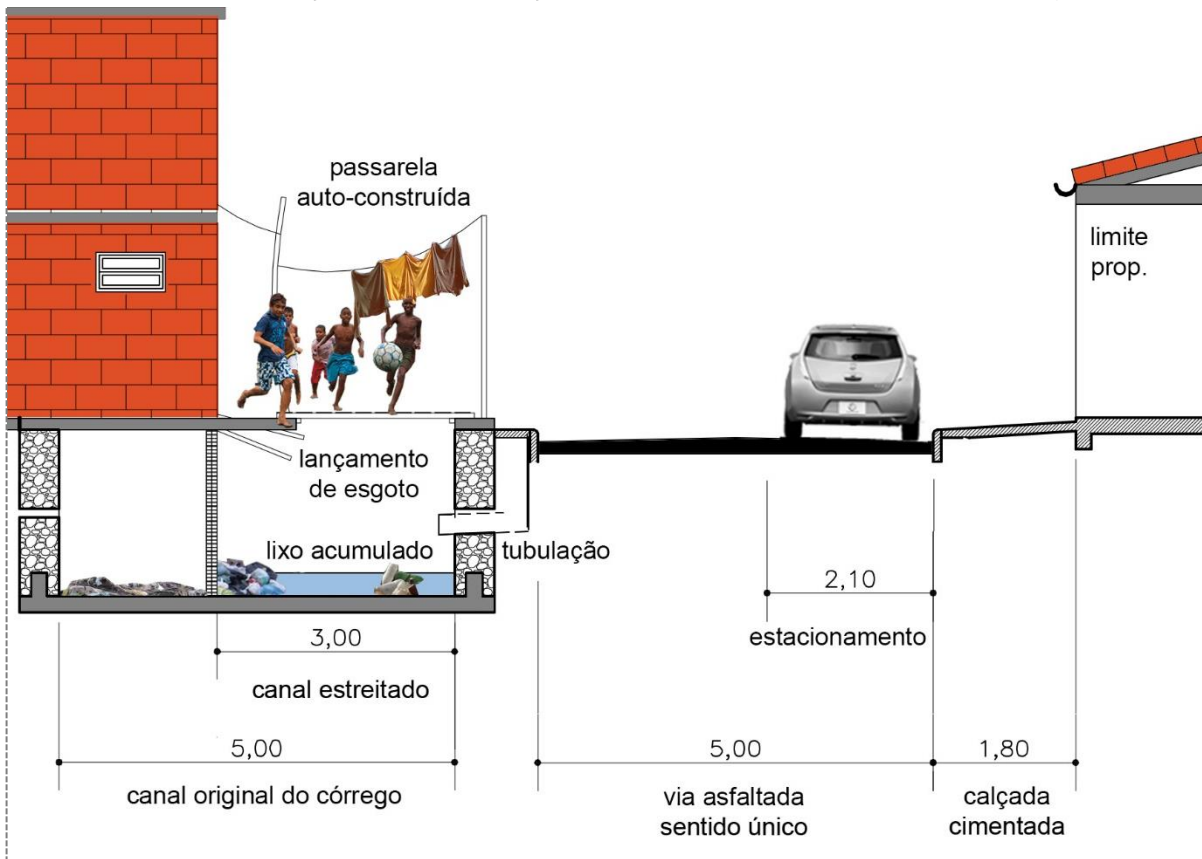
Desenho 4.28 – Corte no trecho 2 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto mostrando a margem vegetada existente



Fonte: Foto coletada em vistoria de campo em junho 2015 e corte tipo realizado pela autora.

Já, no trecho a jusante, deu-se a ocupação das margens por assentamento irregulares, o que impactou na qualidade ambiental do ecossistema (Desenho 4.24).

Desenho 4.29 – Corte no trecho 2 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto mostrando a situação de apropriação do canal por assentamentos irregulares



Fonte: Kusunoki, M. e Machí Castañer, C. (2015), Google Earth (2015).

Notas:

Foto coletada do Google Street View no software Google Earth.

Corte tipo realizado em equipe pela autora e o Arquiteto Biólogo Marcelo Kusunoki.

Os resultados dos parâmetros são expostos conforme segue:

a) largura da faixa marginal;

Esse trecho possui uma faixa marginal mais ampla que os outros dois. Sua largura varia entre 3 e 8 metros na projeção horizontal. A significativa mudança dessas

dimensões é associada aos desníveis na topografia. Assim, observou-se que aquelas partes marginais com maiores desníveis eram, geralmente, as que contavam com faixas vegetadas mais amplas, devido à impossibilidade de serem ocupadas por viário ou urbanização. Observou-se também a interferência do viário passando em um determinado ponto do curso nesse trecho.

b) assoreamento e acúmulo de resíduos sólidos;

Resíduos sólidos de diversa natureza, destacando o predomínio de material de construção e/ou demolição, foram observados ao longo de quase todo o percurso, tanto nas margens como no leito do córrego.

c) tratamento do leito;

O córrego era canalizado em todo seu curso; suas margens laterais eram tratadas com muro gabião e no seu fundo havia instalada uma laje de concreto.

d) vegetação existente;

Observou-se ao longo desse trecho a existência de uma cobertura arbórea relativamente adensada. Ela era composta, principalmente, por espécies ruderais, mas incluía também árvores características de vegetação secundária⁶ do bioma de Mata Atlântica, e, por último, algumas espécies ornamentais.

e) avifauna, anfíbios, mesofauna e microfauna;

Também foram observadas algumas espécies da avifauna, anfíbios pequenos e larvas de anfíbios anuros. Associa-se à arborização, espécies arbustivas e forração vegetal existente, a integração de comunidades da microfauna e mesofauna que contribuem na reciclagem dos nutrientes, decomposição da matéria orgânica e aeração.

f) erosão e/ou desmoronamento;

Foram observados no trecho 2 alguns taludes em situação instável afetados pela erosão causada pelo escoamento das águas durante eventos de chuva, principalmente aqueles de maior intensidade pluviométrica. O escoamento era conduzido mediante o sistema de drenagem urbana das ruas e vertido através de tubos na APP vegetada do córrego. A instabilidade dos taludes do córrego durante a chuva foi observada principalmente na margem esquerda (olhando em direção à jusante) do setor intermediário desse trecho. Nessa parte do curso, a inclinação da

⁶ Espécies do Bioma Mata Atlântica em estágio inicial de regeneração (*Psidium guajava*) ou estágios mais maduros (*Peltophorm dubium*, etc).

margem é mais acentuada e, portanto, aqui aumenta o risco de desmoronamento e erosão do solo, mesmo que o sistema raízes-solo existente contribuísse em certa medida à mitigação desse.

Foto 4.23 – Situação da encosta no trecho 2 do Córrego Água Podre



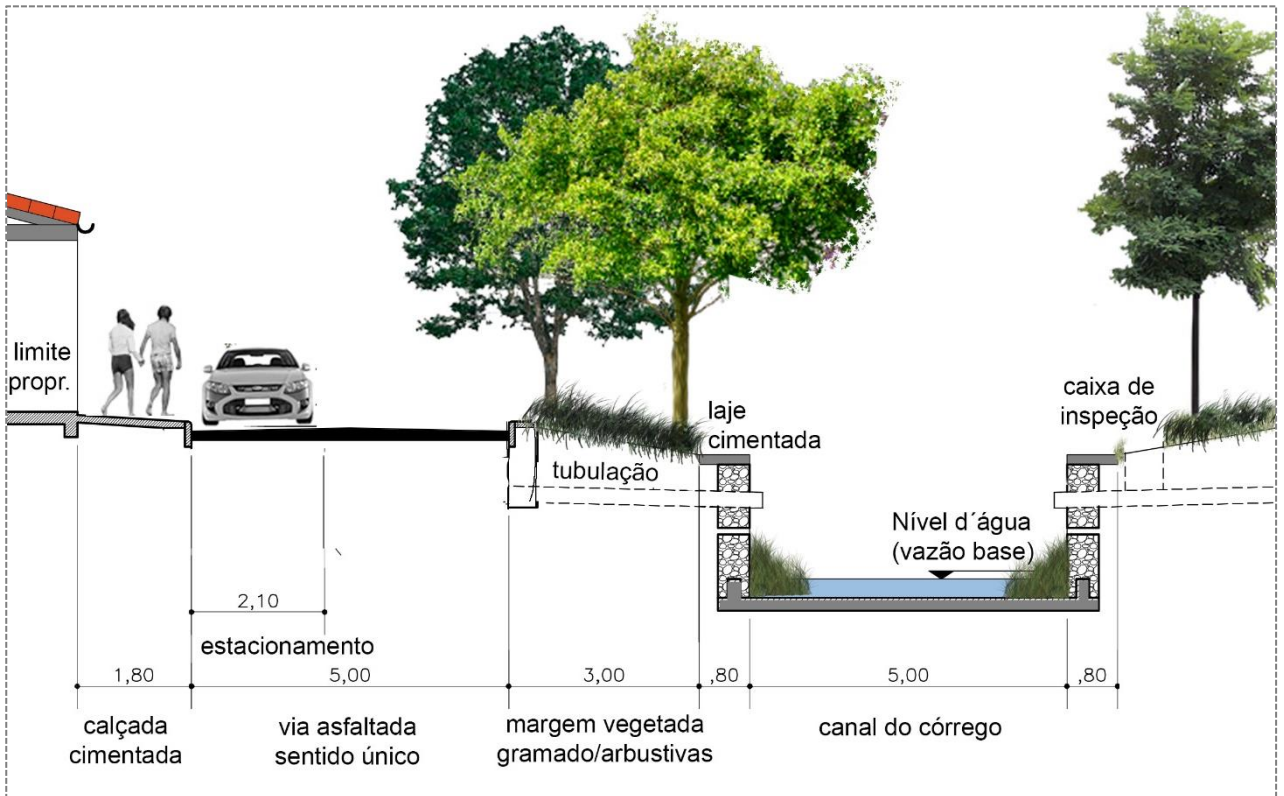
Fonte: Foto coletada em vistoria de campo em julho de 2014.

g) aspecto da água observada.

Observou-se certa turbidez na água, mau cheiro e uma coloração que variava entre cinza e marrom. Material particulado e resíduos sólidos foram observados ao longo de quase todo o percurso e, em algumas partes, identificou-se a existência de espuma.

Por último, vistoriou-se a parte final a jusante do curso, a qual foi observada como a mais urbanizada. Os resultados dos parâmetros analisados são expostos na sequência:

Desenho 4.30 – Corte no trecho 1 do Córrego Água Podre sobre a foto nesse ponto mostrando a situação de ocupação das margens



Fonte: Kussunoki, M. e Machí Castañer, C. (2015).

Notas:

Foto coletada em vistoria de campo em Julho de 2014.

Corte tipo realizado em equipe pela autora e o Arquiteto Biólogo Marcelo Kussunoki.

a) largura da faixa marginal;

A largura da margem vegetada do córrego varia entre 1,50 e 0,50 metros na projeção horizontal, sendo às vezes quase inexistente.

b) assoreamento e acúmulo de resíduos sólidos;

Resíduos sólidos foram identificados no leito e nas margens assim como um grande acúmulo de folhas.

c) tratamento do leito;

A presença de pedras no fundo do leito natural do córrego no seu trecho a montante facilita que parte dos resíduos fique confinada e contribui para o controle da velocidade de escoamento das águas. Muros verticais conformados por blocos de concreto e pedra foram observados a montante e na parte intermediária do curso. Esses muros foram dispostos nas laterais do córrego para exercer a função de contenção da terra. Essa situação muda à jusante, onde já têm sido executadas as obras de canalização do córrego com muro gabião em uma das laterais.

Foto 4.24 – Tratamento dos laterais do Córrego Água Podre no trecho a jusante



Fonte: Coletada em vistoria de campo em julho de 2014.

d) vegetação existente;

Espécies arbóreas nas marginais vegetadas dos dois lados do curso de água foram observadas. Também, identificou-se a existência de uma linha de árvores de médio porte alinhada à borda externa do viário asfaltado. A diversidade de espécies arbóreas resultava escassa e a presença de arbustos era quase nula.

e) avifauna, anfíbios, mesofauna e microfauna;

Algumas espécies da avifauna⁷, tais como larvas de anfíbios anuros, eram presentes nas faixas marginais. Associou-se à existência de áreas de cobertura

⁷ Vanelus chilensis (quero-quero), Turdus rufiventris (sabiá-laranjeira), garça branca, Columba sp (pomba).

vegetal a presença de pequenos organismos da microfauna e mesofauna habitando nas forrações das árvores e solo.

f) erosão e/ou desmoronamento;

Os maiores problemas de desmoronamento foram observados nos trechos iniciais, principalmente nas margens mais íngremes e com escassa presença de vegetação. Apontou-se a falta de sistemas de raízes das árvores como principal fator do problema, sendo que tais atuam como estrutura estabilizadora⁸ em outras faixas marginais íngremes do curso de água. Partes do córrego sem faixa marginal vegetada foram observadas a jusante como consequência da existência de viário asfaltado. Aqui a solução adotada alternava entre o emprego de muros de pedra e de gabião, sendo que o último tratamento, de caráter mais estável, foi aplicado no último trecho do curso a jusante.

g) aspecto da água observada.

Constatou-se durante a pesquisa de campo ao trecho inicial do curso certa turbidez na água e uma leve coloração cinza. A variação da coloração da água para marrom e o aumento de mau cheiro mais a jusante foi identificado como indicador da presença de água de esgoto. Por último, destacou-se a presença de material particulado e espuma em praticamente todo o trecho durante o percurso.

Para a Análise Ambiental da Bacia do Córrego Água Podre, levantou-se, adicionalmente, um estudo de impacto ampliado à escala da sub-bacia que complementa o anterior. Nas figuras seguintes constam os mapeamentos com as informações sistematizadas para cada tema na bacia, p.e. mapa de usos do solo, quadras viárias e loteamento, relevo, estrutura hídrica e análise geomorfológica. Todos os mapeamentos vêm acompanhados com os diagramas, utilizados para especificar os dados descritos neles bem como as relações entre os diversos elementos, conforme os métodos expostos no Capítulo 4 da Tese.

No mapeamento dos compartimentos geomorfológicos se delimitam vários setores, tais como as áreas de nascentes e seus anfiteatros de drenagem (que constituem as regiões em que as águas do sub-solo afloram à superfície iniciando-se

⁸ O que equivaleria ao sistema solo-raízes desenvolvido nos modelos de cálculo no campo de Mecânica do Solo (N.Janbú 1973), e que adiciona forças de tensão pela resistência da raiz, além da existência de outras variáveis hidráulicas.

o processo de formação do córrego), ou as áreas íngremes (em que o principal processo hidrológico é o do escoamento superficial da água à jusante).

No mapa de usos do solo foram discretizados vários tipos de uso do solo, a partir da base fornecida pelo MDC, em projeção UTM, a que se acrescentaram informações coletadas nas visitas de campo e consultando no Google Earth. A seguinte figura apresenta a modelização desse tema empregando o sistema UML-GeoFrame:

Desenho 4.31 – Diagrama UML-GeoFrame do tema dos tipos de uso do solo na Bacia do Córrego Água Podre



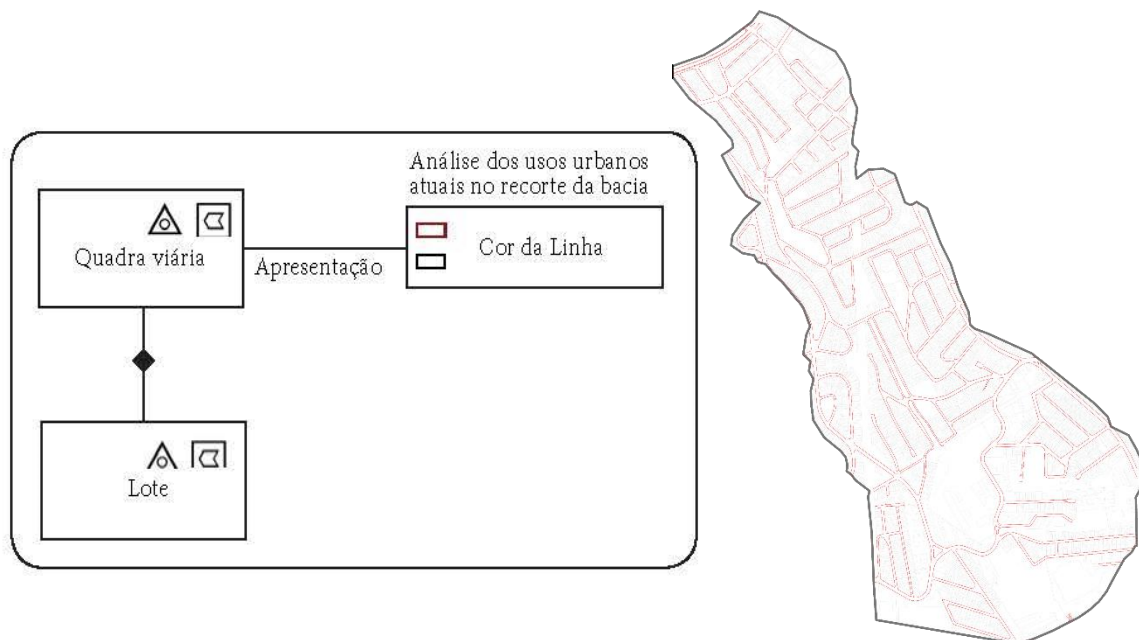
Fonte: MDC e Google Earth (2015).

Notas:

Elaboração e organização dos dados pela autora no software InDesign a partir das fontes citadas.

O mapa de quadras viárias e lotes foi levantado a partir dos dados das bases do MDC, emprega-se a cardinalidade para descrever a relação binária entre dois componentes (EMBLEY, 1992), indicando o tipo de restrição, que neste caso especifica que em cada quadra poderão participar até n lotes (ver modelo UML-GeoFrame deste tema na Fig.68).

Desenho 4.32 – Diagrama UML-GeoFrame do tema das quadras viárias na Bacia do Córrego Água Podre

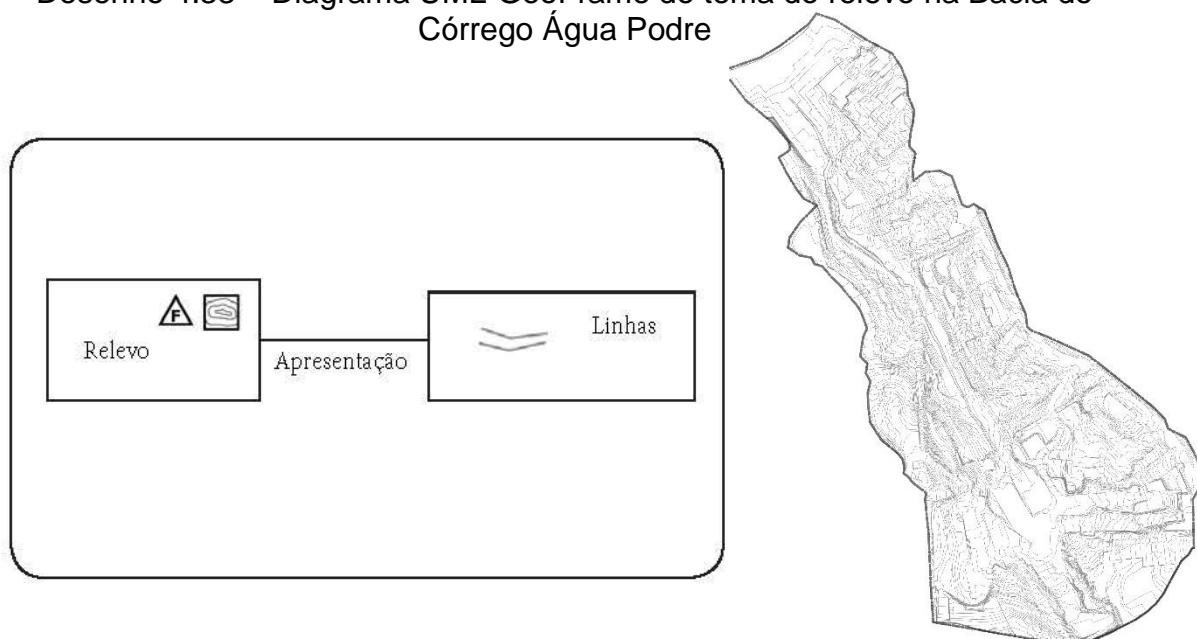


Fonte: MDC e Google Earth (2015).

Notas:

Elaboração e organização dos dados pela autora no software InDesign a partir das fontes citadas.

Desenho 4.33 – Diagrama UML-GeoFrame do tema do relevo na Bacia do Córrego Água Podre

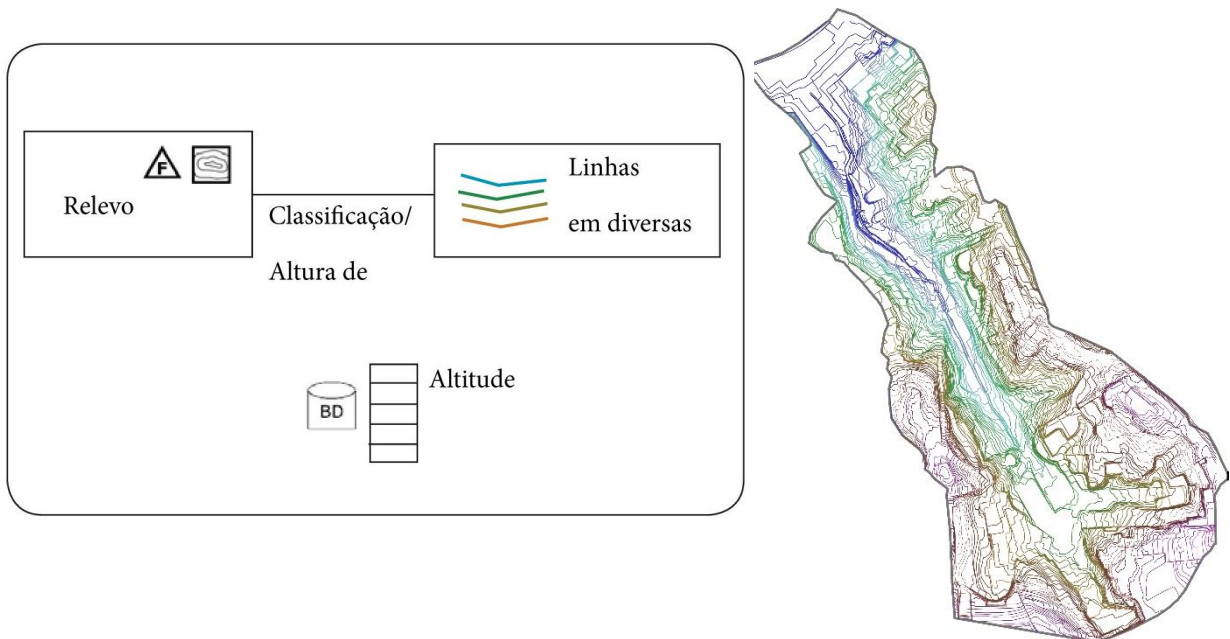


Fonte: MDC e Google Earth (2015).

Notas:

Elaboração e organização dos dados pela autora no software InDesign a partir das fontes citadas.

Desenho 4.34 – Diagrama UML-GeoFrame do relevo clasificado pela cor na Bacia do Córrego Água Podre



Fonte: MDC e Google Earth (2015).

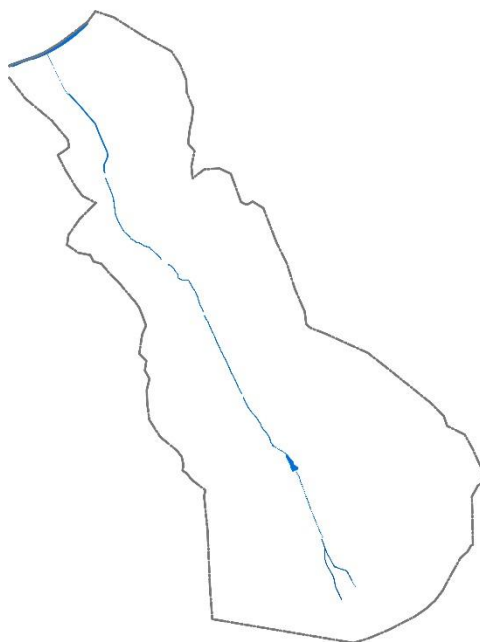
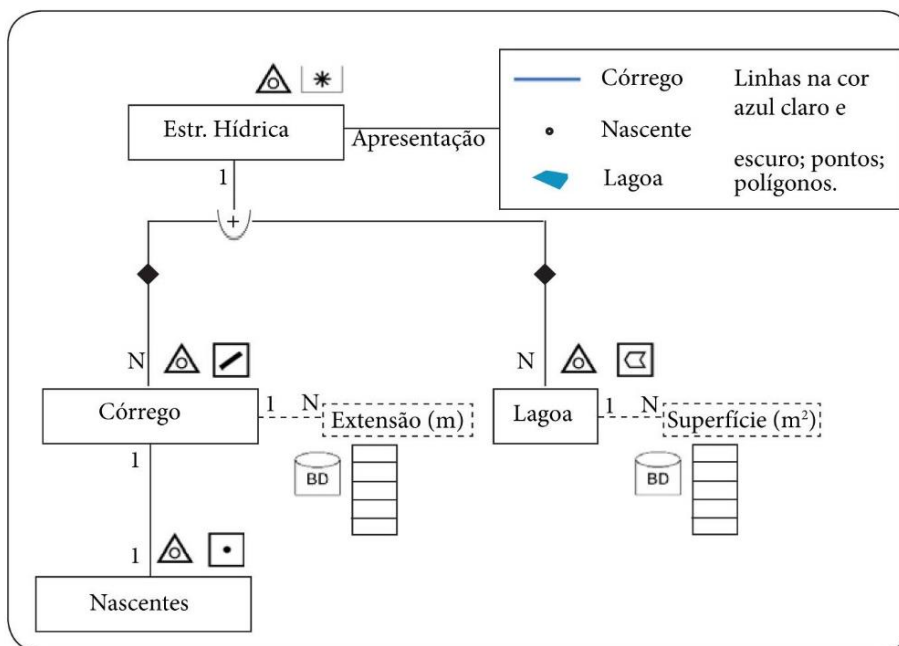
Notas:

Elaboração e organização dos dados pela autora no software InDesign a partir das fontes citadas.

No mapa do relevo, o geo-campo é composto pelos geo-objetos, representados mediante isolinhas, cada uma associada a uma altura. As isolinhas têm sido associadas a diversos layers no AutoCAD para visualizar mediante cores cada altura com graduação de cor progressiva (ver modelo UML-GeoFrame destes mapeamentos (Desenho 4.27 e Desenho 4.28).

A rede hídrica, descrita como um objeto complexo, contém componentes espaciais que representam fenômenos geográficos percebidos na presença de objetos tais como cursos d'água, lagoas e nascentes, sempre na visão vetorial em forma de linhas, polígonos e pontos. Para este mesmo campo geográfico, foi levantado outro mapa que incorporasse fenômenos de escoamento superficial das águas, levantados de maneira intuitiva a partir da observação das características morfológicas das curvas de nível. O diagrama de apresentação introduz símbolos para generalização e especialização (EMBLEY, 1992). Um exemplo se daria no mapa da rede hídrica, aqui os córregos e lagoas são uma especialização da rede que não pode se dar de forma simultânea (ver Desenho 4.29).

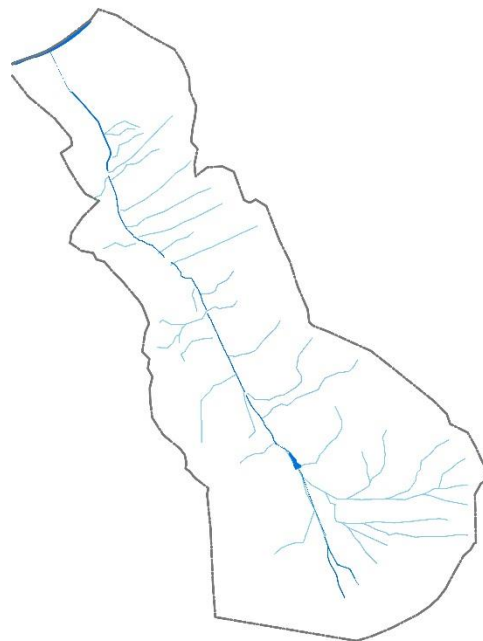
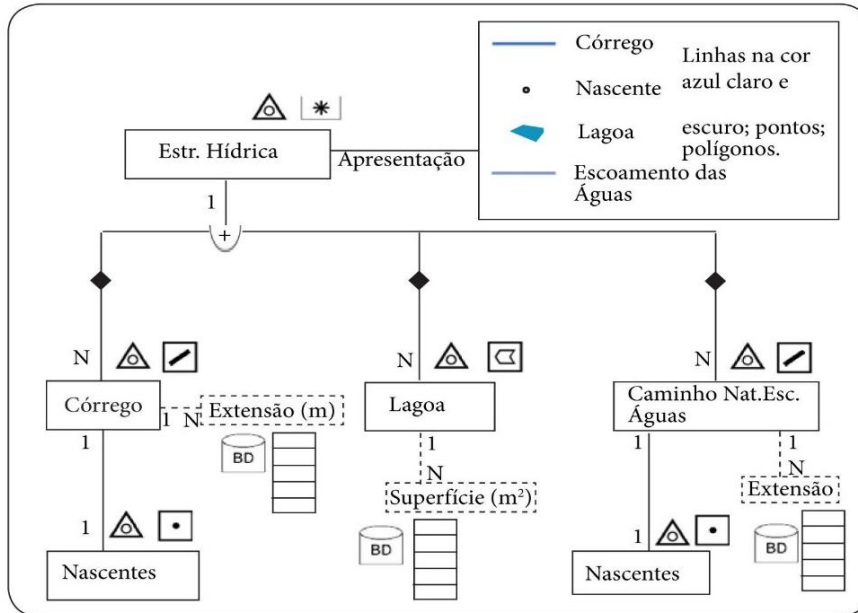
Desenho 4.35 – Diagrama UML-GeoFrame da estrutura hídrica na Bacia do Córrego Água Podre



Fonte: MDC, Mapa Hidrográfico do Município (2015) e Google Earth (2015).
Notas:

Elaboração e organização dos dados pela autora no software InDesign a partir das fontes citadas.

Desenho 4.36 – Diagrama UML-GeoFrame da estrutura hídrica agregando o escoamento das águas, na Bacia do Córrego Água Podre



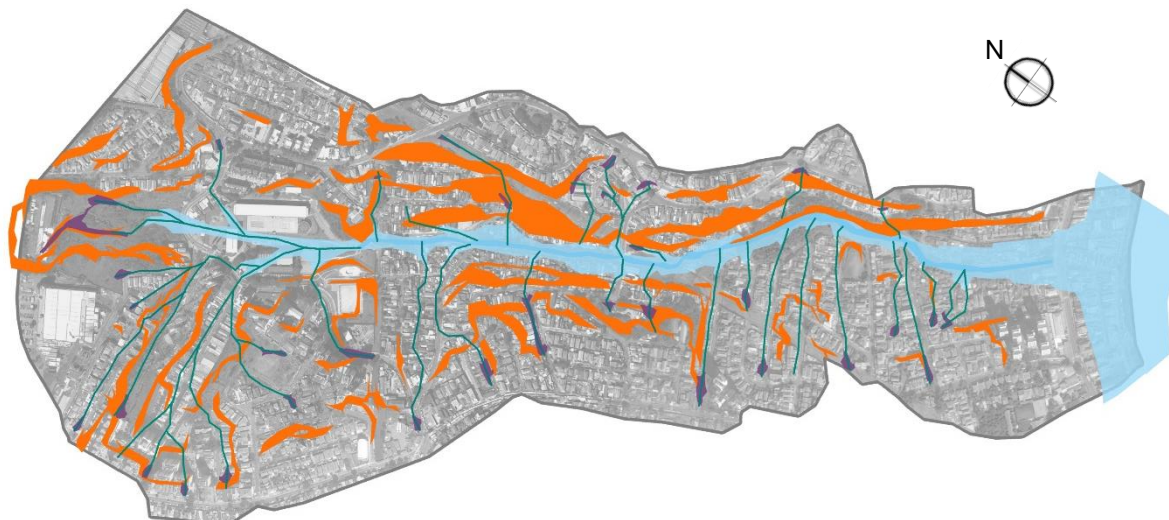
Fonte: MDC, Mapa Hidrográfico do Município (2015) e Google Earth (2015).

Notas:

Elaboração e organização dos dados pela autora no software InDesign a partir das fontes citadas.

Uma vez sistematizadas as informações conforme cada tema mapeado, é levantado um Zoneamento Ambiental na área da Bacia do Água Podre.

Desenho 4.37 – Zoneamento Ambiental definido na Bacia do Água Podre



Fonte: Elaborado pela autora a partir de informações do MDC, Mapa Hidrográfico do Município (2015) e Google Earth (2015).

Na tabela seguinte são mostradas as informações sobre entidades, processos e parâmetros definidos para tal.

Tabela 4.1 – Entidades, processos e parâmetros para o levantamento do Zoneamento Ambiental na Bacia do Córrego Água Podre

Id Domínio	Descrição e localização	Processos naturais	Parâmetros para regulamentação
Área de nascentes ou cabeceiras das linhas de escoamento natural	Nascente é qualquer descarga realizada pelo aquífero na superfície que resulte na formação de um fluxo mais ou menos visível. Essas unidades do relevo estão na parte inferior de tais vertentes.	As áreas de nascentes e cabeceiras se comportam como <i>anfiteatros de drenagem</i> ⁹ . O principal processo é o de <i>escoamento superficial</i> , de forma que pode provocar deslizamentos e	Nessas áreas deve-se evitar qualquer tipo de ocupação urbana, a fim de preservar e/ou retornar a Mata Ciliar da Mata Atlântica e manter as funções biológicas dos espaços das águas.

⁹ Bonzi (2015, p.112).

As cabeceiras se encontram na origem das linhas de escoamento natural do terreno, em que pode haver também descarga realizada pelo aquífero com fluxo menos visível.

processos de erosão dos canais de drenagem que acumularia assoreamento a jusante.

Áreas de fundo de vale ou de encostas abruptas das margens dos fundos	Fundo de vale é o ponto mais baixo de um relevo acidentado por onde escoam as águas das chuvas. A maior extensão dessas áreas é composta por córregos e suas proximidades.	O processo predominante é o de armazenamento da água e sua função principal é a da regulação da umidade e sustentação da fauna e flora e das funções biológicas no córrego e seu entorno.	Nessa área devem ser restringidas as ocupações para permitir a conservação e/ou recomposição da Mata Ciliar Floresta Ambrófila Densa e para evitar o desmoronamento do terreno nas partes íngremes.
Caminho de escoamento superficial	São as linhas de escoamento natural da água de chuva. Sua localização é indicada pelo relevo topográfico de tabularidade marcante.	O processo predominante é o de escoamento superficial da água, aumentando sua velocidade em função da intensidade da chuva e da existência ou não de mecanismos de contenção, o que pode contribuir para o incremento das ações de erosão no canal.	É recomendável incorporar mecanismos de controle da velocidade de escoamento, evitando os problemas de concentração de vazão a jusante e o arraste de partículas sólidas e poluentes, p.e. mediante mecanismos de detenção e /ou retenção, e tentando preservar coeficientes altos de permeabilidade do solo.
Áreas íngremes	Geralmente localizadas entre os pontos mais altos das encostas ou	O processo predominante é o do escoamento superficial das águas	A ocupação urbana nesses locais é pouco recomendada, com baixos índices de

<p>planaltos, e os fundos de vale de córregos ou fundos de vale menores que drenam suas águas até o córrego.</p>	<p>aumentando sua velocidade em função da intensidade da chuva e da existência ou não de mecanismos de contenção, o que pode contribuir para o aumento do risco de enchente a jusante. Também, chuvas intensas em áreas muito íngrimes podem gerar problemas de deslizamentos.</p>	<p>impermeabilização do solo e preservando-se sempre a cobertura vegetal suficiente para o controle do escoamento superficial.</p>
--	--	--

Fonte: Elaborado pela autora.

Posteriormente se realiza o cruzamento de informações para a avaliação de impactos, gerados principalmente a partir das bases iniciais e dos dados do Google Earth, o que é descrito na sequência:

a) riscos e vulnerabilidades ao deslizamento e inundação

Esse primeiro cruzamento avalia um problema recorrente em regiões periféricas da cidade de São Paulo (Nobre, Marengo, & Nobre, 2010) e para sua análise foram consultados modelos da literatura brasileira para esse tipo de avaliação (Ross 1994, Crepaniet 1996). Os dados cruzados partem do mapeamento de compartimentos geomorfológicos e de tipologias de uso do solo que foram selecionados seguindo os critérios do projeto de referência 'Vulnerabilidades das Megacidades Brasileiras às Mudanças Climáticas: Região Metropolitana de São Paulo' (Nobre, Marengo, & Nobre, 2010), desenvolvido pelo Núcleo de Estudos de População (NEPO) da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)¹⁰:

Por um lado, o mapeamento de compartimentos geomorfológicos fornece dados qualitativos para a caracterização do território que interferem no risco potencial de desmoronamento e/ou inundação, atendendo ao fator declividade e aos processos naturais predominantes. A partir disso, realizou-se uma operação de reclassificação

¹⁰ No capítulo 'Cenários de risco e vulnerabilidades associadas a deslizamentos' deste documento, se descreve a metodologia, a qual parte do cruzamento dos mapas de Uso do Solo, Índice de Pluviosidade e Declividades. Para a presente pesquisa, os últimos dois mapas têm sido substituídos pelo de compartimentos geomorfológicos.

em que foram agrupadas as entidades dos campos Fundos de Vale, Áreas Íngremes, Nascentes e Cabeceiras do mapa, criando uma nova categoria nomeada “compartimentos ambientais vulneráveis”¹¹.

Por outro lado, o mapa de tipologias de uso do solo representa um aspecto complexo que interfere significativamente nos riscos de deslizamento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (Nobre, Marengo, & Nobre, 2010). Aqui, também foi feita uma reclassificação que levantou uma categorização em função da vulnerabilidade ao deslizamento e/ou inundação.

A seguinte tabela determina as pontuações atribuídas para cada tipo de uso do solo na bacia:

Tabela 4.2 – Classificação do grau de vulnerabilidade ao deslizamento para cada tipo de uso do solo.

Categoria	Tipo de Uso do Solo	Vulnerabilidade ao Deslizamento
1	Centros Educacionais Residencial de Médio-Alto Padrão h<9m Locais Comerciais	Baixa
2	Centros Comerciais Edifícios Industriais	Média
3	Núcleos de Assentamentos Precários Residencial de Médio-Alto Padrão h≥9m	Alta

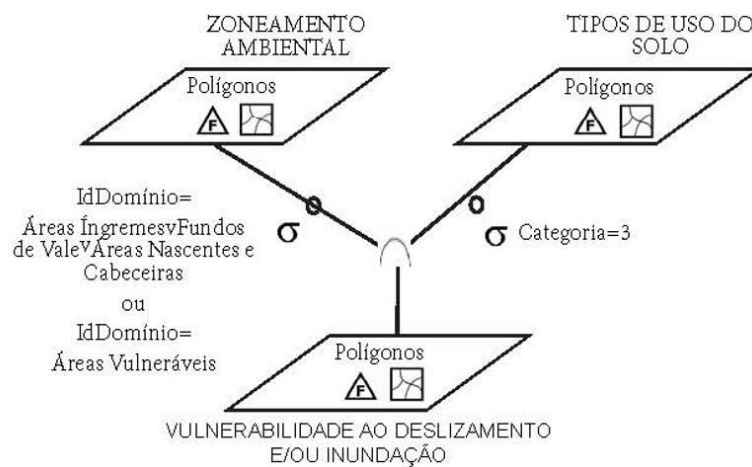
Fonte: Elaborado pela autora.

Finalmente, foi realizada a operação de cruzamento, que é registrada no esquema do Desenho 4.31, intersectando o mapeamento das áreas de ‘Vulnerabilidade ao Deslizamento e/ou Inundação’ do campo geográfico Compartimentos Geomorfológicos com as da categoria 3 do campo geográfico Tipos de Usos do Solo que aparece no Quadro 2, elaborado para a reclassificação.

¹¹ Nota-se que estas entidades estariam também demarcadas como Áreas de Proteção Permanente (APP) pela Resolução CONAMA n. 303/2002, incluindo áreas em encostas e sopés de morros, e as áreas de risco de inundações e/ou de risco de deslizamento.

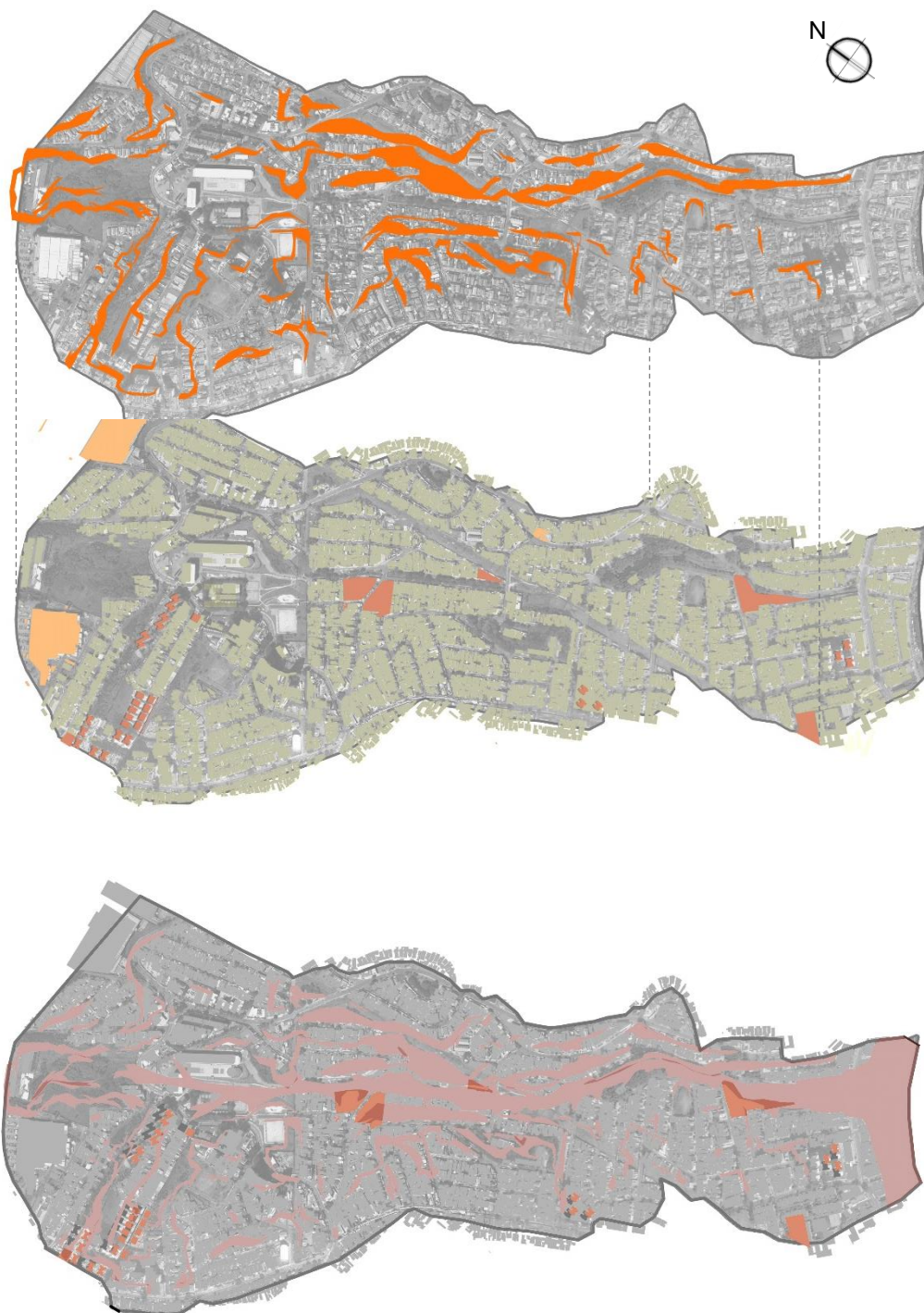
O mapa resultante mostra que há ocupações potencialmente vulneráveis localizadas ao longo da área de Fundo de Vale do Córrego e em encostas próximas ao fundo de vale, e que todas elas são assentamentos precários. Também, foram detectadas algumas edificações altas, tipologia torre, esparsas no território, e assentadas em solo instável com risco potencial de desmoronamento.

Desenho 4.38 – Combinação da notação de modelo de Dados Espaço-Relacional com Árvores de Expressão de Álgebra Relacional para registro da primeira operação de cruzamento para a análise dos riscos e vulnerabilidades ao deslizamento e inundação



Fonte: Elaborado pela autora.

Desenho 4.39 – Temas antes da primeira operação de cruzamento e resultado mostrando as áreas vulneráveis ao deslizamento e erosão



Fonte: Google Earth (2015), MDC (2014), Seção Técnica de Geoinformação e Produção de Bases Digitais (CESAD).

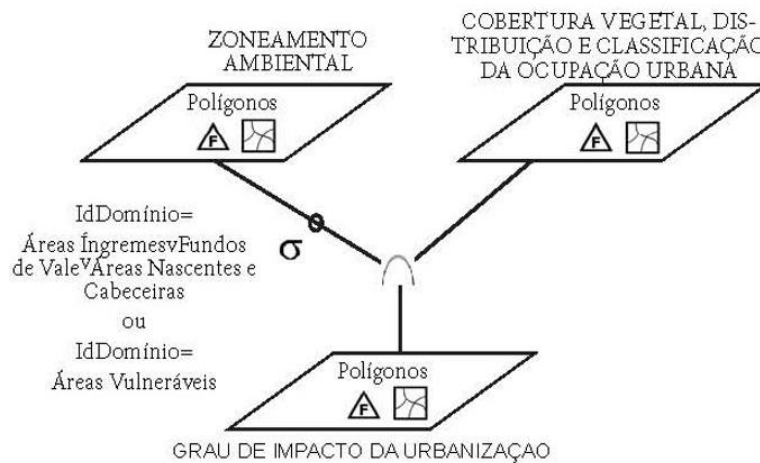
Notas:

Mapas elaborados pela autora a partir das fontes citadas.

b) mapeamento do Grau de Impacto da Urbanização

O cruzamento seguinte é realizado para geração de um banco de dados espaciais que informe do *Nível de Impacto da Urbanização*. Isso tem sido avaliado a partir da observância de vários fenômenos. Um seria a perda de *cobertura vegetal* e do *desmatamento* da floresta original, que na região da bacia corresponde ao Bioma de Mata Atlântica Floresta Ambrófila Densa; outro, a caracterização do território urbanizado, considerando a distribuição da ocupação urbana, presença da edificação (alta e baixa), e áreas impermeáveis.

Desenho 4.40 – Combinação da notação de modelo de Dados Espaço-Relacional com Árvores de Expressão de Álgebra Relacional para registro da análise do impacto da ocupação urbana



Fonte: Elaborado pela autora.

Depois são cruzadas as informações de cobertura vegetal e floresta e distribuição da ocupação urbana com a subclasse 'Áreas Vulneráveis' do mapa de Compartimentos Geomorfológicos, conforme o Desenho 4.33, registrada pelo Diagrama UML-GeoFrame do Desenho 4.32. O resultado permite observar as áreas potencialmente frágeis da paisagem que se vem mais ou menos afetadas pelo tipo de urbanização. As mais afetadas seriam a Área de Proteção Permanente (APP) do Fundo de Vale do Córrego Água Podre no trecho a jusante e curso médio, que foram ocupadas por edificações baixas de tipo residencial (médio e baixo padrão) e trechos de viário asfaltado. Também, em áreas de inclinação significativa, onde foram construídos loteamentos de casas de tipo unifamiliar e/ou plurifamiliar de baixa altura.

Desenho 4.41 – Temas antes da operação de cruzamento e resultado mostrando as áreas de maior impacto pela urbanização



Fonte: Google Earth (2015), MDC (2014), Seção Técnica de Geoinformação e Produção de Bases Digitais (CESAD).

Notas:

Mapas elaborados pela autora a partir das fontes citadas.

O mapeamento resultante determina quatro subcategorias, em função da intersecção entre as subclasses do mapa de distribuição da ocupação e as Áreas

Vulneráveis dos Compartimentos Geomorfológicos. O objetivo é dar uma pontuação para estimação do nível de impacto da urbanização. Essa discretização pode ser observada no seguinte quadro:

Tabela 4.3 – Classificação do nível de impacto em função da superposição entre subclasses do mapeamento de impermeabilização e Zoneamento Ambiental, atendendo a quatro categorias.

Categori	Superposição	Nível de Impacto
a		
1	Edificação – Áreas vulneráveis	Extremamente Alto
2	Viário asfaltado – Áreas vulneráveis	Muito Alto
3	Demais áreas impermeáveis – Áreas vulneráveis	Alto
4	Áreas desmatadas – Áreas vulneráveis	Moderado

Fonte: Elaborado pela autora.

c) trechos de viário com escoamento atuante

O terceiro e último cruzamento pretende identificar os trechos de viário em que há ações de escoamento superficial significativo e/ou quais condições de grande declividade podem induzir a problemas. Essa sobreposição é feita relacionando os elementos da subclasse caminho de escoamento superficial com os polígonos que conformam o sistema da malha viária urbana.

Na sequência, se intersecta a subclasse 'Áreas Íngrimes' do mapa de Zoneamento Ambiental com as entidades de Quadras Viárias, identificando partes do viário em que pode haver riscos derivados dos processos erosivos intensos. Os dois temas gerados nas duas operações de intersecção permitem visualizar trechos de ruas em que seria interessante propor um tipo de tratamento específico que ajude à mitigação dos problemas indicados.

Desenho 4.42 – Temas antes da operação de cruzamento e resultado mostrando os trechos de viário com escoamento atuante



Fonte: Google Earth (2015), MDC (2014), Seção Técnica de Geoinformação e Produção de Bases Digitais (CESAD).

Notas:

Mapas elaborados pela autora a partir das fontes citadas.

5. MODELAGEM DO DESEMPENHO DO SISTEMA DE DISPOSITIVOS LID PARA A REVITALIZAÇÃO DA BACIA DO CÓRREGO ÁGUA PODRE (RMSP)

Posteriormente à análise exposta no Capítulo 4 desta Tese, passa-se a abordar o planejamento e a modelagem da eficiência das tipologias paisagísticas da Infraestrutura Verde propostas no recorte da Sub-Bacia do Córrego Água Podre, escolhido para a validação da hipótese desta investigação. Por um lado, sistemas de biorretenção são desenhados para a retenção e tratamento do primeiro escoamento ou *First Flush*. Em segundo lugar, um sistema de Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial é projetado para tratar a vazão base do córrego.

Os critérios de dimensionamento desses dois sistemas são descritos no Capítulo 3 e a sua aplicação no caso de estudo local é exposta neste capítulo, o que permite obter os resultados de comprovação das hipóteses. Assim, os conceitos teóricos acerca dos sistemas SUDs e Alagados Construídos, incluindo as informações expostas no Capítulo 4 sobre o seu funcionamento e métodos aplicados para seu planejamento e dimensionamento, orientaram os trabalhos de modelagem e simulação realizados neste capítulo para a validação da hipótese da Tese. Esse conhecimento foi aplicado para a construção da metodologia de planejamento, desenho e dimensionamento da rede SUDs e do sistema de Alagado Construído. A rede SUDs, por sua vez, foi instalada dentro do recorte da Sub-Bacia do Córrego Água Podre, avaliando sua eficiência no controle da carga de sedimentos no escoamento da chuva. Já o sistema de Alagado Construído foi projetado em área de APP do Córrego Água Podre para o tratamento da sua vazão base, modelando sua eficiência para a redução de matéria orgânica decorrente dos esgotos lançados no córrego em áreas da bacia sem cobertura da rede sanitária.

Este trabalho se alinha aos estudos preliminares que foram delimitados pela equipe FCTH no Empreendimento 2014 AT-653 entre os anos 2016 e 2017, tendo, porém, se dedicado a um estudo mais pormenorizado em relação aos critérios de desenho e dimensionamento. Cabe salientar que esses projetos buscam um mesmo objetivo, de modo que eles se complementam. Nesse sentido, a ideia é que diversas soluções de baixo impacto sejam combinadas para formar parte de um mesmo sistema e que essa rede de áreas verdes conectadas, opere de maneira eficiente na

promoção de serviços que atenuem os impactos diagnosticados na bacia (Marques, Rizzi, Pellegrino, & Becker de Moura, 2018; Bernhardt & Palmer, 2007).

Na proposta desta Tese, cujo modelo se aplica na Sub-Bacia do Córrego Água Podre, diversas tecnologias LID são selecionadas para o tratamento e controle da água de chuva e da carga base do córrego. Tais dispositivos são empregados como estratégia de intervenção para a recuperação da qualidade hídrica do Córrego Água Podre, na Bacia do Córrego Jaguaré (RMSP). O conceito do projeto fundamenta-se na utilização da paisagem como suporte de funções naturais essenciais na regulação da qualidade e quantidade da água dentro de um recorte dessa bacia.

Desenho 5.1 – À esquerda localização da Bacia do Jaguaré na Cidade de São Paulo e à direita área selecionada para a incorporação do modelo da proposta



Fonte: Google Earth (2016), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004) e Mapa Hidrográfico do Município (2015).

Notas:

Modelado no photoshop pela autora a partir das fontes citadas.

A finalidade deste estudo, face às futuras pesquisas, é contribuir para a elaboração de uma proposta para Projeto Piloto de Revitalização de Bacias Urbanas na RMSP. Assim, os resultados da investigação poderão ser empregados no levantamento de soluções de intervenção semelhantes baseadas na metodologia exposta. Além disso, a extrapolação dos métodos e resultados poderá ser utilizada para a elaboração de projetos de revitalização de outras partes da Bacia do Córrego de Água Podre, assim como no caso de bacias hidrográficas ocupadas localizadas na periferia urbana da RMSP.

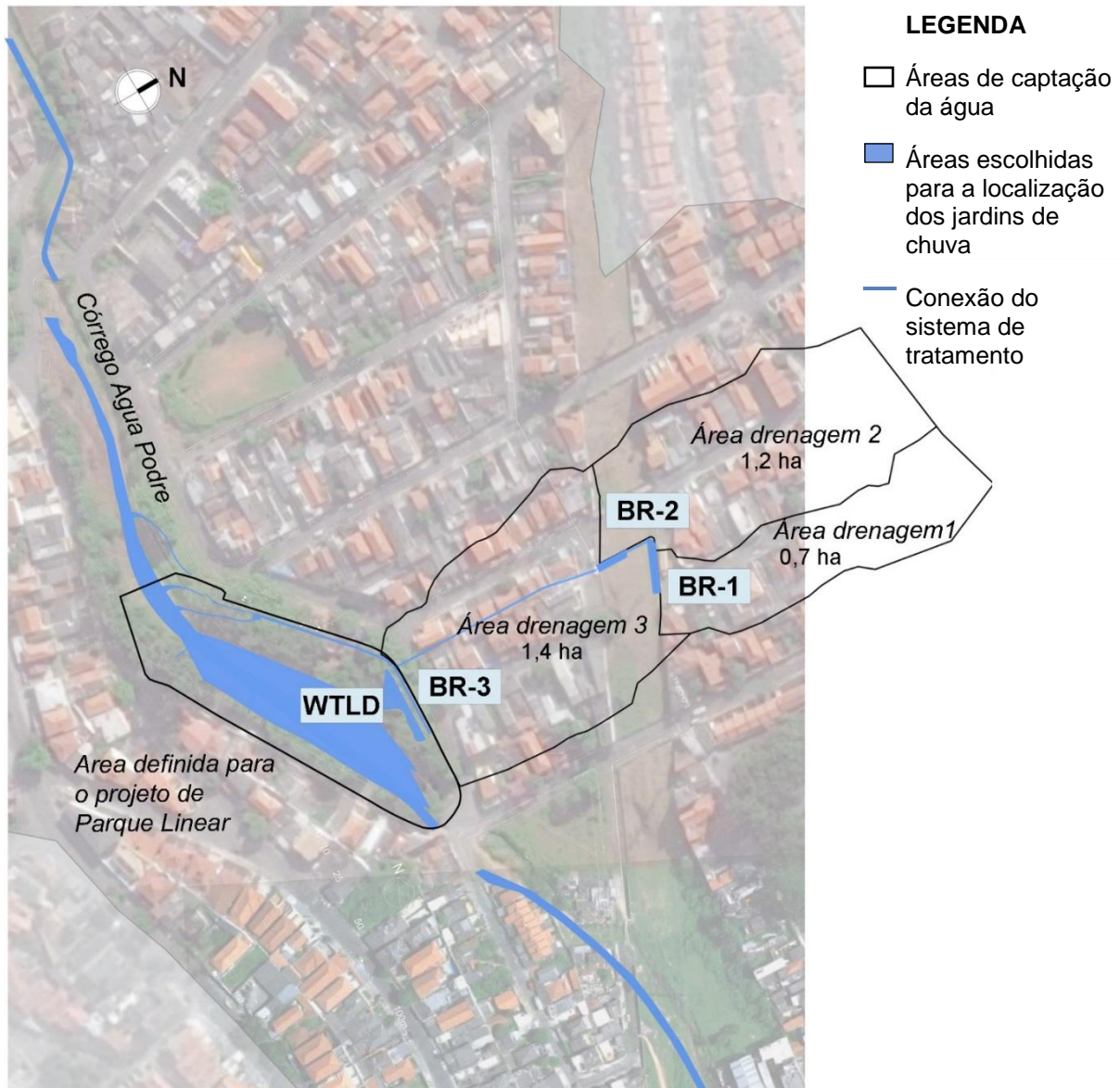
Fonte: Google Earth (2016), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004), XP SWMM (2016).

Notas:

Modelado em Autocad e Photoshop pela autora a partir das fontes citadas.

O primeiro sistema modelado no recorte seleccionado da bacia, composto por

Desenho 5.2 – Localização da área definida para a incorporação do modelo LID da proposta, composto pelo sistema de SUDs e Alagado Construído



tipologias de jardim de chuva ou bacias de bio-retenção, é desenhado como *treatment train* ou sistema conectado em série (Woods-Ballard, et al., 2007, p. 25; SWMM XP Drainage Solutions, 2016). As tecnologias LID são projetadas de maneira integrada à rede de drenagem urbana das ruas cumprindo a função bio-retenção, provendo, para tal propósito, serviços naturais de retenção e tratamento do primeiro volume de escoamento da chuva (SWMM XP Drainage Solutions, 2016; Wilson, Bray, & Cooper, 2004).

Os dispositivos de jardim de chuva são projetados para dispor de área suficiente para o armazenamento do volume de água a ser tratada durante o tempo de infiltração. Isso ocorre através da camada filtrante dessa primeira vazão do escoamento (Novotny, 1995; Wilson, Bray, & Cooper, 2004). Por um lado, o sistema descrito contribui para a redução das cargas contaminantes introduzidas no córrego mediante a rede convencional de drenagem. Por outro, essas tecnologias são integradas à rede de micro-drenagem fazendo parte da paisagem urbana local, ao mesmo tempo que facilitam o controle da contaminação de origem difusa.

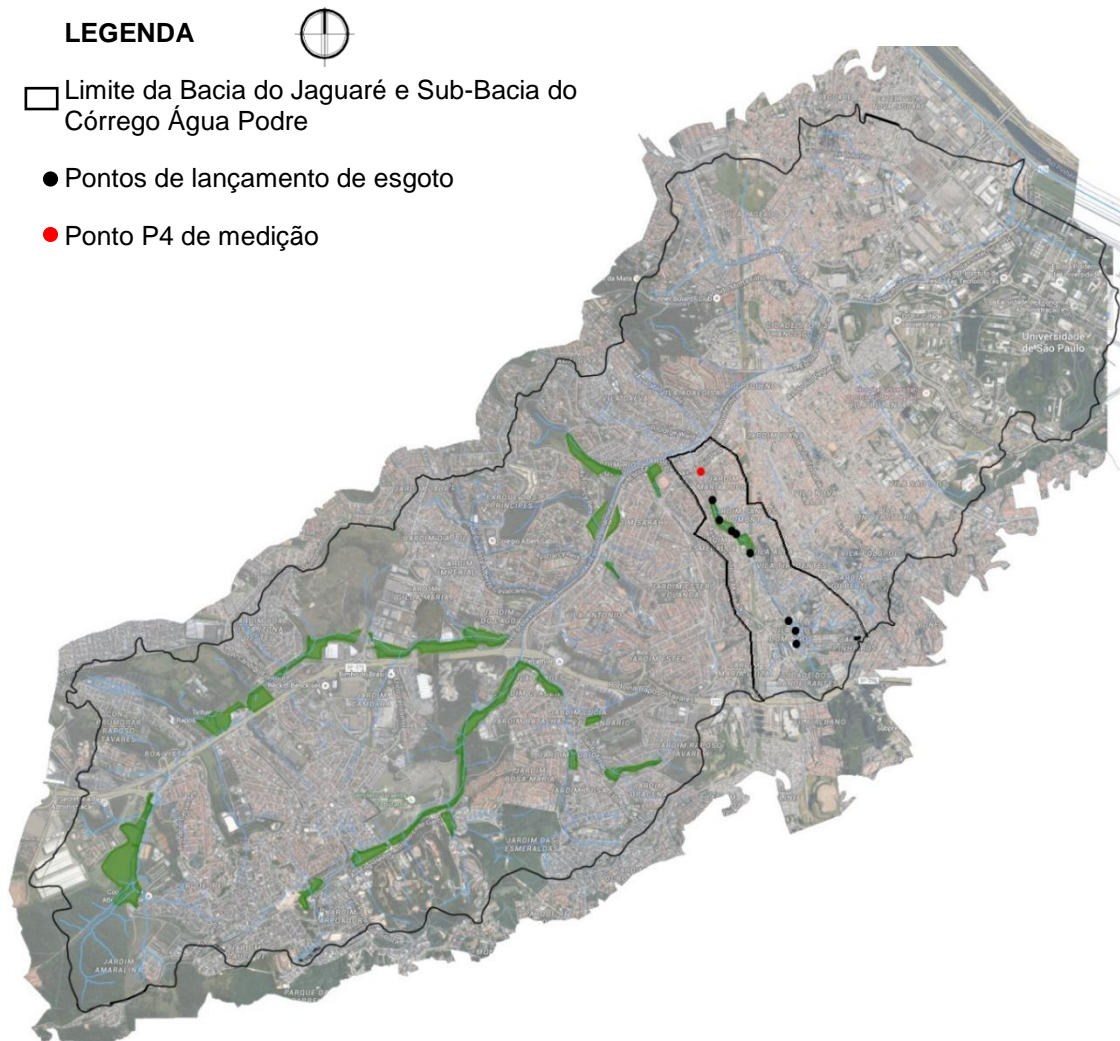
O segundo sistema proposto, um Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial ou *Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Wetland* (HSSF CW), seria incorporado na margem do córrego com o objetivo de tratar a vazão base. O HSSF CW é projetado com vegetação macrófita sobre camada de cascalho e areia. O objetivo da rede é contribuir para a redução dos conteúdos em matéria orgânica na água do córrego nos períodos de seca em que a concentração de DBO é mais alta (FCTH, 2017).

Nele, o escoamento pluvial coletado através do sistema de drenagem é direcionado para o curso principal do córrego evitando que esse efluente entre em contato com o HSSF CW. Junto à proposta do HSSF CW, o reflorestamento, a incorporação de novos elementos de bio-engenharia para a estabilização das encostas (Machí Castañer C. , 2018, p. 180), o desenho de áreas para recreação e a definição de trilhas para caminhada fazem parte da proposta integrada ao projeto para a melhoria ambiental do Córrego Água Podre.

5.1. Modelagem do desempenho do sistema SUDs composto por Bacias de Biorretenção para o controle do escoamento pluvial na Bacia do Córrego Água Podre

Nesta Tese, um esquema SUDs foi proposto para o controle do primeiro escoamento na área de estudo da Bacia do Córrego Água Podre, dentro da Bacia do Jaguaré, na RMSP.

Desenho 5.3 – Localização da Sub-Bacia do Córrego Água Podre com os pontos de lançamento de esgoto e ponto P4 de medição no córrego



Fonte: Google Earth (2016), FCTH (2017, p.13), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004) e Mapa Hidrográfico do Município (2015).

Notas:

Modelado pela autora a partir das fontes citadas.

O planejamento no local destas redes tem seguido os critérios apontados no manual do *software* XP SWMM (SWMM XP Drainage Solutions, 2016), cuja base matemática foi introduzida no ponto 3.1 do Capítulo 3 da Tese, e que tem sido utilizado para a realização das simulações hidrológicas na região do Água Podre.

Os principais fatores condicionantes do planejamento e desenho foram as características locais da bacia, principalmente no que se refere ao relevo e loteamento de quadras viárias, os registros pluviométricos, obtidos das estações meteorológicas, e as condições de qualidade da água, o que foi determinado a partir dos resultados de monitoramento na estação instalada a jusante do Córrego Água Podre (estação P4 que aparece no Desenho 5.3).

Tabela 5.1 – Concentrações de variáveis das Campanhas de Carga Difusa realizadas em 2016 no Córrego Água Podre durante a subida do nível de água

Parâmetro	22 Ago	16 Nov	12 Dez
DBO _{5,20} (mg/L)	148	114	64
DQO (mg/L)		224	312
Fósforo Total (mg/L)	3,74	3,66	1,96
Nitrogênio NKT (mg/L)	14,6	21,3	15,7
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	3,4	7,3	5,6
Sólidos Susp. Totais (mg/L)	3136	1248	1076

Fonte: Adaptado da Tabela 16.6 que consta no Volume 2 Tomo 2.1 do Relatório RF-1151-16 do FCTH (2017, p.45).

Notas:

No dia 22 de agosto havia passado três dias sem chuva, sendo que a chuva precedente no dia 18 foi muito fraca. Já no dia 16 novembro passaram-se dois dias sem chuva, com uma chuva um pouco mais forte no dia 14 e anteriores. Por fim, em 12 de dezembro havia ocorrido chuva algumas horas antes apenas e tratava-se de período caracterizado por chuvas frequentes quase todos os dias.

Na Bacia do Córrego Jaguaré realizaram-se monitoramentos em Campanhas de Carga Base e Campanhas de Carga Difusa (em períodos de chuva). Conforme se explicita no Relatório RF-1151-16, Volume 2 Tomo 2.1, elaborado pelo FCTH (2017), a existência de “concentrações de base de SST inferiores às médias de eventos de chuva para as bacias do Jaguaré” que foram monitoradas significa que “o escoamento originado pelas precipitações apresenta maior concentração desse poluente que o escoamento base” (p.238). Efetivamente, dos resultados das análises das campanhas de monitoramento, pode ser deduzido que as concentrações de SST no córrego

tendem a ser especialmente altas durante as subidas de água em eventos de chuva depois de vários dias em período de seca.

Na Tabela 5.1 são apresentados os resultados das concentrações de SST nas subidas de água em função do evento e suas condições precedentes sem chuva. Nota-se que no evento do dia 22 de agosto de 2016 há as maiores concentrações de SST monitoradas durante a subida de água. Aponta-se à correlação desses resultados o fato de que esse evento é caracterizado por um período precedente sem chuva mais extenso do que no caso dos outros eventos.

Assim, as cargas de SST introduzidas no córrego através do escoamento urbano (Foto 5.1) durante eventos de chuva isolados (p.e. precipitações que ocorrem no inverno) representariam um fator importante da degradação da qualidade do Córrego Água Podre causada pela poluição de origem difusa advinda do lavado da rua. A diminuição dessas concentrações constitui um dos objetivos prioritários da proposta para a incorporação da rede de SuDS, como vem explicado na parte da Introdução da Tese.

Foto 5.1 – Pontos de lançamento de esgoto pluvial no córrego Água Podre



Fonte: Coletada em vistoria de campo em julho de 2014.

Conforme exposto já no ponto 3.1 do Capítulo 3 desta Tese, de forma geral, o modelo adotado para o planejamento de sistemas SUDs é as tipologias LID conectadas entre si resultando em um esquema de tratamento e controle das primeiras chuvas (SWMM XP Drainage Solutions, 2016; Woods-Ballard, et al., 2007). O desenho na sub-bacia do Córrego Água Podre segue essa mesma abordagem. A rede é composta por vários dispositivos LID, cuja função principal é contribuir para a diminuição da concentração de SST que afetam as condições de qualidade da água do córrego. A redução de sedimento resulta na diminuição também das concentrações de PT e NT presentes no primeiro escoamento.

A localização dos dispositivos fundamenta-se na compreensão dos fluxos e direções do escoamento e na identificação das áreas com maior risco de alagamento. O software EPA *StormWater Management Model* (EPA-SWMM) foi utilizado no projeto como ferramenta para simulações hidrológicas complexas (Haris, 2016; SWMM XP Drainage Solutions, 2016; Juan, Fang, & Bedient, 2013). Esse modelo é utilizado de maneira extensiva nos EUA para a modelagem hidrológica da operabilidade de tipologias LID. O software XPSWMM simulou as direções e velocidades dos fluxos do escoamento sobre a superfície topográfica analisada, assim como a distribuição da coluna de água acumulada, permitindo identificar, dessa forma, aquelas áreas com maior risco de alagamento.

As informações das simulações no XPSWMM permitiram identificar o comportamento dos fluxos de escoamento da água no local, o que serviu para a extração de áreas de drenagem a cada dispositivo LID integrando o trem de tratamento de SUDs. A superfície máxima dessas áreas limitou-se a um hectare. Os critérios incluídos nos manuais para desenho de redes LID para manejo do escoamento urbano nos EUA foram utilizados como referência para o estabelecimento dessa área máxima, p.e. *Maryland StormWater Design Manual* (MDSWDM) (MDE, 2009). Dessa forma, cada dispositivo LID reteria o escoamento inicial gerado por superfícies de drenagem de até um hectare¹.

Os SUDs se localizaram em pontos a jusante de cada superfície de drenagem, nos locais livres para a sua incorporação. Seu desenho parte da visão integrada ao projeto urbano, de maneira que as tecnologias formam parte da paisagem urbana da rua, cumprindo uma função tanto estética quanto social.

O critério para o dimensionamento da rede SuDS foi dispor do volume mínimo para armazenamento do *First-Flush*, o qual levaria aquela parte mais poluída do escoamento pluvial (Novotny, 1995; Sartor & Boyd, 1972; Haith, Mandel, & Wu, 2010). O objetivo de qualidade estabelecido no projeto foi que o volume retido pelo sistema concentre no mínimo 90% da carga total de contaminante acumulado na superfície das ruas da área de drenagem.

¹ A área máxima de drenagem de cada sistema de jardim de chuva, *Bioretention system* (MDE, 2009) em inglês, é de dois hectares conforme o Manual de Drenagem do Estado de Maryland. No projeto de pesquisa aplicou-se uma redução de 50% a esse valor. A aplicação desse coeficiente de segurança permitiria adaptar o projeto à realidade climatológica local de São Paulo (grande variabilidade na distribuição de chuva com precipitações intensas e frequentes durante o verão).

Conforme exposto anteriormente, a aplicação de *Unified Approaches* para o cálculo do primeiro volume de escoamento (W_{qv}) baseado na '90 percent rule' é o método adotado de forma geral nos manuais de drenagem definidos em áreas de clima temperado dos EUA, tais como Maryland ou New Hampshire (Wang, Chua, & Shanahan, 2017; DEC, 2010; MDE, 2009). Não obstante, foi argumentado também que o uso da '90 percent rule' na RMSP pode resultar inadequado em razão da variabilidade na distribuição das precipitações nessa localidade em relação às áreas geográficas anteriormente citadas, as quais se localizam em regiões de climas temperados com registros pluviométricos mais uniformes² (Wang, Chua, & Shanahan, 2017)

Assim, tal característica sugeriu avaliar um método de cálculo do W_{qv} que parta do entendimento da existência de eventos pluviométricos isolados e épocas de chuvas frequentes para a RMSP. O critério utilizado para isso foi a estimação da carga de sedimento inicial na bacia considerando a existência dessas duas condições extremas no ano. Isso é levado em prática mediante a análise de um evento de chuva no verão e outro em período de seca. O primeiro evento analisado é em Julho de 2016, depois de 24 dias sem precipitações, e o segundo em Janeiro 2017 em um período de chuvas frequentes.

Conforme os estudos de Sartor e Boyd (1972), a contaminação inicial acumulada nas áreas construídas dependerá do tipo de uso do solo, do tempo desde que ocorrera o último evento de chuva e da duração e intensidade do próprio evento (Sartor & Boyd, 1972; Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 49). Dessa forma, para o cálculo da carga de SST total acumulada no local da proposta utilizaram-se os valores médios estimados da taxa de acumulação (*loading accumulation rate*) em áreas residenciais fornecida pela curva para uso de solo residencial do Gráfico 3.1 do Capítulo 3 da Tese. A carga de SST inicial foi obtida multiplicando a taxa de acumulação, a qual vinha expressada em gramas por metros lineais de rua (g/curb-m), pelos metros totais de rua no local.

$$P_t = \text{taxa} \times 130\text{m} \quad (4)$$

² As irregularidades pluviométricas da RMSP, p.e. existência de chuvas frequentes no verão e de períodos prolongados de seca, implica na existência de cargas de contaminante acumulado nas superfícies construídas distintas no início de cada evento de chuva em épocas diversas do ano (Wang, Chua, & Shanahan, 2017; Pathiraja, Westra, & Sharma, 2012).

A taxa de acumulação de carga antes dos eventos depende do tempo transcorrido antes da última chuva. Assim, para estimar a carga antes do dia 15 de janeiro, utilizou-se a taxa de acumulação no segundo dia sem chuva em áreas residenciais. Já, a taxa de acumulação da carga antes da precipitação dia 16 de Julho de 2016, depois de um período de vinte dias sem chuva, igualou-se à taxa do duodécimo dia no gráfico, que seria quando alcança seu valor máximo de maneira aproximada (Sartor & Boyd, 1972; Haith, Mandel, & Wu, 2010).

Os estudos realizados por Sartor e Boyd (1972) puderam demonstraram que o nível de contaminação para qualquer evento de chuva dependia de fatores tais como o tipo de uso do solo, mas também do tempo desde que ocorrera o último evento de chuva (ou condições antecedentes), assim como da duração e da intensidade do próprio evento (Sartor & Boyd, 1972; Wilson, Bray, & Cooper, 2004, p. 49). O método aqui aplicado permitiu considerar a influência das condições antecedentes e duração-intensidade do evento mediante a aplicação da fórmula de Sartor e Boyd no cálculo das cargas removidas pela chuva em cada evento de chuva selecionado. A carga removida durante o evento de chuva foi calculada mediante o uso da fórmula exponencial em que a chuva limpa a matéria particulada das superfícies das ruas com os dados da duração e intensidade para os dois eventos selecionados (Sartor & Boyd, 1972):

$$P_0 = P_t \times e^{-krt} \quad (5)$$

P_0 representa a massa de sedimento inicial disponível na área de drenagem, P_t a massa disponível em um determinado intervalo do evento pluviométrico (t), r a intensidade de chuva e t o tempo de duração do evento.

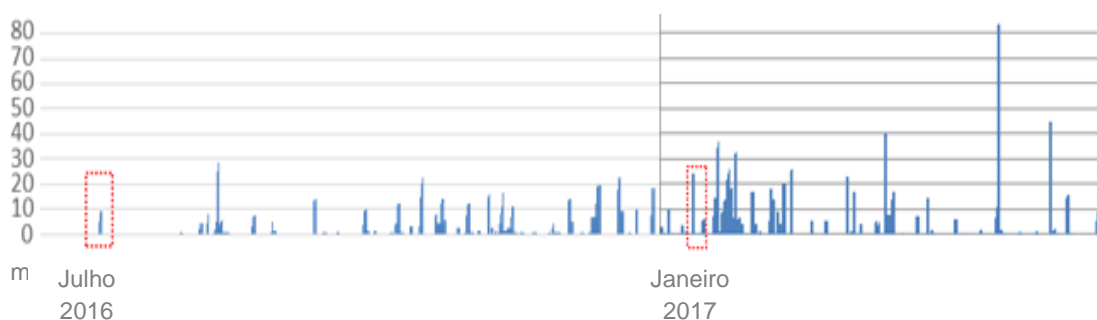
Foram introduzidos na fórmula dados da intensidade de chuva a cada dez minutos monitorados em campo na estação meteorológica da Bacia do Córrego Jaguaré durante os dois eventos pluviométricos selecionados. A taxa de remoção da carga de SST acumulada na superfície foi calculada a cada dez minutos, assim como a carga contaminante acumulada disponível e a carga removida pelo escoamento em função da duração e intensidade do próprio evento.

O volume a tratar pela rede SUDs foi fixado a partir dos dados da percentagem de remoção alcançada em cada um dos dois eventos. Selecionou-se a altura da coluna de água para uma remoção mínima de 90% tal como fixado nos objetivos de qualidade do projeto. Dessa maneira, os dispositivos foram desenhados para ter uma

capacidade de armazenamento suficiente para a retenção de ao menos 90% dos SST disponíveis acumulados nas superfícies impermeáveis das ruas no local da proposta.

Esse primeiro escoamento retido pelo jardim de chuva devia trazer pelo menos 90% da carga de sedimento inicial disponível na área de drenagem. As dimensões dos jardins de chuva definiram-se para o volume total do dispositivo reter esse primeiro escoamento, mas também prever a integração dessa tipologia na paisagem urbana local.

Gráfico 5.1 – Gráfico representando a profundidade da coluna de água de chuva desde julho de 2016 a abril de 2017 e demarcação em vermelho dos dois eventos de precipitação selecionados para a aplicação do método de pré-dimensionamento dos jardins de chuva na Bacia do Córrego Água Podre



Fonte: Sistema de Alerta a Inundações de São Paulo - SAISP (2017).

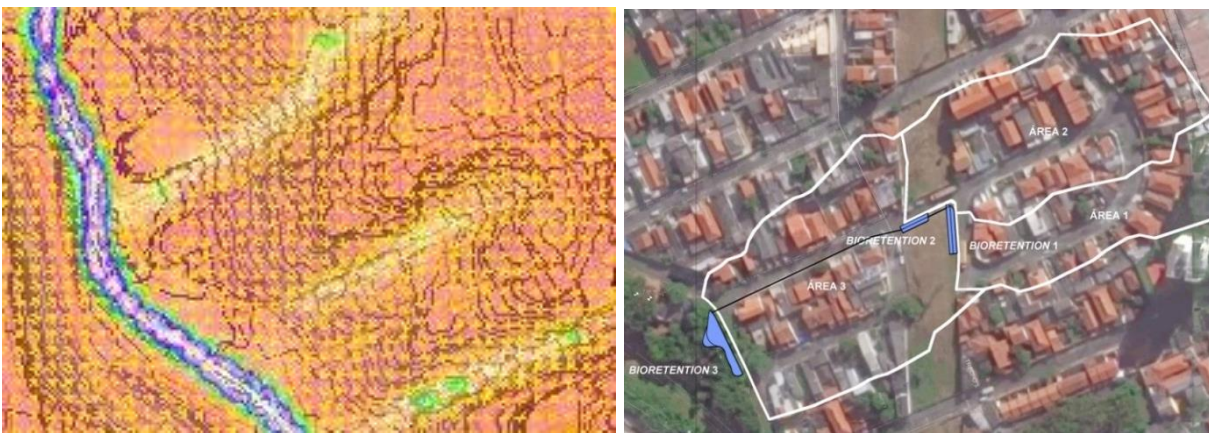
Notas:

Criado em Excel pela autora a partir de dados pluviométricos reais monitorados em campo.

O modelo foi criado primeiro no software AutoCAD e posteriormente importado para o programa XPSWMM. O XPSWMM representou os fluxos de entrada e saída e a capacidade total de armazenamento do sistema para a coleta do primeiro escoamento. Dados da altura da coluna de água acumulada nos dois eventos pluviométricos selecionados para a simulação hidrológica do modelo foram introduzidos no XPSWMM, obtendo-se as informações acerca do valor dos fluxos de entrada e saída no sistema.

Os resultados da aplicação desses métodos são expostos em seguida. Por um lado, obtiveram-se as informações geo-espaciais mediante as simulações do XPSWMM das direções e velocidade do fluxo de escoamento pluvial e a distribuição da coluna de água de chuva acumulada no local de estudo. Essas informações são apresentadas a seguir.

Desenho 5.4 – À esquerda, direção dos fluxos, velocidade e distribuição da coluna de água acumulada na área selecionada para a modelagem da hipótese na Bacia do Água Podre fazendo uso do Hietógrafo para 25 anos de retorno.



Fonte: XP SWMM e Google Earth (2016).

Notas:

Modelado pela autora em Autocad e Photoshop a partir das fontes citadas.

Observa-se que esses dados reportaram a sobreposição de fluxos preferenciais em uma das ruas locais. Duas tipologias SuDS foram localizadas a montante da rua com o objetivo de reduzir a vazão total à sua jusante, contribuindo dessa forma para a mitigação dos potenciais riscos de alagamento e do problema da erosão. Adicionalmente, incorporou-se um terceiro jardim de chuva de dimensões maiores à jusante da margem do córrego para a retenção da vazão de escoamento excedente gerada pela área de drenagem.

A carga inicial de sedimento gerada no evento pluviométrico do dia 15 de janeiro de 2016 durante a estação de chuva, após dois dias sem precipitações, e, na estação seca, dia 16 de julho de 2016, após mais de doze dias sem chuva, é a seguinte:

Tabela 5.2 – Carga de sedimento inicial disponível na área de drenagem de 0,7 hectares após 2 dias sem chuva e para mais de 12 dias sem chuva

T ⁽¹⁾	L ⁽²⁾	R ⁽³⁾	'P₀' ⁽⁴⁾
<i>Dias (d)</i>	<i>Metros (m)</i>	<i>(Sem unidades)</i>	<i>Quilogramas (Kg)</i>
2	130	0,15	19,5
>12	130	0,2	26

⁽¹⁾Dias antecedentes sem chuva ⁽²⁾Comprimento total de rua; ⁽³⁾Coefficiente de concentração de sedimento selecionado do gráfico de Sartor & Boyd (1972) apresentado no Gráfico 3.1 do Capítulo 3; ⁽⁴⁾Massa inicial de sedimento acumulado na superfície das ruas.

Fonte: Elaborado a partir dos cálculos realizados pela autora utilizando os coeficientes do gráfico de Sartor e Boyd (1972).

Na sequência, calcula-se a remoção de sedimento durante os dois eventos (Tabela 5.3 e Tabela 5.4), e simula-se no XPSWMM a capacidade de armazenamento dos sistemas (Tabela 5.5 e Tabela 5.6).

Tabela 5.3 – Dados da massa de sedimento transportado pelo escoamento em função dos dados pluviométricos no dia 15 de janeiro de 2017 e da carga inicial de 19,5 kgrs

k	t	I	P₁	P₂	R	Coluna d'água	Coluna acumul.	Sedimentos acumul.
	<i>hrs</i>	<i>mm/hrs</i>	<i>Kgs</i>	<i>Kgrs</i>	<i>%</i>	<i>Mm</i>	<i>mm</i>	<i>Kgrs</i>
0,18	0,17	9,6	19,5	4,88	25,02	1,6	1,6	14,6
	0,33	33,6		16,90	86,68	5,6	7,2	2,6
	0,42	37,8		18,36	94,13	6,3	13,5	1,1
	0,50	42		19,06	97,72	7,0	14,2	0,4
	0,67	43,2		19,39	99,44	7,2	21,4	0,1

Fonte: Modelado pela autora aplicando a fórmula exponencial de Sartor e Boyd (1972).

Tabela 5.4 – Dados da massa de sedimento transportado pelo escoamento em função dos dados pluviométricos no dia 16 de julho de 2016 e da carga inicial de 26 kgrs

k	t	I	P₁	P₂	R	Coluna d'água	Coluna acumul.	Sedimento s acumul.
	<i>hrs</i>	<i>mm/hrs</i>	<i>Kgs</i>	<i>Kgrs</i>	<i>%</i>	<i>Mm</i>	<i>mm</i>	<i>Kgrs</i>
0,18	0,17	9,6	26	6,51	25,02	1,6	1,6	19,5
	0,33	33,6		22,54	86,68	11,2	12,8	3,5
	0,38	35,7		23,66	91,02	13,4	26,2	2,3
	0,42	37,8		24,47	94,13	15,8	41,9	1,5

Fonte: Modelado pela autora aplicando a formula exponencial de Sartor e Boyd (1972).

Tabela 5.5 – Relação entre a percentagem disponível para armazenamento e percentagem de remoção de sedimentos nos três sistemas LID propostos no local utilizando os dados pluviométricos do evento no dia 16 de julho de 2016

t	I	P₂	R	Coluna acumul.	Percentagem disponível		
					BR 1	BR 2	BR 3
					85 m ³	135 m ³	135 m ³
<i>hrs</i>	<i>mm/hrs</i>	<i>Kgrs</i>	<i>%</i>	<i>mm</i>			
0,17	9,6	6,51	25,02	1,6			
0,33	33,6	22,54	86,68	12,8			
0,38	35,7	23,66	91,02	26,2	17%	0%	-7%
0,42	37,8	24,47	94,13	41,9	-44%	-46%	-71%

Nota: O valor para P_t é calculado aplicando a equação $P_2 = P_1 \times e^{-krt}$, de Sartor e Boyd (1972), na qual r é a intensidade pluviométrica, e t é o tempo. Os dados pluviométricos são fornecidos pela estação meteorológica e correspondem a evento do dia 16 de julho de 2016. Os intervalos de tempo decorrido entre cada dado de intensidade é 10 minutos.

Fonte: Elaborado pela autora no software Excel fazendo uso dos resultados obtidos com o Software XP SWMM baseado na fórmula exponencial de Sartor e Boyd (1972).

Tabela 5.6 – Relação entre a percentagem disponível para armazenamento e percentagem de remoção de sedimentos no três sistemas LID propostos no local utilizando os dados pluviométricos do evento no dia 15 de janeiro de 2017

T	I	P ₂	R	Coluna acumulada	BR 1	BR 2	BR 3
<i>hrs</i>	<i>mm/hrs</i>	<i>Kgrs</i>	<i>%</i>	<i>mm</i>	85 m ³	135 m ³	135 m ³
0,17	9,6	4,88	25,02	1,6			
0,33	33,6	16,90	86,68	7,2			
0,42	37,8	18,36	94,13	13,5			
0,50	42	19,06	97,72	14,2	55%	33%	42%
0,67	43,2	19,39	99,44	21,4	29%	16%	13%

Nota: O valor para P_t é calculado aplicando a equação $P_2 = P_1 \times e^{-krt}$, de Sartor e Boyd (1972), na qual r é a intensidade pluviométrica, e t é o tempo. Os dados pluviométricos são fornecidos pela estação meteorológica e correspondem ao evento de chuva do dia 15 de janeiro de 2017. Os intervalos de tempo decorrido entre cada dado de intensidade é 10 minutos.

Fonte: Elaborado pela autora no software Excel fazendo uso dos resultados obtidos com o Software XP SWMM baseado na fórmula exponencial de Sartor e Boyd (1972).

Os resultados das simulações do XPSWMM da capacidade final de armazenamento do jardim de chuva reportaram que um dispositivo de 85 m³ retém o volume de *First-Flush*³ produzido por uma precipitação de 26,2mm de altura de coluna de água em uma área residencial de 0,7 hectares (Tabela 5.5).

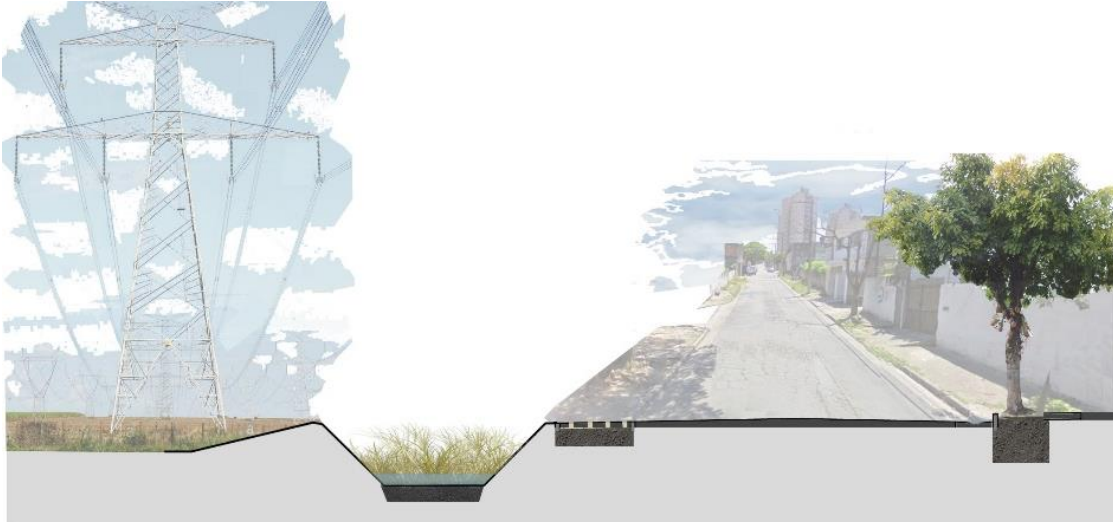
O desenho final do sistema de SuDS segue o conceito de pequenas bacias de retenção as quais recebem o escoamento das superfícies asfálticas da rua através de aberturas na guia para permitir a entrada de água. As bacias são separadas por pequenas barragens construídas com cascalho ou brita, configurando dessa maneira uma sequência de bacias e barragens, '*pools & riffles*' na língua inglesa (Anne Arundel DPW, 2012).

Esses desenhos são inspirados nas 'Sequências de bacias escalonadas' ou *Step-pool sequences* que estão sendo instaladas em pequenos fundos de vale em áreas semiurbanas dos EUA nestes últimos anos (Browning, 2008) e que já foram introduzidas no Capítulo 3 da Tese. O dimensionamento das bacias e barragens deve ser tal que permita a sedimentação e filtragem de partículas. Um tubo perfurado de

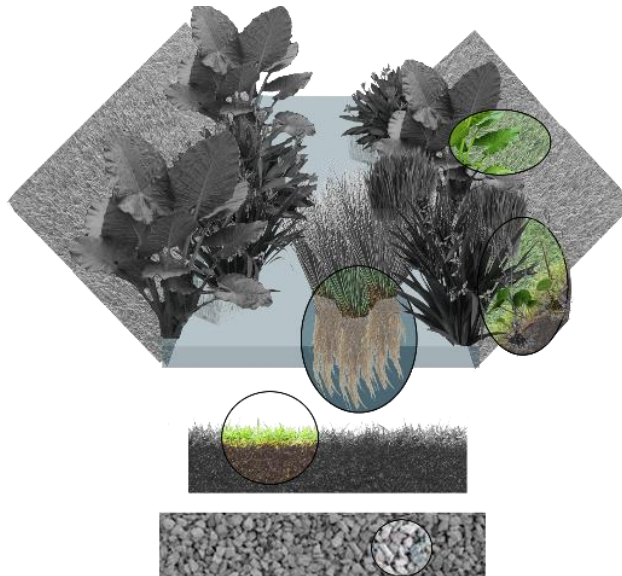
³ O *First-Flush* é calculado para uma remoção de 91% do SST total disponível acumulado na área de drenagem antes do evento.

drenagem subterrânea se conecta a um ladrão instalado em cada uma das bacias facilitando dessa forma a evacuação de vazão excedente. A longitude de cada bacia é estabelecida em função do tempo de detenção, velocidade e fluxo de forma a permitir que os SST sejam depositados antes da água esvaziar no seguinte sistema.

Desenho 5.6 – Seção mostrando o sistema integrado na rua



Desenho 5.5 – Detalhe da bacia de biorretenção

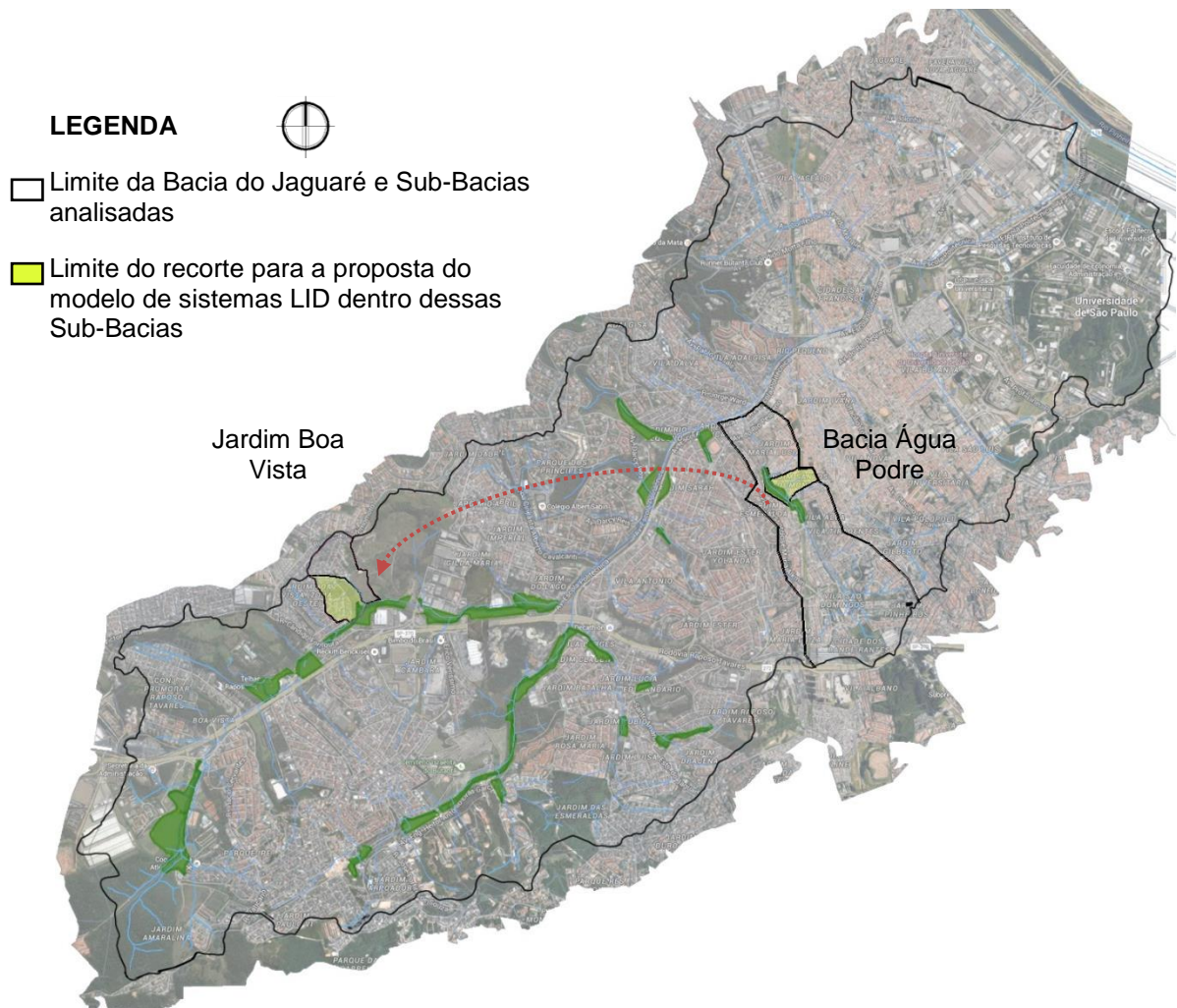


Fonte: Modelo desenhado em AutoCAD e Photoshop pela autora.

5.2. Extrapolação do método para planejamento de sistemas de Bio-Retenção em outros locais da RMSP

O passo seguinte é apresentar uma extrapolação desse método de desenho de sistemas de Bio-Retenção para outras áreas da Bacia do Jaguaré com tipologia de uso residencial. Na sequência, é descrito esse trabalho proposto no Bairro Jardim Boa Vista.

Desenho 5.7 – Localização do recorte selecionado para a extrapolação do método para planejamento de sistemas LID aplicado no local da Bacia do Água Podre



Google Earth (2016), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004) e Mapa Hidrográfico do Município (2015).

Notas:

Modelado pela autora a partir das fontes citadas.

A região do Jardim Boa Vista é caracterizada por um padrão de ocupação e tipologia de uso do solo semelhante da área de estudo selecionada na Sub-Bacia do Água Podre: um bairro com predomínio de casas residenciais unifamiliares anexas e pequenos comércios. A área sofre de problemas de enchentes, principalmente as regiões próximas ao córrego e seu afluente. Nesse sentido, salienta o fator de que o bairro é localizado junto à confluência entre o Córrego Itaim e o Córrego Jaguaré. Assim, é frequente que nas áreas das APPs se concentrem volumes de água causando problemas de alagamento em áreas urbanizadas próximas (FCTH, 2017). Essa situação agrava conforme aumenta a superfície impermeabilizada da bacia.

Desenho 5.8 – Ampliação da região de APP do Córrego Itaim no Jardim Boa Vista em que há problemas de alagamento



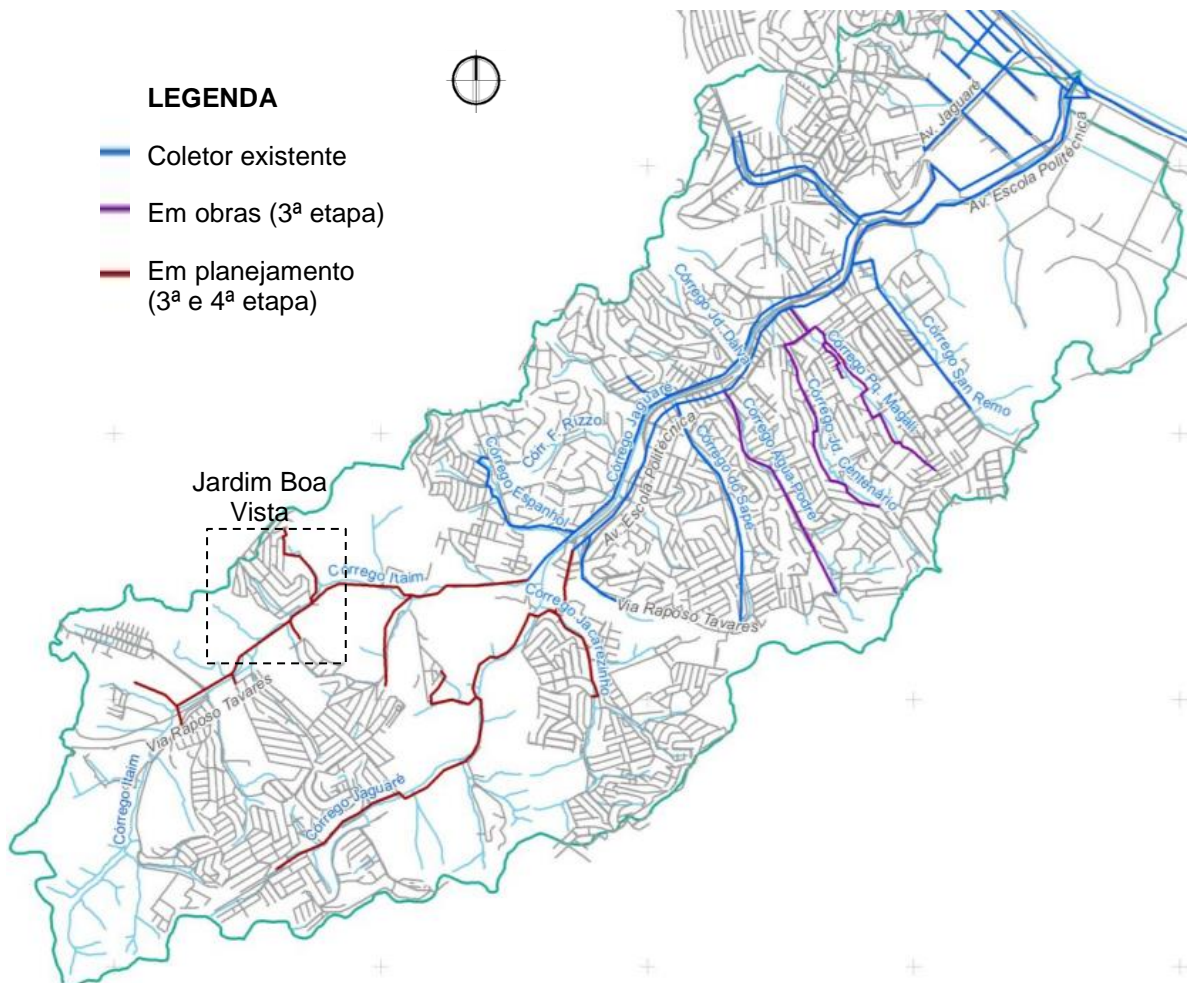
Fonte: Google Earth (2017), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004), Mapa Hidrográfico do Município (2015), FCTH (2017) e XP SWMM.

Notas:

Modelado pela autora utilizando as fontes citadas e incorporando os resultados da simulação do XP SWMM da distribuição da coluna de água no local gerada para um evento de chuva de 120 min de duração a partir das informações topográficas desse recorte.

Também foram diagnosticados em vistorias de campo problemas de acúmulo de sedimento a jusante transportados durante as precipitações pelo escoamento pluvial. Durante os eventos de chuva, os resíduos sólidos, sedimentos e outros contaminantes difusos são introduzidos no curso secundário e principal junto ao escoamento. A SABESP prevê a instalação de um coletor de esgoto que discorra na direção do Córrego Itaim interceptando os lançamentos que são hoje introduzidos no curso d'água. Essa ação planejada se integra ao Programa Córrego Limpo.

Desenho 5.9 – Rede e Coletores de Esgoto Existentes e Previstos para a Bacia do Jaguaré com a demarcação da localização do Jardim Boa Vista

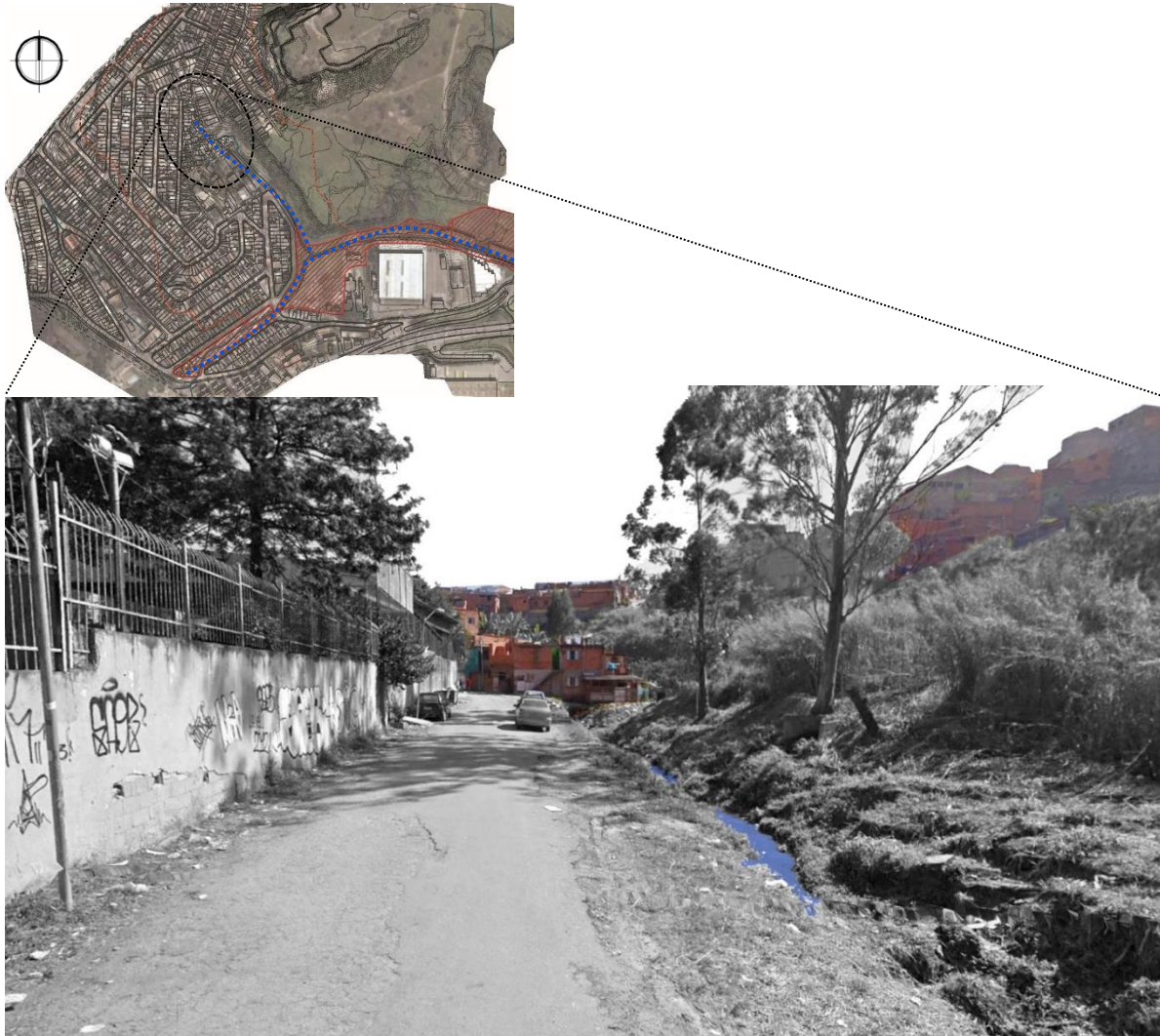


Fonte: Adaptado do Volume 2 Tomo 1 do relatório RF-1151-16 do FCTH (2017, p.9).

O Córrego Itaim encontra-se canalizado com uma seção rectangular de 2,5 metros de altura e 4,1 metros de largura no seu trecho próximo à área residencial. As margens desse preservam sua cobertura vegetal com a escassa presença de árvores. A maioria das casas tem sistema de coleta de esgoto, não obstante, esse é lançado ao sistema de drenagem, o qual conecta com o córrego por três pontos. Adicionalmente, existe um assentamento irregular que vêm se expandindo nos últimos

anos a montante de um dos afluentes do Córrego Itaim, e que polui suas águas causando a degradação do ecossistema.

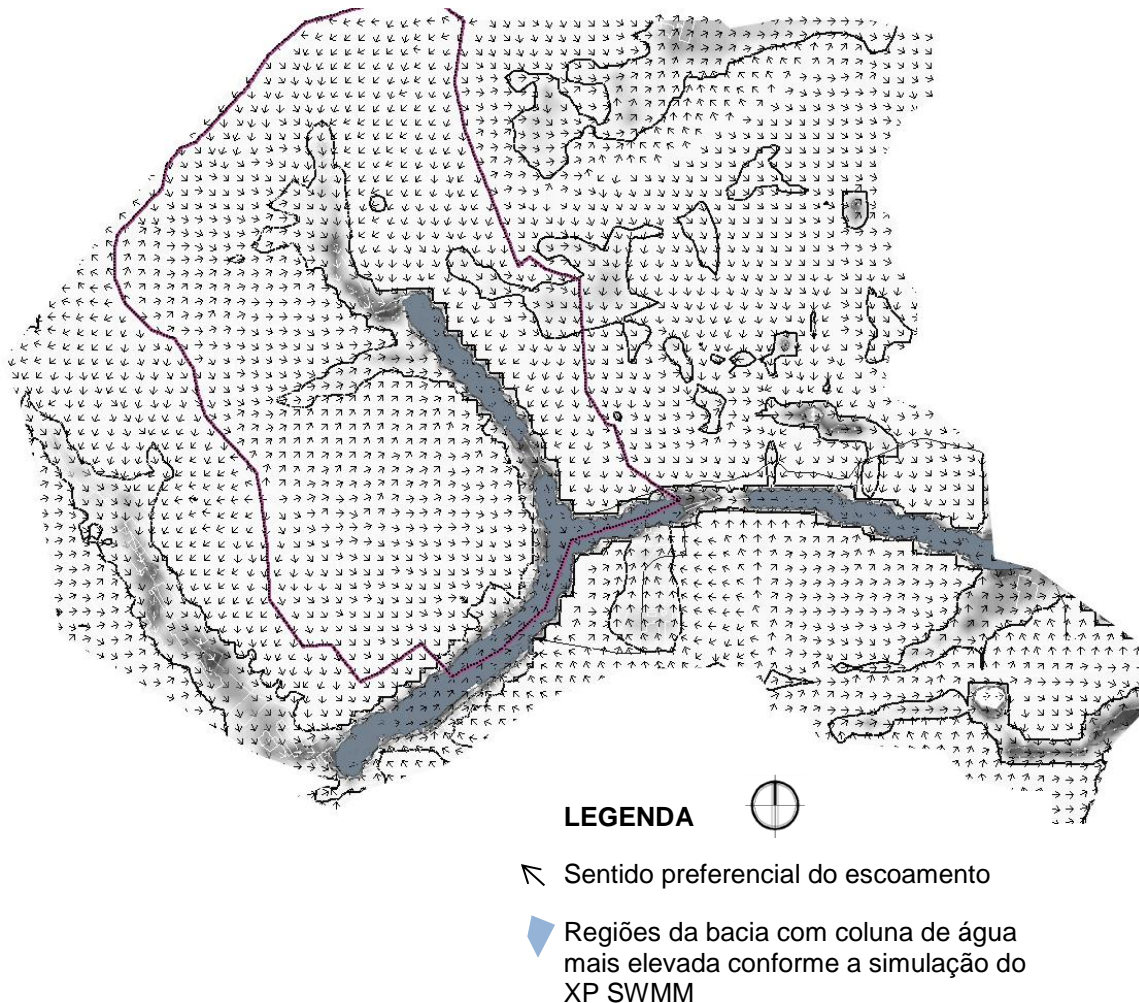
Desenho 5.10 – Localização do assentamento irregular no recorte do Jardim Boa Vista e imagem dessa em relação ao corpo d'água que recebe seu esgoto



Fonte: Google Earth (2017), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004), Mapa Hidrográfico do Município (2015), FCTH (2017).

O primeiro estágio para o planejamento dos sistemas SUDs no local foi coletar os dados geo-espaciais e realizar uma simulação hidrológica dos fluxos de escoamento pluvial. Nesse caso, utilizou-se tanto o software XP SWMM, que já foi empregado para esse mesmo fim no local de Sub-Bacia do Córrego Água Podre, como o GIS Hydrology Toolbox. Este último software utiliza os dados do Modelo de Elevação Digital ou Digital Elevation Model (DEM), e permite gerar a simulação considerando a presença de edifícios, obtendo dessa forma dados sobre o direcionamento dos fluxos de água mais aproximados à realidade.

Desenho 5.11 – Simulação dos fluxos preferenciais d'água do escoamento pluvial e distribuição da coluna d'água na sub-bacia da região do Jd Boa Vista



Fonte: Modelado pela autora a partir das informações da simulação realizada com o software XP SWMM.

Em primeira instância, simularam-se os fluxos de escoamento sobre o relevo da bacia selecionada para esse estudo. As informações topográficas foram importadas no programa XP SWMM e executou-se o comando *Deluge* para a simulação. As informações sobre a distribuição da coluna de água e as direções do escoamento são apresentadas no Desenho 5.11. Esses dados permitem compreender o comportamento do escoamento em relação ao sistema de quadras e ruas na região para a localização dos sistemas LID. Não obstante, cabe salientar que nessa simulação não são representados os fluxos considerando a presença dos edifícios e lotes construídos e como esses interferem, como já foi mencionado no princípio deste ponto.

Desenho 5.12 – Caminhos preferenciais das águas seguindo os resultados da simulação do XP SWMM sobreposto ao desenho das quadras no local do Jardim Boa Vista

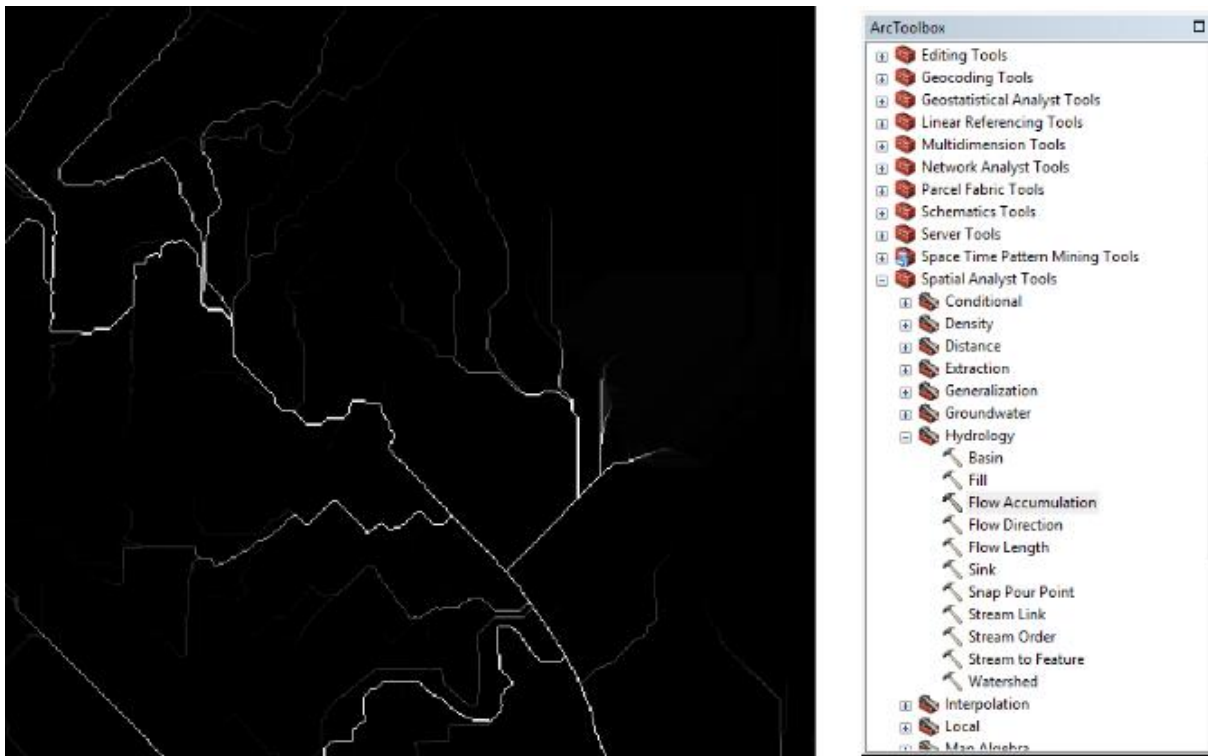


Fonte: Modelado pela autora a partir das informações da simulação do XP SWMM e dados fornecidos pelo Google Earth (2017), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004), Mapa Hidrográfico do Município (2015) e FCTH (2017).

Assim, realizou-se uma segunda simulação do escoamento empregando a ferramenta *hydrology toolbox* do programa *Geospatial Information Systems* (GIS) que permitira agregar a camada dos edifícios à topografia, fornecendo dessa maneira uma representação dos fluxos mais aproximada à realidade (Desenho 5.14).

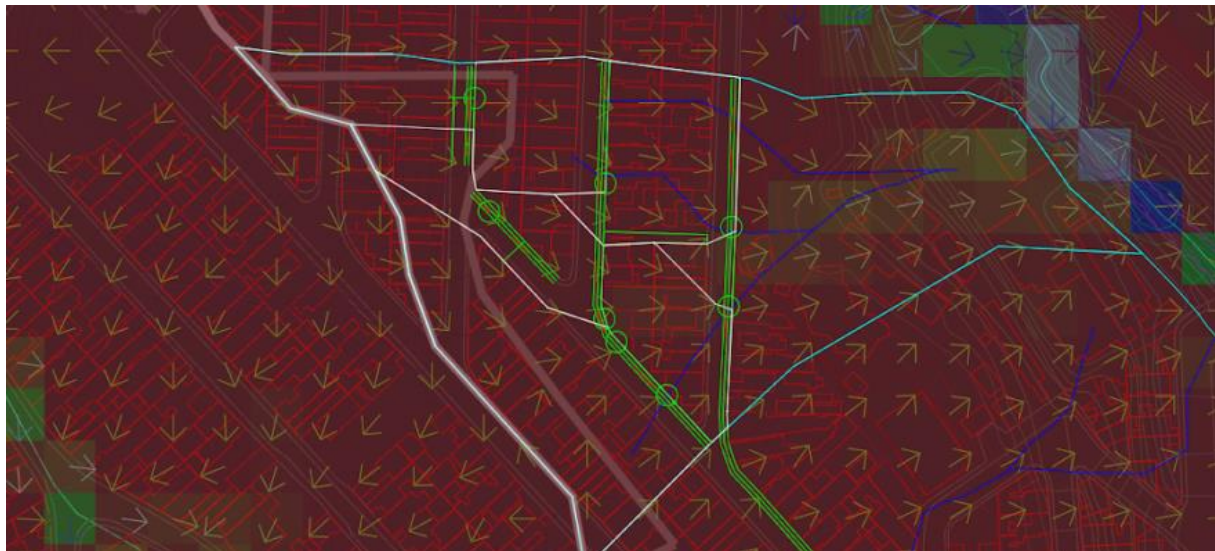
Na sequência, planejou-se o sistema de bacias de bio-retenção integradas nas ruas do bairro residencial localizado no Jardim Boa Vista. Para isso, fundamentou-se na observância dos fluxos do escoamento e no alinhamento das ruas, seguindo a mesma lógica que no local selecionado para a integração do modelo LID na Sub-Bacia do Água Podre. Assim, definiram-se as áreas de drenagem, e localizaram-se as bacias de bio-retenção em pontos dos laterais das ruas em que os fluxos convergiam. Os sistemas de Bio-retenção foram concebidos como dispositivos para receber o primeiro escoamento, retendo as cargas de sedimento iniciais.

Desenho 5.14 – Operação *Flow Accumulation* do *ArcToolbox* de *ArcMap* aplicada no local de estudo no Jardim Boa Vista



Fonte: Captura de tela do programa ArcMap.

Desenho 5.13 – Captura de tela no programa Autocad do processo de desenho dos sistemas LID nas margens das ruas do Jardim Boa Vista conforme os critérios de direção de fluxos, áreas de drenagem e pontos baixos da rua



- Direção dos fluxos d'água
- Sistemas de Bio-retenção projetados nas laterais das ruas
- Caminhos das águas preferenciais
- Áreas de drenagem definidas para a localização dos SUDs

Fonte: Modelado pela autora a partir das informações da simulação do XP SWMM e dados fornecidos pelo Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004) e Mapa Hidrográfico do Município (2015).

5.3. Modelagem de um Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial para Tratamento da vazão base do Córrego Água Podre

A segunda parte deste estudo centrou-se na avaliação de sistemas da Infraestrutura Verde para a melhora da qualidade da Carga Base do Córrego Água Podre. Nesse sentido, os resultados das concentrações médias dessas campanhas no Córrego Água Podre⁴ evidenciam que o problema na degradação do corpo hídrico em período seco é principalmente devido à presença de esgoto residual (ver os valores da variável de DBO e E.coli da Tabela 5.7).

Tabela 5.7 – Concentrações médias de variáveis estimadas a partir dos resultados das Campanhas de Carga Base realizadas no Córrego Água Podre

Parâmetro	1 Fev	4 Nov	15 Jun	13 Jul	30 Nov	Média
DBO _{5,20} (mg/L)				196	90	143
DQO (mg/L)	221		156	222	20	154,8
Fósforo Total (mg/L)		2,5	2,85	5,59	2,05	3,25
Nitrogen. Total (mg/L)		39,2	30,2	41	33,9	36,1
Nitrogên. NKT (mg/L)		39,2			33,6	36,4
Nitrogên. Amon. (mg/L)		38,1	21,6	32,8	26,3	29,7
Sólidos Susp.Tot. (mg/L)	142	68	114	188	24	107
E.coli (UFC/100mL)			18500000	6200000	6380000	9011450

Fonte: Adaptado da Tabela 16.6 que consta no Volume 2 Tomo 2.1 do Relatório RF-1151-16 do FCTH (2017, p.45).

O pré-dimensionamento do sistema de Alagado Construído ou *Constructed Wetland* (CW) proposto para o tratamento da água base do córrego selecionado para o caso de estudo desta pesquisa, o Córrego Água Podre (Bacia do Jaguaré, RMSP), é realizado partindo do Modelo K-C* ou Modelo de Degradação de Primeira Ordem (Kadlec & Wallace, 2008).

A fórmula exponencial determinada no modelo permite relacionar a concentração de contaminante do influente (C_i) e a do efluente (C_e) do sistema de CW. Essa fórmula é empregada no pré-dimensionamento da área (A) necessária para atender ao objetivo de qualidade proposto no projeto. A área (A) deve ser suficiente

⁴ Conforme explicitado no Relatório RF-1151-16, Volume 2 Tomo 2.1, elaborado pelo FCTH (2017), as campanhas de carga base foram realizadas com o objetivo de “obter a carga natural do corpo hídrico acrescido das contribuições permanentes de lançamentos” (p.41), incluindo entre outras o esgoto doméstico.

para a redução da concentração de DBO do C_i em 60%. Para o cálculo são utilizados os parâmetros da vazão (Q), a constante de degradação (K), C_i , a concentração de fundo (C^*) (sempre que ela for considerada distinta de zero), e, finalmente, C_e correspondente com o objetivo de qualidade apontado anteriormente.

A Q introduzida na fórmula para o cálculo de A é uma porcentagem do valor da vazão base total do córrego Q_t . O valor de Q_t empregado corresponde ao resultado da vazão base média mediada no córrego durante campanha de seca⁵ (FCTH, 2017). Esse valor é 0,12 m³/seg. A Q a tratar pelo sistema terá de ser menor do que o valor da vazão total do córrego para que exista uma vazão base remanescente no curso principal. O critério aplicado é tratar 60% do mesmo, o que corresponderia a uma Q de **0,072 m³/seg.**

Outro dado de partida é a concentração de contaminante do influente C_i . Fornecido pelo FCTH (2017), esse montante corresponde ao valor médio de concentração de DBO obtido nas campanhas de vazão base que na estação de monitoramento a jusante do Córrego Água Podre seria **143 mg/L.**

A concentração de contaminante do efluente C_e é estabelecida em função dos objetivos de qualidade de projeto. A água a tratar pelo sistema de Alagado Construído concentra níveis de DBO característicos dos influentes lançados em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE)⁶, assim, o sistema natural de tratamento estaria sendo concebido para cumprir com o mesmo tipo de exigência. Por tanto, o valor limite para o cumprimento de tal tem seguido o padrão de lançamento das ETE na RMSP.

Informações sobre os objetivos de qualidade de DBO para Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) no Estado de São Paulo são coletadas do relatório emitido na Reunião da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) e a Associação das Empresas Estaduais de Saneamento Básico (AESBE) e relatório como Proposta Complementar à Resolução CONAMA 357/2005 (AESBE, 2009). Na reunião entre a SABESP e AESBE e Resolução complementar ao CONAMA

⁵ A vazão base do córrego 0,12 m³/s foi fixado a partir das vazões obtidas nas campanhas de vazão base realizadas em período sem chuva no ponto de monitoramento instalado a jusante do Córrego Água Podre para a elaboração do Relatório RF-1151-16 “Desenvolvimento de metodologia e projeto piloto de revitalização de bacia urbana, replicável para as demais bacias da região metropolitana: Bacia do Córrego Jaguaré” elaborado pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH).

⁶ Os resultados das análises das amostras realizadas em campanhas de carga base apresentam valores de DBO entre 100 e 200 mg/L, o que revela que há grandes concentrações de matéria orgânica devido a que muitos dos efluentes domésticos da população da sub-bacia não são tratados e terminam no próprio corpo hídrico (FCTH, 2017).

estabeleceu-se um limite máximo de DBO de 60mg/L para efluentes sanitários e **remoção mínima de 60%** (AESBE, 2009).

a) constante de Degradação K;

A constante de degradação K é estabelecida para cada tipo de poluente. Kr depende do Coeficiente Hidráulico (q), Ci, Ce, e C*:

$$k = -q \cdot \ln \left[\frac{C - C^*}{C_{in} - C^*} \right] \quad (6)$$

Na seguinte tabela, Kadlec e Knight (1996) fornecem valores da constante de degradação k para a Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) em sistemas de HSSF CWs⁷:

Tabela 5.8 – Valores de K para DBO em função do valor de Ci em sistemas de HSSFWs estabelecidos para cada percentil

Parâmetro	Terciário	Secundário	Primário	Superior
C _i * (mg/L)	3 – 30	30 – 100	100 - 200	>200
C* (mg/L)	1	5	10	15
P (mg/L)	3	3	3	3
N (mg/L)	52	53	51	27
Percentil				
0,05	11	5	9	3
0,1	15	16	10	9
0,2	25	20	12	14
0,3	36	24	15	21
0,4	63	30	23	33
0,5	86	37	25	66
0,6	154	39	28	98
0,7	224	44	44	114
0,8	287	82	62	210
0,9	458	167	107	378
0,95	703	228	132	447

Fonte: Adaptado pela autora a partir de Kadlec e Wallace (2009).

⁷ Kadlec e Knight (1996) estabeleceram valores aproximados de K para o pré-dimensionamento de Alagados Construídos, fazendo distinção entre valores de k para aqueles que operam como sistemas de Fluxo Horizontal Sub-Superficial (HSSF) e Fluxo Horizontal Superficial (SF).

Nota-se na tabela anterior que o valor de K é função da concentração de DBO do influente⁸. O percentil representa a porcentagem de amostras que deram resultados menores e maiores. O valor K com percentil de 50 é aquele correspondente ao valor médio obtido, sendo que a metade das amostras deram resultados menores e a outra metade maiores. Para a C_i de DBO do projeto de 143mg/L, o valor de K selecionado da tabela é 25m/ano, o que corresponderia a concentrações de DBO entre 100 e 200 mg/L para o percentil de 50.

Outra variável que deve ser considerada na adoção do valor de K para o pré-dimensionamento é a temperatura da água, especialmente quando a remoção do contaminante depende de processos biológicos (Kadlec & Knight, 1996; Fang, et al., 2016), já que a temperatura influirá em algumas das constantes de reação desses⁹ (Fang, et al., 2016, p. 327). No caso de CWs o efeito da mudança de temperatura teria um menor efeito na variação do rendimento do sistema em relação a outros sistemas de tratamento natural da água (p.e. ilhas flutuantes). Esse fenômeno é consequência do papel essencial desempenhado pelos processos químicos e físicos para a remoção de poluentes (Fang, et al., 2016, p. 327).

Os valores de k da Tabela 5.8 estariam estabelecidos para temperaturas médias de 20 graus célsius. Conforme aos dados climatológicos medidos na Cidade de São Paulo, a temperatura média no mês mais frio do ano, em Julho, é superior aos 15 graus célsius, e, nos demais meses, ela tende ainda mais a se aproximar dos 20 graus, sendo superior a 20 nos meses de Dezembro à Março (Climate-Data.org, 2018)

b) concentração de Fundo C^* ;

A concentração de fundo C^* é a mínima concentração de contaminante alcançada no efluente do sistema de Alagado Construído. Essa concentração está associada por um lado aos processos autóctones do sistema e, por outro, à liberação do contaminante desde o próprio sedimento (Rousseau, Vanrolleghem, & Pauw, 2004). Quando se tratar de matéria orgânica, a consideração de um valor mínimo de contaminante remanescente no sistema é aconselhável já que ecossistemas de

⁸ Este fator se deve a que o coeficiente diminui conforme maior é o conteúdo de matéria orgânica, sendo que para valores de DBO menores que 30mg/L a K, com um percentil de 50, é mais de três vezes maior que para DBO entre 100 e 200 mg/L.

⁹ O valor de K para ambientes em que a temperatura da água é maior ou menor que 20 graus célsius, pode ser estimado mediante a Equação de Arrhenius (Kadlec e Knight, 1996; Chapra, 1997): $K_T = K_{20}\theta^{T-20}$.

Alagados Construídos tendem a gerar matéria orgânica pela própria biomassa. Assim, é, portanto, importante considerar a existência de uma concentração mínima de DBO. A fórmula empregada para estimar a concentração de fundo mínima de DBO na pesquisa se fundamenta na equação linear de base empírica estabelecida por Kadlec e Knight (1996, p.584).

$$C^* = 3.5 + 0.053(C_{in}) \quad (7)$$

Nota-se que a fórmula indicada por Kadlec & Knight (1996) é aplicada para sistemas de Fluxo Sub-Superficial e temperatura na água próxima aos 20 graus célsius. O valor de C^* é, portanto, calculado introduzindo a C_i de projeto (143mg/L) e utilizando a fórmula linear anteriormente descrita:

$$C^* = 3.5 + 0.053(143) = \mathbf{11.079 \text{ mg/L}}$$

c) estimaco da rea

A rea do sistema de CW deve ser a mínima para atingir os objetivos de qualidade de DBO estabelecidos no projeto, remoo de 60% da carga contaminante no influente. A estimaco de A calcula-se aplicando a fórmula exponencial de Primeira Ordem (Kadlec & Knight, 1996) com os valores de C^* de 11,079mg/L e K 25m/ano, os quais so obtidos conforme os procedimentos expostos na seco anterior. Os dados da vazo de base a tratar Q  0,072 m³/s e a concentrao de DBO do influente C_i 143mg/L.

$$A = -\frac{Q}{K} \cdot \ln \left[\frac{C - C^*}{C_{in} - C^*} \right] \quad (8)$$

Da aplicao do método préviamente exposto obtiveram-se os resultados apresentados na sequência. Por um lado, utilizando as fórmulas para determinao da área do Modelo de Degradao de Primeira Ordem (Kadlec & Knight, 1996) avaliou-se que um Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial (HSSF CW) de 2000 m² de superfície, projetado na margem do Córrego gua Podre em seu curso médio (ver Desenho 5.16 e Desenho 5.17), trataria até 1% da vazo base média para uma reduo de 60% da concentrao da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) média no efluente de entrada.

Para a obteno de tal resultado calculou-se, conforme explicitado antes, a concentrao de fundo C^* de DBO no sistema. Esse valor resulta 11,08 mg/L aplicando a fórmula linear definida por Kadlec e Knight (2008).

$$C^* = 3.5 + 0.053(143) = \mathbf{11.079 \text{ mg/L}}$$

Também se calculou a constante de degradação K que, conforme já explicado é estabelecida por Kadlec e Knight (1996) para diversas concentrações de DBO em sistemas de Fluxo Sub-Superficial. O resultado de K para uma concentração de DBO no influente de entrada de 143 mg/L é 0,0675 m/dia conforme esse critério.

$$K = 25\text{m/ano} = \mathbf{0,06849315 \text{ m/dia}}$$

Finalmente fixou-se a concentração máxima de DBO no efluente de saída em 57,2 mg/L conforme o objetivo de qualidade estabelecido anteriormente, que seria a redução de 60% da concentração de DBO no efluente de entrada.

$$C_e = 143 \times 0.4 = \mathbf{57.2 \text{ mg/L}}$$

O valor da vazão tratada pelo sistema com uma área de 2000 m² é:

$$Q = - \frac{A \times K}{\ln \left[\frac{C_{in} - C^*}{C_e - C^*} \right]} = - \frac{2000 \text{ m}^2 \times 0,0685 \frac{\text{m}}{\text{dia}}}{\ln \left[\frac{143 - 11,0795}{57,2 - 11,0795} \right]} = \mathbf{938,49 \text{ m}^3/\text{dia}}$$

Esse valor representa 1% aproximadamente da vazão base média total do córrego no seu baixo curso:

$$\%Q_{\text{tratada}} = \frac{938,49 \frac{\text{m}^3}{\text{dia}}}{10.368 \frac{\text{m}^3}{\text{dia}}} \times 100 = 0,0905 \cong \mathbf{1\%}$$

Tal resultado evidencia que o requisito de grandes superfícies constitui o principal limitante para o bom rendimento desses sistemas como alternativas para a purificação de águas efluentes contaminadas comparados com sistemas convencionais de lodos ativos (Oliver Rajadel, 2017).

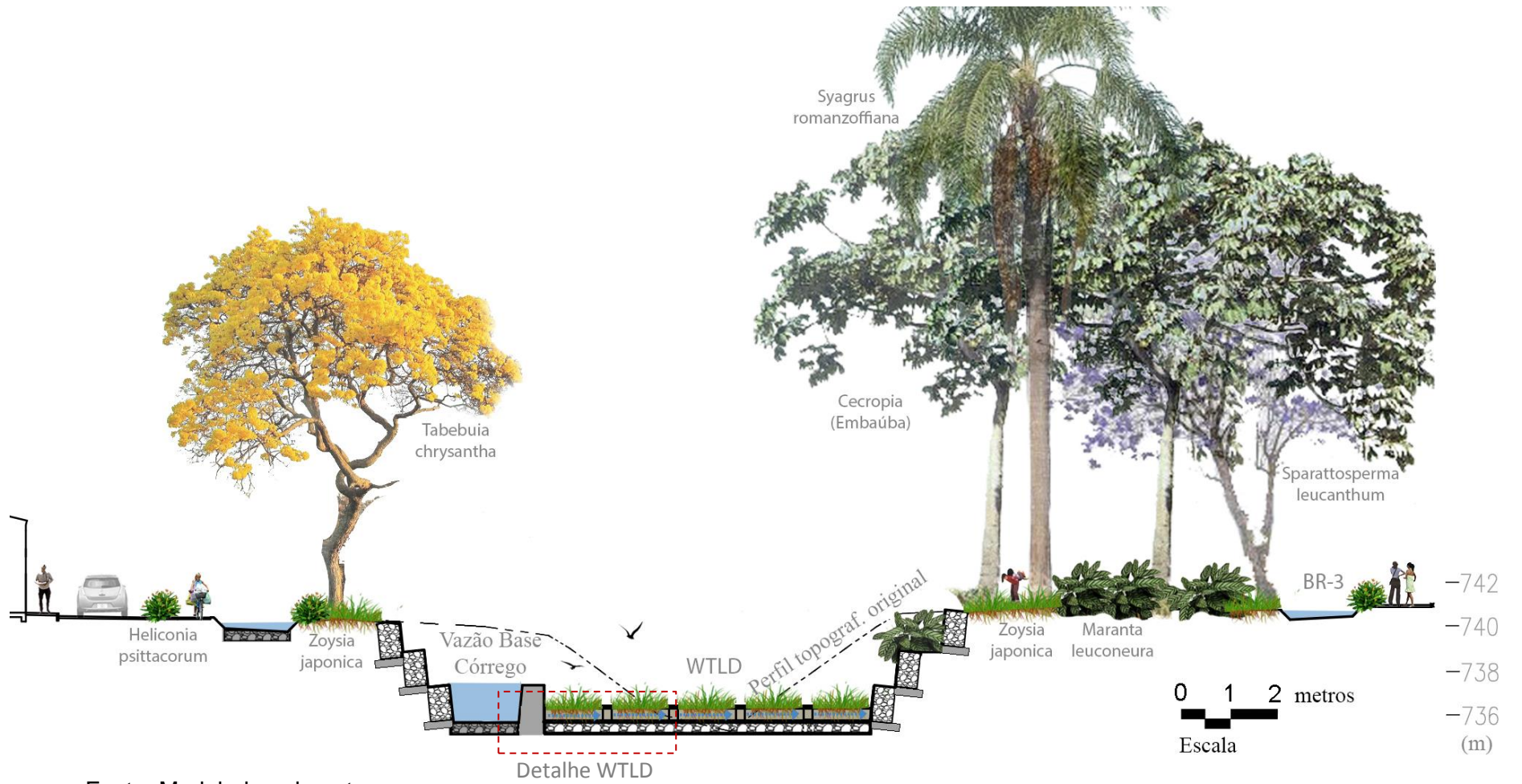
Uma das primeiras discussões levantadas a partir dos resultados obtidos é qual devia ser a área necessária para o tratamento de 60% da vazão base do córrego¹⁰, tal como previamente prescrito, e sem comprometer o objetivo de qualidade estabelecido¹¹. A superfície necessária para atender ao objetivo de qualidade proposto é 95.450,41 m² aplicando a mesma fórmula anterior, a qual é baseada no Modelo K-C* (Kadlec & Wallace, 2008).

$$A = -\frac{Q}{K} \cdot \ln \left[\frac{C-C^*}{C_{in}-C^*} \right] \quad A = -\frac{6.220,8 \text{ m}^3/\text{dia}}{0,0685 \text{ m}/\text{dia}} \cdot \ln \left[\frac{143-11,0795}{57,2-11,0795} \right] = \mathbf{95.440,87 \text{ m}^2}$$

¹⁰ O tratamento de 60% da vazão permite que o córrego não fique seco, e o desdobramento libera a superfície onde incorporar o HSSF CW para tratar a água do córrego em período de seca.

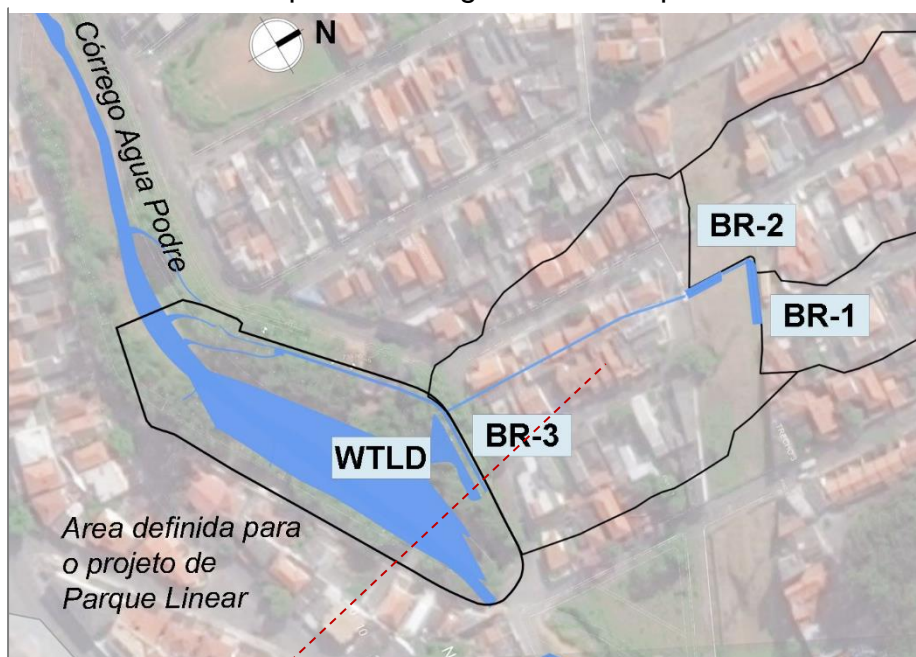
¹¹ Redução em 60% da concentração de DBO no efluente de saída.

Desenho 5.17 – Seção transversal do HSSF CW proposto na área deifnida para o Parque Linear Água Podre



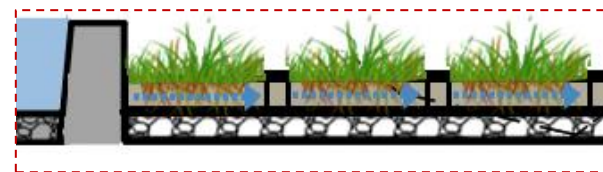
Fonte: Modelado pela autora.

Desenho 5.16 – Identificação da seção do HSSF CW proposto no Parque Linear Água Podre na planta



Fonte: Modelado pela autora.

Desenho 5.15 – Detalhe do HSSF CW proposto



Fonte: Modelado pela autora.

Para a delimitação de novas superfícies como forma de ampliar a área inicial, são analisadas as condições topográficas em áreas livres marginais do córrego. Isso permite avaliar se tais locais poderiam servir para a incorporação dos alagados sem grandes aterros ou trabalhos de movimentação do solo, contando com que esses sistemas fossem projetados como off-line e localizados tanto na margem direita quanto na margem esquerda do corpo hídrico. Aplica-se tal procedimento para a definição das áreas, resultando que a superfície total disponível para a projeção dos alagados é 11.014,71 m². O valor resultante é mais de cinco vezes maior que o da área preliminarmente disposta e com a qual foram efetuados os cálculos, e, seguindo os cálculos anteriormente expostos, representa 11,5% da área necessária para o tratamento de 60% da vazão.

Não obstante, a divisão do sistema em cadeia requer que para o cálculo da eficiência de remoção sejam aplicados métodos de balanço de matéria pormenorizados em todo o percurso do córrego. A utilização desse método permite que a concentração de DBO do efluente de entrada a cada sistema seja estimado¹² (Prescott & Tsanis, 1997; Oliver Rajadel, 2017). Por fim, entende-se que este trabalho deveria ser incluído no futuro para o correto desenvolvimento da proposta de um sistema de tratamento de alagado construído da vazão base do Córrego Água Podre.

5.4. Discussão dos Resultados

Dos resultados das simulações realizadas para o projeto de um sistema de Bacias de Bio-retenção no local selecionado na Bacia do Córrego Água Podre concluiu-se que um jardim de chuva, com um volume de 85 m³, recebendo a primeira vazão de escoamento de um evento em período de seca, e, outro evento em período de chuva, na área de drenagem de 0,7 hectares selecionada, contribui para a redução de mais de 90% da massa de SST acumulada nas superfícies construídas das ruas, cumprindo assim os objetivos de qualidade estabelecidos no projeto.

Não obstante, diversas questões podem ser discutidas em vista a futuras aplicações do '*Wet and Dry simulation approach*' proposto em este estudo quando ele é extrapolado a projetos com características climatológicas semelhantes.

¹² O cálculo de equilíbrio de matéria permitirá estimar a redução de DBO, considerando cada alagado construído conectado no córrego.

Uma dessas questões é que a modelagem hidrológica da eficiência para o controle de sedimentos do primeiro escoamento da Bacia de Bio-retenção no período de chuvas baseou-se na simulação de um evento de chuva isolado. Uma modelagem mais aproximada à realidade requer considerar a existência de precipitações frequentes durante esse período. Assim, resultados mais verídicos precisariam se fundamentar nas simulações hidrológicas complexas contínuas de eventos de precipitações de longa duração (Pathiraja, Westra, & Sharma, 2012).

Outra questão é relacionada ao problema de acúmulo de sedimentos após evento de intensidade média ou alta e depois de um período prolongado de seca, já que isso pode afetar a vida útil do sistema quando não existe uma manutenção contínua (Wilson et al., 2004). Um desenho do sistema de jardim de chuva integrando uma primeira caixa de areia para a separação de sedimentos prévia à área vegetada pode facilitar e/ou reduzir operações de manutenção estendendo a vida útil do dispositivo.

Quanto aos resultados obtidos da modelagem da hipótese da proposta de um Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial no local da Bacia do Córrego Água Podre concluiu-se que o córrego, recebendo efluentes domésticos, com concentrações médias de DBO de 143 mg/L, requer, de maneira aproximada, 10 vezes a área de 2000 m² disponível no local para a instalação de uma HSSF CW, com o objetivo de reduzir em 60% a concentração de DBO no efluente tratado.

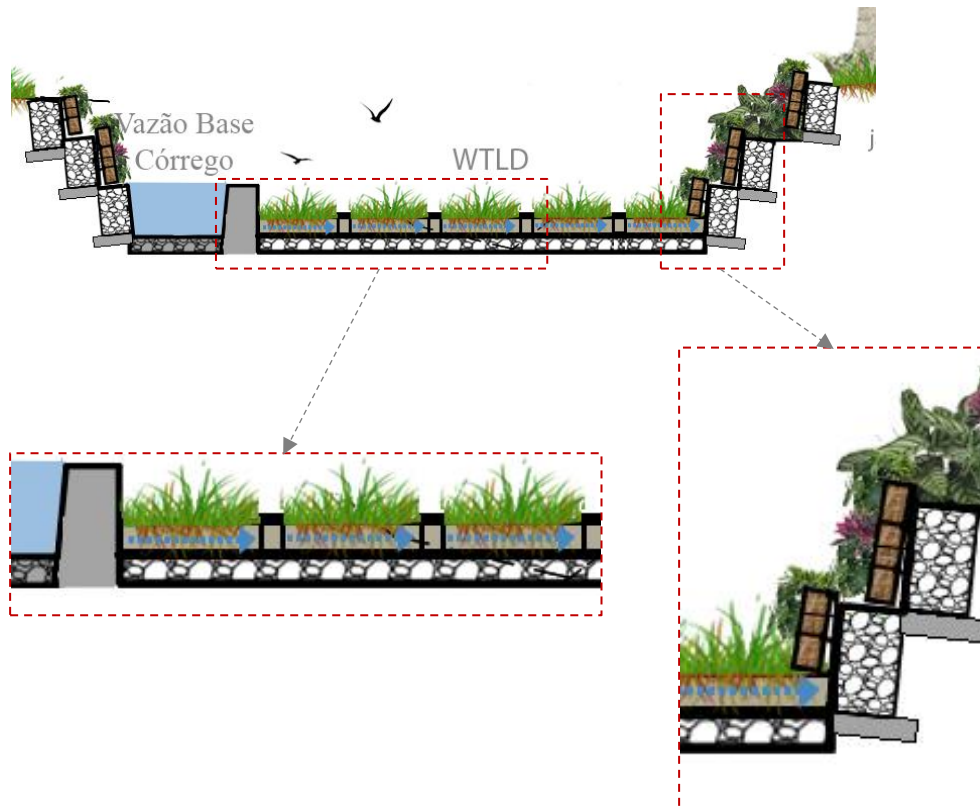
Como alternativa à restrição de área no local, um esquema de trem de tratamento foi proposto para o desenho do HSSF CW. Tal esquema permitiria trabalhar com áreas menores dispostas ao longo do córrego, conectando-as à área maior preliminarmente definida. Essa solução aumentaria até 5 vezes a área inicial disponível. Para futuras aplicações do método anteriormente proposto deve ser considerado que a modelagem da eficiência de remoção de DBO proporcionada pela rede de CWs em série deveria ser realizada aplicando métodos do equilíbrio de massa (*mass balance methods*) (Oliver Rajadel, 2017; Prescott & Tsanis, 1997).

Como contribuição desse estudo ao planejamento eficiente de sistemas de Alagados Construídos (CWs) no Projeto Piloto para a Revitalização da Bacia do Jaguaré várias considerações podem ser apontadas. Por um lado, os resultados de monitoramento da água do córrego na Bacia do Jaguaré evidencia que há altas concentrações de Nitrogênio total e Fósforo total, nutrientes que se apresentam na água e podem gerar problemas de proliferação de algas e plantas aquáticas que

impactam na sua qualidade (Oliver Rajadel, 2017; US EPA, 2017). Nesse sentido, tem sido demonstrado que a adoção de sistemas de fluxo vertical para o tratamento do efluente antes do sistema de fluxo horizontal sub-superficial (HSSF CWs) facilita a remoção de partículas sedimentáveis e sólidos flutuando na superfície da água (FCTH, 2017; Flores, McMonigle, & Underwood, 2011; Browning, 2008); também, que desenhos híbridos otimizam a capacidade de redução de nutrientes e DBO da água tratada (Oliver Rajadel, 2017; Flores, McMonigle, & Underwood, 2011) devido à combinação de processos aeróbicos e anaeróbicos¹³ (Floriano, Floriano dos Santos, & Joaquim, 2011). Assim propõe-se, por exemplo, a seguinte alternativa apresentada no Desenho 5.18 em que sistemas verdes são incorporados às laterais do córrego. Esses sistemas foram já citados no Capítulo 3 da Tese quando são expostos diversos dispositivos LID.

¹³ Como é exposto no Capítulo 3 quando é descrito o funcionamento dos Step-pool Sequences, em que bacias dispostas em diversos níveis do terreno facilitam a aeração da água, contribuindo para a redução de nutrientes (Browning, 2008).

Desenho 5.18 – Combinação de sistemas de Alagados Construídos de Fluxo Vertical e Fluxo Horizontal na seção proposta para intervenção no Córrego Água Podre



Fonte: Modelado pela autora.

6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS NA REVISÃO DA ABORDAGEM DO MODELO DE GESTÃO DAS ÁGUAS URBANAS NA RMSP

Este capítulo tem o propósito de apontar as questões principais aqui abordadas a partir de uma síntese sobre as discussões que foram levantadas em cada um dos capítulos anteriores. Essas discussões foram estabelecidas seguindo a lógica da estruturação desta Tese, conforme salientado na Introdução.

Assim, reflete-se primeiro acerca dos temas abordados entre os capítulos 1 a 3, expondo uma síntese dos conceitos teórico-práticos que direcionaram o trabalho posterior para a validação da hipótese. Nesse sentido, incluem-se aqui as questões sobre as abordagens teóricas para o levantamento do método de análise e para a modelagem do desempenho dos sistemas propostos. É exposta na sequência a síntese da proposta definida na área de intervenção, condensando os resultados alcançados que permitem corroborar a eficiência do desempenho dos sistemas da Infraestrutura Verde projetados na Bacia do Jaguaré.

No segundo ponto do capítulo reflete-se sobre a importância desses resultados para a melhoria global da Bacia do Jaguaré, explicitando quais podem ser os benefícios alcançados. Assim, estimam-se os resultados para a melhoria qualitativa da água dos córregos locais da bacia através da incorporação das duas tipologias paisagísticas da Infraestrutura Verde modeladas no Capítulo 5, os Alagados Construídos de Fluxo Horizontal Sub-Superficial e as Bacias de Biorretenção. Isso permite estender, dessa forma, visões futuras sobre o potencial de soluções baseadas na natureza nesse e em outros contextos da periferia da Macrometrópole de São Paulo.

6.1. Síntese e discussão dos resultados para avaliação do desempenho da Infraestrutura Verde na Cidade de São Paulo

Nesta Tese investigou-se a eficiência que soluções baseadas na natureza (SbN) teriam para a melhora da qualidade hídrica dos córregos da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). A primeira parte da investigação centrou na revisão teórica das principais linhas de trabalho no campo da Ecologia da Paisagem (*Landscape Ecology*) e da Ecologia da Restauração Ambiental (*Restoration Ecology*), assim como na incorporação desses conceitos à prática para a melhora da sustentabilidade do sistema de drenagem urbana. Na sequência, foi conduzida uma revisão sobre métodos de análise e compreensão da fisiologia da paisagem como suporte conceitual e metodológico no processo de planejamento ambiental da cidade. Identificou-se, também, as abordagens prescritas em planos de manejo das águas pluviais para o planejamento de SbN mediante a instalação de tipologias paisagísticas da Infraestrutura Verde em ambientes urbanos.

Por um lado, os conceitos analisados serviram de embasamento para a construção de uma metodologia de análise. Essa análise fundamentou-se na observação do funcionamento das dinâmicas hidrológicas, constituição geomorfológica, organização territorial da população e práticas sociais em relação aos corpos de água. A análise permitiu estabelecer níveis de comparação e interpretação dos principais impactos ambientais decorrentes da urbanização para assim subsidiar o desenho ambiental em resposta às fragilidades identificadas.

Por outro lado, centrou-se na proposta de um sistema composto por diversas tipologias paisagísticas para a redução da contaminação de um córrego local em região periférica da RMSP, validando, dessa forma, a hipótese *se a Infraestrutura Verde contribui de maneira eficiente à melhora da qualidade hídrica de uma bacia urbanizada*. Nesse sentido, a análise dos resultados de monitoramento da qualidade da água, tanto desse quanto de outros córregos locais próximos, e as observações realizadas em campo sobre o estado de degradação desses ambientes, permitiram constatar que há uma importante concentração de esgoto na água base da maioria dos córregos locais, bem como nutrientes e sedimentos introduzidos pelo escoamento pluvial, principalmente nos eventos de chuva isolados na estação seca.

Em relação ao exposto acima, deve ser ressaltado que no decorrer desta Tese foi apontada a importância que há na oferta de um tratamento diferenciado para

cada fonte de poluição quais sejam, de origem difusa do fluxo de chuva escoado introduzido na rede pluvial e a que vem do esgoto que não está sendo interceptado por coletores conectados a Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Foi assim sugerida, por um lado, a utilização de tipologias SUDs para controlar as cargas difusas geradas em eventos de chuva. Os Alagados Construídos, por sua vez, foram sugeridos para o tratamento da vazão base dos próprios corpos hídricos contaminados pelo esgoto na abordagem de um projeto que abrace todas as questões envolvidas ao problema de qualidade na hora de intervir na revitalização ambiental da bacia. Este capítulo é dividido em duas partes, a primeira expõe as constatações deduzidas dos resultados da Tese, a segunda parte debate a relação entre os trabalhos realizados aqui, para a validação da hipótese, e outros que estão sendo desenvolvidos na atualidade. Assim, foram referidos estudos que se encontram alinhados com este trabalho devido à aplicação de abordagens metodológicas semelhantes ou à incorporação de conceitos teóricos análogos que se fundamentam na ideia do uso da *Paisagem com Infraestrutura*.

Na sequência, é exposta uma síntese das discussões dos resultados expostos nos capítulos 4 e 5 desta Tese, apontando as principais constatações deduzidas a partir dos produtos obtidos.

Em primeira instância, alude-se à análise ambiental do corredor Norte-Sul, na RMSP, realizada no Capítulo 4 da Tese. Conforme explicitado, procedeu-se ao levantamento de uma Análise Ambiental com uma abordagem influenciada pela concepção sistêmica na escala metropolitana da cidade de São Paulo. Essa escala deu importância ao estudo regional da estrutura superficial da paisagem urbanizada da RMSP, tendo por objeto de análise um eixo atravessando diversos fundos de vales representativos do centro consolidado da cidade, na transversal às duas grandes várzeas dos Rios Pinheiros e Tietê.

Os estudos de mapeamento, desenvolvidos na região do Corredor Norte-Sul, proveram uma visão íntegra da interface do relevo e os processos ambientais associados com a rede de mobilidade, funções urbanas e tecido morfológico existente. Esse trabalho contribuiu para o entendimento da mecânica entre cidade e território e facilitou a interpretação sobre o comportamento desse *ecossistema urbano* (Odum, 1988), um assunto que já fora discutido na revisão teórica levantada no Capítulo 1 e 2 da Tese.

A cidade foi assim descrita não apenas como o conjunto de elementos construídos de prédios, quadras, loteamento e sistema viário, mas em relação com seu ambiente natural e suporte físico, retornando às ideias já expostas no capítulo 2 do olhar holístico sobre territórios antropizados. Tais ideias, conforme tratado nos Capítulos 1 e 2 da Tese, foram sendo incorporadas ao campo da Arquitetura da Paisagem nas últimas décadas. Salientam-se os trabalhos referidos nesses capítulos de Corner (2011), destacando o conceito da “imagem mosaico” (p. 235) que ele explora no levantamento de métodos para mapeamento, e de Waldheim (2006), Shannon (2004) e Bélanger (2013) sobre a interpretação das redes naturais como parte da infraestrutura urbana.

Esses tipos de análises serviram para entrar nas questões sobre derivações ambientais do processo de ocupação das áreas de fundo de vale em que discorriam os corpos d’água e para observar quais foram as tendências de apropriação desses compartimentos mais frágeis do relevo.

Tais questionamentos foram realizados juntamente com a reflexão sobre a importância de se investigar modelos alternativos de ocupação urbana ambientalmente mais sustentáveis. Também, argumenta-se acerca da utilização do conceito de Corredor Ecológico (Machí Castañer C. , 2018, pp. 174-178) nos estudos para planejamento urbano, principalmente quando esses repercutem no sistema de mobilidade urbana e no planejamento das áreas verdes da cidade.

Em segundo lugar, ainda no Capítulo 4, centrou-se no estudo de uma bacia periférica da cidade, a Bacia do Jaguaré, e diversas análises, fundamentadas no *ABC Resource Model* e nos conceitos aplicados para o levantamento de um Zoneamento Ambiental permitiram refletir sobre as causas da degradação dos córregos locais dessas áreas. No processo de análise da Bacia do Jaguaré e sub-bacia do Água Podre foram realizadas visitas em campo e entrevistas, além de coletados dados geo-espaciais e resultados de campanhas de monitoramento das águas, conforme se explicita na introdução do presente capítulo. Os resultados apresentados da análise cultural, que foi feita a partir dessas vistorias em campo, permitiram avaliar o relacionamento existente entre moradores e cursos d’água, identificando-se que o fator da segregação social aparecia como um dos condicionantes mais significativos na geração de sentimentos de rejeição de ambientes fluviais.

Desenho 6.1 – Compilação dos mapeamentos levantados para a análise e proposta de intervenção na trilha Norte-Sul

Zoneamento ambiental

- Planícies aluviais, com vocação mista à ocupação e espaços da natureza.
- Áreas íngremes, espaços da natureza e ocupação controlada, adaptada às exigências ambientais.
- Nascentes e seus anfiteatros.
- Limite das Bacias Hidrográficas
- Estrutura Hídrica

Faixas de Declividade

- Declividade 0 - 5%
- Declividade 5 - 25%
- Declividade > 25%

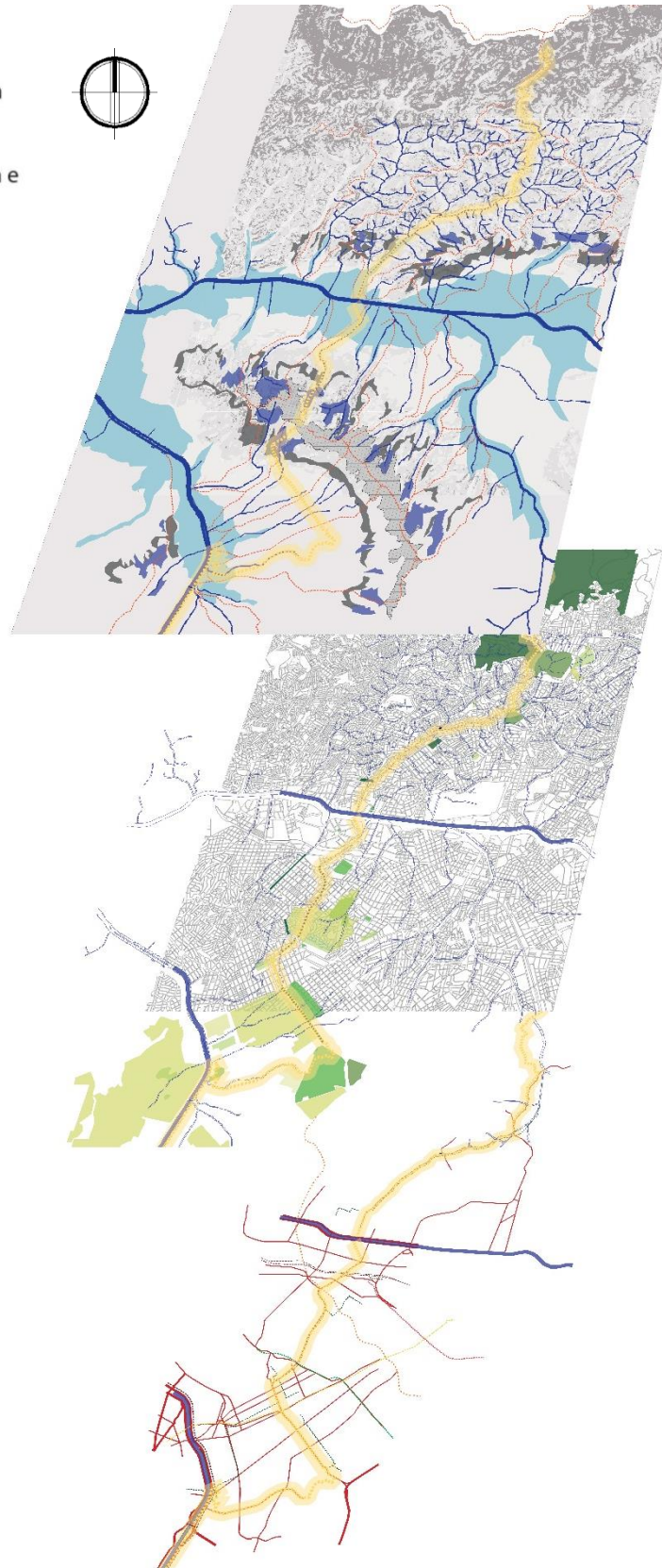
Vegetação significativa

Ref. Atlas Ambiental do Município de São Paulo

- Matas e Capoeiras
Reservas e áreas de proteção
Presença de chácaras e sítios
Capoeiras
- Áreas Uso Público/Institucional
- Cemitérios
Clubes e Recreação
Escolas
Glebas não ocupadas (áreas urb)
Jardins Residenciais
- Barrios Jardins

Sistema transporte

- Estruturas rodoviárias
- Viário Estruturante
- Linha de Metrô amarela
- Linhas de Metrô verde
- Linhas de Metrô vermelha
- Linha projetada laranja do Metrô
- Infraestruturas ferroviárias CPTM



- Limite das Bacias Hidrográficas
- Estrutura Hídrica

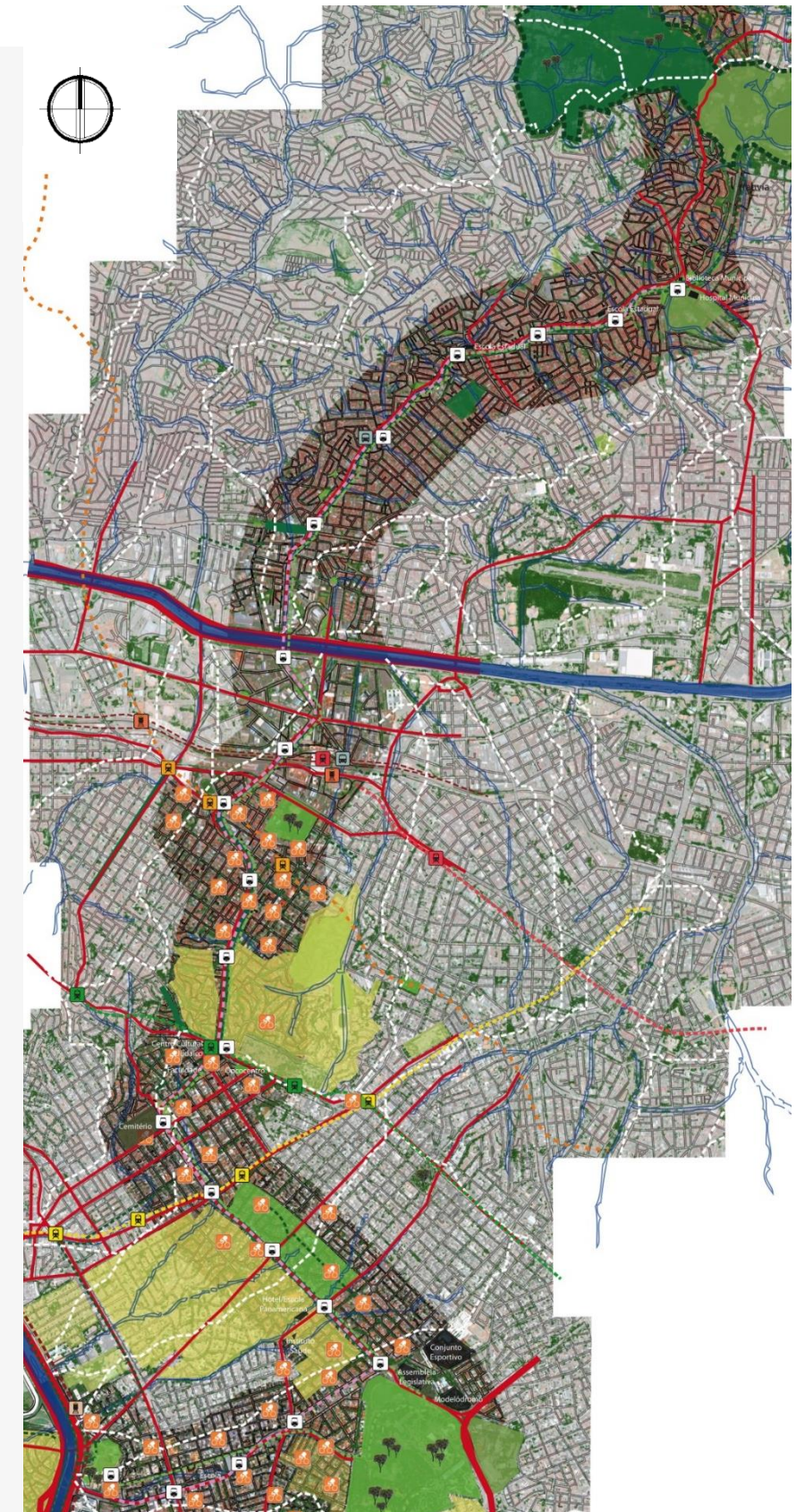
Vegetação significativa

Ref. Atlas Ambiental do Município de São Paulo

- Matas e Capoeiras
Reservas e áreas de proteção
Presença de chácaras e sítios
Capoeiras
- Áreas Uso Público/Institucional
- Cemitérios
Clubes e Recreação
Escolas
Glebas não ocupadas (áreas urb)
Jardins Residenciais
- Barrios Jardins
- Vias Arborizadas
- Parques urbanos e Reservas

Sistema transporte

- Estruturas rodoviárias
- Viário Estruturante
- Linha de Metrô amarela
- Linhas de Metrô verde
- Linhas de Metrô vermelha
- Linha projetada laranja do Metrô
- Infraestruturas ferroviárias CPTM
- Linha de VLT proposta
- Terminais de ônibus
- Estações de metrô
- Estações de trem
- Estações de VLT
- Ciclovias existentes
- Estações Bike Sampa



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados urbanos do Portal da Prefeitura do Município de São Paulo, Google Earth (2015), Atlas Ambiental do Município de São Paulo, dados geo-espaciais do acervo do GEGRA e Aziz Ab'Saber (1956).

Também, os resultados constataram que o grau de artificialização da paisagem é fator de mudança na percepção da população sobre o córrego e, em consequência, nos tipos de valores e práticas desenvolvidas por ela nesses contextos.

Na sequência, vários conceitos implícitos da análise efetuada na escala da RMSP foram levantados, estando eles associados à hipótese de que esse corredor poderia realmente desempenhar um papel ecológico, em outras palavras, contribuiria para conservar, regenerar e conectar espaços verdes com o objetivo de melhorar a situação ambiental existente. Para tal, esta Tese refletiu acerca do potencial do eixo para a revitalização dos fundos de vale da cidade a partir do uso da Infraestrutura Verde para diversos fins, p.e. recomposição de fragmentos de áreas verdes, promoção de hábitat para fauna e flora, aumento de áreas permeáveis, etc.

Diversos questionamentos foram apontados a esse respeito, principalmente o fato de que qualquer estratégia aliada à incorporação de áreas verdes deveria por sua vez considerar que, de forma complementar, ações de reestruturação do próprio sistema de mobilidade urbana fossem empreendidas com o fim de ganhar espaço para a incorporação desses sistemas verdes. Nesse sentido, surgiu a reflexão de que a redução da presença de veículos facilitaria a incorporação de medidas da Infraestrutura Verde, contribuindo, por sua vez, para a pesquisa de alternativas para um modelo de gestão do transporte mais sustentável na RMSP (Machí Castañer, Alonso, & Ruchti, 2015).

Outro papel da Infraestrutura Verde considerado nesta Tese aplicado à proposta de Corredor Ecológico no eixo Norte-Sul é seu potencial como suporte mediador em diversas funções dos residentes urbanos, o que lhe confere essa característica infraestrutural, como exposto no Capítulo 2 da Tese, tendo por base vários acadêmicos no campo da Arquitetura da Paisagem, p.e. Waldheim (2006), Shannon (2004) e Bélanger (2013). Assim, as tecnologias LID não seriam apenas relacionadas ao tratamento da água, mas também à promoção de outros serviços, como atividades de lazer, esporte, celebração de atos educativos e lúdicos ou como suporte físico dando acesso aos canais de conhecimento e aprendizagem para a sociedade.

A segunda parte da investigação focou no desenho, dimensionamento e modelagem da eficiência de tipologias paisagísticas da Infraestrutura Verde para a

melhora da qualidade hídrica do córrego no local de estudo selecionado. Nesse sentido, como apontado no Capítulo 5, a análise dos resultados de monitoramento da qualidade da água dos córregos locais e as observações realizadas em campo sobre o estado de degradação desses ambientes permitiram constatar que há uma importante concentração de esgoto na vazão de base da maioria dos córregos locais, bem como nutrientes e sedimentos introduzidos pelo escoamento pluvial, principalmente nos eventos de chuva isolados na estação seca. Assim, como já indicado, desenhou-se um sistema baseado no uso de um Alagado Construído para tratar essas cargas de matéria orgânica excedente do córrego e de uma rede de Bacias de Bio-retenção para o controle dos sedimentos trazidos pelo escoamento, principalmente em eventos pluviométricos depois de vários dias sem precipitações.

Os métodos de dimensionamento desses sistemas, descritos no Capítulo 3, se ajustaram às particularidades locais da área de intervenção, na Sub-Bacia do Córrego Água Podre. Para isso, tal como foi visto no Capítulo 5, coletaram-se primeiro os dados de projeto (parâmetros de qualidade da água e dados geo-espaciais), em seguida realizou-se uma modelagem hidrológica para a análise dos fluxos de escoamento sobre o relevo no local mediante o software XP SWMM, e, por último, se instalaram os dispositivos de bio-retenção nos locais livres em função desses fluxos.

Em segundo lugar, foi adotado um critério para dimensionamento do sistema fundamentado no reconhecimento de que as condições antecedentes ao evento de chuva podem interferir na carga inicial de sedimento transportada pelas primeiras chuvas e, assim, condicionar a eficiência prática do sistema. Foi aplicada dessa forma uma abordagem específica fundamentada no estabelecimento do volume tratado em dois cenários de chuva com condições antecedentes distintas, representando assim os períodos de chuva e seca próprios da RMSP.

A abordagem aqui empregada, foi nomeada como *Abordagem para Simulação em Época Seca e Chuvosa* no meu trabalho apresentado no II Simpósio de Revitalização de Rios Urbanos, ocorrido em São Paulo em novembro de 2017 (Machí Castañer C. , 2017). Assim, em primeira instância, selecionou-se os dois cenários de chuva e realizou-se o cálculo das cargas contaminantes iniciais aplicando os coeficientes de concentração de sedimentos nas superfícies em função do tempo, estabelecidos para áreas residenciais por Sartor e Boyd (1972, p.5). Na sequência, foi estimado o volume do primeiro escoamento a ser tratado pelo sistema

para ao menos 90% de remoção da carga inicial de sedimento utilizando os dados de intensidade e duração de cada um dos dois eventos na fórmula exponencial de Sartor e Boyd (1972). Uma vez estabelecido esse volume mínimo, desenhou-se o dispositivo no local, considerando que ele se adaptasse às características urbanas e se integrasse à paisagem local.

Para finalizar, deve ser salientado que a *Abordagem para Simulação em Época Seca e Chuvosa* (Machí Castañer C. , 2017) foi proposta para dimensionamento dessas redes SUDs pensando na sua extrapolação a outras áreas geográficas de clima subtropical e tropical húmido em que há predomínio de chuva no verão. Os resultados simulam a eficiência que teria a rede SUDs desenhada para a redução de sedimento no corpo hídrico receptor, estabelecendo, dessa maneira, critérios para o desenho desses sistemas em outras áreas da RMSP em função da área impermeável e das características topográficas e da morfologia urbana do local. Assim, um valor específico para o volume do dispositivo de biorretenção foi fixado em função da área urbana desaguando nele. Nesse caso obteve-se que para 0,7 hectares uma bacia de 80 m³ seria necessária. Assim, essa estimativa poderia servir ao planejamento de outros sistemas de bio-retenção em locais da RMSP com tipologias de uso residencial e níveis de impermeabilização do solo parecidos (bairros habitacionais com casas unifamiliares).

O passo seguinte foi levantar um estudo hidrológico em outra região da Bacia do Jaguaré, no Bairro Jardim Boa Vista e, em função desse, localizar os dispositivos LID a fim de fornecer um Plano para a integração da Infraestrutura Verde como solução não convencional no controle da contaminação difusa. Nessa área, no decorrer dos últimos anos, foram se incrementando os problemas de risco de enchente, principalmente, em partes próximas à confluência entre o Córrego Itaim e o Córrego Jaguaré. Nesse sentido, a equipe do FCTH planejava integrar um espaço para a retenção da água à jusante que contribuiria para a redução desses problemas¹. Adicionalmente, no mesmo bairro, foram diagnosticados problemas de lançamento de efluentes domésticos pelas áreas residenciais clandestinas assentadas à montante de um dos tributários do Córrego Itaim. Assim, em vistas às

¹ Nesse sentido, aponta-se o trabalho desenvolvido entre os anos 2016 e 2017 entre membros da equipe da FCTH e os pesquisadores do Departamento de Arquitetura da Paisagem (*Landscape Architecture Department*) e Departamento de Engenharia Biológica e Ambiental (*Biological and Environmental Engineering Department*) da Universidade Cornell, em Ithaca (EUA).

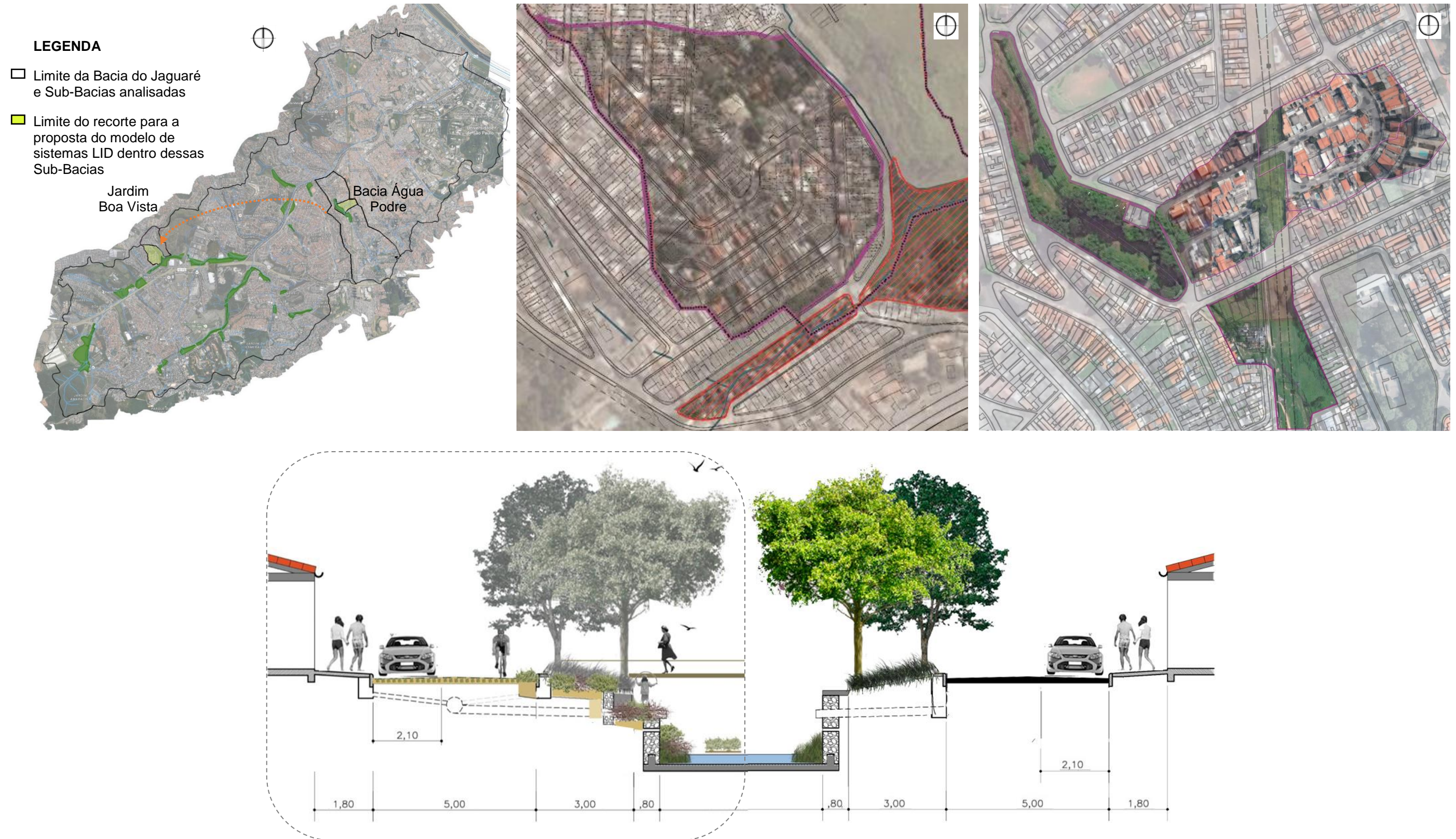
problemáticas anteriores, à proposta para a integração dos sistemas LID, desenvolvida no ponto 5.2 do Capítulo 5 da Tese, se acrescentam aqui algumas considerações adicionais.

Recomenda-se que ao sistema composto por dispositivos de Bio-Retenção se agregue um projeto paisagístico na APP do Córrego Itaim localizado à jusante dessa bacia que fornece, por sua vez, os mecanismos para tratamento da sua vazão base em período de seca. Essa mesma medida foi considerada na proposta modelada na Sub-Bacia do Córrego Água Podre com o objetivo de tratar as fontes de poluição que mais afetam a qualidade d'água da bacia. Já nos períodos de chuva, recomenda-se fazer uso de uma área para a detenção temporal dos excedentes de chuva. Nesse sentido, se entende que o sistema trabalharia de maneira conjunta com a rede de Bacias de Bio-Retenção projetadas no tecido urbano. Os dois sistemas operariam juntos, porém provendo funções distintas, que iriam desde o controle da contaminação difusa pela rede SUDs, tratamento da carga base do Córrego Itaim ou prevenção das enchentes mediante o sistema de retenção projetado na sua margem².

Por outro lado, considerou-se, também, a questão do esgoto lançado pelo assentamento irregular identificado em área à jusante. Nesse sentido, esta Tese recomenda que, além da aplicação de sistemas de coleta e tratamento convencional mediante um projeto de re-urbanização dessa área, outras medidas preventórias de cargas adicionais não tratadas possam ser incorporadas fundamentada na Infraestrutura Verde. Assim, essas medidas adicionais poderiam oferecer processos de purificação quando, por questões de inviabilidade técnica, existissem lançamentos de esgoto sem tratamento em determinados locais. Aponta-se ao uso de Alagados Construídos de Fluxo Sub-Superficial, conforme proposto no Córrego Água Podre, no ponto 5.3 do Capítulo 5 da Tese e outros sistemas não convencionais. Da mesma forma, alude-se à integração de sistemas de *Step-pool Sequences* que, como exposto no Capítulo 3, demonstram um alto desempenho na remoção de nutrientes tais como Fósforo e Nitrogênio (Browning, 2008).

² Esses trabalhos foram financiados pela Fundação *Atkinson Center for a Sustainable Future* (ACSF) da Universidade Cornell através da *Academic Venture Funds*, e essa Tese integrou-se de maneira complementar através da Bolsa de Estágio de Pesquisa no Exterior (BEPE) outorgada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Durante esse período se levantou alguns estudos acerca da ideia da integração da *Paisagem* às *Infraestruturas* convencionais existentes na RMSP desenhadas para a contenção das águas pluviais, também conhecidas como Piscinões.

Desenho 6.2 – Recortes selecionados para a proposta dos sistemas LID na Bacia do Jaguaré e corte apresentando ideias para a incorporação desses sistemas no Córrego Água Podre



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos dados de Google Earth (2015, 2016, 2017), Mapa Digital da Cidade (MDC, 2004) e Mapa Hidrográfico do Município (2015).

Como forma de intervenção mediante esses sistemas, propõe-se, por exemplo, a integração de bacias escalonadas em uma das laterais do córrego tributário. A conexão das bacias ao córrego permitiria tratar parte da sua vazão que hoje recebe o esgoto do assentamento informal à jusante.

No Ponto 5.3 do Capítulo 5 da Tese, foi modelado na sub-bacia do Água Podre um sistema de Alagado Construído aplicando o Modelo de Degradação de Primeira Ordem (Kadlec & Knight, 1996). Os Modelos de Degradação de Primeira Ordem estão entre os mais utilizados para a modelagem desse tipo de alagados considerando-se que vários dos processos envolvidos são basicamente de primeira ordem, p.e. transporte de massa, volatilização, sedimentação e sorção (Gajewska e Skrzypiec, 2018; Oliver, 2017). Pelos resultados obtidos, constatou-se a necessidade de incrementar em até 10 vezes a área disponível ofertada para o alagado ao longo da APP do córrego. Esse resultado não é inesperado considerando-se que a principal desvantagem no uso desses sistemas, como já apontado na literatura (Oliver Rajadel, 2017), é a área que eles exigem, principalmente quando o tratamento é dado aos efluentes com altas concentrações de DBO, como é o caso da carga base média monitorada no Córrego Água Podre (FCTH, 2017).

Assim, como já foi sintetizado na parte da discussão dos resultados do ponto 5.3, salienta-se, uma vez mais, que os sistemas de Alagados Construídos de Fluxo Horizontal Sub-Superficial podem ser muito eficientes na redução de matéria orgânica sempre que contar com significativas superfícies para sua instalação. É, portanto, importante, que, exceto nessas situações em que haja superfície suficiente, tais sistemas sejam vistos apenas como medidas complementares à absolutamente necessária instalação de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Ainda, deve-se atentar que, mesmo sendo completa a cobertura da rede sanitária através do Programa Córrego Limpo no local, sempre poderão haver lançamentos clandestinos na rede de drenagem ou, inclusive, no próprio córrego. Portanto, nesses casos, os alagados facilitariam mecanismos alternativos para a redução das cargas excessivas de matéria orgânica.

6.2. Visões sobre o potencial dos sistemas LID nos locais da Bacia do Jaguaré fortalecendo seu desempenho para a Cidade de São Paulo

Neste ponto é realizada a avaliação do desempenho dos sistemas LID, inicialmente projetados na sub-bacia do Córrego Água Podre, para as outras sub-bacias próximas que reforça a validação da hipótese, refletindo dessa forma sobre o potencial desses sistemas para a RMSP.

Nesse sentido, parte-se primeiro da comprovação, a partir dos resultados obtidos no Capítulo 5, de que o emprego de sistemas da Infraestrutura Verde repercute na melhora da qualidade hídrica da sub-bacia urbana selecionada, beneficiando, de maneira complementar, as condições de vida dos moradores locais.

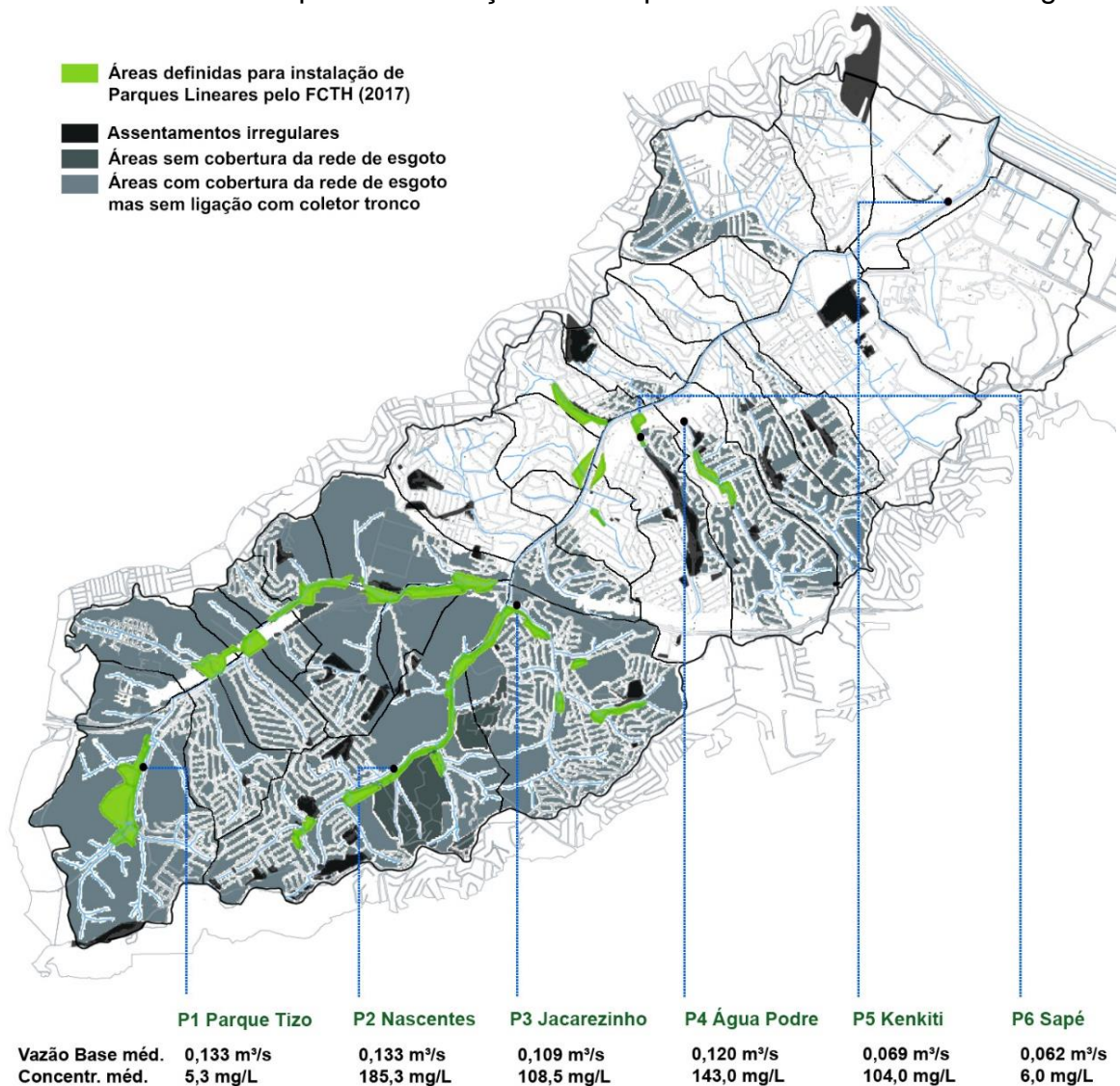
Por um lado, o resultado da modelação da proposta da rede de dispositivos da Infraestrutura Verde composta por Bacias de Biorretenção na área de intervenção demonstra sua contribuição para a diminuição em 90% da carga de sedimentos arrastados pelo escoamento pluvial em relação à massa inicial acumulada nas suas áreas construídas mediante o controle do escoamento pluvial em eventos isolados.

Por outro lado, os resultados da aplicação do Modelo de Degradação ratificam a vantagem da utilização de sistemas de Alagados Construídos de Fluxo Horizontal Sub-Superficial como técnicas complementares às ações de instalação da rede de coleta de esgoto para a redução das concentrações de matéria orgânica presentes nos córregos locais da Bacia do Córrego Jaguaré causados pelo esgoto.

Diante disso, essa Tese recomenda que, além das obras previstas para dar cobertura de rede de esgoto nas sub-bacias que participam do Programa Córrego Limpo no Jaguaré, se instalem sistemas naturais de alagados para desenvolver funções de purificação d'água complementares como compensação da presença de lançamentos que não estejam totalmente controlados e identificados.

No Desenho 6.3 são expostos os resultados da média das concentrações da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) para a vazão base nos córregos locais da Bacia do Jaguaré monitorados. Pode se verificar que os resultados mais altos foram atingidos naquelas sub-bacias em que existem maiores superfícies construídas, sendo que a maioria delas não possui uma cobertura da rede de esgoto ou esta está desligada dos coletores tronco.

Desenho 6.3 – Localização dos pontos de monitoramento da água e resultados para DBO em cada um deles, e identificação das áreas sem cobertura da rede de esgoto e das áreas definidas para a instalação de Parques Lineares na Bacia do Jaguaré



Fonte: Elaborado pela autora a partir dos resultados de monitoramento da qualidade d'água e mapas divulgados pelo FCTH (2017).

Conforme o Volume 2, tomo 2.1 do relatório emitido pelo FCTH (2017) para o Projeto Piloto de Revitalização da Bacia do Jaguaré, os resultados da concentração média de DBO nos córregos que já participaram do Programa Córrego Limpo e do Programa de Despoluição dos Rios Metropolitanos são inferiores às estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/05 para classe 1, 2 e 3 (p.36). Esse seria o caso do Córrego do Sapé (ver Desenho 6.3).

Nesse sentido, não obstante, o córrego ainda possui algumas concentrações relativamente altas considerando que já tem sido despoluído, sendo que 35% das

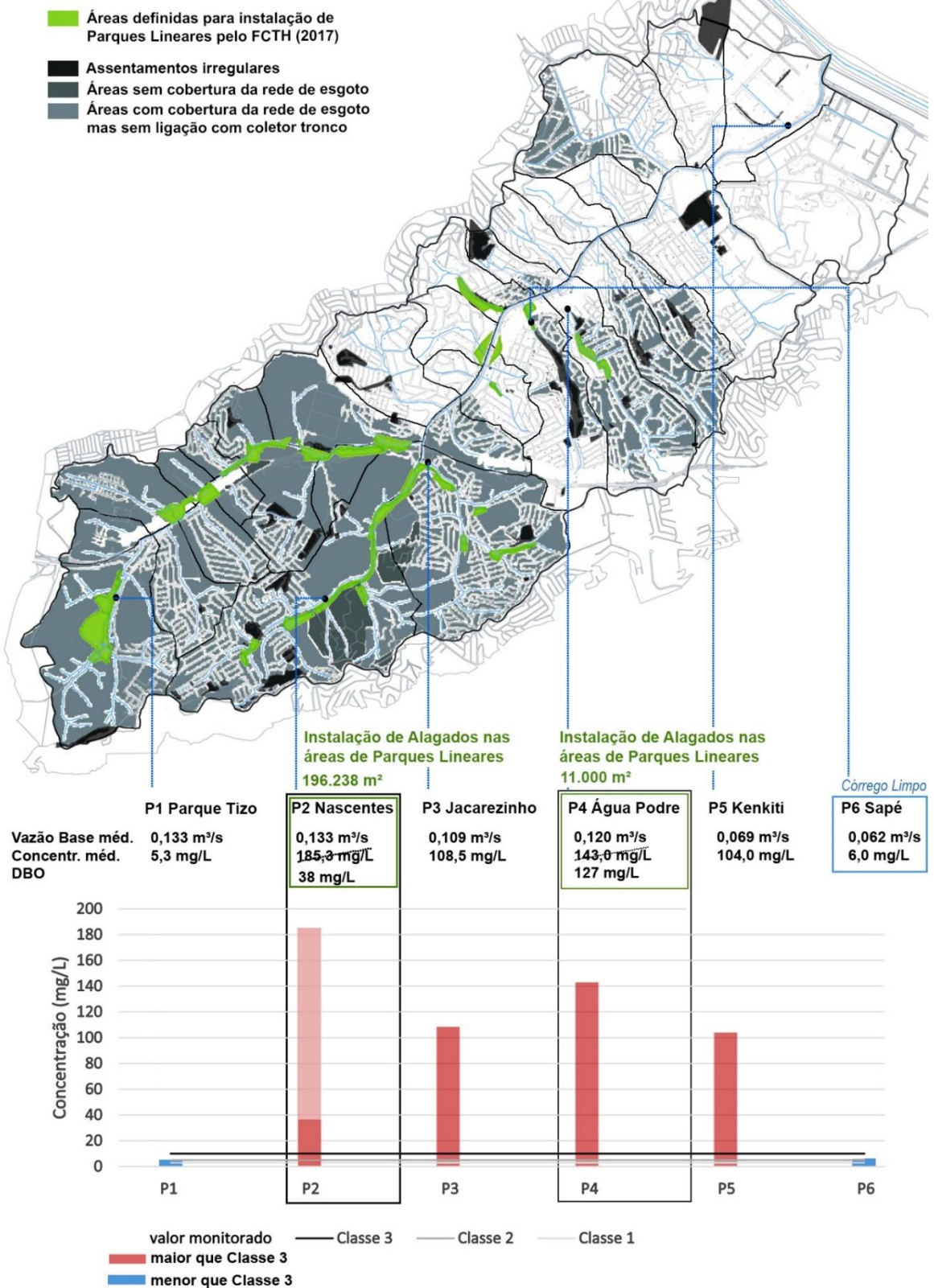
concentrações de DBO monitorada no Ponto 6 estão abaixo da concentração estabelecida pela Resolução CONAMA 357/05 para Classes 3 e o resto dos resultados se enquadrariam principalmente entre as Classes 2 e 1 (FCTH, Volume 2, p.2.1, p.39). É evidente que ainda há indícios de degradação nos córregos em que já foram implantados esses programas e, por conseguinte, considera-se importante integrar outras medidas que possam compensar a presença de lançamentos que não estejam totalmente controlados e identificados.

Por outro lado, nos córregos mais afetados pelo esgoto, tais como o Água Podre e Nascentes do Jaguaré (ver Desenho 6.3), estão previstas ações para cobertura da rede sanitária controlando, dessa forma, o lançamento de esgoto que deteriora a qualidade d'água. Ao mesmo tempo, no mapa aparecem descritas aquelas áreas disponíveis para a incorporação de Parques Lineares que eventualmente providenciariam espaços para a integração de sistemas verdes para purificação dessas águas.

Para a extrapolação da proposta de Alagado Construído de Fluxo Horizontal Sub-Superficial da sub-bacia do Água Podre, tem-se escolhido, o córrego local com maiores concentrações de matéria orgânica dentre os monitorados, qual seja, Nascentes do Jaguaré. Nesse sentido, verificou-se que o sistema contribuiria na diminuição da matéria orgânica tendo em vista qual a área disponível existente para a sua incorporação.

Assim, no Desenho 6.4 se recolhe uma síntese dos resultados estimados da redução da concentração de DBO por um alagado projetado na superfície disponibilizada para a incorporação do Parque Linear nas Nascentes do Jaguaré.

Desenho 6.4 – Estimação da redução das concentrações de DBO por sistemas de Alagados de Fluxo Horizontal Sub-Superficial propostos nas áreas definidas para a incorporação de Parques Lineares na Bacia do Jaguaré



Fonte: Concentrações de DBO estimadas pela autora aplicando o Modelo de Primeira Ordem a partir dos dados de monitoramento da qualidade da água divulgados pelo FCTH (2017) e mapas levantados pela autora a partir das bases fornecidas pelo FCTH (2017).

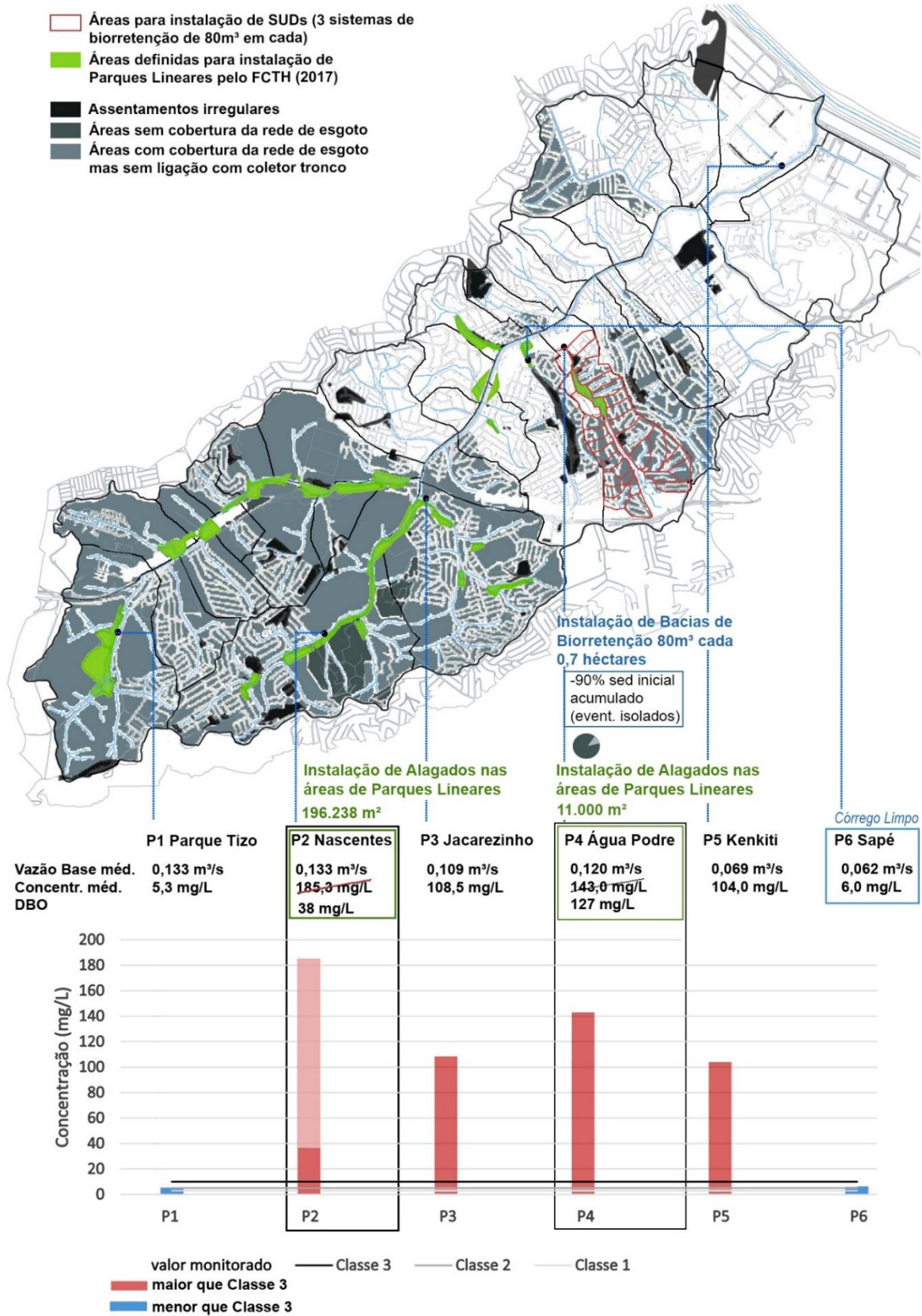
Nesse sentido, partindo desse pressuposto aplica-se o Modelo de Primeira Ordem estimando, dessa forma, a redução de DBO pelo sistema. Os resultados da aplicação do modelo com as constantes k e c^* calculadas seguindo as diretrizes expostas no Capítulo 5 da Tese demonstram que nas Nascentes do Jaguaré, um alagado projetado na área disponível de 196.000 m² tratando a vazão base média de 0,133m³/s do córrego diminui a concentração de DBO de 185,3 mg/L à 38 mg/L.

Reitera-se novamente a importância de que projetos para incorporação de Parques Lineares venham acompanhados de propostas para a integração de dispositivos da Infraestrutura Verde que possam reduzir as cargas de DBO causadas por lançamentos indevidos no corpo hídrico. Assim, nesta Tese estima-se a contribuição que nesse sentido teria a instalação de sistemas de Alagados Construídos de Fluxo Horizontal Sub-Superficial para esse fim mediante as comprovações anteriormente expostas que podem ser extrapoladas a outras áreas previstas para Parques Lineares de pequenas bacias hidrográficas da cidade.

Junto a essas medidas, recomenda-se incorporar sistemas descentralizados compostos por bacias de biorretenção que permitem reduzir as cargas de sedimentos iniciais em eventos isolados evitando que eles terminem no próprio córrego, sendo que os resultados das simulações alcançadas no Capítulo 5 da Tese evidenciam esse benefício. Por último, sumariza-se no Desenho 6.5 os sistemas definidos para a intervenção em pequenas bacias hidrográficas urbanizadas fundamentada nos resultados obtidos para a sub-bacia do Água Podre.

Dessa forma, contribuiu-se para a elaboração de um método para planejamento, desenho e pré-dimensionamento desses sistemas em áreas residenciais pouco adensadas de regiões periféricas da cidade.

Desenho 6.5 - – Estimação da redução das concentrações de DBO por sistemas de Alagados de Fluxo Horizontal Sub-Superficial e redução das cargas de sedimento no escoamento pluvial por sistemas de biorretenção projetados na Bacia do Jaguaré



Fonte: Concentrações de DBO estimadas pela autora aplicando o Modelo de Primeira Ordem a partir dos dados de monitoramento da qualidade da água divulgados pelo FCTH (2017) e mapas levantados pela autora a partir das bases fornecidas pelo FCTH (2017).

CONCLUSÃO

O principal problema tratado nesta Tese é o impacto proferido pelo fenômeno da urbanização contra as primitivas paisagens das águas da RMSP e, como alternativa para a melhora das condições destas antigas paisagens das águas, avaliou-se se a Infraestrutura Verde serve como suporte de funções ecossistêmicas que beneficiam a qualidade ambiental desses espaços e o bem-estar social de seus residentes.

Assim verificou-se o potencial de intervenção mediante corredores ecológicos, integrando sistemas da Infraestrutura Verde em percursos delimitados ao longo dos principais fundos de vale da RMSP, demonstrando a viabilidade desses projetos no contexto da cidade consolidada. Adicionalmente, levantou-se um diagnóstico da problemática de degradação fluvial em áreas periféricas da cidade e verificou-se o potencial de intervenção mediante sistemas da Infraestrutura Verde para a melhoria da qualidade hídrica e, de forma complementar, a qualificação do espaço público e seu benefício para as condições de vida dos moradores. Desse trabalho concluiu-se que sistemas da microdrenagem integrados em ruas de bairros periféricos são altamente eficientes como medida de controle de sedimentos gerados em eventos de chuva isolados, o que permite diminuir significativamente a sua carga em córregos nesses momentos do ano. Também, que sistemas de alagados construídos são uma alternativa eficiente para o controle de cargas de esgoto em córregos locais, complementar à incorporação da cobertura de rede pelo Programa Córrego Limpo. Assim, demonstrou-se que esses sistemas permitem reduzir para níveis aceitáveis pelo CONAMA 357/05 as cargas remanentes de esgoto causadas por lançamentos não controlados uma vez incorporado esse programa.

De maneira pormenorizada, seguem uma série de conclusões tanto das análises quanto das modelagens das hipóteses. Por um lado, o resultado dos estudos levantados para a leitura sistêmica do território em que assenta a RMSP visualizou a relação que existe entre o traçado de artérias de transporte urbano motorizado e os compartimentos ambientais, identificando transformações severas nas regiões do centro consolidado em que existiam cursos d'água tributários dos Rios Pinheiros e Tietê. O resultado da análise demonstra que há graus de transformação dos ecossistemas fluviais contrastantes entre essas partes, que já

sofreram uma urbanização intensa, e as áreas da atual periferia da cidade. Também, que tal situação interfere na viabilidade para planejamento de medidas da Infraestrutura Verde.

No que se refere às partes mais urbanizadas, fundos de vale cujos cursos d'água acabaram se canalizando, tampando e incorporando à drenagem urbana convencional, comprovou-se mediante esses estudos que a viabilidade para a incorporação de ações da Infraestrutura Verde é mais condicionada a aspectos relacionados à ocupação atual do espaço público do que em áreas periféricas da cidade, com ênfase particular à remodelação da atual logística de transporte. Assim, com esta pesquisa se demonstra que ações para instalação de dispositivos da infraestrutura verde na microdrenagem e, de um ponto de vista mais amplo, a inserção desses conceitos à criação de corredores ecológicos em escala metropolitana, são viáveis alterando aspectos funcionais e estruturais que definem a condição atual de algumas das avenidas principais da cidade (i.e. Av. Sumaré).

Adicionalmente, verificou-se que a ampliação de potencial de uso do espaço público em favor da integração de serviços ecossistêmicos promovidos pela Infraestrutura Verde de regiões consolidadas da RMSP é factível mediante operações de remodelação da atual logística de transporte urbano. Ainda, que tais operações devem se fundamentar na redução de faixas viárias asfaltadas e espaços disponibilizados para circulação ou estacionamento de veículos motorizados, determinando-se para tal soluções baseadas na proposição de modais de transporte alternativos ao motorizado (i.e. VLT), ampliação de pontos intermodais e instalação de corredores para circulação de pedestres e bicicletas. Assim, com a liberação do número de veículos e, conseqüentemente, de faixas destinadas para a sua circulação, é possível planejar um aumento de áreas verdes e, vinculadas a elas, a instalação de SUDs para tratamento do escoamento pluvial. Ademais, demonstrou-se que corredores verdes projetados ao longo das atuais avenidas do centro consolidado ofertam ambientes mais amenizados que os atuais para a circulação de pedestres e bicicletas.

Por outro lado, o resultado do estudo das condições urbanísticas e ambientais de regiões de APPs de córregos em partes periféricas da cidade constatou que nelas há uma maior viabilidade de intervenção mediante Infraestrutura Verde que em áreas do centro consolidado. Essa conclusão foi levantada em razão da presença de margens vegetadas nos córregos e devido a que seus viários perimetrais

apresentam uma intensidade de tráfego de veículos motorizados mais moderada que em avenidas do centro e à existência de terrenos baldios. Por outro lado, o diagnóstico realizado nesses córregos locais da periferia constatou que um dos aspectos que devem ser aprimorados para a melhoria da qualidade ambiental do ecossistema fluvial é a diminuição da contaminação d'água. Ainda, que essa é causa de falta de cobertura adequada da rede de coleta de esgoto, presença de resíduos sólidos e existência de poluentes difusos no escoamento pluvial.

Assim, planejou-se e se otimizou o desenho de uma rede de dispositivos da Infraestrutura Verde para o tratamento do escoamento e da carga base do córrego, prevendo-o como medida complementar às ações Córrego Limpo que, por sua vez, é considerado altamente eficiente para a melhoria da qualidade do córrego local selecionado da sub-bacia do Córrego Água Podre, na Bacia Hidrográfica do Jaguaré na RMSP. Os resultados permitiram demonstrar que a integração de tipologias da Infraestrutura Verde nos sistemas da micro-drenagem de regiões urbanizadas das bacias da periferia de São Paulo, tais como Bacias de Biorretenção, além de outros sistemas complementares como seriam as bio-valetas ou pavimentos drenantes, é uma alternativa eficiente para a mitigação do problema da contaminação introduzida em córregos em eventos de chuva. Nesse sentido, constatou-se que esses sistemas atenuam o problema da poluição difusa, sendo que sua localização se dá de maneira descentralizada na própria malha urbana do bairro residencial atuando como elementos que controlam a água do primeiro lavado da chuva e reduzem as cargas de sedimentos transportados (Machí Castañer, 2017).

Discutiu-se, assim mesmo, que a eficiência de sistemas de biorretenção projetados para esse fim depende das condições antecedentes sem chuva e, nesse sentido, esta Tese introduz essa variável no desenho e dimensionamento dos elementos LID para atingir os objetivos de qualidade de projeto. Assim, foi considerado que o tempo transcorrido sem chuva afeta tanto a carga inicial de sedimento transportada, quanto a capacidade de retenção do dispositivo (caso ele se encontre saturado por chuvas anteriores). Em síntese, os resultados, modelados com o software XP SWMM, verificaram que no bairro habitacional selecionado da sub-bacia do Córrego Água Podre até 90% da carga de sedimento inicial acumulada na rua é controlada por um sistema de bio-retenção de 80 m³; que é associado a uma área de drenagem não maior que 0,7 hectares, conforme simulação realizada

para uma chuva isolada em período da estiagem e outra em estação chuvosa e considerando que o sistema não está saturado por chuva precedente.

Recomendou-se empreender ações de reflorestamento da mata ciliar com espécies da floresta autóctone, a abertura do canal no caso de córregos já canalizados e a incorporação de sistemas de alagados para o controle das cargas de matéria orgânica. Os alagados recomendados para intervir no tratamento das vazões base dos córregos locais correspondem à tipologia de fluxo horizontal sub-superficial, a qual, diferentemente da tipologia de fluxo superficial, evita os problemas derivados da presença de insetos transmissores de doenças e, também, demonstra uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica. Adicionalmente, esta Tese recomendou a utilização de sistemas de fluxo vertical podendo ser incorporados às muretas dos canais de córregos para tratar sua vazão base.

Já, no próprio canal do córrego, sugeriu-se a incorporação de medidas para tratamento d'água in situ tais como os sistemas de ilhas flutuantes expostos no Capítulo 3 da Tese. Por fim, como tratamento final para as águas do escoamento pluvial antes da sua chegada no corpo receptor, a instalação de sequências de bacias escalonadas, descritas no Capítulo 3, permitem desacelerar a velocidade de fluxo d'água e reduzir as cargas de sedimentos suspensos e a concentração excessiva de nitrogênio na água mediante a combinação de processos aeróbios e anaeróbios. Todos esses diversos elementos da Infraestrutura Verde compõem um sistema que opera de maneira descentralizada no bairro em que é inserido, se integrando às redes de drenagem existentes, trazendo, dessa forma, benefícios tanto ecossistêmicos (p.e. tratamento d'água, compensação dos efeitos da impermeabilização através do aumento da capacidade de infiltração existente no local, melhora do conforto climático, etc.) quanto sociais, qualificando assim os espaços públicos para que possam ser melhor usufruídos pelos moradores locais.

Em soma, verificado o alto desempenho de sistema de alagados em margens de córregos, recomenda-se sua aplicação em Parques Lineares da periferia. Também, verificada a eficiência dos sistemas de biorretenção para mitigar o impacto da poluição difusa em córregos locais, recomenda-se que essas áreas urbanizadas limítrofes de muitos córregos periféricos da RMSP, as quais são geralmente pouco adensadas, incorporem sistemas de biorretenção podendo por exemplo prever para tanto o estreitamento de seus viários ou o uso de terrenos baldios. Assim, em síntese, defende-se que diversas técnicas da Infraestrutura Verde aqui exploradas

sejam promovidas para a melhora das condições de degradação atual dos fundos de vale da cidade, tanto em partes consolidadas do centro, uma vez realizadas as ações para a re-estruturação do sistema viário, como em APPs de córregos locais da periferia e seus bairros residenciais limítrofes, prevendo projetos paisagísticos para o córrego também.

Adicionalmente, uma questão que fortalece os resultados desta Tese é a forma como esses projetos paisagísticos seriam levados para os moradores, tendo em conta o convívio deles com os elementos LID instalados nos seus bairros. Assim, deve-se refletir sobre os tipos de práticas desenvolvidas nesses locais e a existência ou não de ações de manutenção dos dispositivos. O comportamento dos residentes nos espaços projetados para a incorporação de redes da Infraestrutura Verde pode interferir no seu funcionamento. Práticas tais como a ocupação ou despejo de lixo dentro das bacias vegetadas instaladas nas laterais das ruas podem tornar ineficiente o sistema. Nesse sentido, cabe apontar que ações da Infraestrutura Verde venham acompanhadas da promoção de palestras, cursos e aulas, divulgando os princípios do seu funcionamento e a importância das boas práticas nesses espaços, para que os sistemas LID operem de maneira satisfatória. O estabelecimento de um diálogo com a população a fim de fazê-la entender a função benéfica da Infraestrutura Verde pode incentivá-la ao seu cuidado e esse aspecto pode ser essencial no resultado final obtido da sua incorporação em um determinado local. Assim, as áreas vegetadas que constituem o sistema de Infraestrutura Verde projetado em um bairro podem ser valorizadas e protegidas pelos moradores como um item fundamental para sua qualidade de vida.

Outro aspecto que engrandece as visões futuras sobre a avaliação da eficiência de soluções fundamentadas na natureza e conceitos da Infraestrutura Verde na RMSP é a sua adaptação ao contexto urbano Latino-americano. Conforme já se mencionara na Introdução da Tese e Capítulo 4, as características socioeconômicas e culturais da população residente na RMSP diferem às da sociedade norte-americana, canadense ou do centro da Europa líderes no emprego de soluções LID. Esse fator torna este um caso de estudo mais complexo. Nesse contexto, tal como analisado no Capítulo 4, os problemas de degradação hídrica se acentuam em bairros precários que se encontram localizados principalmente na periferia. Seus problemas socioambientais, por sua vez, parecem ignorados por

outros setores populacionais como foi exposto nos resultados da análise cultural levantada na região da Bacia do Jaguaré no Capítulo 4.

Para intervir na melhora ambiental dos córregos urbanos locais e das bacias urbanizadas da Cidade de São Paulo, esta Tese discute acerca da utilização de instrumentos de planejamento urbano que permitam ter uma provisão de infraestruturas e serviços urbanos mais equilibrada no território ocupado. Dessa forma, essas medidas contribuem para reduzir as desigualdades sociais existentes de um determinado conglomerado urbano, além de promover serviços ambientais ofertados pelas próprias tecnologias LID.

Assim, cabe sublinhar as ideias expostas nos Capítulos 1 e 2 acerca dos princípios sobre os que se fundamenta o conceito da Infraestrutura Verde. Nesse sentido, Cormier e Pellegrino (2008) definem a Infraestrutura Verde como uma “rede de espaços verdes interconectados” que “conservam os valores dos ecossistemas” para fornecer serviços ambientais assim como “uma ampla gama de benefícios para a sociedade” (p.128). Portanto, além de contribuir para a sustentabilidade da rede de drenagem urbana, os projetos paisagísticos fundamentados nos conceitos da Infraestrutura Verde expandem seu desempenho ao serviço da melhoria do bem-estar da população.

Também, por definição, Ahern (2007) afirma que a Infraestrutura Verde deve ser projetada com “ênfase na sua conectividade física e funcional” (p.269), portanto, estando integrada às estruturas físicas da cidade que suportam atividades sociais. Assim, dentre as diversas funções fornecidas por ela, como foi projetado em escala metropolitana mediante a proposta da trilha Norte-Sul no Capítulo 4 da Tese, se inclui a melhora da mobilidade urbana e o oferecimento de serviços e atividades associadas. Destaca-se na classificação ABC levantada por Ahern (2007) o vetor cultural em que se incluem as “experiências com o ecossistema natural” ou as “oportunidades para interações sociais e o estímulo de expressões artísticas” (p.269), entre outros aspectos.

Por fim, conclui-se que essa rede de espaços gera um ambiente inclusivo para São Paulo, oportunizando ações para divulgação de ideias, melhorando as interconectividades e fluxos a pé, pondo em contato a população com elementos naturais e permite o desenvolvimento de atividades saudáveis em contextos de alta qualidade ambiental. Dessa forma, por exemplo, um sistema de redes SUDs projetado para intervir no controle e tratamento das águas urbanas se associa, por

sua vez, às áreas verdes disponíveis para a promoção de atividades de ócio, lazer, esporte e cultura e corredores verdes com a incorporação de trilhas em bairros tais como o Água Podre e Jardim Boa Vista na Bacia do Jaguaré, o que repercute na melhoria geral da condição de vida dessas regiões periféricas da cidade.

A esse respeito cabe salientar também a questão da importância da aplicação de estratégias de provisão de infraestruturas urbanas fundamentadas no emprego de tecnologias LID em bairros da periferia urbana de São Paulo. Esta Tese reflete acerca dessa ideia mediante a associação da Infraestrutura Verde às estratégias de requalificação urbana. Tais espaços podem combinar funções para retenção e tratamento d'água ou contenção de terrenos instáveis com perigo de desmoronamento e oportunizar a promoção de atividades recreativas ou culturais em ambientes de alta qualidade paisagística.

Assim, por um lado, discute-se sobre o planejamento de tecnologias LID para melhorar a qualidade hídrica, p.e. tratando os escoamentos pluviais e os efluentes de córregos, e por outro para transformar as condições do ambiente urbano existente, incluindo, para tal caso, a adoção de medidas de melhoria habitacional em locais caracterizados pela falta de equipamentos ou infraestruturas urbanas. Em certa forma, os projetos com intervenções LID em núcleos históricos medievais da Europa evidenciam o benefício que eles proporcionam para se adaptar facilmente às morfologias irregulares de ruas, vielas e pequenas praças e espaços intersticiais devido à sua versatilidade e caráter descentralizado (Ahern, 2007, p.280). Assim, a ideia da articulação dessas diversas funções associadas aos espaços da Infraestrutura Verde em locais de assentamentos precários e/ou carentes de serviços urbanos reflete a lógica de fornecer as infraestruturas necessárias no local sem a necessidade de relocação da população sempre que tecnicamente viável. Em soma, essas diversas visões aqui exploradas sobre as aplicações do conceito da Infraestrutura Verde reforçam o benefício que esse tipo de sistemas pode ter para a RMSP. No contexto da complexidade urbana, territorial e sociocultural dessa cidade, a Infraestrutura Verde, por sua versatilidade e caráter descentralizado, demonstra um alto grau de adaptação em diversos contextos. Dessa forma, oportuniza as estratégias para atuar em situações diversas em função das especificidades urbanas e características do espaço público e permite suprir as necessidades para cada perfil sociocultural.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

(s.f.).

- Ab'Sáber, A. N. (1969). Um conceito de Geomorfologia a serviço das pesquisas sobre o Quaternário. (IGEOG/USP, Ed.) *Geomorfologia*, 18.
- AESBE. (2009). *Proposta Complementar à Resolução Conama 357/2005 sobre Condições e Padrões de Lançamento Complementar à Resolução Conama 357/2005 sobre Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes para o Setor de Saneamento em atendimento à Resolução Conama 397/2008*. São Paulo, SP (Brasil): Associação das Empresas Estaduais de Saneamento Básico (AESBE).
- Ahern, J. (2007). Green Infrastructure for Cities: the Spatial Dimension. Em V. Novotny, & P. Brown, *Cities of Future: Towards Integrated Sustainable Water Landscape Management*. London: IWA Publishing.
- Ahern, J., & Kato, S. (2008). Learning by doing: adaptative planning as a strategy to address uncertainty in planning. *Environmental Planning and Management*, 51(4), 543-559. doi:10.1080/09640560802117028
- Ahern, J., Pellegrino, P., & Becker, N. (2014). Performance, Appearance, Economy, and Working Method. En U. o. Amherst (Ed.), *Revising Green Infrastructure, Concepts Between Nature and Design* (págs. 387-405). Amherst, Massachusetts, United States: bepress.
- Alberti, M. (2008). *Advances in Urban Ecosystem*. (Springer, Ed.) Seattle (EEUU): University of Washington.
- Andreucci, M. B. (2013). Progressing Green Infrastructure in Europe. *WIT Transactions on Ecology and The Environment, The Sustainable City VIII*, 179, 413-422. doi:10.2495/SC130351
- Barbier, E. B. (2011). Wetlands as Natural Assets. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8).
- Bélager, P. R. (2013). *Control Engineering a Modern Approach*. Wageningen, Netherlands: Wageningen University.
- Bernhardt, E., & Palmer, M. (2007). Restoring Streams in an Urbanizing World. *Freshwater Biology*.
- Bohrer, C. B. (2016). Projeto de Renaturalização do Rio Jacaré. Mapeamento da Cobertura Vegetal. *Seminário Internacional Projeto Piloto para*

Renaturalização do Rio Jacaré (pág. 26). Niterói, Rio de Janeiro (Brasil): Laboratório de Ecologia e Biogeografia. Universidade Federal Fluminense.

- Bonzi, R. S. (2015). O Zoneamento Ambiental Geomorfológico como Método para Planejar a Infraestrutura Verde em Áreas Densamente Urbanizadas. *Revista LABVERDE*, 10(5), 104-132.
- Borges, K. A. (1997). *Modelagem de Dados Geográficos. Uma Extensão do Modelo OMT para Aplicações Geográficas*. Belo Horizonte, (Brasil): Escola de Governo, Fundação João Pinheiro.
- Browning, M. (2008). *The efficacy of Urban Stream Restorations to Improve Water Quality across a Spectrum of Design Approaches*. George Mason University.
- Burke, D. G., & Dunn, J. E. (2010). *A Sustainable Chesapeake: Better Models for Conservation*. The Conservation Fund, Annapolis, (Maryland, EUA).
- Butler, D., & Davies, J. W. (2011). *Urban Drainage* (3rd ed.). Londres e Nova York: Spon Press.
- Câmara, G., & Medeiros, J. S. (1998). Princípios Básicos do Geoprocessamento. En E. Assad, & E. E. Sano, *Sistemas de Informações Geográficas. Aplicações na Agricultura* (2nd ed.). Brasília: EMBRAPA.
- Canholi, A. P. (2014). *Drenagem Urbana e Controle de Enchentes* (2nd ed.). São Paulo, Brasil: Oficina de textos.
- Capra, F. (2000). *La Trama de la Vida. Una Nueva Perspectiva de los Sistemas Vivos*. Barcelona: Anagrama.
- Carson, C. (2015). *Water Restoration Program*. Montgomery, Estado de Maryland (USA): Department of Environmental Protection in Montgomery County (MCDEP).
- Castillo Rodríguez, J. T., Andrés Doménech, I., Perales Momparler, S., & Escuder Bueno, I. (24-26 de Outubro de 2017). Transición Colaborativa hacia el Drenaje Sostenible: una Experiencia a Escala de Barrio. *V Jornadas de Ingeniería del Agua, Agua y Ciudad*, pág. 12.
- Cau, L. N., Satoh, H., & Mino, T. (2007). The Existing Urban Environmental Sanitation System in Hanoi and Problems Related. *International Forum on Water Environmental Governance in Asia*. Bangkok: Water Environment Partnership in Asia (WEPA).
- Cavalcanti, A. R. (2017). A Informalidade da Favela Brasileira: um Desenho Urbano voltado à Moradia Social. *InSitu*, 3(1), 09-28.
- CDC. (2010). *Low Impact Development, a Design Manual for Urban Areas*. Arkansas: University of Arkansas Press.

- Chan, F. (1 de Junho de 2018). The Opportunities and Challenges of the Sponge City Project in Chinese Cities: the Solution of Urban Flood and Drought Issues? *Asia Dialogue*.
- Cheide da Graça, C. E. (2012). *Programa Córrego Limpo*. São Paulo: Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano da Prefeitura de São Paulo .
- City of Vancouver. (2018). *Green Infrastructure: Sustainably Managing our Rainwater*. Obtenido de <https://vancouver.ca/home-property-development/green-infrastructure.aspx>
- Climate-Data.org. (2018). *Climate: São Paulo*. Obtenido de <https://en.climate-data.org/location/655/>
- Cobrape, Engecorps, Maubertec. (2014). *Serviços de Consultoria terceiro Plano Diretor de Macro Drenagem da Bacia do Alto Tietê*. São Paulo: Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos (SSRH).
- COGDEP. (2000). *Sligo Creek Trash Reduction Plan*. Washington, D.C. (EUA): Department of Environmental Programs Metropolitan Washington Council of Governments.
- Cormier, N., & Pellegrino, P. (2008). Infra-estrutura Verde, uma Estratégia Paisagística para a Água Urbana. *Paisagem e Ambiente*, 0(25), 127-142.
- CornellCals. (2018). *CornellCalls College of Agriculture and Life Sciences*. Obtenido de Department of Landscape Architecture: <https://landscape.cals.cornell.edu/>
- Corner, J. (2006). Terra Fluxus. En C. Wadheim, *The Landscape Urbanism Reader* (págs. 21-33). New York: Princeton Architectural Press.
- Corner, J. (2011). The Agency of Mapping: Speculation, Critique and Invention. En *The Map Reader: Theories of Mapping Practice and Cartographic Representation* (págs. 213-300). University of Manchester. Manchester: Reaktion Books.
- Corner, J., & Hirsch, A. (2014). *The Landscape Imagination: The Collected Essays of James Corner 1990-2010*. (J. Corner, & A. B. Hirsch, Edits.) Princeton Achitectural Press.
- DAEE. (2015). *Parque Várzeas do Tietê, o Maior Parque Linear do Mundo*. Obtenido de http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=370:parque-varzeas-do-tiete-o-maior-parque-linear-do-mundo

- Dakkak, A. (27 de February de 2016). Water Pollution Worries in Developing World. *Echoing Sustainability in MENA (EcoMENA)*. Obtenido de Water Pollution Worries in Developing World.
- Davis, M., & Naumann, S. (2017). Making the Case for Sustainable Urban Drainage Systems as a Nature-Based Solution to Urban Flooding. En N. Kabisch, H. Korn, J. Stadler, & A. Bonn, *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas. Theory and Practice of Urban Sustainability Transitions* (págs. 123-137). Springer, Cham. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_8
- DEC. (2010). *Stormwater Management Design Manual*. Center for Watershed Protection. Albany, New York, (EEUU): New York Department of Environmental Conservation.
- Ecologic Institute. (2011). *Assessment of the potential of ecosystem-based approaches to climate change adaptation and mitigation in Europe*. Berlin: Ecologic Institute.
- Embley, D., Kurtz, B., & Woodfield, S. (1992). *Object-Oriented Systems Analysis: A Model-Driven Approach*. New Jersey: Prentice Hall Building Englewood Cliffs.
- EMU. (2018). *European Postgraduate Masters in Urbanism: Strategies and Design for Cities and Territories*. Obtenido de <http://www.emurbanism.eu/mobile/>
- Environmental Literacy Council. (2015). *Water in Developing Countries*. Obtenido de <https://enviroliteracy.org/water/water-supply/water-in-developing-countries/>
- European Comission. (11 de April de 2018). *Environment: Life Project*. Obtenido de <http://ec.europa.eu/environment/life/about/index.htm>
- European Commission. (2 de October de 2018). *Environment LIFE Programme*. Obtenido de Climate Change Adaptation: <http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.getProjects&themelD=111>
- European Commission. (2018). *LIFE CERSUDS Ceramic Sustainable Urban Drainage System*. LIFE15 CCA/ES/000091, Valencia (Espanha). Obtenido de http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=5665
- Fang, T., Bao, S., Sima, X., Jiang, H., Zhu, W., & Tang, W. (2016). Study on the Application of Integrated Eco-Engineering in Purifying Eutrophic River Waters. *Ecological Engineering*(94), 320-328.
- FCTH. (2013). *Análise de Alternativas para o Controle de Inundações no Vale do Anhangabaú*. São Paulo: Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica. Prefeitura de São Paulo.

- FCTH. (2017). *Desenvolvimento de Metodologia e Projeto Piloto de Revitalização de Bacia Urbana, replicável para as demais Bacias da Região Metropolitana: Bacia do Córrego Jaguaré*. Relatório, Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH), São Paulo.
- Fletcher, T., Shuster, W., & Hunt, W. (2014). SUDs, LID, BMPs, WSUD and more. The Evolution and Application of Terminology surrounding Urban Drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525-542. doi:10.1080/1573062X.2014.916314
- Flores, H. P., McMonigle, D., & Underwood, K. (2011). *Regenerative Step Pool Storm Conveyance (SPSC). Design Guideline*. Maryland (EUA): Anne Arundel County. Obtenido de <http://www.aacounty.org/DPW/Watershed/StepPoolStormConveyance.cfm>
- Floriano, C., Floriano dos Santos, I. P., & Joaquim, R. B. (2011). Parque Linear do Córrego Grande. *VI Encontro Nacional e IV Encontro Latino-americano sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis*, (pág. 12). Vitória, Santa Catarina (Brasil).
- Franco, M., & Marques, T. (2016). Experimento de transecto e transeptos na Trilha Norte-Sul. *LabVerde*(12), 179-198.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. (2014). *Observando os Rios. O Retrato da Qualidade da Água em rios da região Sul e Sudeste do Bioma Mata Atlântica*.
- Gagliotti. (2013). *A Verticalização em São Paulo, de 1980 a 2011: Concentração e Dispersão*. São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Presbiteriana Mackenzie.
- Gajewska, M., & Skrzypiec, K. (2018). Kinetics of Nitrogen Removal Processes in Constructed Wetlands. *E3S Web Conf.* 26 00001.
- Go, X. P., Radhakrishnan, M., Zevenbergen, C., & Pathirana, A. (2017). Effectiveness of Runoff Control Legislation and Active, Beautiful, Clean (ABC) Waters Design Features in Singapore. *Water*, 9(627). doi:10.3390/w9080627
- Gomes, J., & Velho, L. (1995). Abstraction Paradigms for Computer Graphics. *The Visual Computer*, 11(5), 227-239.
- Gorski, M. C. (2010). *Rios e Cidades: Ruptura e Reconciliação*. São Paulo: SENAC São Paulo.
- Grael, S. A., & Castro, D. M. (2015). Renaturalização da Bacia do Rio Jacaré. *I Simpósio de Revitalização de Rios Urbanos*. São Paulo.
- Green, J. (2013). The Landscape Architect's Guide to Boston. *Metropolis Magazine*.

- Haith, D., Mandel, R., & Wu, R. S. (2010). *Generalized Watershed Loading Functions. User's Manual*. Ithaca, New York, (EEUU): Department of Biological and Environmental Engineering (DBEE) Cornell University.
- Haris, H. e. (2016). Urban Stormwater Management Model and Tools for Designing Stormwater Management of Green Infrastructure Practices. *IOP Conference Series*. Earth and Environmental Science.
- Hartshorn, N. (2016). *Low Impact Development Analysis and Comparative Assessment of Wet Detention Ponds with Floating Treatment Wetlands*. University of Central Florida. Obtenido de Florida Friendly Landscaping: <https://ffl.ifas.ufl.edu/lowimpactdev.htm>
- Harvard University. (2018). *The Department of Landscape Architecture Master at Harvard University*. Obtenido de <http://www.gsd.harvard.edu/landscape-architecture/>
- Hauck, T., & Czechowski, D. (2015). Green Functionalism: A Brief Sketch of its History and Ideas in the United States and Germany. En *Revising Green Infrastructure: Concepts Between Nature and Design*. London, New York.
- Headley, T. R., & Tanner, C. C. (2011). Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering*(37), 474-486.
- ICE; ACO. (2018). *SuDS Route Maps. ICE & ACO Guide to Effective Surface Water Management*. Westminster.
- ICM. (2011). *Plano de Manejo do Parque Nacional de Jericoacoara*. Brasília: Instituto Chico Mendes. Conservação da Biodiversidade.
- IEEP. (2011). *Green Infrastructure Implementation and Efficiencies*. Institute European Environmental Policy .
- IIAMA; UPV. (2016). *Artificial Wetlands in L'Albufera of Valencia. Natural Reserves to Improve Biodiversity and Water Quality*. Universidad Politécnica de Valencia (UPV), Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA). Valencia (Espanha): Life Natura 2000; European Commission. Obtenido de http://www.lifealbufera.org/docs/pub/Folleto_LIFE_ALBUFERA_en.pdf
- Innovyze. (2018). *Innovyze XP Resource Center*. Obtenido de Buildup and Washoff Data: <https://help.xpsolutions.com/display/XPRESOURCE/Buildup+and+Washoff+Data>
- Jia, H., Yuwen, L., Shaw, L. Y., & Chen, Y. (2011). *Elsevier, Separation and Purification Technology* 84, 112-119. doi:10.1016/j.seppur.2011.04.026

- Juan, A., Fang, N., & Bedient, P. (2013). *Flood Improvement and LID Modeling Using XP-SWMM*. Rice University.
- Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., & Bonn, A. (2017). *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas*. Springer.
- Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. (B. R. FL, Ed.) CRC/Lewis Publishers.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2008). *Treatment Wetlands* (2nd ed.). CRC Press.
- Kazmierczak, A., & Carter, J. (2010). *Adaptation to Climate Change using Green and Blue Infrastructure. A Database of Case Studies*. University of Manchester.
- Kennen, K., & Kirkwood, N. (2015). *Phyto: Principles and Resources for Site Remediation and Landscape Design*. Routledge, Nova York, (EUA).
- LabVerde. (2017). *Projeto FAPESP Infraestrutura Verde para a Resiliência Urbana às Mudanças Climáticas da Cidade de São Paulo*. Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo [FAU-USP], São Paulo. Obtenido de http://fapesp.br/eventos/2017/REUNIAOPFPMCG2017/19-06/15h20_Maria-de-Assuncao.pdf
- Lenzholzer, S. (2013). 'Science' and 'Art' in Landscape Architecture Knowledge Production. *'Landscape and Imagination'* (págs. 287-292). Florence: Uniscape.
- Lenzholzer, S., Duchhart, I., & Koh, J. (2013). 'Research through designing' in Landscape Architecture. *Landscape and Urban Planning*, 120-127. doi:10.1016/j.landurbplan.2013.02.003
- Life Natura 2000. (2015). *Vindel River LIFE Restoration of Tributaries of the Vindel river combined with monitoring and evaluation of ecological responses of species and habitats*. LIFE08 NAT/S/000266, Ovre Norrland (Sverige). Obtenido de http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=3567
- Lima, W. P. (1996). *Hidrologia Florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas*. Piracicaba: Universidade de São Carlos, Departamento de Ciências Sociais.
- Lisboa, F. J. (2001). *Estruturação e Modelagem de Bancos de Dados (Apostila do Curso Estruturação e Modelagem de Bancos de Dados)*. (GisBrasil, Ed.) Curitiba: Fator GIS.
- Lucas, R. P. (2009). *O Código Florestal em Meio Urbano: implicações da aplicação da lei número 7.803/89 na regularização de assentamentos irregulares em grandes cidades*. São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo. Universidade de São Paulo.

- Lyle, J. T. (1985). *Design for Human Ecosystems*. Nova York (EUA).
- Lynch, K. (1960). *The Image of the City*. Harvard-MIT Joint Center for Urban Studies Series.
- Machado, H. A. (2017). *Parques Lineares na Cidade de São Paulo: Inserção na Agenda Pública e Implementação*. São Paulo: Fundação Getulio Vargas. Escola de Administração de Empresas de São Paulo.
- Machí Castañer, C. (2017). Landscape-based Interventions for Urban Watersheds in São Paulo. *II Simpósio de Revitalização de Rios Urbanos (IISRRU)*, (pág. 8). São Paulo.
- Machí Castañer, C. (2018). Green Infrastructures for Watershed Restoration in São Paulo. En J. Monclús, & C. Díez (Ed.), *II Hispanic International Seminar in Urban Form (ISUF-H). Ciudad y Formas Urbanas: Perspectivas Transversales. 6 Formas Urbanas y Territorio*, págs. 169-183. Zaragoza: Prensas Universitarias de Zaragoza. doi:10.26754/uz.9788417358853
- Machí Castañer, C., & Marques, T. (2015). *Plano de Infraestrutura Verde para o Campus da Cidade Universitária*. Universidade de São Paulo, Departamento de Paisagem e Ambiente da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo. São Paulo, SP, (Brasil): LABVERDE. Obtenido de ISSUU: https://issuu.com/labverde/docs/plano_iev_cuaso
- Machí Castañer, C., Alonso, M., & Ruchti, V. (31 de Agosto de 2015). A Bicicleta como Modal de Transporte Sustentável para a Cidade de São Paulo. O estudo de Caso da Trilha Norte-Sul. *LABVERDE Magazine*, 10(34-60), 34-60. doi:<https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v1i10p34-60>
- Marques, T. H., Rizzi, D., Pellegrino, P., & Becker de Moura, N. C. (Março de 2018). Projeto Jaguaré: Metodologia para Requalificação de Bacias Hidrográficas Urbanas. *LABVERDE Magazine*, 9(1).
- McHarg, I. L. (1969). *Design with Nature*. Nova York (EUA): Natural History Press.
- McManamay, R. A., Troia, M. K., DeRolph, C. R., Sheldon, A. O., Barnett, A. R., Kao, S., & Anderson, M. G. (Junho de 2018). A Stream Classification System to Explore the Physical Habitat Diversity and Anthropogenic impacts in Riverscapes of the Eastern United States. *PLoS ONE*. doi:10.1371/journal.pone.0198439
- MDE. (2009). *Maryland Stormwater Design Manual*. Baltimore, MD (EUA): Department of the Environment Water Management Administration.
- Mello, S. S. (2008). *Na Beira do Rio tem uma Cidade*. Brasília: Universidade de Brasília, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo (UnB-FAU).

- Menezes, M. D., Junqueira, J. A., Mello, C. R., & Silva, A. M. (Junho de 2009). Dinâmica Hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físico-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha. *Scientia Forestalis*, 37(82), 175-184.
- Miles, P. (22 de Abril de 2015). Manila: clean and green. *Geographical Magazine, Cities*.
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands* (3rd ed.). New York: John Wiley.
- Mog, W., Campos, H. A., & Piccinini, L. S. (2014). Análise Morfológica de Espaços Urbanos em Bacias Hidrográficas: um Olhar sobre o Entorno do Arroio Dilúvio em Porto Alegre. *Cadernos Metr pole*, 15(31), 221-239.
- Montgomery County Department of Environmental Protection [MCDEP]. (2007). *Facility Plan for Renovation of Evans Parkway Neighborhood Park*. Montgomery Co., MD (EUA): Montgomery County Department of Parks.
- Mora, N. M. (2013). *Experiências de Parques Lineares no Brasil: Espaços Multifuncionais com o Potencial de Oferecer Alternativas a Problemas de Drenagem e  guas Urbanas*. Banco Interamericano de Desenvolvimento.
- Ndubisi, F. (2002). *Ecological Planning: a historical and comparative synthesis*. Baltimore, MD (EUA): The Johns Hopkins University Press.
- Neto, M. L. (Abril de 2014). Meio Ambiente, Espaço e Sociedade. O Trabalho do Arquiteto e Urbanista nas Condi es Históricas Atuais. *Arquitextos*(167.06). Obtenido de <http://www.vitruvius.com.br/revistas/read/arquitextos/14.167/5186>
- New York State Department of Environmental Conservation. (2010). *New York State Stormwater Management Design Manual*. Albany: Center for Watershed Protection.
- Nijhuis, S., & Bobbink, I. (2012). Design-related Research in Landscape Architecture. *Journal of Design Research*, 10(4). doi:<https://doi.org/10.1504/JDR.2012.051172>
- Nobre, C. A., Marengo, J., & Nobre, A. D. (2010). *Vulnerabilidade das Megacidades Brasileiras  s Mudanças Climáticas: Região Metropolitana de São Paulo*. Sum rio Executivo, São Paulo.
- Novotny, V. (1995). *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management*. Lancaster, Pennsylvania (EEUU): Technomic Publishing Company.
- Novotny, V. (2002). *Water Quality, Diffuse Pollution and Watershed Management* (2nd ed.). John Wiley & Sons, Inc.
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., & McMillan, S. (2010). Urbanization Effects on Watershed Hydrology and In-Stream Processes in the

Southern United States. *Water*, 2(3), 605-648. Obtenido de <https://doi.org/10.3390/w2030605>

Odum, E. (1988). *Ecologia*. (Guanabara, Ed.) Rio de Janeiro.

Oliveira, E., Soares, M., & Bonzi, R. (2012). Aplicação do Desenho Ambiental para a Bacia do Córrego das Corujas, Potencialidades e Limitações na Implantação de um Parque Linear. *LABVERDE*, 0(4), 31-62.

Oliver Rajadel, N. (2017). *Estudio de los Humedales Artificiales de Flujo Superficial del Tancat de la Pipa como Instrumento para la Restauración Ambiental del Lago de l'Albufera de Valencia*. Valencia (Espanha): Universidad Politécnica de Valencia.

Palmer, M. (30 de Setembro de 2010). Beyond Infrastructure. *Nature, Water Resources*(467), 534-535.

Palmer, M. A., Liu, J., Matthews, J. H., Mumba, M., & D'Odorico, P. (6 de August de 2015). Water Security: Gray or Green? *Science*, 584-585(6248), pág. 2.

Palmer, M., Hondula, K. L., & Koch, B. J. (2014). Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. *Annu.Ecol.Evol.Syst.*, 26.

PATH. (2003). *The Practice of Low Impact Development*. Maryland: Office of Policy Development and Research.

Pathiraja, S., Westra, S., & Sharma, A. (2012). Why continuous simulation? The role of antecedent moisture in design flood estimation. *Water Resour. Res.*, 48(W06534). doi:10.1029/2011WR010997

Pellegrino, P. R., & Machí Castañer, C. (2014). Oficina de Projeto do LabVerde para Implantação de Infraestrutura Verde no Campus USP - Cidade Universitária. *LABVERDE Magazine*(9), 165-171.

Pellegrino, P., & Machí Castañer, C. (2018). Constructed Wetlands for Watershed Restoration in São Paulo. *Smart and Sustainable Cities (SSC)* (pág. 14). Moscou (Rússia): Springer SBM NL.

Pellegrino, P., & Machí Castañer, C. (2018). Modelling SUDs. (A. S. Company, Ed.) *Modern Environmental Science Engineering*, 4(11), 11. doi:DOI:10.15341/mese(20180709-1)

Pinheiro, M. B. (2017). *Plantas para Infraestrutura Verde e o Papel da Vegetação no Tratamento das Águas Urbanas de São Paulo. Identificação de Critérios para Seleção de Espécies*. São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo (FAU USP).

PRC. (2011). *Annual Report Manila, Pasig River Rehabilitation Commission*.

- Prefeitura de São Paulo. (25 de Março de 2016). *Gestão Urbana SP*. Obtenido de Lei 16.050 de 31 de Julho de 2014: <http://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/textodalei2/>
- Prescott, K., & Tsanis, I. K. (1997). Mass Balance Modeling and Wetland Restoration. *Ecological Engineering*, 9(1-2)(1-18). doi:10.1016/S0925-8574(97)00015-3
- PROJAR Group. (2018). *Bioengenharia e Paisagismo, Naturalização Urbana*. Obtenido de <https://www.projargroup.com/bioingenieriaypaisajismo.html#naturalizacion-urbana>
- Public Utilities Board [PUB] Singapore. (2011). *Active, Beautiful and Clean Waters Design Guidelines*. Singapura. Obtenido de http://hydrogold.org/jgp/pdf/lib.singapore.abc_water_design_guidelines.pdf
- Reis, N. G. (2006). *Notas sobre urbanização dispersa e novas formas de tecido urbano*. Via Das Artes.
- Reis, N. G., & Bentes, J. C. (2016). Urbanização Dispersa e Novas Formas de Tecido Urbano: Estudos, Diálogos e Desafios. *Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo*. Porto Alegre.
- Rodrigues, A. S. (Junho de 2009). Uma Visão Holística sobre os Ecossistemas Fluviais. *Biologia Magazine*, 2.
- Rousseau, D. P., Vanrolleghem, P. A., & Pauw, N. D. (2004). Model-based Design of Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Treatment Wetlands, a Review. *Water Research*(38), 1484-1493.
- Rumbaugh, J., Jacobson, I., & Booch, G. (1999). *The Unified Modeling Language Reference Manual*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, MA.
- Sartor, J. D., & Boyd, G. B. (1972). *Water Pollution Aspect of Street Surface Contaminants*. Washington, D. C: United States Environmental Protection Agency - US EPA.
- Schlee, M. B., Jara, S. M., Martinez, M. I., & Coelho Netto, A. L. (2018). Effects of Urban Occupation in Rivers Morphology. The Case Study of Upper Pedras River, in Jacarepaguá District, at the Tijuca Massif. En W. Leal Filho, & L. Esteves de Freitas, *Climate Change Adaptation in Latin America* (págs. 145-166). Springer Cham. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-56946-8_9
- Schutzer, J. G. (2004). *Cidade e meio ambiente: a apropriação do relevo no desenho ambiental urbano*. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Schutzer, J. G. (2012). *Dispersão Urbana e Apropriação do Relevo na Macrometrópole de São Paulo, SP, Brasil*. São Paulo: Faculdade de Filosofia,

Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.
doi:10.11606/T.8.2012.tde-12042013-104250

- Seabra, O. C. (1987). *Os Meandros dos Rios nos Meandros do Poder. Tietê e Pinheiros: Valorização dos rios e das várzeas na cidade de São Paulo*. São Paulo: Faculdade de Filosofia e Letras. Universidade de São Paulo.
- Setzer, V. (1989). *Bancos de Dados: Conceitos, Modelos, Gerenciadores, Projeto Lógico e Projeto Físico* (3rd ed.). São Paulo, SP, (Brasil): Edgar Blucher.
- Shannon, K. (2004). *Addressing Landscape Urbanism: Three Cities in Vietnam*. Leuven (Bélgica): Katholieke Universiteit Leuven (KUL).
- Shannon, K. (2004). *Rhetorics & Realities Addressing Landscape urbanism: Three Cities in Vietnam*. Leuven, Bélgica: Katholieke Universiteit Leuven.
- Singh, A., & Ward, O. P. (2004). Applied Bioremediation and Phytoremediation.
- Srinivasan, J., & Redy, V. R. (15 de Setembro de 2009). Impact of Irrigation Water Quality on Human Health: A Case Study in India. *Ecological Economics*, 68(11), 2800-2807.
- Susdrain. (2018). *Lamb Drove, Residencial SuDS scheme, Cambourne, Cambridge*. Cambridge (Inglaterra): Interreg North Sea Region; European Union. Obtenido de https://www.susdrain.org/case-studies/pdfs/lamb_drove_residential_suds_scheme_cambourne_final_v2.pdf
- Suzumura, G. Y. (2012). Parque Linear do Canivete sob uma Perspectiva do Desenho Ambiental. *LABVERDE Magazine*, 1(4), 107-129.
- SVMA, SEMPLA. (2002). *Atlas Ambiental do Município de São Paulo*. São Paulo: Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, Secretaria Municipal de Planejamento Urbano. Prefeitura de São Paulo.
- SWMM XP Drainage Solutions. (2016). *XP Drainage 2016 Help Documentation. Tutorial*.
- Tangahu, B. V., Abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A Review on Heavy Metals (Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 31. doi:10.1155/2011/939161
- Terricabras Maranges, R. (2004). *Anella Verda Green Belt: A proposal for sustainable territorial planning*. Barcelona (Espanha). Obtenido de http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=1880&docType=pdf
- Toniato, J. V. (2005). *Avaliação de um Wetland Construído no Tratamento de Efluentes Sépticos. Estudo de Caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil*. Rio

de Janeiro: Departamento de Saúde e Saneamento Ambiental da Escola Nacional de Saúde Pública Fundação Oswaldo Cruz.

- Trang, N. T., D., K., Schierup, H., Chiem, N. H., Tuan, L. A., & Brix, H. (2010). Kinetics of Pollutant Removal from Domestic Wastewater in a Tropical Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland System: Effects of Hydraulic Loading Rate. *Ecological Engineering*.
- Travassos, L., & Schult, S. I. (Janeiro de 2013). Recuperação Socioambiental de Fundos de Vale Urbanos na Cidade de São Paulo, entre transformações e permanências. *Cadernos Metropole*, 15(29), 289-312.
- UACDC. (2010). *Low Impact Development, a design manual for urban areas*. Arkansas (EUA): University of Arkansas Community Design Center.
- United Nations [UN]. (2018). *Global Issues*. Obtenido de Water: <http://www.un.org/en/sections/issues-depth/water/>
- Università Iuav di Venezia [IUAV]. (2018). *European Postgraduate Masters in Urbanism (EMU) Strategies and Design for Cities and Territories*. Obtenido de <http://www.iuav.it/Didattica1/master/master---/European-p/---English/index.htm>
- Universitat Politècnica de Catalunya [UPC]. (2018). *European Postgraduate Masters in Urbanism*. (U. P. Development, Editor) Obtenido de Master's Degree face to face: <https://www.talent.upc.edu/ing/professionals/imprimir/codi/212600/european-postgraduate-masters-urbanism/>
- University of Virginia. (2018). *University of Virginia, School of Architecture*. Obtenido de Master of Landscape Architecture: <https://www.arch.virginia.edu/programs/landscape-architecture/graduate>
- US EPA. (1993). *Guidance Manual for Developing Best Management Practices (BMP)*. Office of Water (EN-336). United States Environmental Protection Agency (US EPA). Obtenido de <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/owm0274.pdf>
- US EPA. (1994). *A Handbook of Constructed Wetlands a Guide to Creating Wetlands for Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region*. Washington DC (EEUU): United States Environmental Protection Agency, Office of Water.
- US EPA. (2000). *Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment. A Technology Assessment*. United States Environmental Protection Agency.
- US EPA. (10 de Março de 2017). *Nutrient Pollution: The Problem*. Obtenido de <https://www.epa.gov/nutrientpollution/problem>

- US EPA. (Setembro de 2018). *Best Management Practices (BMPs) Siting Tool*. Obtenido de <https://www.epa.gov/water-research/best-management-practices-bmps-siting-tool>
- US EPA. (2018a). *Storm Water Management Model (SWMM)*. Obtenido de <https://www.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm>
- US EPA. (22 de Junho de 2018b). *Green Infrastructure Modelling Tools*. Obtenido de <https://www.epa.gov/green-infrastructure/green-infrastructure-modeling-tools>
- US-EPA. (2017). *What is Green Infrastructure*. Obtenido de <https://www.epa.gov/green-infrastructure/what-green-infrastructure>
- Valle, C., & Dantas, T. (23 de November de 2011). Verticalização chega ao limite em 21 distritos de SP. *Estadão São Paulo*.
- Vaughn, K. L., Porensky, L. M., Wilkerson, M. L., Balachowski, J., Peffer, E., Riginos, C., & Young, T. P. (2010). Restoration Ecology. *Nature Education Knowledge*. 3(10)(66).
- Victor, M. e. (2005). *Cem Anos de Devastação Revisitada 30 Anos Depois*. Ministério de Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.
- Vorosmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., . . . Davies, P. M. (2010). Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity. *Nature*, 467 (7315)(555).
- Vymazal. (2007). Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. *Sci. Total Environ.*(380), 48-65.
- Wagner, I., Krauze, K., & Zalewsky, M. (2013). Blue Aspects of Green Infrastructure. *Sustainable Development Applications*, 4, 145-155.
- Waldheim, C. (2006). Landscape as Urbanism. En C. Waldheim, *The Landscape Urbanism Reader* (págs. 35-53). New York: Princeton Architectural Press.
- Waldheim, C. (2006). Landscape as Urbanism. Em C. Waldheim (Ed.), *The Landscape Urbanism Reader* (pp. 35-53). New York: Princeton Architectural Press.
- Wall Solutions. (2017). *Eco Muro*. Obtenido de http://www.wallsolutions.es/productos/eco_muro
- Wang, J., Chua, L. H., & Shanahan, P. (2017). Evaluation of Pollutant Removal Efficiency of a Bioretention Basin and Implications for Stormwater Management in Tropical Cities. *Environmental Science: Water Research & Technology*(1).

- WBDG. (2018). *Achieving Sustainable Site Design through Low Impact Development Practices*. National Institute of Building Sciences. Whole Building Design Guide.
- Webber, M. (9 de October de 2017). Tackling China's Water Pollution. *Global Water Forum*.
- Whately, M., & Diniz, L. T. (2009). *Água e Esgoto na Grande São Paulo*. São Paulo, SP, (Brasil): Instituto Socioambiental.
- Wilson, S., Bray, R., & Cooper, P. (2004). *Sustainable Drainage Systems. Hydraulic, structural and water quality advice*. CIRIA. London: Environmental Agency.
- Woods-Ballard, B., Kellagher, R., Martin, P., Jefferies, C., Bray, R., & Shaffer, P. (2007). *The SUDs Manual*. London: CIRIA.
- Zarinato, S. H. (Dezembro de 2011). História da ocupação e das intervenções na várzea do Rio Tietê. *Revista Crítica Histórica, Ano II(4)*, 117-129.