

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

TESE

Planícies de Inundação: Onde e Como
Renaturalizar Funções Hídricas

Marcelle Nardelli Baptista

2020



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO: ONDE E COMO RENATURALIZAR
FUNÇÕES HÍDRICAS**

MARCELLE NARDELLI BAPTISTA

Sob a Orientação do Professor
Ricardo Valcarcel

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza

Seropédica, RJ
Dezembro de 2020

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B222p Baptista, Marcelle Nardelli, 1982-
 Planícies de Inundação: Onde e Como Renaturalizar
 Funções Hídricas / Marcelle Nardelli Baptista. -
 Seropédica, 2020.
 88 f.

 Orientador: Ricardo Valcarcel. Tese(Doutorado).
 -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
 Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e
 Florestais, 2020.

 1. lençol freático. 2. regularização hídrica. 3.
 serviços ecossistêmicos. 4. medidas de renaturalização.
 5. manejo de bacias hidrográficas. I. Valcarcel,
 Ricardo , 1953-, orient. II Universidade Federal
 Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em
 Ciências Ambientais e Florestais III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

MARCELLE NARDELLI BAPTISTA

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutora em Ciências Ambientais e Florestais**, no Programa de Pós - Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

TESE APROVADA EM 27/11/2020

Ricardo Valcarcel. Dr. UFRRJ.
(Orientador/Presidente da Banca)

Erika Cortines. Dra. UFRRJ.
(Membro)

Luiz Felipe Salemi. Dr. UNB.
(Membro)

Sandra Baptista da Cunha. Dra. UFF.
(Membro)

Wellington Kiffer de Freitas. Dr. UFF.
(Membro)



Emitido em 27/11/2020

TERMO Nº 505/2020 - PPGCAF (12.28.01.00.00.00.27)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 09/12/2020 14:32)

ERIKA CORTINES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCMA (12.28.01.00.00.00.18)
Matrícula: 1767097

(Assinado digitalmente em 10/12/2020 13:36)

WELINGTON KIFFER DE FREITAS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 020.638.337-10

(Assinado digitalmente em 10/12/2020 13:29)

SANDRA BAPTISTA DA CUNHA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 093.923.357-68

(Assinado digitalmente em 10/12/2020 09:22)

LUIZ FELIPPE SALEMI
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 327.038.258-89

(Assinado digitalmente em 09/12/2020 16:35)

RICARDO VALCARCEL
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 475.124.827-87

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número:
505, ano: **2020**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **08/12/2020** e o código de verificação: **96eb6d3749**

Bhavatu sabba mangalam!
Que todos os seres sejam felizes!

AGRADECIMENTO

“Deus não é o dançarino. Ele é a DANÇA”. Agradeço ao Movimento, Dinâmica Inspiradora que me trouxe até aqui. Que permitiu que esse trabalho fosse concluído e mais, que fizesse parte de algo maior, de algo que faz sentido para mim e para outros e que pode ser aplicado na prática. Que os conhecimentos gerados aqui fluam por todo o Universo, e ganhem força junto com a Força.

Agradeço a oportunidade de ser filha da Rural, Universidade que apresenta seus encantos e problemas. Que me acolhe desde 2003 e que me ensinou muito mais do que lições acadêmicas. Onde tive a oportunidade de morar, estudar, viver e aprender. E que tem lugares especiais, como o Instituto de Florestas. Agradeço a oportunidade de ter participado do curso de Engenharia Florestal e do Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. Agradeço a CAPES, que me permitiu dedicar exclusivamente a essa construção, a esse processo.

Agradeço a Prefeitura de Porto Real, aos colegas, amigos, estagiárias, Secretários e Prefeito. Agradeço ao Universo pela oportunidade desse emprego/trabalho, digno e engrandecedor. Por participar desde o nascimento da ideia da APA, sua demarcação e escopo, do Plano de Manejo, de conhecer os moradores e agricultores que estão nesse lugar. De conseguir, graças a ajuda do Valcarcel, olhar diferente para esse ambiente, essa belíssima planície de inundação, ver suas potencialidades e de ter a oportunidade de falar sobre isso aos outros, de tentar mostrar a eles o que agora eu consigo ver também.

Agradeço por esse Movimento, esse Processo Divino, que colocou tantos amigos para que pudéssemos, juntos, fazer fluir esse trabalho. Em especial o Professor Ricardo Valcarcel, que trilhou todo o caminho comigo. Aos Professores Welington Kiffer, Marcela Cohen, Helena e Sandra Baptista que me indicaram alguns caminhos a serem seguidos. Aos membros de todas as bancas que participei nesse processo: Cláudia Moster, Leonardo, Luiz Felipe Salemi, Valdir de Cicco e Erika Cortines, além dos já citados. Eles certamente contribuíram muito com suas revisões e críticas. Ao amigo Fernando Canto, sempre pronto a me ajudar no geoprocessamento. Ao William, meu escraviário favorito, que esteve comigo em TODOS os campos, todas as vezes que a água foi na cintura, que os marimbondos atacaram, que tínhamos que ficar procurando os medidores. Ao Professor Alexandre Monteiro, a Camila, secretária do PPGCAF, e aos colegas Marcondes e Dani Sampaio pelo apoio indispensável. Aos professores do PPGCAF. Aos amigos do PPGCAF e do LMBH.

Agradeço os frutos, sejam em forma de diplomas, de artigos ou de experiências e conhecimentos. Agradeço aos revisores que se dedicaram a avaliar os trabalhos que enviamos a eles. Aos tradutores, em especial ao David Miller.

E por último, mas não menos importante, agradeço à minha família. Meu pai Mauro e minha mãe Maria Auxiliadora que me incentivaram a estudar, principalmente através do exemplo. Meu marido William, que não só me ajudou no campo, mas que segurou muitas pontas para que eu pudesse ter mais tempo para me dedicar. À minha vó Terezinha. Aos meus queridos Pedro e Lis, que me ensinam muito mais do que qualquer doutorado seria capaz de fazer.

RESUMO

BAPTISTA, Marcelle Nardelli. **Planícies de inundação: onde e como renaturalizar funções hídricas**. 2020. 95p Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais, Conservação da Natureza). Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2020.

As planícies de inundação são constituídas por ambientes biodiversos e multifuncionais que interagem entre si e desempenham importante papel na regulação hídrica das grandes bacias hidrográficas. Este estudo objetivou estabelecer bases teóricas para uma nova forma de manejo, usando o conceito de renaturalização de funções hídricas em partes de uma planície de inundação antropizada como estratégia para aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos relacionados a regularização hídrica de bacias hidrográficas. Ele foi subdividido nos seguintes objetivos específicos: i) Avaliar alternativas para disciplinamento de enchentes promovido através de medidas de renaturalização; ii) Caracterizar a hidrodinâmica da planície de inundação em solos urbanizado e não urbanizado; iii) Levantar dinâmica espaço-temporal do nível de lençol freático na produção de serviços ecossistêmicos na zona de conectividade; e iv) Espacializar setores com habilidades hidrológicas de prestar serviços ecossistêmicos distintos via o conceito de medidas de renaturalização. A planície de inundação estudada tem 217,84 km² (0,38% da bacia) e está no terço superior. Ela é regulada artificialmente pela Represa Hidrelétrica de Funil e vem perdendo suas funções hídricas no tempo, tanto pelas intervenções antrópicas como pelas mudanças climáticas. É a segunda maior planície do Rio Paraíba do Sul e possui o maior potencial de manejo via renaturalização de funções hidrológicas. Foram instalados medidores de nível de água do lençol freático em pontos com diferentes distâncias do controle litoestrutural, tanto no interior da planície como na zona de conectividade. Apesar dos aspectos fisionômicos de paisagem serem similares no trecho hidrológico de 50 km de extensão, encontrou-se diferença significativa entre o nível do lençol freático em áreas com diferentes graus de urbanização e características geo-ambientais. Os resultados indicaram que a urbanização alterou a profundidade do lençol freático em mais de 2,5 m. Setores mais próximos ao controle litoestrutural têm uma frequência de saturação mais alta que os setores mais afastados situados a montante, sendo mais aptos a receber medidas de renaturalização de funções hídricas e terem regulação do crescimento urbano. Nestes setores se observou maior conectividade entre planície e calha e com isto maior saturação durante as cheias e umidade nas estiagens. Como principal resultados, se encontrou que a planície subdividida em 09 setores com habilidades funcionais similares pode viabilizar o processo de planejamento e aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos oferecidos através de medidas de renaturalização. Áreas mais distantes ao controle litoestrutural apresentam maior importância para o armazenamento das chuvas durante as estiagens, enquanto áreas mais próximas oferecem regularização hídrica nas cheias durante período chuvoso. Ambas operam de forma integrada entre si, aperfeiçoando a gestão dos recursos hídricos dentro da planície e beneficiando a população que vive a jusante. A setorização da planície de inundação baseado na funcionalidade hídrica e sua divisão em sub setores facilita a percepção dos processos hidrológicos e permite gestão do território tomando em consideração as interligações hídricas entre calha e planície de inundação nos espaços menos antropizados, base imprescindível para se estabelecer as medidas de renaturalização de suas funções hídricas.

Palavras chaves: lençol freático, regularização hídrica, serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

BAPTISTA, Marcelle Nardelli. **Floodplains: where and how renaturalization water functions.** 2020. 95p Tese (Doctorate Science in Environmental and Forest, Nature Conservation) Instituto de Florestas, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2020.

The floodplains are made up of biodiverse and multifunctional environments that interact with each other and play an important role in the water regulation of large hydrographic basins. This study aimed to establish theoretical bases for a new form of management, using the concept of renaturalization of water functions in parts of an anthropized floodplain as a strategy to increase the supply of ecosystem services related to water regularization of hydrographic basins. It was subdivided into the following specific objectives: i) To choose alternatives for disciplining floods promoted through renaturalization measures; ii) Characterize the hydrodynamics of the floodplain in urbanized and non-urbanized soils; iii) To raise the spatio-temporal dynamics of the water table level in the production of ecosystem services in the connectivity zone; and iv) Spatialize sectors with hydrological expertise to provide distinct ecosystem services via the concept of renaturalization measures. The studied floodplain is 217.84 km² (0.38% of the basin) and is in the upper third. It is artificially regulated by the Funil Hydroelectric Power Plant and has been losing its water functions over time, both due to human interferences and climate change. It is the second largest plain on the Paraíba do Sul River and has the greatest potential for management via the renaturalization of hydrological functions. Water level meters were installed in groundwater at points with different distances from the lithostructural control point, both inside the plain and in the connectivity zone. Although the physiognomic aspects of the landscape are similar in the 50 km long hydrological section, a difference was found between the water table level in areas with different degrees of urbanization. The results indicated that urbanization changed the depth of the water table by more than 2.5 m. Sectors closer to the lithostructural control point have a higher saturation frequency than the more distant sectors located in the upstream, being more apt to receive measures for the renaturalization of water functions and having regulated urban growth. In these sectors, greater connectivity between the plain and the river was observed, and with this, greater saturation during floods and humidity in the droughts. As a main result, it was found that the plain subdivided into 09 sectors with similar expertise can make the planning process feasible and increase the offer of ecosystem services through renaturalization measures. Areas more distant to the lithostructural control point are more important for the storage of water during the droughts, while the areas closer allow water regularization in the floods during the rainy season. Both operate in an integrated manner, improving the management of water resources within the plain and benefiting the population living downstream. The sectorization of the floodplain based on water functionality and its division into sub sectors facilitates the perception of hydrological processes and allows the management of the territory taking into account the water interconnections between river and floodplain in less anthropized spaces, an essential base for establishing as measures of renaturalization of its water functions.

Key-words: water table, water regulation, ecosystem services

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Bacia do rio Paraíba do Sul (Fonte: BAPTISTA et al., 2014).....	6
Figura 02: Modelo Digital de Elevação da bacia do rio Paraíba do Sul com planícies de inundação disposta nos 1.150 km de calha (Fonte: BAPTISTA et al., 2014).....	7
Figura 03: Área de estudo a partir de imagem <i>Google Earth</i> (Fonte: BAPTISTA et al., 2017).8	
Figura 04: Classes de associação de solo da planície de estudo a partir do levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do estado do Rio de Janeiro (Fonte: SANTOS et al., 2018).	10
Figura I-01: Área de mineração escavada em planície de inundação aluvial do Rio Macacú/RJ. Risco ambiental de intrusão salina e de desconfiguração da planície revertido por medida de renaturalização, promovendo o disciplinamento do fluxo hídrico unidirecional.	15
Figura II-01: Disposição dos medidores de nível de água adjacentes à calha (círculos amarelos) e próximos à rede de drenagem (em azul) em área não urbanizada (quadrados verdes) e área urbanizada (triângulos vermelhos).....	23
Figura II-02: Dinâmica do lençol freático (cor escura) em área de borda de floresta (1 e 2), dentro da floresta (3 e 6) e pastagem (4 e 5) e variação nível de água do rio. A linha clara indica cota do medidor.	27
Figura II-03: Variação na profundidade do lençol freático em medidores instalados em área urbanizada e variação da altitude do rio. A linha clara indica cota do medidor.....	28
Figura III-01: Trechos hidrológicos localizados em áreas próximas (A1; 500 m), intermediárias (A2; 4.400 m) e distantes (A3; 7.500 m) ao LSCP. Medidores do nível de lençol freático localizados na planície (pontos brancos) e nas margens do rio/zona de conectividade (pontos pretos).....	36
Figura III-02: Dinâmica hídrica de setores da planície de inundação e da área de conectividade entre planície e calha de trecho hidrológico da bacia do rio Paraíba do Sul. Valores acima da linha do eixo x significam lençol freático aflorante, com solo saturado. Eixo y esquerdo é o nível da água (cm), a direita precipitação (mm) e menor a direita vazão do leito do rio (m^3 / s). Comparação dos medidores localizados em A) Área próxima ao controle litoestrutural/A1 (500 m), B) Área intermediária/A2 (4400 m), C) Área distante/A3 ao controle litoestrutural (7500 m), D) Zonas de conectividade.....	40
Figura IV-01: Localização da área de estudo, no Sudeste brasileiro, com a drenagem de contribuição direta e suas bacias contribuintes. Destaca-se a Represa Hidrelétrica do Funil, que regulariza a vazão artificialmente e altera as funções hidrológicas da planície.	49
Figura IV-02: Dados de vazão de estações a montante (cinza) e a jusante (preto) da planície, sendo variável o seu poder de regulação A) antes da construção da represa (1957 a 1965), B) 30 anos (1990 a 2001) e C) 50 anos depois do represamento artificial. Em tracejado, linhas de tendência.....	50
Figura IV-03: Bacias hidrográficas que contribuem diretamente com a planície de inundação estudada em um trecho do rio Paraíba do Sul.	52
Figura IV-04: Calhas abandonadas em diferentes fases e marcas de registradas de antigas curvas sinalizando a deambulação e ajustes geomorfológicos do rio em tempo pretérito. Imagens: <i>Google Earth</i>	54
Figura IV-05: Controle litoestrutural na calha (triângulo preto) e erosão das manchas de neossolo no presente em 3 situações: I – calha estável e mancha de neossolo encaixada na planície; II – calha que deambulou no passado recente, erodindo a margem esquerda e resguardou a margem direita; III – calha que deambulou em ambas as margens no passado recente e erodindo ambas as margens, resguardando apenas uma mínima parte do neossolo.....	55
Figura IV-06: Mancha de neossolo em uma planície de inundação variando cronologicamente desde a menor dependência das cheias (A) a maior dependência (D).....	56

Figura IV-07: Medidores da altura do nível do lençol freático nos transectos dispostos na planície de inundação (círculos brancos na área próxima (500 m), intermediária (4400 m) e distante (7500 m) ao controle litoestrutural (triângulo preto). Imagem: <i>Google Earth</i>	57
Figura IV-08: Setorização da planície de inundação em 10 blocos, a saber: A) Visão geral dos setores; B) Setor 1; C) Setor 2; D) Setor 3; E) Setor 4; F) Setor 5; G) Setor 6; H) Setor 7; I) Setor 8; J) Setor 9.....	59
Figura IV-09: Variação acumulada dos níveis do lençol freático entre em área próximas 500 m (Setor 2), 4.400 m (Setor 3), e 7.500 m (Setor 3) ao longo de 27 meses.	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Unidades taxonômicas que compõe as associações de solos da área de estudo (CARVALHO FILHO et al., 2003).....	9
Tabela II-01: Ações de renaturalização implantadas em bacias de grandes rios do mundo.....	21
Tabela II-02: Tipo de uso do solo, localização, elevação e distância dos medidores à calha do rio através da rede de drenagem de ambas as áreas.....	24
Tabela II-03: Profundidade média do lençol freático, profundidade durante as estações e diferença entre as estações seca e chuvosa em área urbanizada e não urbanizada.....	26
Tabela III-01: Altura média do lençol freático em cada uma das áreas (A1, A2, A3) e em suas respectivas zonas de conectividade (A1C, A2C, A3C) no período chuvoso e de estiagem. Cinza mais claro são os meses do período de recarga, com menor altura do lençol freático, cinza intermediário período intermediário e cinza escuro período de descarga, quando há saída da água da planície de inundação para a calha do rio. A média de cada período para cada área encontra-se nas colunas “Média dos Clusters”. Valores negativos encontrados em áreas saturadas, com lençol freático aflorante e solo alagado. Os dados da altura do lençol freático encontram-se em cm, dados de precipitação em mm (l/m^2) e de vazão em m^3/s	39
Tabela IV-01: Lado da vertente em que a bacia se localiza, área (em km^2) e perímetro (em km) das bacias contribuintes, comprimento dos canais presentes nas bacias (L; em metros), densidade de drenagem (Dd), índice de compactidade (Kc) e precipitação (ppt; em milímetros) das bacias.....	51
Tabela IV-02: Área total, de depósito aluvionar recente e antigo e das bacias contribuintes (km^2). Condição atual do controle litoestrutural (LSPC) e aporte de precipitação nos diferentes setores da planície de inundação.....	60

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO	6
CAPÍTULO I – RENATURALIZANDO PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO	11
Resumo	12
Abstract.....	13
1 Introdução	14
2 Discussão.....	14
3 Conclusão.....	16
CAPÍTULO II – IMPACTO DA URBANIZAÇÃO NA HIDRODINÂMICA DE LENÇOL FREÁTICO EM PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO COM ALTO POTENCIAL DE RENATURALIZAÇÃO	17
Resumo	18
Abstract.....	19
1 Introdução.....	20
2 Material e Método	22
2.1 Área de Estudo	22
2.2 Dinâmica hídrica.....	22
2.3 Hidrodinâmica do Lençol Freático	23
2.4 Análises Estatísticas	24
3 Resultados e Discussão	25
3.1 Dinâmica hidrológica	25
3.2 Hidrodinâmica do Lençol Freático	25
4 Conclusão.....	29
CAPÍTULO III – PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO E ZONA DE CONECTIVIDADE: AUMENTANDO A OFERTA DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS	31
Resumo	32
Abstract.....	33
1 Introdução.....	34
2 Material e Método	35
2.1 Área de Estudo	35
2.2 Entrada de Água no Sistema planície de inundação.....	37
2.3 Levantamento hidrológico da zona de conectividade	37
3 Resultados e Discussão.....	38
4 Conclusão	43
CAPÍTULO IV – SETORIZAÇÃO DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO BASEADA EM CRITÉRIOS FÍSICOS-HIDROLÓGICOS: SUBSÍDIOS PARA MEDIDAS DE RENATURALIZAÇÃO	44
Resumo	45
Abstract.....	46
1 Introdução.....	47
2 Material e Método	48
2.1 Área de Estudo	48
2.2 Fatores envolvidos na setorização	50
2.2.1 Bacias contribuintes.....	51
2.2.2 Geomorfologia.....	53
2.2.3 Controle litoestrutural na calha	54
2.2.4 Erosão de neossolos.....	55
2.3 Construção de Proposta Conceitual.....	56

2.4 Validação de Proposta Conceitual	57
3 Resultado e Discussão	58
3.1 Setorização (Proposta conceitual)	58
3.2 Fatores Envolvidos na Setorização.....	62
3.2.1 Bacias contribuintes.....	62
3.2.2 Geomorfologia.....	63
3.2.3 Controle litoestrutural na calha	63
3.2.4 Erosão de neossolo	64
3.3 Validação da Proposta Conceitual	64
3.4 Cenário Tendencial x Soluções	65
4 Conclusões	66
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

INTRODUÇÃO GERAL

Planície de inundação é uma área plana, adjacente à calha do rio, que possui como característica peculiar a retenção sazonal de água, condição essencial das paisagens fluviais (TOCKNER e STANFORD, 2002) que justificam a biodiversidade e contribuem na formação de ampla variedade de funções ecossistêmicas, regulando os recursos hídricos e de nutrientes nos sistemas fluviais (SANON et al., 2012; SCHINDLER et al., 2014; WEIGELHOFER et al., 2015). Sua importância na paisagem está relacionada à alta heterogeneidade espacial aliada à alta variabilidade temporal dirigida pela inundação (TOCKNER et al., 2000).

A dinâmica hidrológica se inicia nos períodos de cheias, quando há saturação dos solos das planícies, recarga dos lençóis freáticos e retenção de água. Parte desta água é liberada nos períodos de estiagem, contribuindo para regularização hídrica e, conseqüentemente, na perenidade da vazão (FIGUEROA, 1996). O processo de enchimento e direcionamento da água ocorre de forma multidirecional (NARDI et al., 2013). Essa dinâmica natural varia espacial e temporalmente através de processos geomorfológicos e é responsável pela perenidade da vazão e regularização hídrica. A água circula tanto da planície para a calha (período seco) quanto da calha para a planície (período chuvoso) quando há saturação das demais áreas. A água armazenada é lentamente liberada quando há diminuição da vazão a montante e conseqüente rebaixamento do nível de água da calha. A quantificação desse movimento pode dimensionar a magnitude dos serviços ecossistêmicos de abastecimento hídrico (SCHINDLER et al., 2014).

As áreas marginais dos corpos hídricos possuem diferentes funções e, portanto, diferentes conceitos precisam ser aplicados. O conceito de área variável de afluência (AVA) define as porções do terreno que participam da geração do escoamento direto por se saturarem mais rapidamente. A água da chuva infiltra, aumenta o teor de umidade local e retorna à superfície, via saturação do perfil do solo, contribuindo para o escoamento superficial, influenciada pelo fluxo sub-superficial, precipitação e umidade do solo, propiciando expansão e contração de porção saturada e da rede de drenagem da bacia (HEWLETT e HIBBERT, 1967). Assim como as planícies de inundação, são áreas sensíveis na bacia hidrográfica e devem ser avaliadas de forma diferenciada no manejo.

Porém existem diferenças entre AVA e planície de inundação, entre elas a capacidade de retenção hídrica. AVA tem um armazenamento sazonal, com expansão de áreas saturadas durante os eventos de chuva e, após o término da precipitação, estas se contraem (HEWLETT e HIBBERT, 1967; DUNNE e BLACK, 1970). Planícies de inundação são recarregadas e descarregadas na calha pela zona de conectividade, e um dos principais serviços ecossistêmicos oferecidos é a capacidade de armazenamento (SCHINDLER et al., 2014). Sua área é fixa, independente de estarem saturadas ou não.

Independente da nomenclatura e metodologia para levantar áreas alagadas, suas habilidades funcionais condicionadas pelos processos geomorfológicos contemporâneos permitem ajustes de espécies e formação de ecossistemas específicos. Estes aproveitam o tempo de permanência da água oriunda de diferentes procedências, fazendo com que cada ecossistema tenha uma oferta estratégica de serviços ecossistêmicos, que podem ser melhor aproveitados no processo de planejamento do território. O termo “serviço ecossistêmico” é definido como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, embora haja um debate contínuo sobre a classificação desses serviços (ELOSEGI e SABATER, 2013).

O primeiro passo para estabelecer o correto zoneamento das áreas que oferecem os serviços ecossistêmicos é conhecer a importância funcional de cada setor e como eles interagem entre si, de modo que se possa estabelecer inferências sobre ordens de magnitudes dos benefícios ofertados. O planejamento ambiental visando desenvolvimento sustentável objetiva direcionar uso compatível com as vocações hídricas de cada um dos seus setores. Zonas com pulsação de cheias que interagem com maior frequência com a dinâmica hídrica da calha precisam ter cobertura vegetal que contemple raízes profundas e gere condutividade hidráulica suficiente para encher/esgotar os recursos hídricos, enquanto zonas de armazenamento oferecem maior resistência a liberação da água para garantir o provimento e sustentabilidade das vazões de estiagens.

A quantificação da dinâmica hidrológica das planícies de inundação pode dimensionar a magnitude dos serviços ecossistêmicos de abastecimento hídrico oferecidos (SCHINDLER et al., 2014). Os serviços ecossistêmicos hidrológicos utilizados neste estudo são regularização hídrica e capacidade de armazenamento das planícies de inundação. A regularização hídrica é responsável pela regulação dos fluxos hidrológico, com retenção da água no período chuvoso e liberação gradual no período de estiagem (COSTANZA et al., 1997). A capacidade de armazenamento da planície constitui reservatórios naturais (COSTANZA et al., 1997) que contribuem para a perenidade deste recurso, que pode ser disponibilizada para fins domésticos, industriais e agropecuários.

Outros serviços ecossistêmicos ofertados são a laminação das cheias e redução do risco de enchentes. Atualmente, a preservação e restauração de planícies de inundação são oficialmente reconhecidas como ferramenta para manejo natural de inundação e como alternativa mais eficiente que abordagens da engenharia clássica (BLACKWELL e MALTBY, 2006). Medidas para preservar e restaurar planícies de inundação de rios são consideradas pela União Europeia como uma forma sustentável de servir tanto a proteção contra inundações como a aumentar as ofertas de serviços relacionados aos benefícios ecológicos (DWORAK e GORLACH, 2005). A restauração das planícies de inundação reduz significativamente o risco de inundação (SCHOBER et al., 2015).

Aproximadamente 10% das planícies de inundação do mundo estão em estado quase natural (BUIJSE et al., 2002). Atualmente, há um crescente movimento de valorização ecológica, social e urbanística dos rios. O levantamento e manejo diferenciado das planícies de inundação são essenciais para o resgate dos sistemas fluviais no mundo e principalmente no Brasil, considerando a importância do rio Paraíba do Sul.

Técnicas de renaturalização podem potencializar os serviços ecossistêmicos oferecidos, aumentando sua viabilidade econômica através de pagamento de serviços ambientais. A planície de inundação, objeto deste estudo, apresenta perdas inequívocas de funções hídricas, sob pena de se transformar em área com funcionalidades similares a canais escavados no solo e agravar os problemas de oferta de recursos hídricos para os municípios situados a jusante.

A reabilitação de ecossistemas objetiva o resgate das funções sociais, econômicas e ecológicas, enquanto a revitalização pretende promover a vitalidade de rios decadentes (COSTA et al., 2019) atuando em suas bacias e em setores objetivos, assim como garantir meios para a manutenção dos atuais cursos em funcionamento. A renaturalização pode atuar desde a recriação dos ambientes pré-existentes através de técnicas tais como re-meandrização, aumento da conectividade lateral e da capacidade de armazenamento, estabelecer habitats lóticos, mobilizar ou realocar sedimentos de

modo a rejuvenescer os habitats e estimular a recolonização de fauna e flora nativa (HEIN et al., 2016), assim como promover a construção de ambientes com comportamento funcionais similares aos originais, onde se objetiva a renaturalização das funções hídricas. Considerando-se que pode haver confusões etimológicas, será usado no presente trabalho o termo “renaturalização” para levantar formas de potencializar funções hídricas de planícies de inundação de forma a evidenciar os serviços ecossistêmicos naturais oferecidos.

A quantidade de projetos de renaturalização tem aumentado substancialmente. Os esforços se concentram principalmente na reconfiguração do canal e no aumento da heterogeneidade de habitat. Atualmente tem havido um crescente reconhecimento científico e orientado para a gestão da importância de restaurar os processos naturais dos ecossistemas fluviais (KRISTENSEN et al., 2014). É necessário focar em todo ecossistema aquático, incluindo as planícies de inundação, e os processos e funcionamento dos ecossistemas, os quais são vitais para o fornecimento de serviços ecossistêmicos. Avaliações científicas de projetos de restauração na escala de bacias hidrográficas são raros, especialmente estudos que monitoram respostas a longo prazo (FELD et al., 2011).

Um grande desafio da sociedade é identificar técnicas de renaturalização em planícies de inundação para atendimentos de demandas específicas, pois requer amplo entendimento sobre funcionamento hídrico. Outro desafio é viabilizá-las na prática, visto que a sociedade ainda não tem devida compreensão destas necessidades.

Urbanização, agropecuária, silvicultura, geração hidrelétrica, navegação e o crescimento econômico dentro da bacia constituem interesses legítimos que comumente se opõem aos da recuperação da dinâmica de inundação natural (BUIJSE et al., 2002; MOSS, 2008). Como consequência, os projetos de manejo natural têm tido diferentes percepções entre os tomadores de decisões e instituições legais, gerando prioridades diferentes e por vezes conflituosas (HEIN et al., 2016). O combate a esses problemas pode não apenas atrasar, mas restringir ou mesmo impedir medidas de renaturalização em larga escala (MOSS, 2008).

Além disso, as planícies possuem características que diferem no seu potencial de renaturalização e na existência de conectividade lateral entre planície-calha e planície-encosta. Este arcabouço funcional dentro da planície de inundação restringe o desenvolvimento de técnicas de manejo com elevado potencial de produzir bons resultados, afetando condições socioeconômicas e valores de proteção dos habitats (SCHIEMER et al., 2007). Setores que apresentam influencia na formação dos hidrogramas devem ser considerados unidades individuais onde técnicas específicas podem ser desenvolvidas (RECKENDORFER et al., 2005) e com isto apresentarem resultados promissores.

Como exemplo de atividade a ser realizada, a abertura de represas em áreas não habitadas pode ser uma medida altamente eficiente e com baixo custo-benefício para aumentar a dinâmica fluvial (HEIN et al., 2016). As represas regularizam artificialmente a vazão, inibindo as funções naturais de planícies de inundação (BAPTISTA et al., 2014). Um fator importante na implementação desse tipo de projeto é o apoio da sociedade. A criação de reservatórios de água nas planícies, com abertura de canais que facilitem a entrada e dificultem a saída da água, também é uma técnica de que pode ser utilizada em pequenas áreas desabitadas, com entorno urbanizado.

A renaturalização também pode minimizar os efeitos de mudanças climáticas, pois a conexão hídrica entre planícies e leito fortalece os ecossistemas ripários e os dotam de maior resiliência frente as estiagens prolongadas e aos picos de chuvas intensas, que tendem a ser cada vez mais concentradas (CHOU et al., 2014). Planícies

de inundação conectadas a calha são mais resilientes e amortecem os impactos de eventos hidrológicos extremos, melhorando a disponibilidade de água durante eventos extremos (SCHIEMER e WAIDBACHER, 1992).

O rio Skjern na Dinamarca teve seus projetos de renaturalização iniciados após ser drenado na década de 60 para permitir agricultura. Com a queda do valor imobiliário da região entre 2000 e 2002, o governo transformou 19 km de rio retificado em 26 km de rio meandrizados (BLACKWELL e MALTBY, 2006). Houve aumento do tempo de permanência da água na planície, trazendo inúmeros benefícios, como a retenção de nutrientes do rio, fortalecimento dos ecossistemas ripários e restauração da dinâmica física e hidrológica da planície de inundação (KRISTENSEN et al., 2014). Após 10 anos, o rio se reconectou com a planície de inundação e grandes áreas são frequentemente inundadas, sendo que outras permanecem saturadas o ano todo (BUISSON et al., 2019). Durante a inundação, a água fornece sedimentos para a planície de inundação que contém sementes e a reconexão pode, portanto, ajudar a aumentar a possibilidade de recolonização de espécies de plantas (PEDERSEN et al., 2006).

A urbanização nas planícies de inundação prejudica o seu funcionamento hidrológico e afeta a oferta de serviços ecossistêmicos prestados ao longo dos corpos hídricos (BAPTISTA, et al., 2017; FAULKNER, 2004), inviabilizando técnicas de renaturalização. Porém em estudo realizado na bacia do rio Paraíba do Sul, localizada no eixo econômico mais importante do país, levantou-se que a urbanização média das planícies é de 18% (BAPTISTA et al., 2014), demonstrando que ainda é possível adequar os usos demandados pela sociedade a oferta de serviços ecossistêmicos, pela renaturalização de trechos específicos das planícies de inundação de grandes bacias através da adequação do uso do solo.

O maior dano à oferta de serviços ecossistêmicos em planícies de inundação são as drenagens e obstrução dos fluxos hídricos pela construção civil, que comprometem a interação hídrica e a capacidade de armazenamento (LOCKABY, 2009). Os drenos são construídos com o objetivo de esgotar os excedentes hídricos e viabilizar usos alternativos, que ao invés de produzir serviços ecossistêmicos, são fontes de consumo de água, como atividades agropecuárias.

Com os represamentos artificiais de água pelas hidrelétricas, as planícies diminuem a frequência de saturação e viabiliza construções em locais falsamente salvaguardados, afetando as funções ecossistêmicas dos ambientes ripários (BRANDT, 2000; KINGSFORD, 2000). Com o crescente assoreamento das represas, decorrente do uso indevido da sua parte situada a montante, há diminuição da vida útil da represa e perda de capacidade de regularização artificial, gerando déficit de abastecimento durante os períodos de estiagens. A tendência indica que um novo estado de equilíbrio geo-dinâmico pode ser atingido, mas as antigas áreas inundadas urbanizadas perdem suas funções hídricas típicas de planícies de inundação.

O levantamento das planícies de inundação, identificação de suas funções hidrológicas e parametrização dos trechos que ainda resguardam potencial para prestarem estes serviços ecossistêmicos, a partir de estratégias de renaturalização de planícies de inundação em grandes bacias pode ser uma solução sustentável para o estabelecimento do desenvolvimento regional (BAPTISTA et al., 2014; FRAPPART et al., 2011).

Visando estabelecer bases teóricas a serem consideradas nas atividades de renaturalização de funções hídricas de planícies de inundação antropizadas, este trabalho foi dividido em quatro capítulos. O objetivo foi avaliar alternativas para disciplinamento de enchentes promovido através de medidas de renaturalização de

planícies de inundação de grandes bacias (Capítulo I), caracterizar a hidrodinâmica da planície de inundação em solos urbanizado e não urbanizado (Capítulo II), caracterizar a dinâmica espaço-temporal do nível de lençol freático na produção de serviços ecossistêmicos na zona de conectividade (Capítulo III) e espacializar setores dentro de planícies de inundação com habilidades hidrológicas e oferta de serviços ecossistêmicos específicos de modo a permitir a sinalização de medidas práticas de renaturalização (Capítulo IV).

CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia do rio Paraíba do Sul (Figura 01) está localizada no principal eixo econômico do Brasil, abrangendo três dos quatro estados da região Sudeste, 6% de sua área e 0,7% do país. Compreendem 5 % de São Paulo (13.500 km²), 4% de Minas Gerais (20.900 km²), e 63% do Rio de Janeiro (21.000 km²), totalizando 55.400 km². Localiza-se entre os paralelos 20°26' e 23°00' S e os meridianos 41°00' e 46°30' (CEIVAP, 2006; OVALLE et al., 2013). No Estado de São Paulo, o rio percorre 39 municípios (25% da bacia), Minas Gerais 88 municípios (37,3%) e Rio de Janeiro 57 municípios (37,7%) (CEIVAP, 2006).

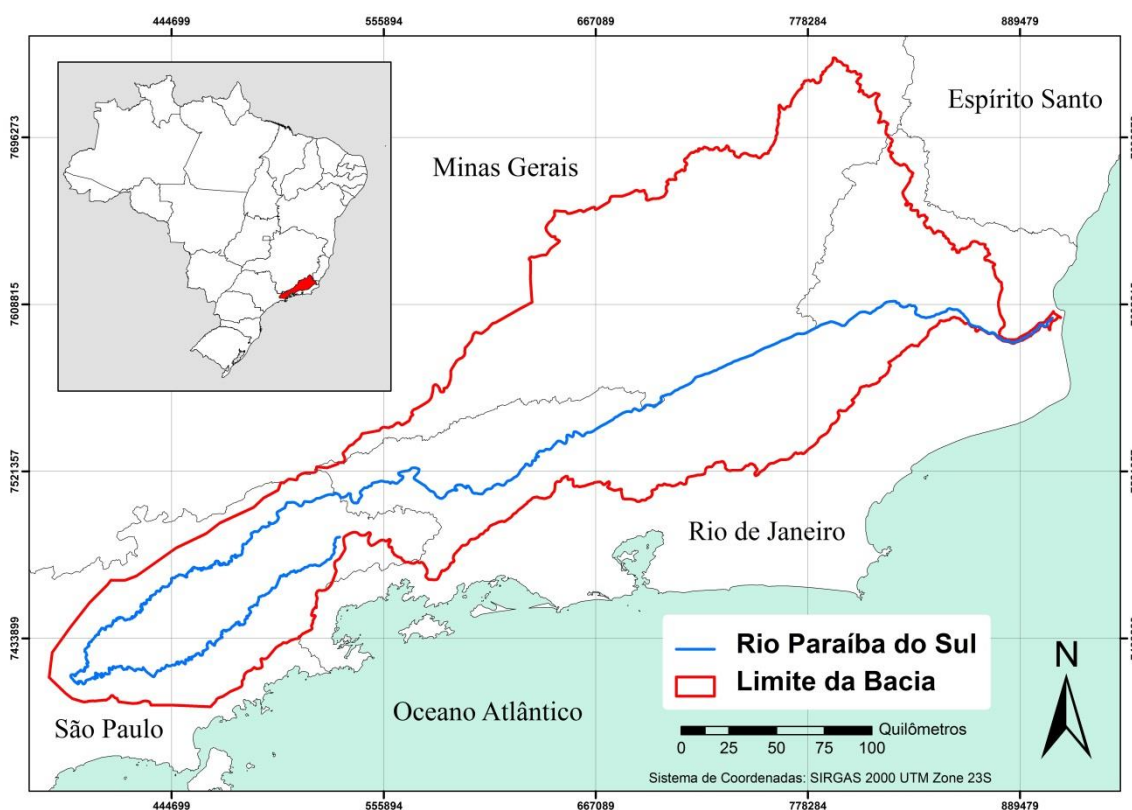


Figura 01: Bacia do rio Paraíba do Sul (Fonte: BAPTISTA et al., 2014).

A bacia situa-se entre as serras do Mar e da Mantiqueira, direção leste-oeste, percorrendo 1.150 km e altitude média de 370 m. Apresenta clima tropical quente e úmido, com variações determinadas pelas diferenças de altitude e entradas de ventos marinhos. O clima, segundo a classificação de Köppen, varia entre Cwb (clima temperado úmido com inverno seco e verão chuvoso) a Cfb (clima temperado úmido com verão chuvoso) e Aw (clima tropical com inverno seco). A temperatura média máxima anual é de 26 a 28°C com mínimo entre 15 a 17°C e a precipitação média anual é de 1200 mm (OVALLE et al., 2013).

O domínio ecológico da Mata Atlântica ocorre em toda a região, embora a presença de remanescentes em diferentes estágios de evolução remontem a apenas 10,8% (CEIVAP, 2006), encontrados principalmente nas regiões elevadas com relevo acidentado e/ou em áreas protegidas. Segundo a Lei n.11.428 de 22 de dezembro de 2006, também conhecida como Lei da Mata Atlântica, as áreas do entorno da área de

estudo possuem como cobertura vegetal Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual. A fitofisionomia predominante na planície de inundação, segundo o sistema de classificação da vegetação brasileira (IBGE, 1992), é a Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, presente nos terraços mais antigos da calha do rio Paraíba do Sul.

A região foi fortemente antropizada entre o final do século XVIII e início XIX. Seguindo as concessões das Sesmarias pela Coroa Portuguesa veio o cultivo da cana de açúcar nas áreas da planície (COSTA, 2004), que foram drenadas e perderam parcialmente suas funções hídricas.

A vegetação ciliar da calha do Rio Paraíba do Sul é recente e não consolidada, em função dos ajustamentos da calha. Os remanescentes florestais nas áreas alagáveis ocupam de 30 a 40% formando pequenos fragmentos isolados. Apresentam grau de perturbação de alto a moderado, tendo como principais ameaças a extração de madeira para cabo de ferramenta, criação de bovino no entorno, estradas adjacentes, existência de trilha no interior da floresta, deposição de lixo e entulho na borda.

A bacia possui 77 planícies de inundação (Figura 02) distribuídas entre os Estados de São Paulo (40), Rio de Janeiro (26), e fronteira Minas Gerais/Rio de Janeiro (11) (BAPTISTA et al., 2014). O levantamento foi realizado através de algoritmo no software ArcGIS Desktop v.10.3, utilizando-se Modelo Digital de Elevação (MDE) SRTM com 30 m de resolução e calha do rio Paraíba do Sul, disponibilizado pela Agência Nacional das Águas. O critério de levantamento foi a declividade igual ou inferior a 4°, conforme trabalhos de campo (BAPTISTA et al., 2014).

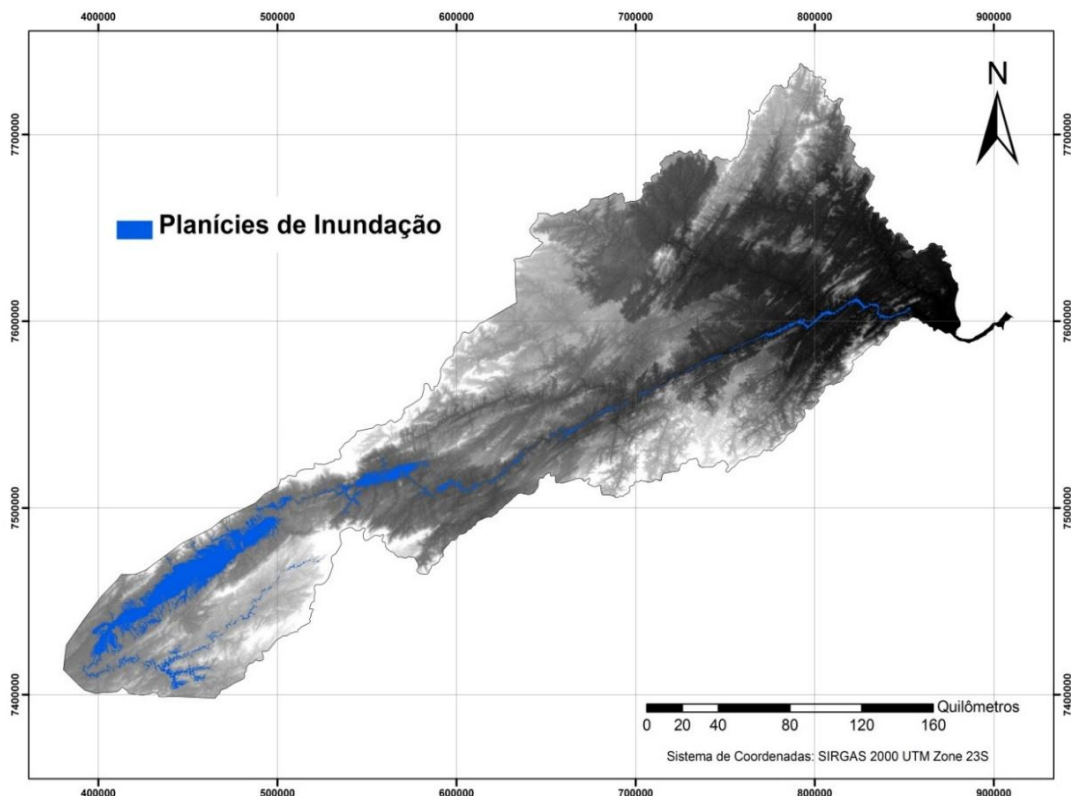


Figura 02: Modelo Digital de Elevação da bacia do rio Paraíba do Sul com planícies de inundação disposta nos 1.150 km de calha (Fonte: BAPTISTA et al., 2014).

Seguiu-se a metodologia de Baptista et al. (2014), na qual as planícies do rio Paraíba do Sul são agrupadas em função dos seus fatores morfométricos área, perímetro e índice de circularidade (IC) e do índice de urbanização (IU), que indica a porcentagem da planície que se encontra urbanizada e, portanto, com suas funções hidrológicas reduzidas. Através de Análise de *Cluster*, levantou-se três grupos similares, cujas habilidades variaram de baixo a alto potencial de manejo. O grupo de alto potencial de manejo obteve 52 planícies de inundação (67,5%), que se encontram passíveis de manejo através das técnicas de renaturalização de suas funções hidroecológicas, totalizando 64.305,54 nos (1,16% da bacia) (BAPTISTA et al., 2014). As características relevantes para possibilitar a renaturalização das planícies de inundação são baixo índice de urbanização e área de extensão relevante. Deste grupo, selecionou-se como área de estudo a planície com maior área e com índice de urbanização compatível com mudança de uso de solo e permitindo potencializar os serviços ecossistêmicos e levantamento dos setores e dos processos geomorfológicos contemporâneos.

A planície selecionada (Figura 03) possui 217,84 km², sendo a segunda maior do rio e a maior do grupo de alto potencial de renaturalização. Encontra-se no curso médio inferior, na região fluminense do Vale do Paraíba e possui IC de 0,005 e IU de 25,6%. Sua área é equivalente a 5,4% da área total das planícies de inundação e 0,38% da área total da bacia. O índice de urbanização foi o fator considerado para a análise das condições de exequibilidade de propostas de intervenção conservacionista visando o aumento da capacidade de armazenamento e, conseqüentemente, perenidade da vazão. Áreas densamente povoadas impermeabilizam o solo, não permitindo o cumprimento da função hidrológica.

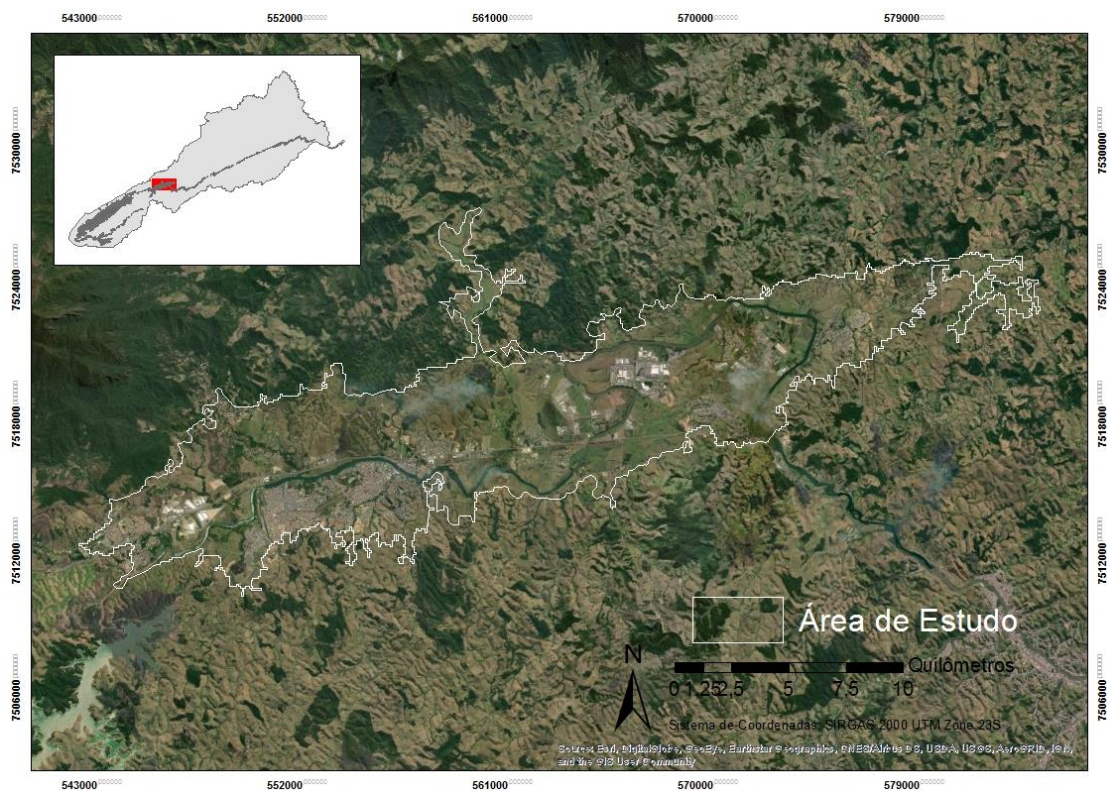


Figura 03: Área de estudo a partir de imagem *Google Earth* (Fonte: BAPTISTA et al., 2017).

A área localiza-se nos municípios de Porto Real, Resende e Quatis sob as coordenadas 22°25'11"S e 44°17'25"W. Dentro da planície selecionada, algumas áreas foram detalhadamente estudadas. Selecionadas por meio de levantamento topográfico e atividades de campo, estão localizadas próximo ao controle litoestrutural, onde ocorre a maior frequência de saturação em planícies de inundação (BAPTISTA et al., 2017). Essas áreas se encontram dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) Fluvial de Porto Real, unidade de conservação municipal criada em 2013 (lei municipal 476/2013) que tem como principal escopo administrar harmonicamente as cheias do rio Paraíba do Sul e disciplinar o uso e ocupação das áreas sujeitas a enchentes. Outra unidade de conservação presente na área de estudo é o Refúgio de Vida Silvestre Estadual do Médio Paraíba (REVISMEP), criado em 2016 com o objetivo de proteger as espécies ameaçadas, manter os recursos hídricos e restaurar a ecologia e a gestão do uso e ocupação do solo.

A associação de solos encontrados na área de estudo são neossolo flúvicos (Rube3), argissolo vermelho amarelo (PVAd13), latossolo amarelo (Lax1) e cambissolo háplico (Cxbe) (Figura 04). Elas foram levantadas através de unidades de mapeamento, que constitui um conjunto de áreas de solos, com posições e relações definidas na paisagem. São unidades homogêneas, em que se consegue individualizar por interpretação de materiais básicos, em associação com trabalhos de campo (CARVALHO FILHO et al., 2003). As características e propriedades dos solos componentes das unidades de mapeamento são definidas pelas descrições e conceituações das unidades taxonômicas que a compõem (Tabela 01).

Tabela 01: Unidades taxonômicas que compõe as associações de solos da área de estudo (CARVALHO FILHO et al., 2003).

Sigla	Nome	Unidades taxonômicas
Rub3	Neossolo Flúvico	NEOSSOLO FLÚVICO Tb Eutróficogleico ou típico + NEOSSOLO FLÚVICO Ta Eutróficogleico ou típico, ambos textura média ou argilosa, fase floresta tropical subperenifólia de várzea + GLEISSOLO HÁPLICO Tb Eutrófico típico + GLEISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico típico, ambos textura argilosa ou muito argilosa, campo tropical higrófilo de várzea e floresta tropical subperenifólia de várzea, todos A moderado, fase relevo plano (40-20-20- 20%)
PVAd13	Argissolo Vermelho Amarelo	PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO Tb câmbico ou não textura média/argilosa + LATOSSOLO AMARELO textura argilosa, ambos Álicos A moderado fase floresta tropical subcaducifólia relevo ondulado e suave ondulado (70-30%)
Lax1	Latossolo Amarelo	LATOSSOLO AMARELO + LATOSSOLO AMARELO câmbico, ambos Álicosou Distróficos A moderado textura argilosa fase floresta tropical subcaducifólia relevo plano (80-20%)
Cxbe	Cambissolo Háplico	CAMBISSOLO Tb fase floresta tropical subperenifólia de várzea substrato sedimentos aluvionares + GLEI POUCO HÚMICO Ta ou Tb fase campo tropical higrófilo de várzea, ambos Eutróficos ou Distróficos não solódicos ou solódicos A moderado textura argilosa ou muito argilosa relevo plano (70-30%)

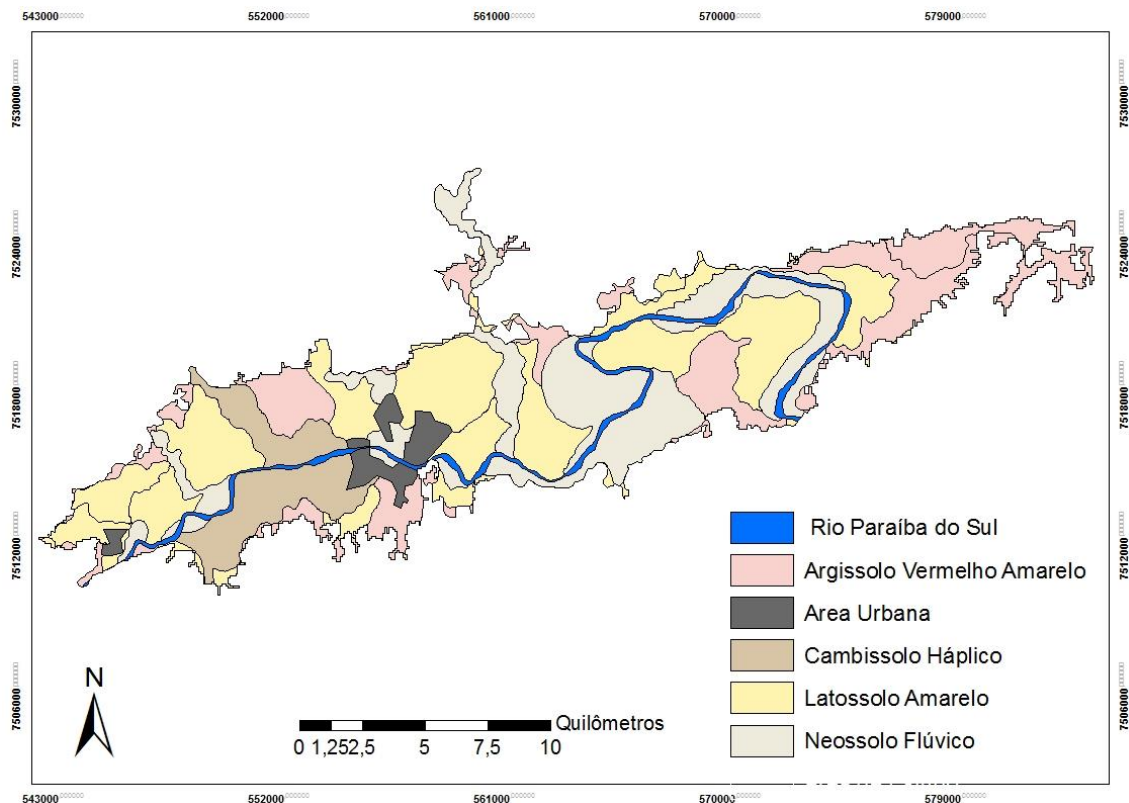


Figura 04: Classes de associação de solo da planície de estudo a partir do levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do estado do Rio de Janeiro (Fonte: SANTOS et al., 2018).

Em linhas gerais, os argissolos apresentam horizonte de acumulação de argila, B textural (Bt), com cores vermelho-amareladas. Ocorrem em áreas de relevos mais acidentados e dissecados do que os relevos nas áreas de ocorrência dos latossolos (SANTOS et al., 2018). Os latossolos constituídos por material mineral, apresentando horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A (SANTOS et al., 2018) com cores vermelho amareladas. São profundos e bem drenados, fortemente ácidos e estão presentes em áreas planas a suave-onduladas (PIGNATARO NETTO, 2008). Os neossolos flúvicos são solos minerais não hidromórficos, oriundos de sedimentos recentes referidos ao período Quaternário, formados por sobreposição de camadas de sedimentos aluviais recentes sem relações pedogenéticas entre elas, devido ao seu baixo desenvolvimento pedogenético (SANTOS et al., 2018). Ocorrem nos ambientes de várzeas, planícies fluviais e terraços aluvionares.

Os processos hidrogeomorfológicos da planície selecionada são semelhantes às demais planícies com alto potencial de renaturalização do rio Paraíba do Sul. As opções de manejo propostas terão replicabilidade em toda a bacia, assim como em bacias que apresentem características próximas.

CAPÍTULO I – RENATURALIZANDO PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO

Resumo

As perspectivas da renaturalização de planícies de inundação como instrumento de gestão em grandes bacias hidrográficas, observadas a partir das estratégias de mitigação dos efeitos das enchentes, evidenciam que medidas convencionais de controle de enchentes, como aumento de seção transversal, rebaixamento do freático e diques longitudinais, se mostram insustentáveis no tempo. Acarretam em outros problemas de gestão ambiental do território, tanto nos períodos chuvosos como de estiagens, evidenciando a importância de estratégias que envolvam o aproveitamento integrado de serviços ecossistêmicos com interação máxima entre calha e planície, harmonizando os usos das zonas alagáveis, devidamente disciplinadas, e retenção hídrica. As medidas naturais de redução de risco de enchentes são parte de uma solução holística de gestão sustentável do risco de inundações, conservação da natureza, qualidade da água e economia verde. Utilizar as habilidades funcionais inerentes as planícies de inundação para administrar água, reduzir pico das cheias nos períodos chuvosos e aumentar vazão mínima nas estiagens, além de aumentar o tempo de permanência da água na bacia pode ser uma solução sustentável para gerações futuras, desde que sejam trabalhadas no presente.

Palavras-chaves: renaturalização, serviços ecossistêmicos, inundação, medidas naturais de defesas de inundação

Abstract

This chapter analyzes and discusses viewpoints concerning the renaturalization of floodplains as an instrument of management in large catchments, using natural flood defense schemes. Schemes consider the differentiated supply of ecosystemic services based on river channel/floodplain interactions. Conventional structural methods used to prevent flooding (e.g., longitudinal dikes) are increasingly showing themselves to be less efficient with regard to advances in the problems of environmental management of the territory, especially when combined with extreme events, where the importance of perfecting strategies for harmonizing duly controlled floodable areas and water retention can be seen. Natural flood risk reduction measures are part of a holistic solution for sustainable management of flood risk, conservation of nature, water quality and green economy. They rely upon the inherent ability of floodplains to retain water in the basin, and this can delay and reduce peak flows.

Key-words: renaturalization, ecosystemic services, flooding, natural flood defense schemes

1 Introdução

A planície de inundação é o vale fluvial inundável recoberto com materiais sedimentar no entorno dos rios (BAPTISTA et al., 2014). Ela interage com a calha e influi no balanço hídrico de bacias fluviais, atuando nos fluxos subsuperficiais, na regularização hídrica e controlando os processos erosivos (BINO et al., 2017). Os processos de carga (saturação do solo no período de cheia) e descarga (liberação no período de estiagem) constituem um dos seus principais serviços ecossistêmicos (SCHINDLER et al., 2016). Como a renaturalização das planícies de inundação pode diminuir o risco de enchentes através de esquemas de defesa natural de enchentes e restabelecer suas funções?

Planícies de inundação atraem historicamente a ocupação humana devido a sua baixa declividade, alta fertilidade do solo e disponibilidade de água (SCHOBER et al., 2015), além de estarem nas regiões que naturalmente são as portas de entrada da colonização das bacias hidrográficas. Estima-se que 50% das áreas úmidas tenham sido perdidas em todo o mundo (RUSSI et al., 2013), principalmente pela urbanização (LOCKABY, 2009), prejudicando o funcionamento hidrológico das bacias hidrográficas (JUNG et al., 2011) e alterando a oferta de serviços ecossistêmicos (BAPTISTA et al., 2017). A ruptura da conexão entre calha e planície de inundação aumenta frequência de enchentes, gera prejuízos socioeconômico e constitui uma ação de perda de água, recurso limitante para o desenvolvimento das sociedades.

2 Discussão

As medidas convencionais (estruturais) de proteção contra enchentes, como os diques longitudinais, revelaram-se vulneráveis e parcialmente ineficazes durante eventos catastróficos, pois além de reduzir a oferta dos serviços ecossistêmicos, atuam nas consequências e não nas causas (AMOATENG et al., 2018). O fortalecimento por meio do alteamento e reforço dos diques não são sustentáveis no tempo, confinando os fluxos nas calhas e aumentando a velocidade de evasão da água das bacias hidrográficas. Eles separam as calhas das planícies, reduzindo volumes de armazenamento e repassando as inundações para jusante.

Atualmente, a conservação e renaturalização de planícies de inundação são reconhecidas como ferramenta para manejo natural alternativo e eficiente, substituindo, em alguns casos, abordagens clássicas da engenharia (AMOATENG et al., 2018). O espraiamento das cheias em áreas estratégicas reduz riscos de inundação em trechos a jusante e aperfeiçoam funções hidrológicas naturais das planícies. As medidas de redução de risco de enchentes são medidas não estruturais que contribuem para a restauração hidrogeomorfológica e ecológica do rio.

Para que a renaturalização das planícies de inundação seja eficiente no controle das enchentes é preciso disciplinar as formas de inundações em áreas naturais ou artificiais (BLACKWEEL e MALTBY, 2006), prepará-las com usos compatíveis dos solos, cujos objetivos devem estar vinculados a potencializar interações hídricas entre calha e planície (AMOATENG et al., 2018). Dessa forma, o fluxo da vazão pode ser administrado nas cheias nos locais renaturalizados e, com isto, haver redução dos riscos de inundação a jusante. Para a implantação dessas técnicas, o planejamento é indispensável e deve ser focado nas variáveis que potencializam a oferta diferenciada de serviços ecossistêmicos relacionados a administração hídrica destes setores.

Parte das planícies de inundação foram restauradas com a retirada de represas no rio Danúbio (HEIN et al., 2016), diminuindo a frequência de inundação e recuperando o regime hidrológico natural (SCHOBER et al., 2015). Na Holanda, a renaturalização da parte baixa do rio Reno, canalizado no século 19, diminuiu o risco de inundação e aumentou a capacidade de armazenamento, melhorando as condições para a manutenção da vida silvestre (SCHINDLER et al., 2016). A extração de argila para uso comercial (rebaixando a cota da planície e aumentando a capacidade de armazenamento hídrico) aliou a viabilidade econômica e benefícios sócio-ecológicos (BLACKWHEEL e MALTBY, 2006). No rio Hauborne, situado no Reino Unido, foi implantado com sucesso projetos que combinaram proteção contra enchentes e com represamento (medidas convencionais) e definição de locais estratégicos para serem zonas úmidas (medidas alternativas), consideradas medidas ecológicas (BRADLEY, 2005).

Nos países em desenvolvimento a implantação de projetos de renaturalização em planícies de inundação é reduzida, devido a existência do sentimento prevalecente de que água é um recurso ilimitado, pois não existem as mesmas percepções de esgotamento dos recursos naturais renováveis dos países com maior história de uso, entretanto há exceções (Figura I-01). No rio Paraíba do Sul, localizado no eixo econômico de maior Produto Interno Bruto do Brasil, foram levantadas 77 planícies de inundação das quais 52 (67,5%) foram consideradas aptas para receber técnicas de manejo das funções hidrológicas (BAPTISTA et al., 2014).



Figura I-01: Área de mineração escavada em planície de inundação aluvial do Rio Macacú/RJ. Risco ambiental de intrusão salina e de desconfiguração da planície revertido por medida de renaturalização, promovendo o disciplinamento do fluxo hídrico unidirecional.

As planícies de inundação funcionalmente operantes oferecem benefícios sociais, com usos compatíveis e resultados positivos no controle de inundação a jusante, alavancando a economia sustentável. Os benefícios não se restringem ao controle de enchentes, mas incluem aumento da quantidade de água, biodiversidade, matéria orgânica, retenção de substâncias tóxicas e melhor interação hídrica. A renaturalização das planícies de inundação mitiga processos erosivos de margens, reduz assoreamento nas calhas e constitui refúgio de fauna colaborando para sua reprodução e sobrevivência (BAPTISTA et al., 2017; SCHINDLER et al., 2014).

Exemplos práticos de medidas de redução de risco de enchentes podem ser proteção das funções hidrológicas das planícies de inundação, redução ou remoção dos diques, (re)construção de meandros tranquilizadores de regime hídrico em calhas

retificadas, fomento a interligação dos lençóis freáticos entre tributários, uso de vegetação que estabelece sustentabilidade de margens e interações hídras, regulação do nível de água mínimo por meio de diques transversais e remeandrização do curso do rio, permitindo o desenvolvimento morfológico espontâneo (SCHINDLER et al., 2016). Essas medidas visam aumento de área, profundidade e tempo de armazenamento, aumentando-se a capacidade de estoque a efetividade das planícies de inundação.

Os desafios para a renaturalização da planície de inundação aumentam com a alteração dos regimes hidrológicos globais, causando flutuações imprevistas na precipitação e, conseqüentemente, nas vazões (BAPTISTA et al., 2017). A escassez de estudos sobre o funcionamento hidrológico (LOCKABY, 2009), especialmente em ambientes tropicais, e os interesses difusos dos múltiplos usuários, são fontes potenciais de conflitos e de divergências nos projetos (SANON et al., 2012).

3 Conclusão

Se há consenso que a renaturalização das planícies de inundação é um modo natural e sustentável de mitigar enchentes em locais não desejados, uma mudança de pensamento é necessária. As soluções técnicas e estruturais devem ser trocadas por soluções que potencializem o funcionamento natural e que objetivem o manejo do fluxo de risco e a sociedade precisa aprender a conviver com inundações controladas, apresentando aptidão para pagamento de serviços ambientais para garantir viabilidade econômica. As medidas naturais de redução de risco de enchentes são parte de uma solução holística para gestão sustentável do risco de inundação, conservação da natureza, qualidade da água e economia verde, ao utilizar a habilidade inerente de planícies de inundação retendo água na bacia hidrográfica e conseqüentemente atrasando e reduzindo os picos de vazão.

**CAPÍTULO II – IMPACTO DA URBANIZAÇÃO NA HIDRODINÂMICA DE
LENÇOL FREÁTICO EM PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO COM ALTO
POTENCIAL DE RENATURALIZAÇÃO**

Resumo

Grandes bacias hidrográficas condicionam o desenvolvimento nos continentes, pois interferem e garantem desde a colonização, a sustentabilidade das civilizações. O rio Paraíba do Sul (55.400 km²) no Sudeste do Brasil, abastece mais de quatorze milhões de habitantes e se localiza na área de maior Produto Interno Bruto do país. Possui 77 planícies de inundação (2.156,6 km²) que garantem efeitos de regulação hídrica e apresentam índice de urbanização médio (18,9%). Das 77 planícies, 52 (67,5%) oferecem características favoráveis ao desenvolvimento de práticas de manejo de renaturalização de funções hídricas, objetivando garantir sustentabilidade do desenvolvimento regional. Em área representativa do grupo de alto potencial para manejo, foram relacionadas variações do nível do lençol freático desde a seção de controle até a zona de propagação do amortecimento das cheias (9,43 km a montante), durante o período de janeiro a dezembro de 2013. A altura do lençol freático próximo ao controle litoestrutural teve menor oscilação sazonal quando comparada a encontrada na área distante ($p=0,036$). Registrou-se diferença significativa na hidrodinâmica do lençol freático do interior da planície (área urbanizada / não urbanizada) (3,13 / 0,49 m) ($p = 1,5 \text{ E-}13$), demonstrando comprometimento da regulação hídrica devido à pouca conexão entre calha e planície na zona urbanizada. Usos do solo interferem no armazenamento e conectividade entre fluxos sub-superficiais, fatores determinantes para implementação de técnicas de renaturalização de funções hídricas que objetivem abastecimento de água e mitigação de efeitos das mudanças climáticas.

Palavras chaves: lençol freático, regularização hídrica, uso do solo, planície de inundação.

Abstract

Large river basins influence the development of human populations either by interfering with population growth or by providing a valuable resource that supports population growth. The Paraíba do Sul River catchment (55,400 km²) in southeastern Brazil supplies more than 14-million people with water, and is located in a region of Brazil with the highest Gross National Product (GNP). This catchment contains 77 floodplains (2,156 km²) whose waters are highly regulated, and has a medium urbanization index (18.9%). Fifty-two of these floodplains (67.5%) have characteristics that make them suitable for the implementation of management practices that seek renaturation of the floodplain to ensure the sustainability of regional economic development. The floodplain examined in this study is highly managed and has a great potential for renaturation. We examined variations in groundwater level from the control section (lowest cross-section of the floodplain) to the propagation zone for flooding (9.43 km upstream) from January to December of 2013. The elevation of the water table near the structural control point had less seasonal oscillation than a distant area ($p = 0.036$). There was also a significant difference in the depth of the water table within the interior of the floodplain (urban area: 3.13 m, non-urban area: 0.49 m, $p < 0.001$). These results demonstrate that water regulation has been compromised in the study area due to the reduced connection between the river channel and floodplain in the urban region. Thus, land use in this floodplain has interfered with water storage capacity and the connectivity between sub-surface flows. These results suggest that this area is suitable for the implementation of techniques that seek renaturation of the floodplain, so that humans can continue to use this water and so that the effects of climatic changes can be mitigated.

Key-words: water table, water regulation, land use, floodplain

1 Introdução

Embora as planícies de inundação cubram somente 6% da superfície terrestre (HAMILTON, 2002), elas são fundamentais para a o armazenamento da reserva hídrica destinada ao abastecimento e recarga dos lençóis freáticos. Elas também melhoram a qualidade da água, retêm substâncias tóxicas, mitigam processos erosivos em margens, reduzem assoreamento nas calhas e constituem refúgio de fauna, colaborando para sua reprodução e sobrevivência (JUNK, 1989; FIGUEROA, 1996). Elas funcionalmente atuam na contenção dos sedimentos oriundos das encostas, compondo parte do fluxo básico que interfere na vazão mínima durante estiagens e interferem na qualidade e quantidade das cheias (FRAPPART et al., 2011; HAMILTON, 2002).

A identificação de locais com diferentes características funcionais em planícies de inundação permite o aperfeiçoamento das ações de manejo conservacionistas (BAPTISTA et al., 2014), contribuindo para o planejamento regional focado na sustentabilidade dos recursos hídricos, onde os usos devem estar harmoniosos com suas funções. Áreas em desequilíbrio devem ser priorizadas de acordo com suas perspectivas de resultados, tais como aumento da capacidade de armazenamento e regularização hídrica (FRAPPART et al., 2011).

Processos antropogênicos em planícies de inundação comprometem o seu funcionamento hidrológico, aumentam a magnitude das cheias nos períodos chuvosos e reduzem vazões mínimas nas estiagens, principalmente nos trechos a jusante, porém interferindo em toda a bacia, ameaçando os ecossistemas (JUNG et al., 2011) e as populações que dependem destes recursos hídricos (FAULKNER, 2004).

O desenvolvimento de civilizações e continentes se iniciou a partir das planícies de inundação situadas próximas aos oceanos e se interiorizaram pelas bacias hidrográficas seguindo os cursos hídricos em busca de oferta diferenciada de meios para sobrevivência e sustentabilidade das sociedades, como a história evidencia (TECLAFF, 1967). O que diferenciam estas civilizações são os níveis de resiliências dos seus ecossistemas, as magnitudes dos processos de colonização e o esgotamento das ofertas de serviços ecossistêmicos, muitas vezes não considerados no planejamento urbano.

A falta de recursos hídricos para atividades vitais, associada aos adventos das mudanças climáticas (GOODARZI et al., 2016), tem suscitado mudanças comportamentais e culturais nas sociedades. Ações de retificação de rios, rebaixamento do lençol freático e aumento da velocidade de escoamento de águas pluviais, que alteram drasticamente o ambiente (BAYLEY, 1995; SCHIEMER et al., 1999), vêm sendo substituídas pelo planejamento conservacionista do território. A harmonização dos usos do solo com medidas de renaturalizações de funções hídricas adaptadas a setores com identidade funcional similares constituem soluções ambientalmente viáveis (MALTBY e BLACKWELL, 2005). A adequação dos usos das encostas úmidas das bacias aéreas constitui exemplo a ser propagado no planejamento do território pouco alterado (BARBOZA et al., 2015). O processo de renaturalização deve se iniciar com a recuperação e revitalização das funções hidrológicas e geomorfológicas do rio (STANFORD et al., 1996; SCHIEMER et al., 1999; WARD et al., 1999), principalmente nas áreas com maior antropização das bacias hidrográficas. Estas medidas permitem a reversão da tendência de degradação, como observado nos casos relacionados na Tabela II-01.

Tabela II-01: Ações de renaturalização implantadas em bacias de grandes rios do mundo.

Referência	Rio/País	Área da bacia (km²) /Extensão do leito (km)	População (em milhões)	Ações de renaturalização
BALDWIN, 2004	Rio Anacostia/EUA	200/40	1,1	Retirada de plantas invasoras/exóticas, reflorestamento e revitalização das áreas úmidas.
POUDEVIGNE et al., 2002	Rio Sena/França	100.000/70.000	7,6	Revitalização por meio de pagamento por serviços ambientais.
DURANEL, 2007	Rio Tâmis/Inglaterra	130.000/5330	30	Monitoramento biológico, renaturalização dos canais e diques artificiais, aumento de áreas úmidas para recriação de habitats.
BINDER, 2010	Rio Isar Alemanha	9000/270		Retirada dos diques artificiais, controle do fluxo, aumento da capacidade de retenção de água por meio da revitalização de áreas úmidas das planícies de inundação.
LAMERS, 2006	Rio Reno/Alemanha Holanda, Suíça, França	200.000/1.320	58	Redução de processos erosivos, retiradas de diques e revitalização de áreas úmidas.
RIQUIER et al., 2015 SCHIEMER et al., 1999	Rio Danúbio/União Europeia (19 países)	801.000/2.850	81	Restaurações hidromorfológicas, proteção contra enchentes, diminuição da poluição de nutrientes e orgânica.
CEIVAP, 2006	Rio Paraíba do Sul/Brasil	56.500/1137	5,8	Ações de reflorestamento de encostas em microbacias.

Em bacias pequenas as funções hidrológicas dos setores apresentam magnitudes e tempos de respostas curtos, permitindo a sociedade estabelecer vínculos entre causa e efeitos dos seus usos. Nessas bacias, os resultados observados trazem benefícios sociais perceptíveis, porém com pouca abrangência regional, dificultando a percepção de todos os segmentos da sociedade, notadamente rural e urbano. Nas grandes bacias há necessidade de manejo e manutenção da integração rio-planície de inundação, com o objetivo de melhorar a conectividade hidrológica e as condições ecológicas em todo o sistema (SCHIEMER et al., 1999).

O rio Paraíba do Sul, localizado no eixo econômico de maior PIB do Brasil, possui 77 planícies de inundação com índice de urbanização médio (18,9%) que evidencia possibilidade e potencial de uso de técnicas de renaturalização de funções ecossistêmicas. Destas, 52 planícies (67,5%) apresentam alto potencial para adoção de técnicas de manejo de renaturalização de funções hidrológicas, que podem garantir o provimento e regulação hídrica da bacia (BAPTISTA et al., 2014).

Este estudo tem como objetivo caracterizar a hidrodinâmica da planície de inundação em solos urbanizado e não urbanizado. Estes resultados podem estimular o desenvolvimento de técnicas de manejo da renaturalização de funções hídricas para o abastecimento de populações nas grandes bacias hidrográficas. A hipótese nula enfatiza que o nível de água do lençol freático na planície de inundação independe dos usos (urbanos ou agrícola), enquanto que a hipótese alternativa salienta que a urbanização altera o nível de água do lençol freático em área urbanizada, ou seja, o nível de água do lençol freático depende dos usos.

2 Material e Método

2.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado em planície de inundação da bacia do rio Paraíba do Sul, Sudeste do Brasil, com 55.400 km² e 1.150 km de extensão do leito principal, contendo 3,9% da área na forma de planícies (BAPTISTA et al., 2014) responsáveis pelo abastecimento de quatorze milhões de pessoas (GARCIA et al., 2012).

A planície em estudo possui 217,84 km² (5,4% da área total de planícies de inundação e 0,38% da bacia do rio Paraíba do Sul), situa-se no terço médio (Municípios de Quatis, Resende e Porto Real, Estado do Rio de Janeiro), contendo 25,6% de área urbanizada. O período chuvoso ocorre nos meses de novembro a março, sendo de maio a setembro o período de estiagens.

O relevo é composto por mesetas encaixadas, que evidenciam antigos leitos do rio, onde a calha atual ainda se encontra em ajustamento, dentro de uma perspectiva temporal em escala geomorfológica de tempo. Há predomínio de solos aluviais nas partes baixas e terrenos sedimentares nas partes altas. Apresentam pequenas depressões, caracterizadas por antigos talwegues localizados abaixo do nível da água do atual leito do rio, onde é comum a presença de espécies adaptadas à umidade, embora o principal uso do solo seja a pastagem extensiva.

2.2 Dinâmica hídrica

Visando identificar os processos que interferem na dinâmica hídrica de planícies de inundação mensurou-se o nível do lençol freático as margens da calha do rio. Foi utilizado o controle litoestrutural (LSCP) situado no talvegue como elemento individualizador da planície de inundação (Figura II-01). Neste ponto ocorre

estrangulamento de seção transversal que produz refluxo remontante na calha que se propaga para planícies próximas, determinando o funcionamento do fluxo hídrico da planície de inundação do trecho e separando os seus efeitos da planície situada imediatamente a jusante do rio.

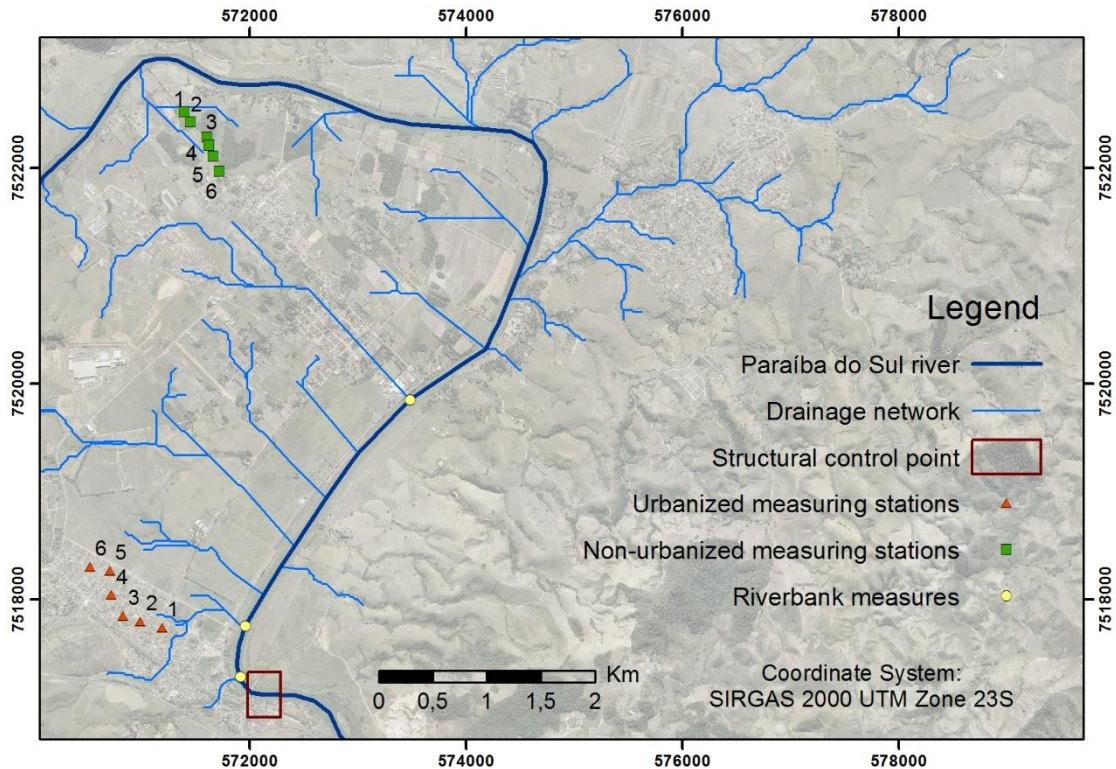


Figura II-01: Disposição dos medidores de nível de água adjacentes à calha (círculos amarelos) e próximos à rede de drenagem (em azul) em área não urbanizada (quadrados verdes) e área urbanizada (triângulos vermelhos).

Foram instalados 03 medidores (Figura II-01) confeccionados com tubos PVC ($\varnothing = 50$ mm) de 1,2 m, com orifícios ($\varnothing = 1,27$ cm) dispostos simetricamente a cada 10 cm, disposto perpendicularmente a aproximadamente 25 m da calha, distâncias de 0,23, 0,61 e 3 km do controle litoestrutural da planície de inundação. O acompanhamento da variação do nível de água foi realizado mensalmente durante janeiro a dezembro de 2013.

2.2 Hidrodinâmica do Lençol Freático

A hidrodinâmica da planície de inundação foi avaliada em área próxima e em área distante do controle litoestrutural, que contam com diferentes usos do solo. Em área próxima ao controle litoestrutural, urbanizada, foram observados 06 poços tubulares desativados de um metro de diâmetro. A área não urbanizada encontra-se a 9,1 km de distância do controle litoestrutural. Nesta área foram utilizados 06 medidores confeccionados conforme descritos no item 2.2. Os medidores foram distribuídos nos seguintes ambientes: pastagem (02), fragmentos florestais (02) e borda de fragmentos (02). O tempo de mensuração foi de 12 meses.

O nível de água na calha do rio foi mensurado utilizando GPS Garmin 76 CSx, devidamente ajustado e calibrado em marco geodésico do IBGE (estação 3046B), distante 35 km da área de estudo.

Objetivando inferir se há alteração da dinâmica do lençol freático de acordo com o aumento da distância da calha, localizamos os medidores próximos às redes de drenagem (Figura II-01), com diferentes distâncias da calha do rio (Tabela II-02). A rede de drenagem conecta a planície de inundação a calha do rio, funcionando como canais de entrada do refluxo das cheias, inundando as áreas baixas e abastecendo seus aquíferos. Opera como canal de drenagem durante os períodos de estiagem.

Tabela II-02: Tipo de uso do solo, localização, elevação e distância dos medidores à calha do rio através da rede de drenagem de ambas as áreas.

Medidor	Tipo de uso do solo	Elevação (m)	Distância do canal (m)	Uso do Solo
01	Não urbanizado	391	380	Divisa entre fragmento florestal e pastagem
02	Não urbanizado	390	452	Divisa entre fragmento florestal e pastagem
03	Não urbanizado	391	525	Fragmento florestal
04	Não urbanizado	392	588	Pastagem
05	Não urbanizado	390	690	Pastagem
06	Não urbanizado	390	818	Fragmento Florestal
01	Urbanizado	405	730	
02	Urbanizado	405	936	
03	Urbanizado	406	1110	
04	Urbanizado	410	1258	
05	Urbanizado	403	1354	
06	Urbanizado	404	1535	

A rede de drenagem foi espacializada usando o software *ArcGIS 10* a partir de Modelo Digital de Elevação (MDE), disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), escala 1:25.000. Depois de eliminados possíveis erros (ferramenta *Fill*), mapearam-se as áreas com acúmulo sazonal de água (ferramentas *Flow Direction* e *Flow Accumulation*), definindo-as como canais de drenagem que interligam a planície de inundação a calha do rio.

2.4 Análises Estatísticas

As variações dos níveis do lençol freático foram analisadas estatisticamente, comparando-se através da análise de variância ($\alpha = 0,05$) as médias entre: i) as profundidades médias dos medidores de área urbanizada e não urbanizada; ii) as médias mensais dos medidores e da calha do rio; iii) a variação mensal no nível do lençol freático e iv) a variação entre os níveis observados nos medidores de cada área. Os dados atenderam suposições de normalidade através de teste de Shapiro-Wilk.

3 Resultados e Discussão

3.1 Dinâmica hidrológica

A altura do lençol freático próximo ao LSCP teve menor oscilação sazonal quando comparada a mensurada a área distante ($p = 0,036$). Isso ocorre porque a variação do nível de água na calha do rio Paraíba do Sul acompanha a distância ao LSCP. Áreas próximas possuem alta frequência de saturação devido ao caráter remontante das cheias. Áreas a montante possuem diminuição da frequência de saturação à medida que se distanciam do LSCP. O medidor localizado próximo ao LSCP possuiu cota mais elevada nos meses de fevereiro (devido a intenso período chuvoso em janeiro), abril e maio (esvaziamento das planícies).

A variação sazonal do nível de lençol freático em áreas inundadas tem sido levantada usando registros de estações de medidas *in-situ* (FRAPPART et al., 2005). Esses estudos estimam a variabilidade espaço-temporal da inundação em planícies, identificando condições que potencializam ou prejudicam a dinâmica natural desses ambientes.

O lençol freático da planície interage com o nível de água do talvegue de forma espacial e temporalmente integrada (MCCARTHY, 2006), influenciando e sendo influenciado pela vazão. Áreas próximas ao controle litoestrutural são as que exercem periodicamente as funções de perenidade da vazão laminando água com frequência (FIGUEROA, 1996) e, portanto, devem ser resguardadas. Espera-se que o lençol freático dessas áreas possua altura expressiva, mesmo em condições adversas. Em áreas distantes do controle litoestrutural, espera-se que o lençol freático possua sazonalidade menos expressiva, com menor frequência de saturação.

Em cheias de menores volumes, causadas principalmente pela precipitação local, áreas das planícies de inundação próximas ao controle litoestrutural, saturam-se primeiro, devido à dinâmica remontante de carga da planície de inundação. Consequentemente, essas áreas são as últimas a liberarem a água no processo de descarga, retendo água por longos períodos de tempo e apresentando menor oscilação de nível de água do lençol freático.

3.2 Hidrodinâmica do Lençol Freático

As áreas de planícies de inundação são pouco protegidas e estão entre os ecossistemas mais ameaçados (ANDERSON et al., 2010). Cerca de 80% dos recursos florestais presentes em planícies de inundação nos Estados Unidos têm sido perdidos devido à conversão em outros usos (HAYENS e MOORE, 1988). A urbanização é a principal causa de perda de áreas florestadas em planícies de urbanização (LOCKABY, 2009).

A dinâmica hidrológica se inicia nos períodos de cheias, quando há saturação dos solos das planícies, recarga dos lençóis freáticos e retenção de água. Parte desta água é liberada nos períodos de estiagem, contribuindo para regularização hídrica e, consequentemente, na perenidade da vazão (FIGUEROA, 1996). Essa dinâmica natural varia espacial e temporalmente através de processos geomorfológicos. Influências antropogênicas alteram qualidade da água, fluxos de sedimentos e morfologia do corpo hídrico (JACOBSON et al., 2011).

Durante o início da inundação há laminação das cheias, infiltração no solo, recarga do lençol freático e armazenamento, com liberação de água para a calha no período de estiagem (HAMILTON, 2002; FRAPPART et al., 2005; SCHOT e WINTER, 2006;

ALSDORF et al., 2010). Interações hídricas entre calha e lençol freático influenciam a estrutura e o funcionamento das planícies de inundação, formando sistemas hidrológicos integrados que afetam as vazões dos rios (MCCARTHY, 2006).

Pequenos movimentos horizontais da água nas planícies e transversais ao leito constituem diferenças hidrométricas pequenas (poucos centímetros), porém formam centenas de quilômetros inundados e/ou secos de superfícies com profundidades variadas (NEIFF, 2003). Planícies de inundação com baixa frequência de saturação costumam ser priorizadas para fins de crescimento urbano, com riscos não menos expressivos (NARDI et al., 2013), alterando funções hidrológicas, volumes de água e o equilíbrio funcional do regime hídrico na bacia (CORREIA et al., 1999), sendo imprescindível incorporar a variável hidrológica destas áreas nos projetos de desenvolvimento regional.

A variação do nível do lençol freático em zonas de alta e baixa frequência evidenciaram diferenças ao longo do ano ($p < 0,001$), demonstrando o impacto do uso do solo na hidrodinâmica de planícies de inundação, pois nas zonas urbanizadas a conectividade da planície com o lençol freático foi baixa e alta na área não urbanizada. A profundidade do lençol freático durante as estações chuvosa e seca não foi significativamente diferente para as áreas urbanizadas e não urbanizadas (Tabela II-03).

Tabela II-03: Profundidade média do lençol freático, profundidade durante as estações e diferença entre as estações seca e chuvosa em área urbanizada e não urbanizada.

Área	Profundidade Média (m)	Profundidade Chuvoso (m)	Profundidade Estiagem (m)	Diferença (valor p)
Não urbanizada	0,49	0,28	0,70	0,81
Urbanizada	3,13	2,77	3,49	0,99

Em área não urbanizada, a média mensal dos medidores e da calha do rio principal apresentou diferença significativa ($p = 0,04$), embora tenha havido semelhança no comportamento entre os medidores e a calha. Os medidores apresentaram padrões semelhantes de oscilação do lençol freático, embora tenha sido constatada diferença significativa entre eles ($p < 0,001$). Os medidores localizados em fragmento possuíram menor amplitude de oscilação sazonal do lençol freático durante o período de estudo, sinalizando que o uso do solo altera a capacidade de armazenamento do lençol freático. Observou-se pico no mês de junho, mesmo com estiagem.

Observou-se semelhança de comportamento entre os medidores e a calha (Figura II-02) em área não urbanizada, demonstrando interligação entre a planície de inundação e a calha. Essa dinâmica ocorre no período de carga (período chuvoso) e descarga (período seco). O aumento do nível de água do rio, e conseqüentemente do nível do lençol freático da planície, no mês de junho, período caracterizado pela escassez de precipitação e, portanto, diminuição da vazão, é justificado pela regularização artificial da Usina Hidrelétrica do Funil, localizada a 50 km a montante da área de estudo. As represas geradoras de energia hidrelétrica controlam artificialmente as cheias nos períodos chuvosos e perenizam vazão nas épocas de estiagem (BRANDT, 2000; COELHO, 2008).

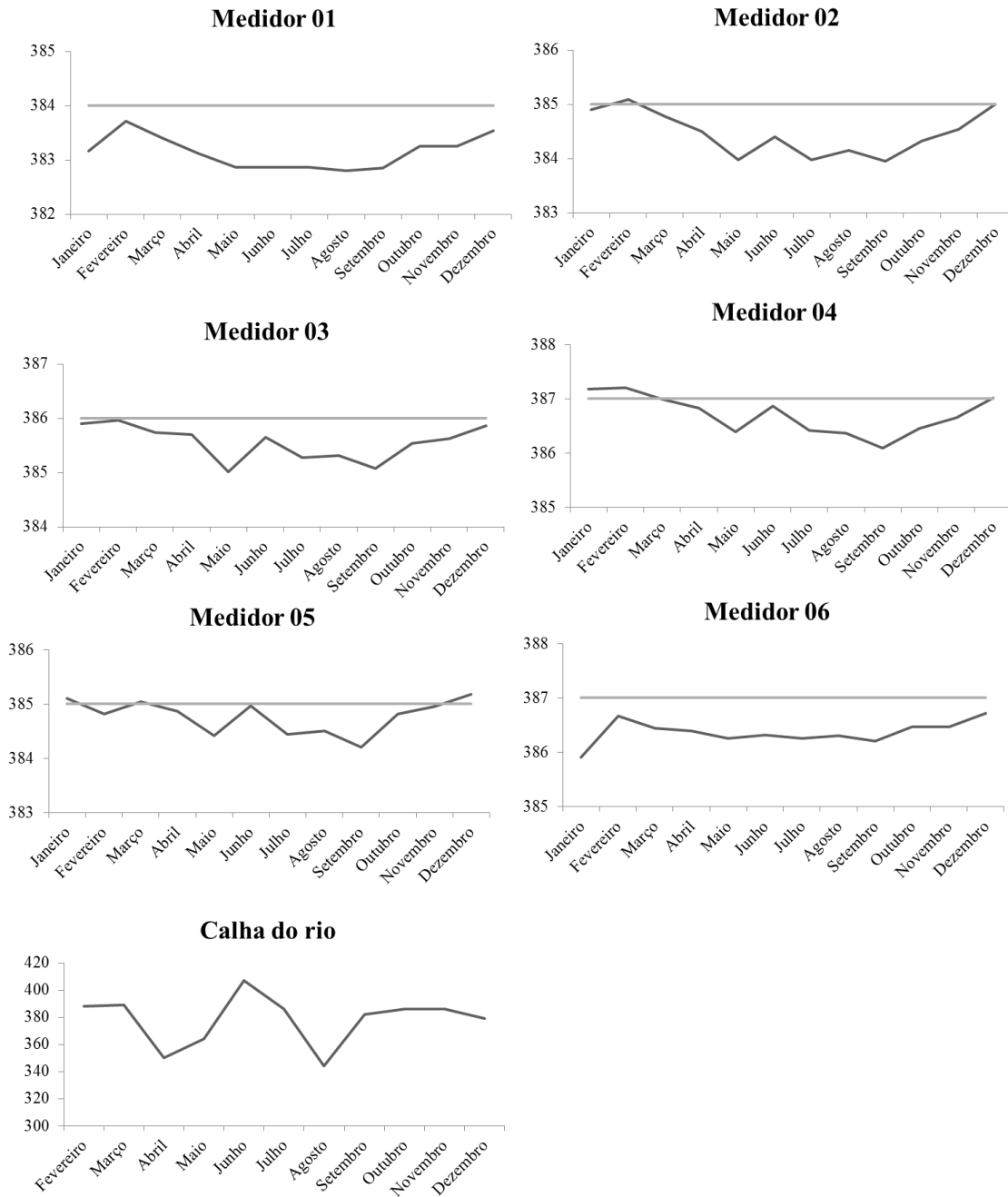


Figura II-02: Dinâmica do lençol freático (cor escura) em área de borda de floresta (1 e 2), dentro da floresta (3 e 6) e pastagem (4 e 5) e variação do nível de água do rio. A linha clara indica cota do medidor.

Houve variação entre a calha do rio e o nível do lençol freático dos medidores de área urbanizada ($p < 0,001$). A oscilação entre período chuvoso e seco foi menor quando comparado à área não urbanizada, demonstrando a influência da urbanização. Observou-se diferença do nível do lençol freático entre os medidores ($p < 0,001$) (Figura II-03).

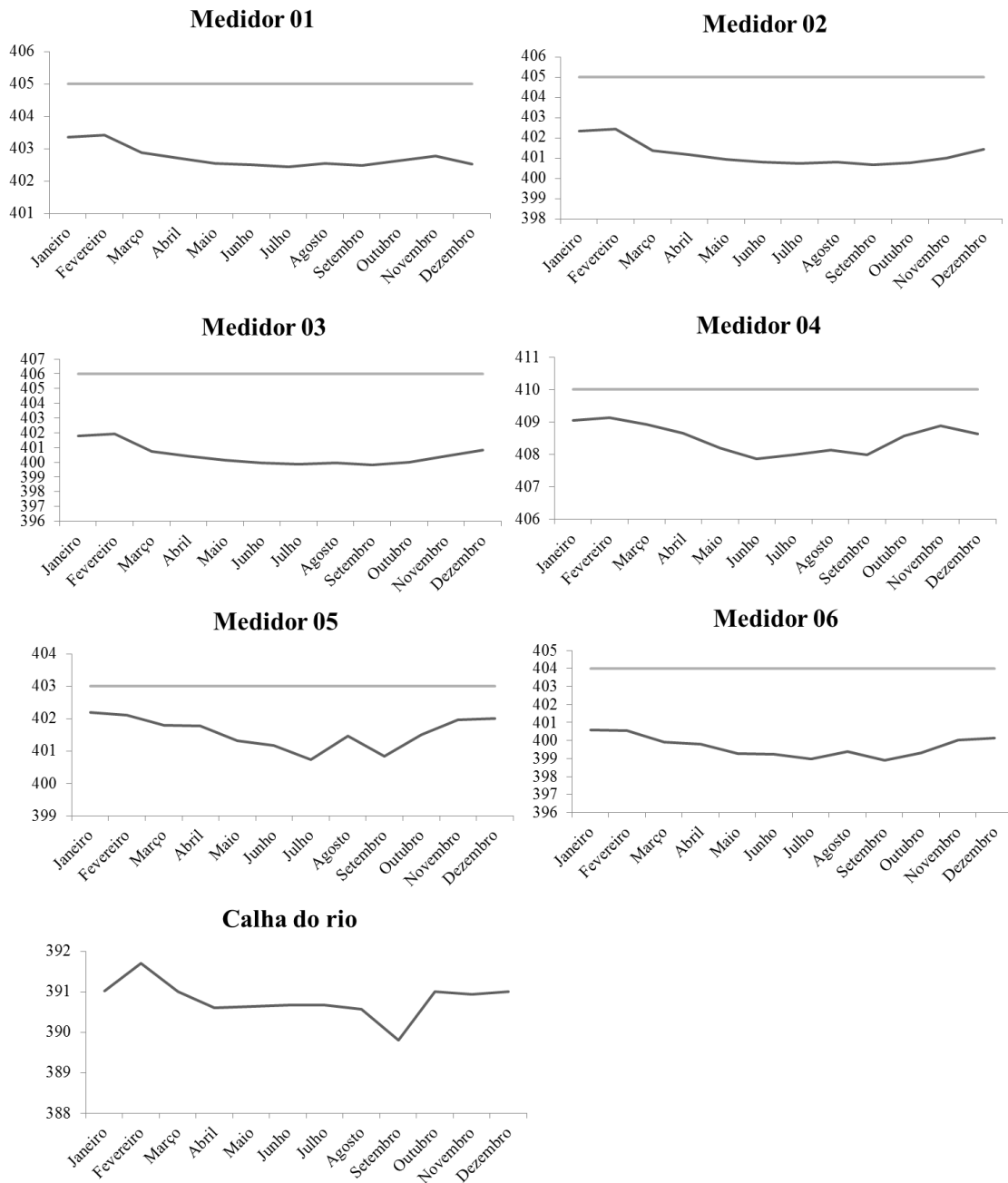


Figura II-03: Variação na profundidade do lençol freático em medidores instalados em área urbanizada e variação do nível de água do rio. A linha clara indica cota do medidor.

O funcionamento dos processos de carga e descarga hídrica nas planícies de inundação não ocorre de forma homogênea entre as áreas urbanizadas e não urbanizadas (FAULKNER, 2004). Na área de estudo, a área próxima ao controle litoestrutural se encontra urbanizada e com maior profundidade do lençol freático, indicando que a urbanização nas planícies de inundação interfere no funcionamento hidrológico e afeta os serviços ecossistêmicos prestados ao longo dos corpos hídricos, comprometendo sua capacidade de armazenamento. A área urbanizada é menos permeável do que a não urbanizada e interage de forma menos significativa com os fluxos da calha, mesmo se encontrando em zona com maior frequência de saturação.

A urbanização em planícies de inundação compromete o seu funcionamento hidrológico, aumentando a magnitude das inundações a jusante e ameaçando os ecossistemas (JUNG et al., 2011). Longos trechos são confinados lateralmente por muros de contenção, reduzindo os efeitos na regularização hídrica, além de expor a calha aos efeitos da sazonalidade, aumentando a frequência das cheias (CORREIA et al., 1999), agravada pela compactação dos terrenos urbanizados, reduzindo fluxos horizontais em planícies de inundação e afetando os seus serviços ecossistêmicos, onde os fluxos são multidirecionados, em função dos equilíbrios hidráulicos existentes (NARDI et al., 2013). Ocorre inibição da infiltração e recarga superficial das reservas do aquífero e interferência nos fluxos de escoamento direto dos rios, responsáveis pela perenização (GROFFMAN et al., 2003).

A frequência de enchentes em cidades localizadas em planícies de inundação mal administradas tem aumentado, pois, além da impermeabilização do solo, os núcleos urbanos são construídos com base nos eventos meteorológicos médios, desconsiderando eventos máximos, cujo tempo de recorrência é elevado (FAULKNER, 2004). Outro problema ocasionado pela ocupação desordenada é a falta de água nas épocas de estiagem, visto que devido ao grande escoamento superficial e pouca infiltração das águas pluviais, ocorre diminuição do tempo de concentração da água na bacia (JUNG et al., 2011). Portanto, a água que deveria ser armazenada nas reservas subterrâneas é disponibilizada ainda durante as chuvas, causando aumento do déficit hídrico nos períodos de estiagens e enchentes nos períodos chuvosos. Deste modo, é recomendável que a urbanização se harmonize com os processos geomorfológicos e ecológicos essenciais.

Em áreas próximas ao LSCP, os medidores 01, 02 e 03 apresentaram variação do nível do lençol freático similar a oscilação da calha principal, com recarga em fevereiro e descarga em setembro (Figura II-03). Esses medidores estão localizados próximo à calha principal. Portanto, a distância da calha do rio através da rede de drenagem influencia a variação do nível do lençol freático. Áreas próximas a calha tem maior saturação e devem ser resguardadas a fim de não comprometer a função hidrológica das planícies.

Neste contexto, medidas físicas envolvendo a abertura de áreas de recarga em locais distantes do canal do rio podem aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos em planícies de inundação (HEIN et al., 2016). Tais medidas trariam grandes benefícios a baixo custo. A reconexão com o canal do rio é essencial e pode ser realizada de várias maneiras, por exemplo, reconectando os canais laterais. Medidas baseadas em uma combinação de trabalhos físicos, físico-biológicos e biológicos também podem ser implementadas.

4 Conclusão

Nosso estudo na planície de inundação da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul indicou uma diferença significativa entre o nível do lençol freático em áreas com diferentes frequências de saturação e graus de urbanização. Na área não urbana, a profundidade média do lençol freático foi de 0,49 m, significativamente menor do que na área urbana (3,13 m). Assim, a urbanização afeta claramente a função hidrológica e o desempenho dos serviços ecossistêmicos nos corpos d'água.

Os setores das planícies de inundação mais próximos ao controle litoestrutural têm uma frequência de saturação mais alta que os setores a montante. Nossos resultados indicaram que a urbanização alterou a profundidade do lençol freático em mais de 2,5 m. Isso pode afetar a conectividade dos fluxos básicos, responsáveis pela manutenção da

continuidade da água durante a estiagem nas planícies de inundação. As áreas mais próximas ao controle litoestrutural e ao canal do rio devem receber consideração especial durante o planejamento ambiental direcionado à expansão urbana.

Considerando a demanda crescente por água para abastecimento humano nas áreas de captação e os efeitos agravantes da urbanização e das mudanças climáticas, um maior conhecimento da hidrodinâmica e da inter-relação de planícies de inundação e rios ajudará a estabelecer técnicas para a renaturalização dessas áreas.

**CAPÍTULO III – PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO E ZONA DE
CONECTIVIDADE: AUMENTANDO A OFERTA DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS HIDROLÓGICOS**

Resumo

Planícies de inundação cobrem somente 6% da superfície terrestre. A conectividade das planícies com padrões multidirecionais, tanto no sentido das drenagens dos tributários como em área contígua à calha. O presente trabalho discute as variações dos níveis do lençol freático como elementos de descrição de dinâmica espaço-temporal para avaliar a importância das planícies na regularização hídrica, de modo a aplicar este conhecimento para desenvolver técnicas de renaturalização para produzir serviços ecossistêmicos na zona de conectividade. Medimos a variação do nível de água do lençol freático em planície de inundação do rio Paraíba do Sul (Sudeste brasileiro), o qual possui 77 planícies de inundação que ocupam somente 3,87% da bacia e possuem alto potencial de renaturalização de funções hídricas. O controle litoestrutural (LSCP) está situado no canal do rio e é responsável pelo enchimento remontante. Áreas próximas ao LSCP permanecem saturadas, armazenando e contribuindo nos hidrogramas de estiagens. Áreas afastadas ao LSCP em até 4.400m operam na regularização hídrica armazenando as cheias da calha e reduzindo a sua propagação para jusante. Áreas distante 7.500m têm este potencial de absorção aumentado. Estas três áreas operam de forma distinta e integralizada na absorção das cheias e recarga do freático, interferindo no aumento das vazões mínimas da calha. O entendimento das funções destes setores permite o desenho de intervenções objetivas de técnicas de renaturalização que resguardem e potencializam funções hidrológicas das planícies de inundação.

Palavras chaves: lençol freático, renaturalização, rio Paraíba do Sul, hidrologia

Abstract

Floodplains cover only 6% of the Earth's surface. Connectivity occurs in riverbeds with multidirectional patterns, both in the drainage paths of the tributaries and in the areas contiguous to the riverbed. This study discusses the variations in the water table levels as elements of a spatiotemporal description to evaluate the importance of floodplains as hydric regulatory elements and to apply this knowledge to develop techniques for the renaturalization of water functions to produce ecosystem services. We measured the variation in the water table level in the floodplain of the Paraíba do Sul River (southeastern Brazil), whose 77 floodplains occupy only 3.87% of the basin and have great potential for the renaturalization of their water functions. The litho-structural control point (LSCP) is situated in the river channel and produces backflow from the river channel. Areas near the LSCP remain saturated, storing water and contributing to dry-season hydrographs. Areas up to 4,400 m away from the LSCP perform hydric regulation, storing water from floods of the riverbed and reducing its flow downstream. Areas 7,500 m away from the LSCP have an increased absorption potential. These three areas operate differently and integrally in absorbing floods and recharging the water table, influencing the increase in minimum flows in the riverbed. The understanding of the functions of these sectors enables the design of objective measures that safeguard and increase the likelihood of the renaturalization of the hydrological functions of floodplains.

Key-words: water table; renaturalization; Paraíba do Sul river; hydrology

1 Introdução

Planícies de inundação são ambientes complexos e heterogêneos (JORDAN e BENSON, 2015; MITCHELL et al., 2013) ameaçados pelo crescimento urbano e que possuem poucos estudos sobre sua importância no manejo de bacias hidrográficas (LOCKABY, 2009). Possuem relevância em termos de paisagem (TOCKNER e STANFORD, 2002) e importância ambiental relativa a biodiversidade, funções ecossistêmicas, retenção e filtragem de nutrientes em sistemas fluviais e efeitos sobre inundações (SANON et al., 2012; SCHINDLER et al., 2014; WEIGELHOFER et al., 2015).

A dinâmica hidrológica começa no ponto mais baixo próximo ao controle litoestrutural (LSCP), com enchimento remontante (BAPTISTA et al., 2014). Na drenagem dessas áreas a água excedente escoar rapidamente pelos mesmos lugares por onde entra; no entanto, os locais baixos, embora mais altos que os níveis mínimos de água do rio principal, tendem a drenar para o canal lenta e gradualmente utilizando-se de várias rotas. Conectividade é o grau em que componentes de um sistema estão conectados e interagem através de vários mecanismos de transporte (LEIBOWITZ et al., 2018). Resulta do movimento longitudinal, lateral e vertical de expansão e contração do rio (COHEN et al., 2016), com variabilidade de frequência, duração, magnitude e extensão espacial.

A zona de conectividade é o ponto de encontro onde ocorrem trocas de água entre a planície de inundação e a calha do rio. A zona de conectividade é influenciada por condições climáticas, geológicas e outras condições fisiográficas, características edáficas e impactos bióticos e antrópicos (LEIBOWITZ et al., 2018). Algumas condições específicas, como velocidade de fluxo, vegetação, solo, processos de erosão e nível do lençol freático, influenciam e são influenciadas pela conectividade, alterando a estrutura e funcionamento das planícies de inundação.

Medir a conectividade é complexo devido às inúmeras formas de conexão existentes entre os leitos atuais e os antigos. O monitoramento da variação da altura do lençol freático ao longo do tempo, observando variações sazonais dentro da planície relacionadas ao nível da água do canal e o uso de indicadores de solo e vegetação permitem inferências indiretas da retenção de água na planície. Assim, é possível localizar áreas com diferentes tempos de retenção para avaliar o percurso da água e sua conectividade entre as planícies e o canal. Essas informações podem ajudar no desenvolvimento de um conjunto de critérios para a restauração e proteção de uma planície de inundação com base na funcionalidade dos ecossistemas dentro da planície, com relação à sua importância para a sociedade (LEIBOWITZ et al., 2018).

As opções de aumento de produção hídrica se mostram cada vez mais escassas, sobrando-se poucos espaços para atuação. A renaturalização de planícies de inundação se mostra uma alternativa viável, desde que o conhecimento da dinâmica hidrológica seja espacializada e quantificada. O objetivo deste estudo foi caracterizar a dinâmica espaço-temporal do nível de lençol freático na produção de serviços ecossistêmicos na zona de conectividade. Para atingir esse objetivo, avaliamos a diferença do nível da água entre a planície e o canal para inferir o comportamento da conectividade entre leito do rio e planície na bacia do rio Paraíba do Sul, que possui grande potencial para a renaturalização de suas funções hidrológicas. A variação do lençol freático entre planície e calha na zona de conectividade é igual em toda a planície, segundo a hipótese nula. A hipótese alternativa contempla que esta variação do lençol freático entre planície e calha na zona de conectividade depende de outros fatores, apresentando trechos hidrológicos com conectividades distintas.

3 Material e Método

O controle litoestrutural (LSCP) está situado no canal do rio e é usado para diferenciar as regiões da planície de inundação (BAPTISTA et al., 2014). Devido a sua resistência diferenciada aos processos erosivos e ajustes geomorfológicos, o LSCP pode ser considerado um gargalo, pois produz efeito remontante no canal do rio que se propaga para dentro das áreas planas próximas (BAPTISTA et al., 2017). Isso determina a função do fluxo de água nas planícies de inundação ao longo deste trecho do rio e pode sugerir conectividade. A compreensão e identificação do LSCP sobre a organização espacial interna de uma bacia hidrográfica, bem como o conhecimento de sua fisiografia, ajudam a planejar o manejo racional dos recursos naturais.

3.1 Área de Estudo

O rio Paraíba do Sul possui 77 planícies das quais em 52 (totalizando 64.305,54 ha e constituindo 1,16% da bacia) possuem potencial para o desenvolvimento de técnicas de renaturalização de suas funções hidro-ecológicas (BAPTISTA et al., 2014). A área de estudo é regulada artificialmente por meio da Represa Hidrelétrica do Funil, construída em 1977 e localizada 50 km a montante. Com o início da operação da represa, a planície mudou suas funções hidrológicas, porém próximo ao controle litoestrutural situado no fim do trecho hidrológico (exutório) as interações hídricas entre calha e planície de inundação foram resguardadas.

A presença de neossolo flúvico (CARVALHO FILHO et al., 2003) evidencia os sinais da evolução dos processos geomorfológicos pretéritos e contemporâneos. Estes solos são pouco evoluídos, formados a partir da sobreposição de sedimentos carreados pelas cheias e depositados, predominantemente de textura arenosa, gerando solos pouco desenvolvidos (SANTOS et al., 2018).

Foram selecionamos três trechos hidrológicos, envolvendo as seguintes distâncias a montante do LSCP: a) Próximo (A1) – a 500 m do controle litoestrutural; b) Intermediário (A2) -entre 500 e 4.400m; e c) Distante (A3) – entre 4400 e 7500m (Figura III-01). A escolha das áreas levou em consideração a dinâmica hidrológica da planície de inundação, priorizando áreas que apresentam alta frequência de inundação, tais como áreas imediatamente a montante do LSCP (BAPTISTA et al., 2017) e setores subsequentes. As diferentes etapas de inundação da planície foram observadas a partir do registro histórico de antigas inundações e do levantamento das condições do meio físico, especialmente o comportamento da vegetação e características edáficas.

O clima, segundo a classificação de Köppen, varia entre Cwb (clima temperado úmido com inverno seco e verão chuvoso) a Cfb (clima temperado úmido com verão chuvoso) e Aw (clima tropical com inverno seco). A temperatura média máxima anual é 26 a 28°C com mínimo entre 15 a 17°C (OVALLE et al., 2013). A precipitação média anual é de 2000 mm, com período chuvoso de outubro a março e período menos chuvoso entre abril e setembro. As margens da calha apresentam áreas de remanso, porém variam em declividade e vegetação hidrofílica flutuante, semiflutuante e totalmente ancorada.

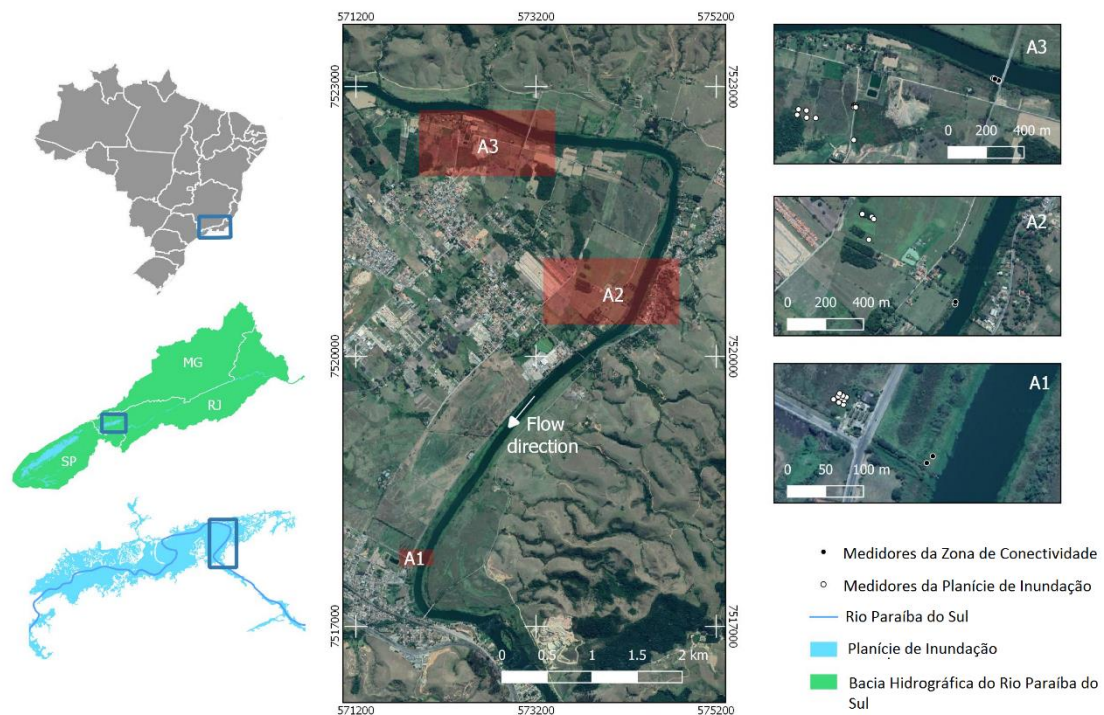


Figura III-01: Trechos hidrológicos localizados em áreas próximas (A1; 500 m), intermediárias (A2; 4.400 m) e distantes (A3; 7.500 m) ao controle litoestrutural. Medidores do nível de lençol freático localizados na planície (pontos brancos) e nas margens do rio/zona de conectividade (pontos pretos).

Áreas próximas ao LSCP (A1, Figura III-01) apresentaram solo cinzento avermelhado escuro (2,5 YR 4/1) a profundidade de 20 e 40 cm respectivamente. Camada superior com vegetação (morta e viva), indicando processo de colmatção. Apresenta na camada até 36 cm pouco mosqueamento (1%) proeminente de vermelho escuro (2,5 YR 3/6), aumentando nas camadas mais profundas para mosqueamento comum (5%). Esse ambiente apresenta atividade biológica apenas na camada superficial (4 cm). Essa área apresentou maior proporção de espécies aquáticas, (*Polygonum lapathifolium* L., *Cyperus giganteus* Vahl, *Thypha angustifolia* L., *Brachiaria purpurascens* (Forsk) Stapf e *Thelypteris dentata* (G. Forst.) E.P.St. John) com diferença significativa ($p < 0,001$) das demais, apresentando mais de 90% dessa vegetação.

A área intermediária (A2, Figura III-01) apresenta atividade biológica superficial (30 cm) e solo cor bruno amarelado escuro (10 YR 4/6) nos primeiros 30 cm e cor vermelho (7,5 YR 4/6) após essa profundidade com mosqueamento comum (5%) e proeminente de vermelho (10R 4/8) na camada de 30 a 50 cm e, após essa profundidade, mosqueamento abundante (30%) e proeminente de amarelo avermelhado (5 YR 7/8). Apresenta fanerófitos de grande porte (*Croton urucurana* Baill, *Inga vera* Willd, *Schinus terebinthifolia* Raddi. E *Psidium guajava* L.), herbáceas prostradas (*Malvastrum coromandelianum*, *Drymaria cordata* (L.) Willd. Ex Roem. & Schult e *Sphagneticola triloba* (L.) Pruski), plantas aquáticas (*Polygonum lapathifolium* L., *Cyperus giganteus* Vahl, *Thypha angustifolia* L., *Brachiaria purpurascens* (Forsk) Stapf e *Thelypteris dentata* (G. Forst.) E.P.St. John) e herbáceas eretas com raízes não profundas

(*Malvastrum coromandelianum* L., *Urena lobata* L., *Siegesbeckia orientalis* L., *Aeschynomene rudis* Benth, *Xanthium strumarium* L. e *Oxalis latifolia* Kunth).

A área mais distante do controle litoestrutural (A3, Figura III-01) apresenta cor bruno (10 YR 4/3) com mosqueamento comum (2%) proeminente de vermelho amarelado (5YR 4/8). Possui exemplares de fanerófitos de grande porte, com abundância de herbáceas eretas com raízes não profundas e plantas aquáticas (idem espécies da área intermediária).

3.2 Entrada de Água no Sistema planície de inundação

No trecho hidrológico da planície de inundação (aproximadamente 50 km) o aporte de água é feito por três vias: precipitação direta sobre a planície, contribuição dos tributários e vazão do rio principal. Como a Represa Hidrelétrica do Funil realiza a regularização artificial, a vazão da calha principal foi calculada a partir da vazão efluente da represa, com dados disponibilizados pelo Operador Nacional de Sistema Hidrelétrico (ONS) no site www.ons.org.br. A precipitação local foi obtida em pluviômetro localizado na área de estudo disponibilizado pelo Centro de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais (CEMADEN) no site www.cemaden.gov.br/mapainterativo e extrapolado multiplicando-se pela área total. A área de contribuição da planície foi calculada a partir da hidrografia disponibilizada pela Agência Nacional das Águas (ANA) no software *ArcGIS* v.10.3.

3.3 Levantamento hidrológico da zona de conectividade

Foram instalados 25 medidores do nível de água do lençol freático com auxílio de trado de caneco ($\varnothing = 0,50$ m, altura de 1,2 m) na área próxima (09), intermediária (04) e distante (12) ao controle litoestrutural (Figura III-01, pontos brancos) e 08 na zona de conectividade na área próxima (2), intermediária (2) e distante (4) (Figura III-01, pontos pretos). Os medidores foram confeccionados de tubos de PVC com $\varnothing = 50$ mm, profundidade 1,2 m e 20 orifícios ($\varnothing = 1,27$ cm) em suas paredes laterais. Os níveis de água foram medidos mensalmente durante um ano hidrológico (outubro/2017 a setembro/2018).

A frequência mensal é suficiente para descrever as flutuações sazonais do nível de água, visto que é feito também o acompanhamento do nível de água da calha e as medições são relativizadas com esse nível. Pequenos movimentos horizontais da água nas planícies e transversais ao leito constituem diferenças hidrométricas pequenas (poucos centímetros), porém formam centenas de quilômetros inundados e/ou secos de superfícies com profundidades variadas (NEIFF, 2003) e são passíveis de comporem os fluxos das bacias hidrográficas.

Foi realizada análise de *cluster* (Método Ward; SPSS 15) na planície e na zona de conectividade, discriminando os meses em função do nível de água do lençol freático, como forma de caracterizar a dinâmica espacial e temporal. A análise de *cluster* foi realizada com a média dos valores de nível de água dos medidores de cada área. Após o agrupamento, foi realizada a média por período. Realizou-se ANOVA (SPSS 15) desses valores objetivando averiguar se houve ou não diferença significativa ($\alpha = 0,05$) entre períodos e entre os setores hidrológicos, visto os dados atenderem as suposições de normalidade, comprovado através de teste Shapiro-Wilk.

3 Resultados e Discussão

Planícies de inundação são ambientes heterogêneos e complexos nos quais a conectividade pode ter importante contribuição na regulação de serviços ecossistêmicos (JORDAN e BENSON, 2015; LEIBOWITZ et al., 2016; MITCHELL et al., 2013). A comunicação hidrológica entre calha e planície pode ocorrer por meio dos fluxos superficiais canalizados ou não, ou a partir da interação entre lençol freático (raso ou profundo) com o nível da água da calha principal (LEIBOWITZ et al., 2016) pelo manto poroso na qual se transformam os solos sedimentares das planícies de inundação. Quando a mesma ocorre em períodos mais demorados, o fluxo básico passa a ter mais importância na manutenção das condições de perenidade em períodos de estiagens (LEIBOWITZ et al., 2018). A falta de evidências objetivas entre troca de água subterrânea profunda e trechos distantes das planícies com a calha ao longo do tempo (anos), ressalta a importância de conexões temporárias dos fluxos sub-superficiais (meses) e nos fluxos superficiais (dias/horas), quando o solo se apresenta com diferentes níveis de saturação (COOK e HAUER, 2007; LEIBOWITZ et al., 2018).

De outubro de 2017 (início do período chuvoso) a setembro de 2018, a precipitação acumulada na área de estudo foi de 1295 mm (Tabela III-01). Multiplicando-se pela área de contribuição direta somada a área da planície, temos um montante de $17,21 \times 10^{11}$ mm de água chegando ao LSCP no período de um ano. A vazão defluente da Represa Hidrelétrica do Funil variou entre 137 a 213 m³/s, com média de 167,66 m³/s. A vazão medida a montante da planície refletiu o tempo de retardo que a precipitação atingiu a calha, justamente pelas especificidades das bacias onde houveram as precipitações (Figura III-02, linha tracejada) e seus efeitos de regulação artificial, onde se percebe aumento da vazão no período de estiagem (junho e julho), quando há precipitação reduzida (Figura III-02, linha contínua).

A planície de inundação tem sua dinâmica de cheia ditada pela entrada de água com grande intensidade de forma remontante pelos talwegues das suas sub-bacias. Parte dessa água drena da planície pelo mesmo exutório que entra em horas/dias após o descenso do hidrograma, ficando retida as partes que infiltram e ficam armazenadas, podendo retornar a calha durante as estiagens máximas manifestadas nos hidrogramas com vazões mínimas. Este volume de água drena lentamente (meses/anos) e percola pela zona de conectividade, com dinâmicas próprias nas diferentes partes da planície interferindo na composição dos hidrogramas durante a fase de descenso.

Os níveis de água do lençol freático foram agrupados em função de suas variações sazonais durante o ano hidrológico (outubro/2017 a setembro/2018), segundo análise de *cluster*, em três grupos distintos, denominados de: a) Recarga; b) Armazenamento; e c) Descarga (Tabela IV-01), compostos respectivamente pelos meses cujos níveis de água do lençol freático e da calha foram máximos (enchimento), intermediários e mínimos (esvaziamento).

Tabela III-01: Altura média do lençol freático em cada uma das áreas (A1, A2, A3) e em suas respectivas zonas de conectividade (A1C, A2C, A3C) no período chuvoso e de estiagem. Cinza mais claro são os meses do período de recarga, com menor altura do lençol freático, cinza intermediário período intermediário e cinza escuro período de descarga, quando há saída da água da planície de inundação para a calha do rio. A média de cada período para cada área encontra-se nas colunas “Média dos Clusters”. Valores negativos são encontrados em áreas saturadas, com lençol freático aflorante e solo alagado. Os dados da altura do lençol freático encontram-se em cm, dados de precipitação em mm (l/m²) e de vazão em m³/s.

Proximidade ao LSCP	Localização	Sigla	Período Chuvoso						Período de Estiagem						Média dos Clusters		
			Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Recarga	Armazenamento	Descarga
Próximo	Planície	A1	1,4	-0,06	-8,9	-8,4	-8,8	-13,5	-11,8	-12,5	-10,0	-6,8	-10	-9,2	-12,6	-8,9	0,6
	Zona de conectividade	A1C	-3,5	-3,4	-0,5	-7	-17,7	-17,7	-2	-6	-5,5	-10	-7	-8,7	-17,7	-7,3	-2,3
Intermediário	Planície	A2	48,2	-7,8	62,8	-18,1	-12,7	-31,1	-7,1	33,5	55,2	70,1	71,8	75,8	-15,3	49,9	72,6
	Zona de conectividade	A2C	-11,0	-17	22,7	13,5	2,5	-21	25,2	22,2	41	16,5	17,7	17	-16,3	17,1	41
Distante	Planície	A3	-1,4	-14,4	1,5	-28,8	-27,2	-32,7	-18,7	-0,8	9,5	25,0	24,1	36,7	-23,7	1,0	26,6
	Zona de conectividade	A3C	15,2	10,3	-4,6	-11,25	-19,5	-112,2	1,1	1,6	2	-4	-5,2	-4	112,2	-4,8	12,8
Precipitação			46,2	164,6	157,2	223	215,8	178,6	123	31,4	17,6	15,6	50,8	71,4	219,4	155,85	38,83
Vazão			174	167	157	137	175	213	145	157	162	173	176	176			

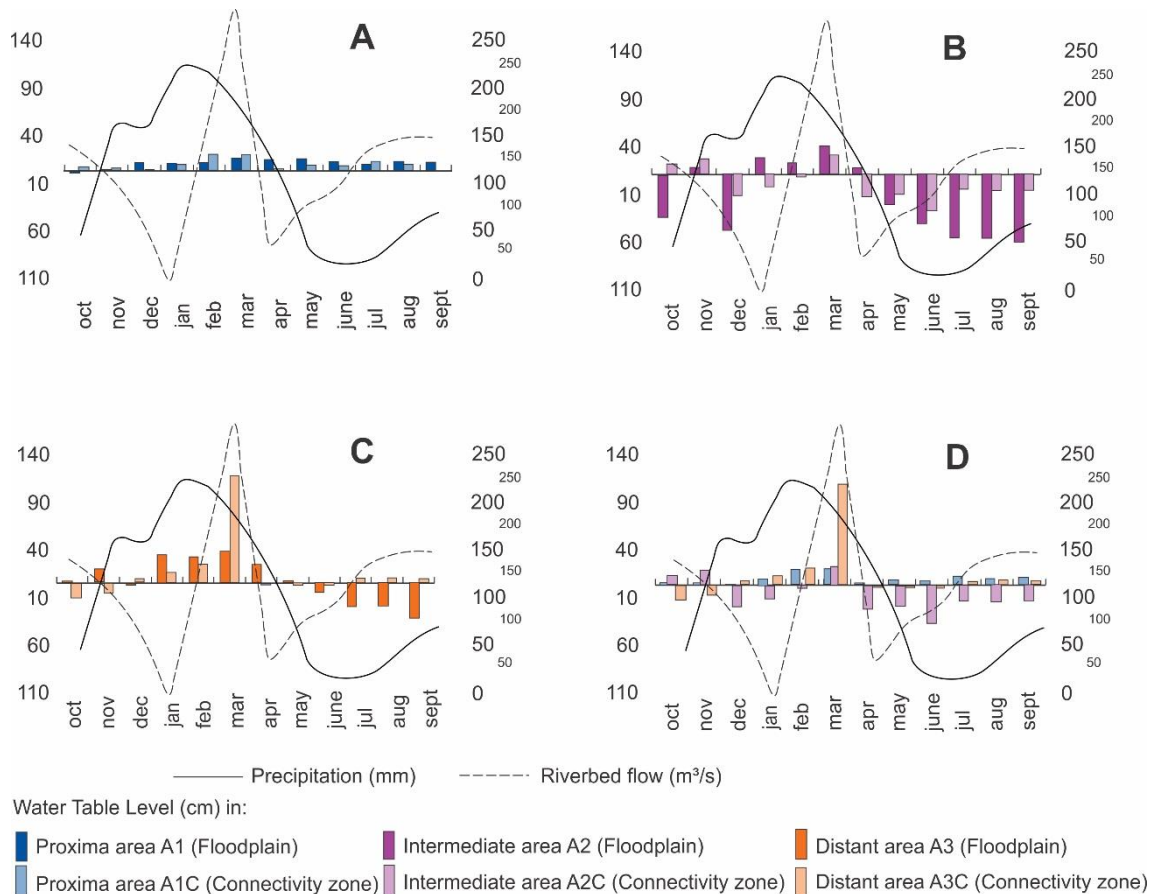


Figura III-02: Dinâmica hídrica de setores da planície de inundação e da área de conectividade entre planície e calha de trecho hidrológico da bacia do rio Paraíba do Sul. Valores acima da linha do eixo x significam lençol freático aflorante, com solo saturado. Eixo y esquerdo é o nível da água (cm), a direita precipitação (mm) e menor a direita vazão do leito do rio (m³ / s). Comparação dos medidores localizados em A) Área próxima/A1 (500 m), B) Área intermediária/A2 (4400 m), C) Área distante/A3 ao controle litoestrutural (7500 m), D) Zonas de conectividade.

Áreas próximas ao LSCP são permanentemente saturadas (Figura III-02 A), com altura da lâmina d'água variando entre 2,3 a 17,7cm na zona de conectividade e 0,6 a 12,6 cm na planície de inundação (Tabela III-01), enquanto as mais distantes têm frequência de umidade alternada (presença e ausência de água) (Figura III-02 B e C).

As zonas permanentemente saturadas armazenam água por mais tempo e permitem trocas máximas nos períodos de estiagens, apresentando lençol freático aflorante durante todo o ano e interferindo na regulação das vazões de estiagem da calha. Áreas intermediárias tiveram nível de água mínimo do lençol freático, com menor contribuição em vazões de estiagens, mas podem absorver as cheias e reduzir sua propagação para jusante. Áreas distantes ao LSCP registraram variações sazonais maiores, ou seja, o lençol freático tem maior oscilação máxima em relação à mínima, com intervalo de variação de 125 cm de lâmina d'água entre os períodos de recarga e descarga na zona de conectividade e 50,3 cm dentro da planície de inundação, além de sofrer influência da regularização artificial.

No **período de recarga** foi constatado na zona de conectividade da área distante (A3) o nível máximo de água (Figura III-02 C e D), com mais de 1 metro de altura no instante da recarga, com enchimento apenas no mês de março, com diferença significativa das demais

(A1C $p = 0,019$ e A2C $p = 0,011$). Entre a planície e zona de conectividade, houve diferença significativa nas áreas próximas (planície -12,6 cm e zona de conectividade 0,6 cm $p = 0,043$) e distantes (planície -112,2 cm e zona de conectividade 12,8 cm, $p = 0,001$) ao LSCP, indicando efetiva conectividade entre a zona de conectividade e a planície nesses trechos hidrológicos, visto que o nível de água do lençol freático da planície está abaixo da zona de conectividade, vertendo da calha para a planície. Esse fluxo se verificou no final do período chuvoso na planície nas áreas próximas, intermediárias e distantes ao controle litoestrutural, havendo *delay* entre o período de maior precipitação (janeiro e fevereiro; Tabela III-01) e o período de recarga de todas as áreas (março).

Quando o nível do lençol freático da planície atinge o nível da zona de conectividade, ocorre equilíbrio hídrico e se inicia uma troca gradual com a calha, sendo este o **período de armazenamento**. Este durou sete meses na área próxima ao controle litoestrutural, com menor profundidade do lençol freático (saturado). Para as demais áreas, o período de armazenamento foi de quatro meses. O nível de água do lençol freático foi significativamente mais baixo na área com distância intermediária do controle litoestrutural do que nas demais (A1C $p < 0,001$ e A3C $p < 0,0001$).

No **período de descarga**, a planície drena até chegar a seu nível mais profundo. Todas as áreas diferenciaram-se entre si (A1C x A2C $p = 0,035$; A1C x A3C $p = 0,003$; A2C x A3C $p = 0,036$), evidenciando sua relevância na dinâmica hidrológica. O nível de água mínimo do lençol freático da área próxima ao controle litoestrutural foi maior que os das demais áreas, indicando maior influência dessa variável no período de descarga. Esta fase ocorreu no período chuvoso nas áreas próximas e distantes ao controle litoestrutural e no período de estiagem nas áreas intermediárias, demonstrando que essa última é menos eficiente no armazenamento de água que as demais, mas que pode atuar nos efeitos de laminação das cheias.

Ocorre sobreposição temporal do nível de água do lençol freático, com fases de variação dos períodos (recarga, armazenamento e descarga) na planície e na zona de conectividade. A variação temporal é diferenciada entre as áreas (próxima, intermediária e distante ao controle litoestrutural) indicando dinâmica sazonal distinta, porém com o mesmo padrão de ocorrência. O padrão se inicia no período de recarga (início do período chuvoso), seguido de período de armazenamento, descarga, armazenamento e recarga novamente, reiniciando o ciclo. O segundo período de armazenamento (entre o período de descarga e o de recarga) é caracterizado por nível de água mínimo do lençol freático. O período permite inferir sobre a direção da conectividade: planície de inundação (recarga), em equilíbrio (armazenamento) ou calha (descarga).

Os três setores da planície têm sua recarga iniciando ao final do período chuvoso (março, Tabela III-01), quando a represa libera excedentes hídricos e sinalizando o peso da regulação artificial na planície de inundação com baixa antropização. Esta situação justifica o pico das cheias defasado do período de chuvas em março, quando os solos se encontram saturados devido à chuvas antecedentes. O *delay* temporal entre o período chuvoso (janeiro e fevereiro) e o período de recarga de (março; Tabela III-01) evidencia a capacidade de regularização hídrica da planície. O próprio ato de inundar parece aumentar as trocas de águas superficiais e águas subterrâneas através da superfície da planície de inundação, provavelmente através da expansão de caminhos de fluxo preferenciais (HESTER et al., 2016).

O período de descarga é caracterizado pela saída da água da planície em direção à calha do rio, preferenciando os locais onde o nível de água do lençol freático é maior que o nível de água da calha. Quando a planície de inundação devolve ao rio a água armazenada, ela está contribuindo para a perenização da vazão e elevação das vazões de estiagens, sendo estes efeitos de regularização hídrica um dos mais tangíveis serviços ecossistêmicos oferecidos pelas

planícies de inundação, que podem ser ainda mais potencializados, caso haja o manejo com coberturas florestais a responder estas funcionalidades.

A variação temporal dos dados do nível de água dos 3 setores e suas respectivas zonas de conectividades, evidenciam que a planície de inundação oferece permanentemente serviços ecossistêmicos, seja no início do período chuvoso (A1, outubro e novembro), no início do período de estiagem (A2, abril e junho) e no fim do período de estiagem (A3, julho, agosto e setembro), tanto para laminação de cheias, regularização hídrica e perenidade da vazão.

Embora tenha apresentado pulso de inundação menor que as outras áreas, A1 apresentou solo saturado o ano todo (Figura III-02 A) e variação do nível de água máximo e mínimo de 15 cm. A1 obteve maior período de armazenamento (7 meses) e variação do nível de água entre período de recarga e armazenamento de 3,7 e 10,3 cm na planície e na calha respectivamente, indicando que essa área é a mais eficiente no armazenamento. A presença de solo liquefeito, ausência de árvores e alta porcentagem de espécies paludosas indica ajuste geomorfológico devido às dinâmicas de cheia e que, devido a essas características, apresenta maior grau de conectividade que as demais áreas, sendo, portanto, a área mais importante na oferta de serviços ecossistêmicos e mais apta a receber medidas de renaturalização de funções hidrológicas

A2 obteve maior variação na planície entre nível de água máximo e mínimo (88 cm), mesmo estando a uma distância intermediária (4.400m) do controle litoestrutural. Essa área sofreu forte influência da precipitação local, com aumento da profundidade do lençol freático já no início do período de estiagem e poucos meses com solo saturado (Figura III-02 B). A vazão também exerceu influência, principalmente no período de recarga. Com 4 meses de armazenamento, apresentou profundidade do nível do lençol freático significativamente maior que as demais (A1C $p = 0,000$; A3C $p = 0,000$), indicando menor aptidão para oferta de serviços ecossistêmicos hidrológicos.

A3 sofreu forte influência da vazão, principalmente no período de recarga (Figura III-02 C). O enchimento dessa parte da planície foi condicionado a regularização artificial da Represa Hidrelétrica do Funil, quando houve abertura das comportas devido à excedente de volume de água armazenado. A variação entre o nível de água máximo e mínimo do lençol freático da planície foi de 50,44 cm. Apesar dessa variação, o período de armazenamento, que durou 4 meses, apresentou solo saturado (-4,87 cm) na zona de conectividade e sub superficial (1, 01 cm) na planície, além de maior coluna de água no período de recarga (-112,25 cm calha; -23,79 planície; Tabela III-01).

No enchimento, as áreas próximas e distantes ao LSCP apresentaram diferença significativa entre o nível de água da calha e da planície ($p = 0,043$ e $p = 0,001$, respectivamente), sinalizando que nesse momento a água verte da calha para a planície, a fim de ser armazenada. A recarga da zona de conectividade na área distante é realizada apenas em um mês e de acordo com a regularização artificial (Figura III-02 C), indicando entrada de pouco volume de água e dependência externa. A área intermediária apresentou diferença entre calha e planície no período de descarga ($p = 0,027$) e de armazenamento ($p < 0,001$) com nível de água da calha significativamente maior do que na calha (Figura III-02 B), indicando baixa capacidade de armazenamento.

Houve variação entre as zonas de conectividades, indicando funções diferenciadas. No período de recarga, a zona de conectividade da área mais distante ao controle litoestrutural (A3C) apresentou nível de água máximo do lençol freático maior que as demais (A1C $p = 0,019$ e A2C $p = 0,011$), devido a regularização artificial da vazão. A área intermediária (A2C) teve nível de água mínimo do lençol freático no período de armazenamento mais profundo que demais (A1C $p < 0,001$; A3C $p < 0,0001$), evidenciando menor aptidão para armazenamento de água. A área próxima ao controle litoestrutural (A1C) obteve nível de água mínimo subsuperficial. Conforme ocorre a saída de água na zona de conectividade da área próxima ao

LSCP para a calha, as demais áreas contribuem para o enchimento da mesma, que permanece saturada durante todo o ano.

Sendo todos os fatores iguais, as áreas próximas a calha e ao controle litoestrutural terão maior conectividade hidrológica do que as áreas mais distantes (LEIBOWITZ et al., 2018; BAPTISTA et al., 2017). No entanto, todos os fatores geralmente não são iguais e, portanto, as áreas úmidas mais distantes podem ter maior conectividade do que as áreas úmidas que estão mais próximas ao controle litoestrutural. Variabilidade de fatores como topografia, declividade e permeabilidade do solo podem influenciar (LEIBOWITZ et al., 2018).

Outro fator que deve ser levado em conta é a influência antrópica. Áreas distantes ao controle litoestrutural sofrem maior influência da regularização artificial (Figura III-02 C) do que as demais na zona de conectividade. Com o constante assoreamento que as represas vêm sofrendo, diminui-se a capacidade de armazenamento, com retomada da dinâmica hidrológica pelas planícies. Regulação antrópica de rios tem alterado o regime de fluxo natural em muitos rios do mundo, diminuindo a oferta de serviços ecossistêmicos (ALEXANDER et al., 2018; POFF, et al., 2007). Como resultado, há diminuição da conectividade de planícies de inundação e de seus benefícios associados (ALEXANDER et al., 2018).

4 Conclusão

A conectividade hidrológica de uma planície de inundação interfere na laminação das cheias e no provimento das vazões durante o período de estiagem por um dado tempo. Foram encontradas distintas variações do nível de água do lençol freático ao longo da planície, evidenciando que áreas próximas ao controle litoestrutural têm menor oscilação e maior período, enquanto áreas mais afastadas têm maiores oscilações e menor tempo.

Existe conectividade entre planície e calha em ambas as direções, evidenciando papel hidrológico distinto para cada setor, tanto no sentido das drenagens concordantes (eixos dos drenos naturais) como transversal (entre planície e calha do rio principal). Áreas mais distantes apresentam maior importância para o armazenamento das cheias abruptas (serviço ecossistêmico de armazenamento), além de administrarem a propagação das cheias, enquanto áreas mais próximas do controle litoestrutural oferecem maior habilidade para regulação hídrica (serviço ecossistêmico de provisão) em períodos de estiagens.

O reconhecimento destas funções da conectividade permite desenhar intervenções estratégicas de medidas de renaturalização, resguardando as funções hidrológicas das planícies de inundação, modificando minimamente os atuais usos do solo e, podem gerar formas de potencializar os efeitos de regularização hídrica e perenidade da vazão, melhorando a qualidade e quantidade de água na bacia. Essas ações pontuais constituem alternativas simples de potencializar respostas hídricas, envolvendo menores custos e com sustentabilidade ambiental.

CAPÍTULO IV – SETORIZAÇÃO DE PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO BASEADA EM CRITÉRIOS FÍSICOS-HIDROLÓGICOS: SUBSÍDIOS PARA MEDIDAS DE RENATURALIZAÇÃO

Resumo

Planícies de inundação possuem importantes funções ecossistêmicas no que tangem a saúde fluvial dos rios das grandes bacias. Os processos geomorfológicos de erosão e sedimentação deixam cicatrizes capazes de serem distinguidas na calha e planície, com formação de depósitos aluviais (diques naturais e dunas), *oxbows*, braços laterais e segregação sedimentológica de material de origem e granulometria, permitindo a formação de ambientes biodiversos. Objetivou-se espacializar setores, compreendendo como armazenam e administram os recursos hídricos, com habilidades hidrológicas e oferta de serviços ecossistêmicos específicos, de modo a permitir a sinalização de medidas práticas de renaturalização. A teoria e metodologia deste estudo são holísticos e realizados através de multicomponentes buscando uma síntese conforme a teoria do sistema integrada a uma análise geoambiental. Os parâmetros utilizados para se estabelecer a divisão dos setores foram: i) o tamanho e o formato das áreas com presença de neossolo flúvico, ii) a presença, resistência e evolução dos controles litoestruturais e sua condição atual (erodido ou resistente), iii) unidades geoambientais; iv) aporte das bacias contribuintes e v) presença de paleocanais. Foram encontrados nove setores, caracterizados fisicamente em função de sua superfície geral, desmembrado em área com depósitos aluvionares recentes (alta probabilidade de interação hídrica calha planície), antigos (interações hídricas bacia de contribuição/planície maior que planície/calha) e que dependem da integridade do controle litoestrutural. A presença de depósitos aluvionares recentes é especialmente relevante, pois há alta frequência de inundação durante vários meses do ano, enquanto os antigos permanecem saturados com diferentes intensidades poucos meses do ano. As bacias contribuintes (interações encosta/planície) e seus regimes pluviométricos distintos complementam os fatores que determinam as funcionalidades hídricas destes setores. A setorização da planície de inundação é a chave para mudar os paradigmas de gestão dos recursos hídricos e as medidas de renaturalização podem ser uma opção para suprir as demandas crescentes por ofertas e regulação hídrica. A proposta de setorização envolveu articulação teórica do funcionamento da planície e evidenciou o quanto cada setor é diferente entre si e de sua relação com as interligações com a calha do rio principal e desta, com as características das bacias. É necessário o aprofundamento de estudos que possam elucidar estas relações de modo a se aumentar o nível de assertividade das ações de regularização baseado em medidas de renaturalizar ou seja, atuar em mínimas áreas com máximo de rendimento hídrico, tanto nas cheias como, principalmente, nas estiagens.

Palavras-chaves: serviços ecossistêmicos, planície de inundação, funcionalidade hídrica, medidas de renaturalização.

Abstract

Floodplains have important ecosystem functions with respect to the fluvial health of the rivers of the great basins. The geomorphological processes of erosion and sedimentation leave scars capable of being distinguished in the gutter and plain, with the formation of alluvial deposits (natural dykes and dunes), oxbows, side arms and sedimentological segregation of source material and granulometry, allowing the formation of biodiverse environments. The objective was to spatialize sectors, understanding how they store and manage water resources, with hydrological skills and the provision of specific ecosystem services, in order to allow the signaling of practical renaturalization measures. The theory and methodology of this study are holistic and carried out through multicomponents seeking a synthesis according to the theory of the system integrated in a geoenvironmental analysis. The parameters used to establish the division of sectors were: i) the size and shape of the areas with the presence of fluvic neosol, ii) the presence, resistance and evolution of the litho-structural controls and their current condition (eroded or resistant), iii) geoenvironmental units; iv) contribution from contributing basins and v) paleochannels. Nine sectors were found, physically characterized according to their general surface, broken down into an area with recent alluvial deposits (high probability of water interaction with plain plains), old ones (water interactions with contribution basin / plain greater than plain / gutter) and which depend on the integrity of structural lito control. The presence of recent alluvial deposits is especially relevant, as there is a high frequency of flooding during several months of the year, while the old ones remain saturated with different intensities a few months of the year. The contributing basins (hillside / plain interactions) and their different rainfall patterns complement the factors that determine the water functionalities of these sectors. The sectorization of the floodplain is the key to changing the paradigms of water resource management and renaturalization measures may be an option to meet the growing demands for water supply and regulation ecosystem service offerings. The sectorization proposal involved theoretical articulation of the functioning of the plain and showed how different each sector is from each other and from its relationship with the interconnections with the main river channel and from this one, with the characteristics of the basins. It is necessary to deepen studies that can clarify these relationships in order to increase the level of assertiveness of regularization actions based on renaturalization measures, that is, if it works in minimal areas with maximum water yield, both in floods and, mainly in the dry season.

Key-words: ecosystem services, floodplain, water functionality, renaturalization measures.

1 Introdução

A bacia hidrográfica é a unidade hidrológica ideal para planejamento ambiental, resguardando parte das características dos ecossistemas individuais e seus efeitos integrados (VALCARCEL, 1998). Problemas e conflitos dos rios, não só dependem dos processos hidrológicos que ocorrem dentro da calha, mas em toda a paisagem. A bacia possui ambientes individuais que interagem entre si, influenciando e sendo influenciados. Estas condicionantes colocam em nova percepção elementos e processos que ocorrem dentro das planícies de inundação.

Planícies de inundação possuem importantes funções ecossistêmicas no que tangem a saúde fluvial dos rios das grandes bacias (BAYLEY, 1995; JUNK et al., 1989). São responsáveis pela oferta de variados serviços ecossistêmicos, tais como purificação de água, regularização hídrica, controle de erosão e transporte de sedimentos e nutrientes (JIN et al., 2017).

Os processos geomorfológicos de erosão e sedimentação deixam cicatrizes capazes de serem distinguidas na calha e planície (RICHARDS et al., 2002). Ocorre a formação de depósitos aluviais (diques naturais e dunas), *oxbows*, braços laterais e segregação sedimentológica de material de origem e granulometria, permitindo a formação de ambientes biodiversos (ELOSEGI e SABATER, 2013). Os habitats desempenham diversas funções dentro do sistema bacia hidrográfica em geral e planícies de inundação em específico.

A forma do canal e sua vazão são componentes chaves para a manutenção do equilíbrio dinâmico dos rios (ELOSEGI e SABATER, 2013). Ainda segundo os autores, alterações hidrogeomorfológicas, antrópicas ou não, acarretam mudanças no regime hídrico, comprometendo a oferta dos serviços ecossistêmicos. Impactos nas margens e zonas ripárias implicam em modificações funcionais das planícies de inundação. Entender os fundamentos principais na relação entre forma de canal, vazão e serviços ecossistêmicos (incluindo sua biodiversidade e funcionamento) é fundamental para desenhar estratégias de renaturalização de funções ecológicas em paisagens antropizadas (ELOSEGI e SABATER, 2013).

A regulação hídrica artificial de rios, promovido por represas modificam frequência, magnitude e duração das inundações, afetando a geomorfologia fluvial (KNIGHTON, 1998) e sua biota (MILLER et al. 2007; POFF et al., 1997). A redução da descarga sólida afeta a forma do canal e sua dinâmica de interação hídrica com a planície de inundação (DADE et al., 2011; GRAF, 2006; SHIELDS et al., 2000), acarretando modificações para a oferta de serviços ecossistêmicos.

Demais intervenções diretas na calha e planície, como extração de areia de aluvião e do talvegue, construção de diques longitudinais e transversais ou indiretas como aumento/redução da velocidade e volume dos fluxos (SCHINDLER et al., 2014), também alteram as intensidades, duração e frequência das inundações, afetando os processos ecológicos de seus ecossistemas (JUNK et al., 1989; KOZLOWSKI, 2002) e trazendo consequências para o equilíbrio dinâmico das suas funções.

A produção de serviços ecossistêmicos em planícies de inundação vem sendo cada vez mais reconhecida (BLACKWELL e MALTBY, 2006), apontando para a necessidade de desenvolver técnicas de manejo que garantam oferta maximizada em locais estratégicos. Estas estratégias já apresentam bons resultados, principalmente quando se prioriza as questões de geomorfológicas, quando comparado as dinâmicas de recuperação da biodiversidade (ELOSEGI e SABATER, 2013). O uso de medidas naturais para aumento da resiliência dos ecossistemas oferece menor risco e maior oferta de serviços ecossistêmicos (JIN et al., 2017).

O principal desafio da sociedade moderna é perseguir o desafio de produzir água em quantidade e qualidade nos ambientes onde ainda é possível desenvolver técnicas naturais de

gestão hídrica, antes que o processo de conurbação se estenda entre as cidades medianas das bacias hidrográficas mais importantes, como é o caso do rio Paraíba do Sul, que ocupa 3 estados importantes do país e concentra 12% do PIB nacional (CEIVAP, 2006). Existem diversos problemas oriundos de intervenções antrópicas aleatórias, mas também há avanços nas técnicas de manejo.

Individualizar setores com habilidades hidrológicas similares, baseado nos processos geomorfológicos formadores das planícies pode ser uma estratégia para entender como eles armazenam e administram os recursos hídricos, tanto de forma individual em sub-sistemas (setores) como no grande sistema (planície), estabelecendo dinâmicas funcionais. Portanto, neste capítulo objetiva-se espacializar setores dentro de planícies de inundação com habilidades hidrológicas e oferta de serviços ecossistêmicos específicos de modo a permitir a sinalização de medidas práticas de renaturalização. Segundo a hipótese nula, a planície de inundação apresenta dinâmica hídrica uniforme em todo o seu interior, enquanto na hipótese alternativa a planície apresenta variação espaço-temporal em suas dinâmicas hídricas, havendo possibilidade de setorizar áreas com formas e funções distintas e identidade funcional.

2 Material e Método

A teoria e metodologia deste estudo são holísticos e realizados através de multicomponentes buscando uma síntese conforme a teoria do sistema integrada numa análise geoambiental. Os componentes geoambientais são as condições geológicas-geomorfológicas, atributos do relevo, características ambientais e atividade humana. Através da união e análise de todos estes atributos, geramos a setorização da planície de inundação.

2.1 Área de Estudo

A planície se encontra no curso médio inferior bacia do rio Paraíba do Sul (Figura IV-01), onde o rio apresenta-se encaixado entre trechos encachoeirados (MARENGO e ALVES, 2005). Ela possui 217,884 km², equivalente a 5,4% da área total das planícies de inundação e 0,38% da área total da bacia (Figura IV-01). Possui índice de urbanização de 25,6% (BAPTISTA et al., 2017), sendo considerada de alto potencial de renaturalização das funções hídricas (BAPTISTA et al., 2014).

A área de captação a montante (contribuição indireta) tem 12.982 km² (Figura IV-01, em hachurado) e maior quantidade de planícies de inundação quando comparada a área da bacia que está a jusante da planície. O clima, segundo a classificação de Köppen, varia entre Cwb (clima temperado úmido com inverno seco e verão chuvoso) a Cfb (clima temperado úmido com verão chuvoso) e Aw (clima tropical com inverno seco). A temperatura média máxima anual é 26 a 28°C com mínima entre 15 a 17°C e a precipitação média anual é de 1200 mm (OVALLE et al., 2013).

O trecho hidrológico que compreende a planície foi dividido em vertente direita (Serra do Mar), vertente esquerda (Serra da Mantiqueira) e a planície propriamente dita, sendo as vertentes consideradas área de contribuição indireta e a planície área de contribuição direta. O relevo é constituído por terraços fluviais e planície de inundação, com topografia plana (CPRM, 2016).

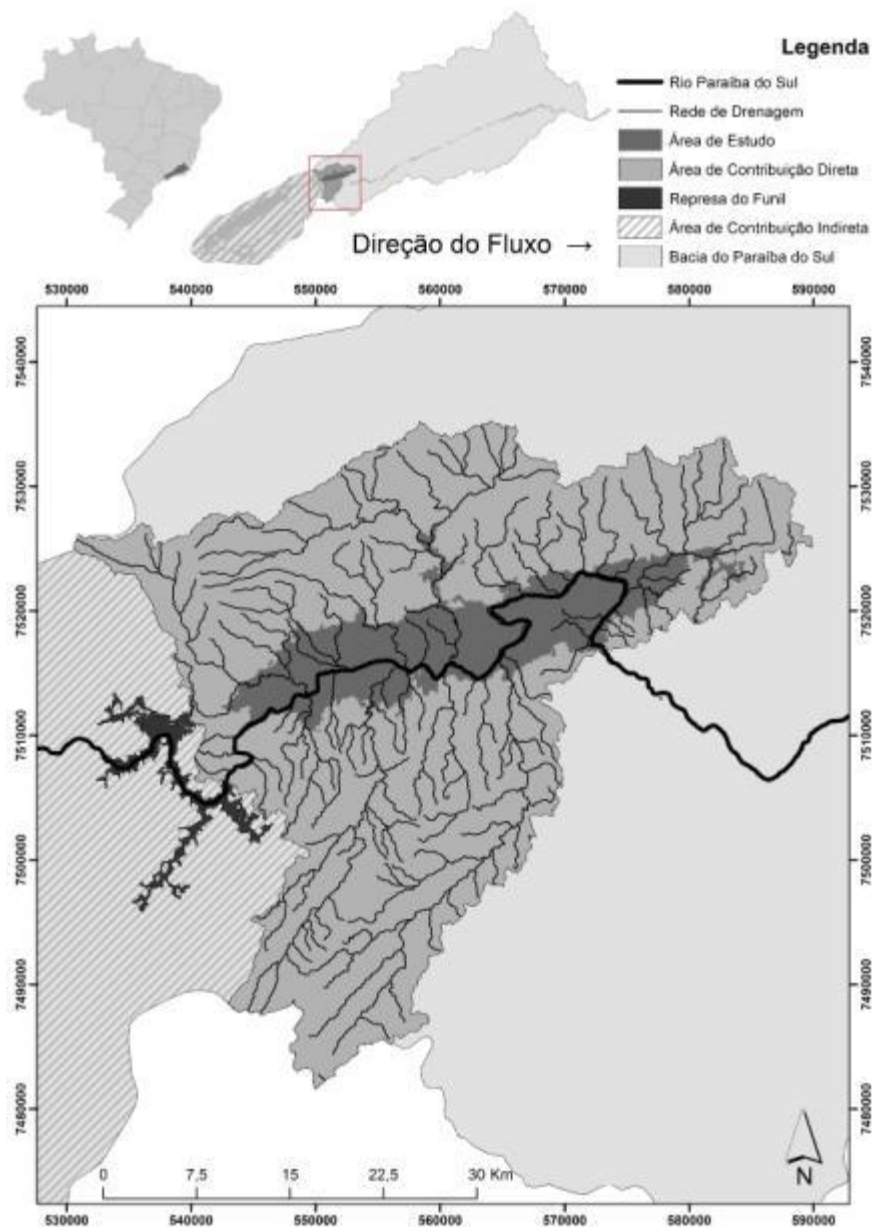


Figura IV-01: Localização da área de estudo, no Sudeste brasileiro, com a drenagem de contribuição direta e suas bacias contribuintes. Destaca-se a Represa Hidrelétrica do Funil, que regulariza a vazão artificialmente e altera as funções hidrológicas da planície de inundação.

A montante da planície de inundação está a Represa Hidrelétrica do Funil, construída em 1969 com capacidade instalada de geração de energia de 216 MW (FURNAS, 2019). A represa se encontra próxima a centros consumidores de energia e apresenta fundamental importância para a regulação hídrica artificial, porém os processos erosivos ocorridos imediatamente a montante geram taxa de sedimentação de 10 cm/ano (CARVALHO, 2000), reduzindo a capacidade de armazenamento do reservatório e influenciando na capacidade de regulação artificial das vazões principalmente nos períodos de estiagens.

A variação das vazões no tempo, mesmo havendo sido construídos 47 reservatórios (OVALLE et al., 2013), evidenciam a perda de capacidade de regularização artificial, quando comparadas as vazões de entrada e saída da planície antes do funcionamento da represa (Figura

IV-2 A), 30 anos após o represamento (Figura IV-2 B) e 50 anos após o represamento (Figura IV-2 C).

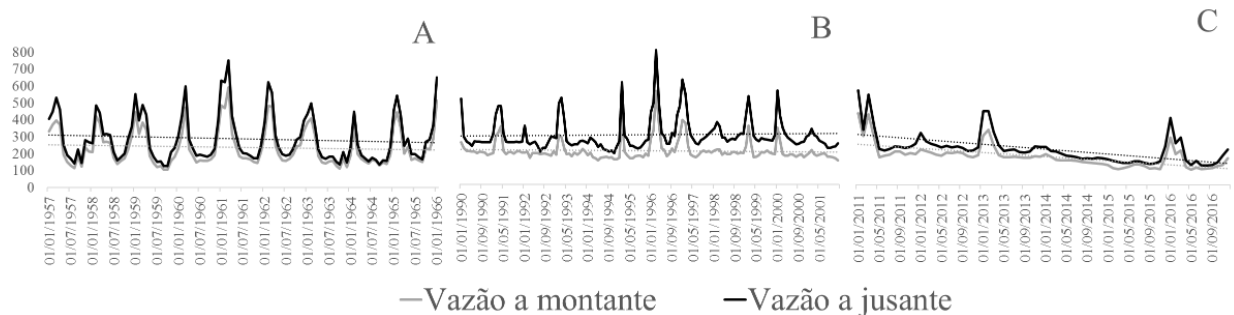


Figura IV-02: Dados de vazão de estações a montante (cinza) e a jusante (preto) da planície, sendo variável o seu poder de regulação A) antes da construção da represa (1957 a 1965), B) 30 anos (1990 a 2001) e C) 50 anos depois do represamento artificial. Em tracejado, linhas de tendência.

Os dados ensejam uma importante questão: os municípios envolvidos estão preparados para o retorno da realidade que prevalecia antes do funcionamento da represa, onde a regulação era natural e foi substituída pela artificial? A regularização artificial gerou a oportunidade de ocupação de importantes espaços com medidas de terraplanagens e aterros para construção de edificações. Esses ambientes, falsamente salvaguardados, tenderão a inundações sazonais com o fim da regularização artificial. A acomodação a nova realidade dos processos de inundações pós-assoreamento/desativação da Represa Hidrelétrica do Funil na planície de inundações, pode ter como ativo ambiental o resgate das propriedades naturais de regulação hídrica caso se estabeleçam medidas de renaturalização.

Na bacia predomina domínio ecológico da Mata Atlântica com apenas 10,8% ocupados com remanescentes florestais (CEIVAP, 2006), situados principalmente nas regiões elevadas com relevo acidentado e/ou em áreas protegidas, ou seja, áreas predominantemente captadoras de água da chuva. A formação Floresta Estacional Semidecidual Aluvial que tem a função de regular a administração hídrica nas planícies se distribui em poucos e pequenos fragmentos florestais. A vegetação ciliar é recente e se encontra funcionalmente alterada pois estes ambientes são jovens e se encontram em fase de ajustamento geomorfológico entre calha e planície.

2.2 Fatores envolvidos na setorização

A individualização de setores da planície de inundações em trechos com habilidades hidrológicas similares é condição básica para se iniciar os processos de gestão baseado na oferta de serviços ecossistêmicos. É usualmente realizada como objetivo de estabelecer a gestão do território (SCHINDLER et al., 2014), focando nos tipos de intervenções e manejo dos fluxos hídricos. Com o presente estudo se pretende entender a dinâmica hídrica de forma pró ativa, avaliando as potencialidades de gerar serviços ecossistêmicos de provisão e regulação hídrica em 50 km de distância do controle litoestrutural, aperfeiçoando a sua capacidade de reservação do meio físico entre os setores, ou seja, a “caixa de armazenamento” de água e sua administração na planície de inundações.

2.2.1 Bacias contribuintes

As curvas de nível foram obtidas de cena polarimétrica ALOS/PALSAR (modo FBD, nível de processamento 1.5) de 20 de novembro de 2010, adquirida pelo site <https://vertex.daac.asf.alaska.edu/#>. A área foi obtida a partir de três cenas do sensor de radar de abertura sintética PALSAR (*Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar*) de janeiro e fevereiro de 2011. O processamento das imagens foi realizado no programa *ArcGIS* 10.3 acrescentado da extensão *ArcHydro*.

A precipitação foi descrita a partir dos dados do Serviço Geológico do Brasil. O comprimento do canal foi medido a partir das distâncias (em quilômetros) dos tributários perenes e temporários na bacia hidrográfica. A densidade de drenagem (Dd) foi calculada considerando todos os rios segundo o modelo estabelecido por Horton (1945), conforme Equação IV-01:

$$Dd = L/A \quad \text{Equação IV-01}$$

Onde:

Dd = Densidade de drenagem em m/m²;

L = comprimento dos canais em m;

A = Área da bacia em m².

O coeficiente de compacidade (Kc) próximo ao valor unitário corresponde a uma bacia circular e sinaliza maior probabilidade de inundação (VILLELA e MATOS, 1975). Ele foi determinado pela Equação IV-02:

$$Kc = 0,28 * P/\sqrt{A} \quad \text{Equação IV-02}$$

Onde:

Kc = Coeficiente de compacidade adimensional;

P = Perímetro da bacia em km;

A = Área da bacia em km².

A planície (217,84 km²) remonta a 16,71% da área de contribuição indireta que tem 1.302,93 km² (Figura IV-03), distribuídas entre 15 bacias na vertente esquerda e 12 na vertente direita (Tabela IV-01).

Tabela IV-01: Lado da vertente em que a bacia se localiza, área (em km²) e perímetro (em km) das bacias contribuintes, comprimento dos canais presentes nas bacias (L; em metros), densidade de drenagem (Dd; em m/m²), índice de compacidade (Kc) e precipitação (ppt; em milímetros) das bacias (continua).

Bacia	Vertente	Área	Perímetro	L	Dd	Kc	Ppt
1	Esquerda	14,68	30,16	10,54	0,72	2,20	1500,00
2	Esquerda	83,92	89,38	51,00	0,61	2,73	1807,58
3	Esquerda	32,80	47,25	25,77	0,79	2,31	1633,55
4	Esquerda	44,37	49,00	37,03	0,83	2,06	1641,48
5	Esquerda	47,16	70,38	38,11	0,81	2,87	1699,63
6	Esquerda	8,34	19,39	5,18	0,62	1,88	1550,00
7	Esquerda	231,37	143,35	149,72	0,65	2,64	1949,82
8	Esquerda	28,92	34,16	21,45	0,74	1,78	1743,36
9	Esquerda	8,34	14,84	6,71	0,80	1,44	1839,80
10	Esquerda	20,76	24,97	16,82	0,81	1,53	1747,72

Tabela IV-01: Continuação.

Bacia	Vertente	Área	Perímetro	L	Dd	Kc	Ppt
11	Esquerda	19,12	23,04	12,00	0,63	1,48	1845,13
12	Esquerda	17,48	25,86	10,41	0,60	1,73	1720,17
13	Esquerda	5,46	11,31	4,25	0,78	1,35	1700,00
14	Esquerda	153,50	89,91	110,34	0,72	2,03	1714,10
15	Direita	10,63	14,12	9,46	0,89	1,21	1700,00
16	Direita	7,18	13,23	8,36	1,16	1,38	1650,00
17	Direita	8,60	16,43	5,60	0,65	1,57	1650,00
18	Direita	4,65	16,15	6,93	1,49	2,10	1650,00
19	Direita	226,54	159,50	164,33	0,73	2,97	1712,26
20	Direita	21,73	44,37	16,31	0,62	2,55	1635,73
21	Direita	32,74	51,30	28,60	0,87	2,51	1643,72
22	Direita	36,74	48,71	27,19	0,74	2,25	1609,03
23	Direita	149,49	119,93	134,85	0,90	2,75	1671,82
24	Direita	16,88	27,71	9,86	0,50	2,16	1508,46
25	Direita	41,85	49,72	42,07	1,01	2,15	1621,53
26	Direita	6,88	18,64	6,13	0,60	2,11	1500,00
27	Direita	22,80	35,54	10,99	0,48	2,08	1576,15
Total		1302,93					

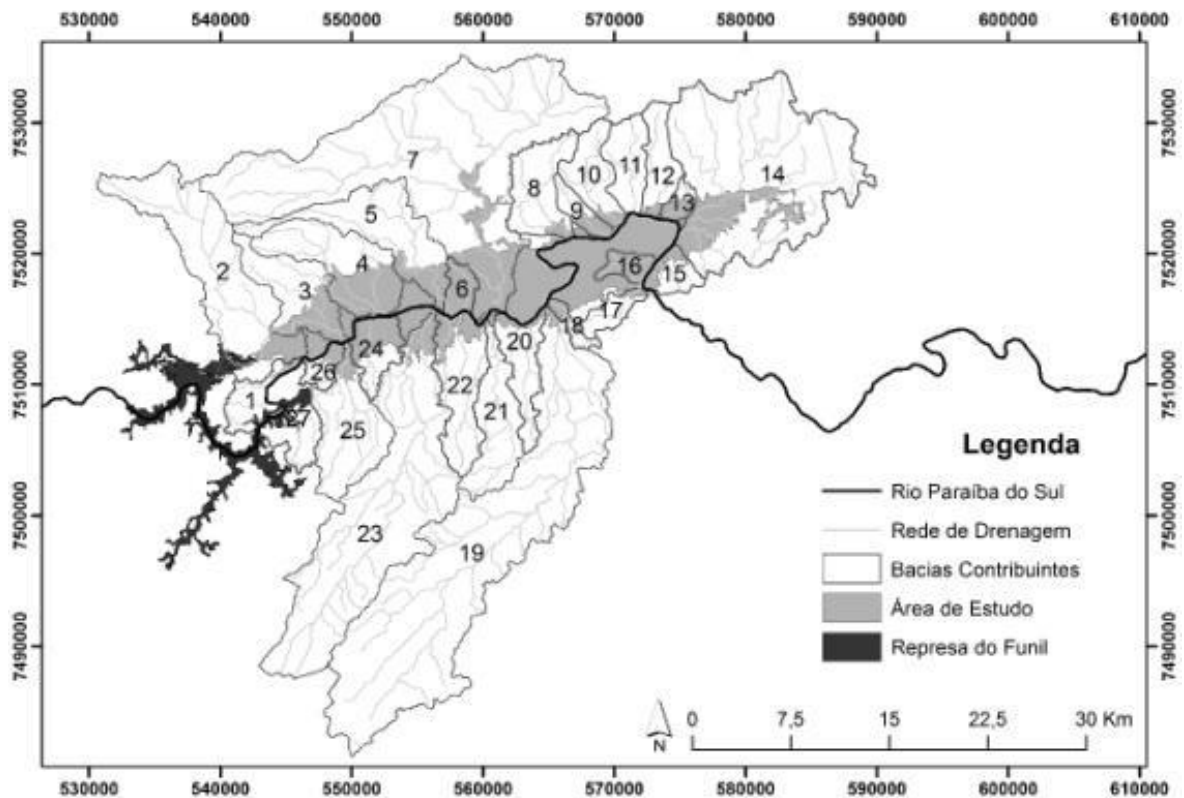


Figura IV-03: Bacias hidrográficas que contribuem diretamente com a planície de inundação estudada em um trecho do rio Paraíba do Sul.

2.2.2 Geomorfologia

A formação da planície e os rastros geológicos que permanecem são essenciais para compreender as características geomorfológicas atuais e seu processo evolutivo no tempo. Unidades geoambientais (base CPRM, escala 1:25.000) e paleodrenagens (levantadas *in situ* e projetadas em imagem digital *Basemap* do software *ArcGIS* 10.3) foram as informações utilizadas para subsidiar os conhecimentos sobre dinâmismos dos processos geoambientais e inferir no estágio atual da setorização da planície baseado em critérios funcionais envolvendo a gestão dos seus recursos hídricos.

Os domínios geoambientais, disponibilizados pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM) foram definidos pelos seus constituintes geológicos e padrões de relevo, enquanto as Unidades Geoambientais (táxon menor) pelos solos e cobertura vegetal e uso atual da terra. A elaboração das Unidades Geoambientais depende da combinação das características regionais com os temas correlatos, como: recursos minerais, formações superficiais, geoquímica ambiental, hidrologia, hidrogeologia, riscos geológicos, geofísica, solos, aptidão agrícola, unidades de conservação e pontos turísticos (CPRM, 2016).

Na área de estudo as principais Unidades Geoambientais foram os depósitos aluvionares antigos e recentes (CPRM, 2016). Os depósitos aluvionares recentes constituem depósitos nas margens resultantes de erosão/transporte e deposição a partir de áreas fontes pontuais (sedimentos grosseiros oriundos de erosão na calha) e difusas (oriundas de erosão das encostas das bacias hidrográficas).

As areias médias a grossas preenchem os antigos e atuais canais fluviais, além de silte e argila (CPRM, 2016). Os depósitos aluvionares antigos constituem, principalmente, depósitos aluviais de antigos terraços observados ao longo do rio Paraíba do Sul. São associados à sedimentação pleistocênica que preencheram, principalmente, as bacias de Resende e Volta Redonda relacionadas ao Rifte Continental do Sudeste do Brasil (CPRM, 2016).

Estes antigos canais formam paleocanais, que se encontram preenchidos por areia quartzosas com diferentes granulometrias, variando desde subangulosa a subarredondada. Nos paleocanais se observam conectividade dos fluxos hídricos entre calha e planície, sendo que ao final do período de estiagem há grande probabilidade de enchimento da planície e com isto, laminação das cheias. No final dos períodos de cheia ocorre o reverso, ou seja, o esgotamento da planície para a calha (WIGINTON et al., 2005).

O mapeamento dos pseudocanais evidencia zonas úmidas geograficamente isoladas (CALHOUN et al., 2017; LEIBOWITZ, 2015; MUSHET et al., 2015), que podem estar conectadas hidrologicamente com a calha atual por meio de fluxo subsuperficial profundo ou não, sendo portanto fundamentais na conformação dos critérios de setorização ao indicarem áreas com potencial de armazenamento e regulação hídrica diferenciada (Figura IV-04).



Figura IV-04: Calhas abandonadas em diferentes fases e marcas de de antigas curvas (paleodrenagens) sinalizando a deambulação e ajustes geomorfológicos do rio em tempo pretérito na área de estudo. Imagens: *Google Earth*.

2.2.3 Controle litoestrutural na calha

Foi considerado controle litoestrutural na calha do rio os substratos com resistência diferenciada aos processos erosivos dentro do perímetro molhado. Eles existem em função dos processos geológicos e “surtem” dentro da calha a partir da sua deambulação em função dos processos de ajustamento do equilíbrio da relação volume escoado / capacidade de resistência a processos erosivos e velocidade dos fluxos, que determinam o modelado dos processos geomorfológicos dentro da calha.

O controle litoestrutural e sua forma em relação à transversalidade dos fluxos podem funcionar como ressalto hidráulico (quando operam transversalmente), interferindo nos processos erosivos que ocorrem no talvegue e conferindo resistência aos processos erosivos remontante dentro da calha. Eles foram considerados elemento individualizador de trechos hidrológicos dentro da calha, pois interferem no equilíbrio hidráulico nos trechos hidrológicos imediatamente a montante na planície de inundação (BAPTISTA et al., 2017). Ocorre a tranquilização dos fluxos hídricos da calha, deposição de sedimentos e de resíduos orgânicos nas áreas baixas das planícies de inundação, com posterior formação de neossolo flúvico e criação de reservatórios naturais de água, que laminam as cheias durante o período chuvoso e liberam água durante o período de estiagem, em uma relação funcional intrínseca com o nível de água da calha.

Os controles litoestruturais foram delimitados a partir da observação de dois critérios distintos, a saber: a) Feição do relevo no entorno próximo, onde se levantou os desníveis como sinal de resistência estrutural no tempo e; b) Forma e simetria da disposição da mancha de neossolo flúvico no entorno da calha que apresentam indícios de deambulação da calha (Figura IV-05).

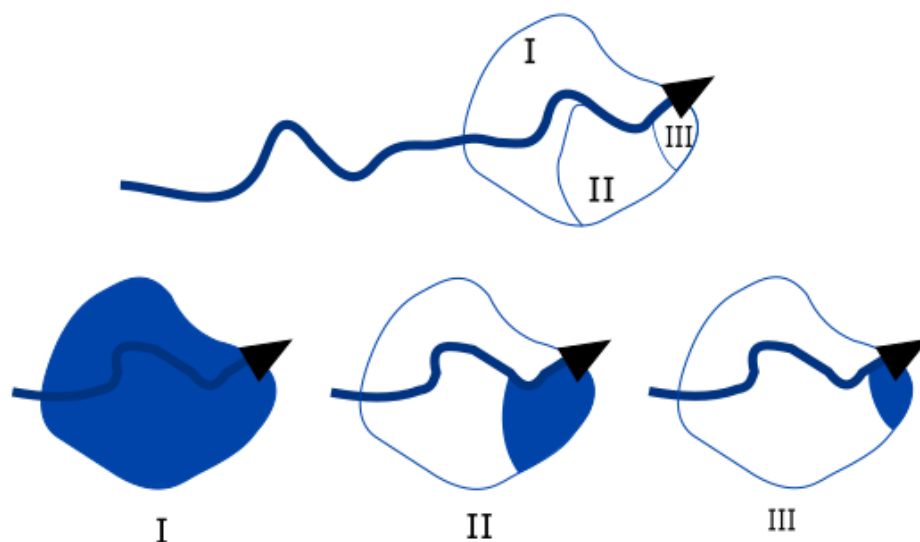


Figura IV-05: Controle litoestrutural na calha (triângulo preto) e erosão das manchas de neossolo no presente em 3 situações: I – calha estável e mancha de neossolo encaixada na planície; II – calha que deambulou no passado recente, erodindo a margem esquerda e resguardou a margem direita; III – calha que deambulou em ambas as margens no passado recente e erodindo ambas as margens, resguardando apenas uma mínima parte do neossolo.

2.2.4 Erosão de neossolo

Solos de planícies de inundação tendem a ser considerados como homogêneos (HESTER et al., 2016; KRAUSE et al., 2007; WELCH et al., 2013), embora haja grande heterogeneidade quando se considera os diferentes fluxos hídricos que influenciam a sua dinâmica hidrológica (FOX et al., 2006; HESTER et al., 2016; MENICHINO e HESTER, 2015).

Os neossolos são solos em processo inicial de formações edáficas. Eles dependem da deposição de resíduos orgânicos e material sedimentar de diferentes granulometrias depositados pelas cheias. Eles não têm estruturação formada como os solos desenvolvidos em locais autóctones e sua presença indica a deposição de material orgânica recente. Áreas que não recebem sedimentos e material orgânico dentro da planície de inundação não podem ter neossolo e, provavelmente possuem uma formação edáfica autóctone, oriunda da combinação da rocha matriz e dos processos edafogenéticos dominantes.

O mapeamento das zonas de ocorrência do neossolo flúvico foi feito a partir das bases disponibilizadas pela Embrapa Solos, escala 1:250.000. Os dados foram ajustados manualmente após validação em campo por amostragem. A distribuição das manchas de neossolo evidenciaram a interação entre transbordamento da calha e deposição de sedimentos orgânicos e inorgânicos de diferente granulometria no tempo, representando íntima relação entre agente

formador do solo e suas características físico-hidrológicas, pois constituem as partes baixas das planícies de inundação.

Como os rios são dinâmicos e depende dos equilíbrios hidráulicos entre vazão e descarga sólida, gerando permanentemente processos erosivos nos talvegues, que são agravados pela presença da Represa Hidrelétrica do Funil, que retira a descarga sólida e aumenta a velocidade de escoamento na seção a montante e a jusante do trecho hidrológico, os controles litoestruturais resistentes são os mecanismos que regulam os processos erosivos da calha e afetam como consequência as alturas das margens, propiciando o transbordamento para as partes baixas, formando neossolos.

As explorações de areal dentro da calha contribuem para modificar o equilíbrio hidráulico dos processos erosivos dentro da calha, fator este que combinado com o aumento do poder erosivo da água sem sedimentos, acabam modificando o equilíbrio dinâmico da calha e, consequentemente as áreas inundáveis e neossolo em processo de formação (Figura IV-06).

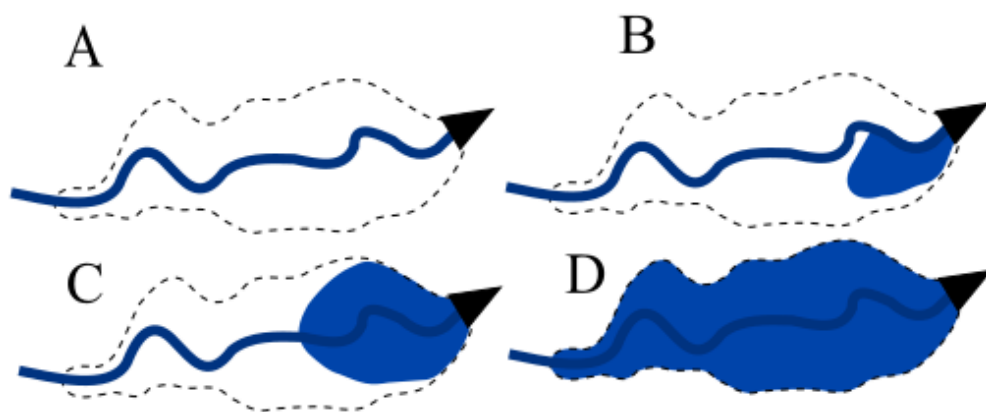


Figura IV-06: Mancha de neossolo em uma planície de inundação variando cronologicamente desde a menor dependência das cheias (A) a maior dependência (D).

A integridade do controle litoestrutural no tempo determina o comprimento da mancha de neossolo, enquanto sua forma é determinada pela combinação de áreas baixas e entorno próximo. A combinação entre os processos erosivos do controle litoestrutural (Figura IV-05) com a forma da distribuição do neossolo evidenciam a dinâmica de inundações das planícies de inundação (Figura IV-06) e seu regime hídrico, tanto sob a ótica do escoamento superficial, como fluxos subsuperficiais. Áreas com controle litoestrutural pouco resguardado apresentem pequenas manchas de neossolos (Figura IV-06A) e áreas sem erosão do controle litoestrutural resistentes apresentam grandes manchas de neossolos (Figura IV-06D).

2.3 Construção de Proposta Conceitual

A construção da proposta conceitual de setorização de uma planície de inundação conjugou os efeitos do controle litoestrutural nas inundações (contemporâneas e remotas), com a deambulação da calha principal, que erodiu e afetou a forma das manchas de neossolo da planície de inundação. Adicionalmente se considerou o dinamismo dos processos erosivos na calha, os vestígios de antigos traçados (paleodrenagens) e os efeitos hídricos provocados pelas bacias de contribuição direta dentro deste trecho da planície de inundação.

Os parâmetros utilizados para se estabelecer a divisão dos setores que possuem identidade hídrica distintas dentro da planície de modo a se aperfeiçoar os processos de

renaturalização das funções hídricas foram: i) o tamanho e o formato das áreas com presença de neossolo flúvico, ii) a presença, resistência e evolução dos controles litoestruturais e sua condição atual (erodido ou resistente), iii) unidades geoambientais; iv) aporte hídrico das bacias contribuintes e v) paleocanais.

A proposta conceitual de setorização, que separa setores com habilidades funcionais distintas entre si, é o primeiro passo para se conhecer a dinâmica hídrica das planícies de inundação, que pode ter interações intrasetores e com isto seus efeitos hídricos magnificados pelo manejo via ações de renaturalização.

2.4 Validação de Proposta Conceitual

Como estratégia para avaliar a individualidade de cada um dos setores apontados na proposta conceitual de setorização, foram instalados 03 medidores do nível de água do lençol freático, localizados a montante do principal controle litoestrutural resistente da planície de inundação, que define seu exutório. Foram instalados em áreas próximas (500 m), intermediárias (4.400 m) e distantes (7.500 m) ao controle litoestrutural (Figura IV-07).

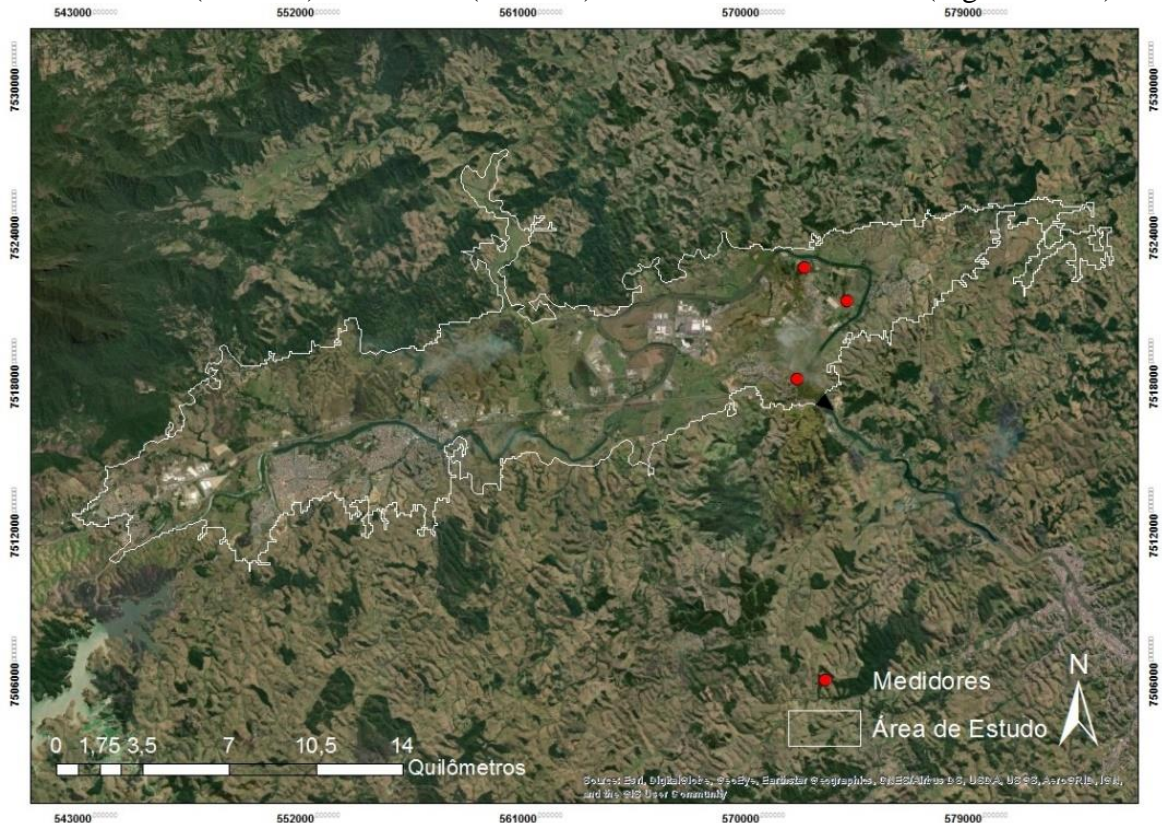


Figura IV-07: Medidores da altura do nível do lençol freático nos transectos dispostos na planície de inundação (círculos vermelhos) na área próxima (500 m), intermediária (4400 m) e distante (7500 m) ao controle litoestrutural (triângulo preto). Imagem: *Google Earth*.

Os medidores foram confeccionados de tubos de PVC com $\varnothing = 50$ mm, profundidade 1,2 m e 20 orifícios ($\varnothing = 1,27$ cm) em suas paredes laterais. Os níveis de água foram medidos mensalmente durante dois anos (outubro/2017 a setembro/2019). Os dados serviram de base altimétrica do nível do lençol freático e eles foram acumulados ao longo do tempo, para monitorar suas variações e com isto evidenciar as tendências predominantes de variação altimétrica dos comportamentos hídricos individuais. Como o nível da calha do Paraíba do Sul

é similar entre setores, não se relacionou a altimetria de cada setor com a calha do rio Paraíba do Sul, visto o objetivo de comparação entre os setores contíguos.

3 Resultado e Discussão

O rio Paraíba do Sul possui 77 planícies subdivididas em três grupos similares, cujas habilidades variaram de baixo a alto potencial de manejo via medidas de renaturalização das funções hídricas (BAPTISTA et al., 2014). O grupo de alto potencial de manejo possui 52 planícies de inundação (67,5%), que se encontram passíveis de manejo através das técnicas de renaturalização de suas funções hidro-ecológicas, totalizando 64.305,54 ha (1,16% da bacia) (BAPTISTA et al., 2014). A planície em estudo tem alto potencial de manejo e área (217,84 km²) que representa a segunda maior do rio, baixo índice de urbanização (25,6%), permitindo observar evidências de seu modelado a partir de elementos morfológicos.

Os aportes hídricos regulados artificialmente pela Represa Hidrelétrica do Funil, que possui barragem com volume total de 270 mil m³ (FURNAS, 2019), vêm sendo reduzido pelo assoreamento (CARVALHO, 2000). Antes do início do funcionamento da represa (Figura IV-02A), as diferenças entre vazões mensais de montante e jusante eram regularizadas pelas próprias características da planície.

A menor oferta de água no trecho a montante da planície de inundação, pode ter suas origens atribuídas ao crescimento populacional e seu consequente aumento da demanda de consumo, redução de volume de projeto (270 mil m³) (FURNAS, 2019) e perda de capacidade de armazenamento em 10 cm/ano (CARVALHO, 2000). Os efeitos da regularização artificial são evidenciados pela ausência de picos (Figura IV 02C). Porém o achatamento das curvas de entrada e saída ao longo dos anos (Figura IV-02B e C) evidencia a diminuição da capacidade de regularização hídrica artificial. A perda da capacidade de regulação natural da planície é também uma provável causa, dada as obras de aterros das áreas alagáveis, profusão de drenagens e elevação das cotas para atender demandas de urbanização, atividades estas que reduzem a capacidade de regularização hídrica do trecho hidrológico estudado, afetando não só a população diretamente envolvida, como a que depende do rio como manancial.

Esse cenário tendencial se consolida em diversos países e pode ser agravado pelos efeitos da mudança do clima, que tendem a reduzir os volumes de chuvas e aumentar as concentrações (CHOU et al., 2014). A setorização de planícies de inundação pode ajudar no direcionamento das medidas de renaturalização que potencializem os serviços ecossistêmicos oferecidos (HORNUNG et al., 2019) ao entender seu funcionamento hidrológico. Dessa forma é possível reverter o cenário tendencial, permitindo o desenho de medidas de manejo pragmáticas e eficazes.

3.1 Setorização (Proposta conceitual)

A interpretação dos fatores utilizados para o estabelecimento da divisão dos ambientes com identidade hidrológica funcional similar entre si, permitiu se estabelecer 9 setores com habilidades hidrológicas distintas (Figura IV-08A). Estes setores foram caracterizados fisicamente em função de sua superfície geral, desmembrado em área com depósitos aluvionares recentes (alta probabilidade de interação hídrica calha planície), antigos (interações hídricas bacia de contribuição/planície maior que planície/calha) e que dependem da integridade do controle litoestrutural. A presença de depósitos aluvionares recentes é especialmente relevante, pois há alta frequência de inundação durante vários meses do ano, enquanto os antigos permanecem saturados com diferentes intensidades poucos meses do ano. As bacias contribuintes (interações encosta/planície) e seus regimes pluviométricos distintos

complementam os fatores que determinam as funcionalidades hídricas destes setores (Tabela IV-02).

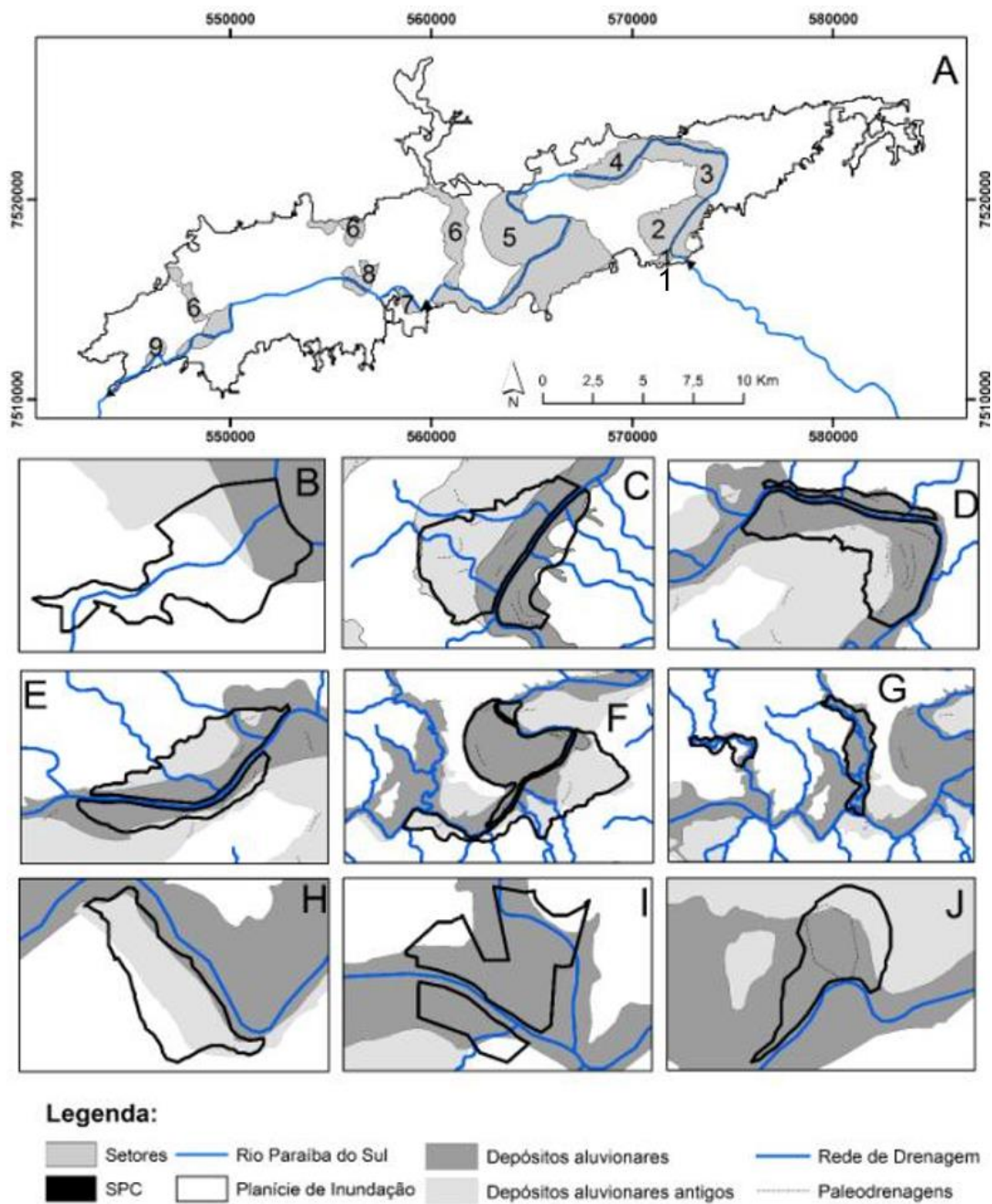


Figura IV-08: Setorização da planície de inundação: A) Visão geral dos setores; B) Setor 1; C) Setor 2; D) Setor 3; E) Setor 4; F) Setor 5; G) Setor 6; H) Setor 7; I) Setor 8; J) Setor 9.

Tabela IV-02: Área total, de depósito aluvionar recente e antigo e das bacias contribuintes (km²). Condição atual do controle litoestrutural (LSPC) e aporte de precipitação (em mm) nos diferentes setores da planície de inundação.

Setores	Área (km ²)	Depósito aluvionar recente (km ²)	Depósito aluvionar antigo (km ²)	LSPC	Bacias contribuinte (km ²)	Precipitação (mm)
1	0,42	0,12	0,04	Ativo	8,6	1650
2	6,31	3,05	2,89	Ativo	17,81	1650
3	5,73	4,37	1,36	Ativo	195,56	1650
4	4,61	2,73	1,89	Ativo	58,02	1650
5	21,87	15,29	6,58	Erodido	252,92	1650
6	9,6	9,16	0,42	SPC de tributário	311,33	1600
7	0,64	-	0,50	Erodido	36,74	1550
8	1,68	1,37	-	Erodido		1550
9	0,68	0,48	0,20	Erodido	83,92	1450

O Setor 1 (Figura IV-08B) é o menor, porém possui maior importância para fins de regularização hídrica. Localiza-se imediatamente a montante do controle litoestrutural, ou seja, com maior probabilidade de ter pulsação do lençol freático integrada com as oscilações do nível de água da calha, devido volume escoado na calha e integridade do controle litoestrutural.

Possui o aporte do primeiro tributário da vertente direita e que apresenta a menor área (8,6 km²) da bacia contribuinte, com volume de precipitação anual de 1.650 mm. Porém predominam ambientes secos, dado a maior exposição as radiações solares de suas encostas e a menor interferência das interceptações horizontais devido a posição na bacia aérea (BARBOZA et al., 2015). Neste setor se observa o enchimento concomitante com as cheias e na mesma frequência, onde a principal entrada de água se dá pelo talvegue da pequena bacia em função do refluxo da vazão do Rio Paraíba do Sul.

O depósito aluvionar recente remonta a 0,12 km², ou seja, 28,5% da parte da planície (0,42 km²) (Tabela IV-02) é responsável pela regularização hídrica deste setor, indicando a influência na laminação da cheia durante os picos de cheias e na complementação das vazões mínimas nos períodos de estiagens. Estes efeitos são complementados pelo menor e menos pulsante efeito de regulação hídrica da zona de depósito aluvionar antigo (0,04 km²), que remonta 9,5% da área do setor.

O Setor 2 (Figura IV-08C) se encontra contíguo ao Setor 1 na vertente direita do rio Paraíba do Sul e apresenta habilidades funcionais similares em ambas as margens dos seus 6,31 km² (Tabela IV-02). A regularização hídrica entre variações do nível de água da calha e do lençol freático é feita em seus 3,05 km² (48,3% do setor) composto pelo depósito aluvionar recente e complementada com mais restrição de intensidade e volume pelos 2,89 km² (45,8%) de depósito aluvionar antigo.

Os 17,81 km² de superfície das bacias contribuintes, onde a precipitação média anual remonta a 1.650 mm de chuvas produzem excedentes hídricos que percorrem as áreas de depósito aluvionar antigo e desembocam no depósito aluvionar recente, quando estas apresentam diminuição da lâmina de água após vertido para a calha principal do rio Paraíba do Sul.

Embora a área de contribuição direta (bacias 15 e 16; Figura IV-03) remonte a apenas 1,4% da área total das bacias contribuintes, este setor é relevante pela recarga efetuada pela

calha principal devido sua proximidade ao controle litoestrutural íntegro. O setor apresenta forma da mancha de neossolo flúvico com aspecto periforme, evidenciando alta capacidade de armazenamento. O tempo de permanência da água em suas cheias pode ser um importante requisito para se potencializar medidas de renaturalização.

Os setores 1 e 2 evidenciam um comportamento hidrológico similar, onde a distância do controle litoestrutural gera como consequência uma redução do efeito do armazenamento hídrico causado pelo refluxo das cheias durante a fase de sua laminação. Podem gerar resultados com o mesmo significado durante as fases de estiagens, quando a contribuição das regulações vão depender menos do volume acumulado durante as cheias (refluxo) e mais das contribuições das bacias e de seus regimes pluviométricos.

Esta tendência se manifesta de forma decrescente desde o setor 1 até o setor 4, que apresentam em comum a dependência do mesmo controle litoestrutural íntegro, fazendo com que a dinâmica de funcionamento entre seus sub-setores seja diferenciada entre si.

O Setor 3 apresenta-se como continuação do Setor 2, onde seu enchimento depende da saturação remontante dos setores 1 e 2, que funciona como “gatilho de enchimento”. Ele possui depósito aluvionar recente (76,3%) e tem elevada presença de paleodrenagens, indicando habilidade para o armazenamento de água. É dependente de grandes cheias, para inundar os setores 1 e 2 e/ou de volumes expressivos de chuvas em suas bacias contribuintes. Caso esta conjunção de fatores não se concretize, tenderá a apresentar menores volumes de água armazenada durante todo o ano.

O setor apresenta quatro bacias que totalizam 15% da área total das bacias contribuintes, situadas em sua maioria na vertente esquerda, que recebe maior volume de chuvas (1.793 mm/ano), dados os efeitos das interceptações horizontais das bacias aéreas que nas encostas a barlavento da Serra da Mantiqueira (BARBOZA et al., 2015). Como está afastado do controle litoestrutural, sua maior importância hídrica, para efeitos de medidas de renaturalização, se deve ao aporte de água das bacias contribuintes, fortemente influenciada pelos alinhamentos serranos na forma de degraus estruturais (CPRM, 2004).

O Setor 4 apresenta características semelhantes ao Setor 3, porém com menor frequência de inundação devido ao aumento da distância do controle litoestrutural e menor distância transversal do neossolo. Ele se encontra nas partes baixas das bacias 9 e 10 (Figura IV-03). Nesse ponto, o rio deambula para próximo do limite da planície de inundação e proximidade com o exutório dos contribuintes, evidenciando que seu pacote sedimentar oferece resistência diferenciada dos trechos onde a calha do rio Paraíba do Sul é centralizada e evidencia simetria na deposição e qualidade dos sedimentos. Ainda assim, ele possui 100% da sua área em depósito aluvionar distribuído em depósitos recente (60%) e antigo (40%).

O Setor 5 não apresenta integração direta com os efeitos do equilíbrio hidráulico da calha estabelecidos pelo controle litoestrutural que regula o funcionamento dos 4 primeiros setores. Ele é o maior setor (Figura IV-08F; Tabela IV-02), com grande distância longitudinal e transversal, demonstrando que há alto grau de geodinamismo nessa parte da calha, com intensa deambulação e maior frequência de *oxbows* abandonados. Localiza-se em áreas de depósitos aluvionares antigo (30%) e recente (61%). Em passado recente era bastante alagada, resultando na formação do neossolo flúvico, porém atualmente é desconectado dos setores situados a jusante na planície.

Como os efeitos de regulação hídrica artificial da Represa Hidrelétrica do Funil ainda são vigentes, sua importância para fins de renaturalização se restringe aos efeitos de captação das bacias de contribuição direta (18, 19 e 20; Figura IV-03), que totaliza 19,4% da área total de contribuição direta. Essas bacias estão localizadas na vertente direita (sotavento da Serra do Mar), com menor volume pluviométrico e chuvas mais intensas para volumes totais anuais similares. Esses fatores combinados com a baixa densidade de drenagem e forma alongadas dos

seus cursos hídricos evidenciam o potencial para evasão rápida das chuvas, ou seja, frequência de fluxos com alta turbulência, encachoeirados e regime torrencial e *flash-floods* (CPRM, 2004). Essas condições devem ser absorvidas nos projetos de renaturalização de funções hidrológicas para que o armazenamento hídrico na planície possa ser mais eficaz. Caracterizada geologicamente como domínio colinoso (mar de morros) (CPRM, 2004).

O Setor 6 (Figura IV-08G) caracteriza-se por ser de planícies de inundação de tributário sobreposta sobre a planície principal, mas que opera de forma independente e detém suas funções hídricas vinculadas a presença de tributários (bacias 03, 05 e 07; Figura IV-03). A bacia contribuinte 07, que representa 17,75% da área total das bacias contribuintes e maior precipitação (Tabela IV-02), é um dos principais aporte de água desse setor, diferentemente dos setores com maior enchimento (1 e 2) que recebem maior aporte da calha principal.

Apresenta grande variação longitudinal de neossolo flúvico sem vínculo com os da planície do trecho estudado, evidenciando a sua pequena importância hídrica. A presença do tributário condiciona a formação das áreas de interesse hidrológico para fins de renaturalização dos recursos hídricos.

Tributários possuem menor volume, conseqüentemente esses setores possuem menor importância dentro da planície principal. Além de menor superfície de armazenamento de água também menor volume relativo, quando comparado com as vazões da calha principal, e menor tempo de concentração, produzindo maior tempo de permanência da água na planície de inundação. Está localizado em área de depósito aluvionar recente (95%).

O setor 7, 8 e 9 se localizam próximo a remanescentes de controles litoestruturais erodidos na parte alta da planície e/ou redutores de energia hidráulica, responsáveis pelos processos erosivos, como são as curvas acentuadas, ou seja, sem nenhum vínculo hídrico com o controle litoestrutural ativo. Podem ser pequenos remanescentes de neossolo flúvico que resistiu ao processo erosivo e/ou edafogenético que constrói os solos autóctones da região.

Estes setores se encontram dispersos na planície de inundação e formam pequenas áreas com pouca variação longitudinal e transversal. O Setor 8 não recebe aporte direto de bacias contribuintes, porém evidencia maior frequência de inundação que o Setor 7, já que esse é composto de 81,54% de sua área de depósito aluvionar recente, em contraposição do Setor 7, que possui apenas depósitos antigos (78,12%).

O Setor 9 se caracteriza diferente dos setores 7 e 8 por ter sido formado devido a presença de *oxbow* abandonado (Figuras IV-08J e IV-04). Embora esteja em local de depósito aluvionar recente (70,6%) e antigo (29,4%), esse setor apresenta pequeno potencial para regularização hídrica, pois se encontra no final da planície, distante do controle litoestrutural ativo. O *oxbow* atua como dutos condutores de água e se encontra totalmente assoreado, com presença de areia em grande quantidade, servindo como canal subterrâneo interligando áreas com frequência de inundação remota a calha, oferecendo uma via rápida de escoamento para provimento do escoamento direto do rio. Quando o nível do lençol freático está próximo a superfície, cria-se condições em que pequenos pseudocanais se enchem de água e fluem para a calha no período de estiagem ou para a planície no período de cheia (WIGINGTON et al., 2005).

3.2 Fatores Envolvidos na Setorização

3.2.1 Bacias contribuintes

A planície de inundação (217,84 km²) recebe descarga regularizada artificialmente de montante e das áreas de contribuição direta das margens direita (586,7 km²) e esquerda (716,2 km²) das encostas do rio Paraíba do Sul. As zonas que apresentam maior frequência de saturação

causada pelo refluxo do rio principal (depósito aluvionar) tem comportamento bidirecional, ou seja, há conectividade entre calha e planície tanto nas cheias como nas estiagens. Os depósitos aluvionares antigos apresentam conexão entre as áreas de captação das chuvas nas microbacias e tem fluxos unidirecional prioritário, vertendo para a calha principal.

Os tributários exercem importante função, não só devido ao aporte das bacias contribuintes, mas por terem suas próprias planícies de inundação, por vezes sobrepostas a calha principal. Setores de enchimento contemporâneo da planície podem não ser influência apenas da calha principal, mas também de seus tributários (Setor 06) e devem ser individualizados de acordo com a importância e localização do rio contribuinte.

3.2.2 Geomorfologia

Planícies contém elementos morfológicos variados tais como depósitos aluvionares, *oxbows*, braços laterais e composição sedimentológica variáveis, formando ambientes físicos distintos no tocante as funções e formas, como ocorre em outras latitudes (ELOSEGI e SABATER, 2013). O número de habitats dentro das planícies reflete a diversidade de dinâmicas geomorfológicas e sedimentológicas dos processos que modelam o terreno.

Modificações na frequência e duração de inundações influenciam ecossistemas nas zonas ripárias e planícies de inundação (JUNK et al., 1989; KOZLOWSKI, 2002), tornando-os biodiversos (ELOSEGI e SABATER, 2013). O número de habitats dentro das planícies reflete a diversidade de dinâmicas geomorfológicas e sedimentológicas dos processos que modelam o terreno e/ou demonstram o grau de antropismo observado na região, condição basilar para se estabelecer as estratégias adequadas e os volumes de obras para a implantação das medidas de renaturalização.

Paleodrenagens e meandros abandonados (Figura IV-04) evidenciam a presença de antigos rios assoreados formados de pacotes aluvionares com distintas profundidades de manto arenoso, onde o neossolo flúvico se desenvolve. Áreas com inundação remota podem se apresentar geograficamente isoladas (LEIBOWITZ et al., 2018). Estas áreas não têm saídas de água aparentes na superfície, mas podem ligar-se hidrológicamente às águas à jusante por meio de fluxo subsuperficial profundo ou não. Possuem importantes contribuições hidrológicas, químicas e biológicas para planície e bacia hidrográfica (LEIBOWITZ et al., 2018).

Apresentam baixa conectividade com a calha e garantem a reposição dos volumes de água em maior tempo após as chuvas, contribuindo para a regularização hídrica e perenidade da vazão em épocas de estiagens prolongadas e/ou agudas. O levantamento e manejo diferenciado nessas áreas são essenciais para que elas não só continuem oferecendo seus serviços ecossistêmicos, mas também que os mesmos possam ser potencializados.

3.2.3 Controle litoestrutural na calha

Áreas com frequência de inundação remota e controles litoestruturais erodidos dentro da calha tem menor oferta de regularização hídrica que áreas com controles litoestruturais íntegros, mas sinalizam capacidade diferenciada de armazenamento no tempo. A proximidade com a calha é outro fator relevante. Embora a declividade seja o principal fator determinante de quais áreas são inundadas, áreas próximas as margem tem enchimento mais frequente quando comparadas a áreas mais distantes (LEIBOWITZ et al., 2018).

Modelagens envolvendo a calha do rio principal justifica a individualização dos setores com controles litoestruturais íntegros dentro da calha, que ainda apresentam vínculos com o controle do fim do trecho hidrológico da planície de inundação, que compõem os setores 01 ao 04 (Figura IV-09). Nos setores 05, 07, 08 e 09 os princípios são os mesmos, mas a dependência

do controle litoestrutural principal é inexistente e dependem de controles litoestruturais íntegros. No setor 06 os controles litoestruturais estão fora da calha principal e se apresentam com materiais sedimentares menos resistentes, pois se tratam de deposições de sedimentos recentes das bacias tributárias.

3.2.4 Erosão de neossolo

A extensão da área com neossolo é proporcional ao tempo em que o controle litoestrutural esteve ativo, sendo tanto maior quanto maior o tempo e intensidade de inundações e armazenamento hídrico. Solos de planícies de inundação são conceituados como homogêneos (KRAUSE et al., 2007; WELCH et al., 2013), porém estudos recentes mostram heterogeneidade e fluxos preferenciais, que alteram a dinâmica hidrológica e as características físicas (FOX et al., 2006; MENICHINO e HESTER, 2015).

A presença de neossolo flúvico indica que a área sofre ou sofreu frequência de inundação. Os neossolos flúvicos são derivados de sedimentos aluviais com mosqueados abundantes (SANTOS et al., 2018). São solos pouco evoluídos formados por sobreposição de camadas de sedimentos aluviais recentes sem relações pedogenéticas entre elas, devido ao seu baixo desenvolvimento pedogenético (SANTOS et al., 2018).

Os setores mais afastados do controle litoestrutural íntegro, tende a ter menor volume e frequência de cheias, desempenhando a função estratégica de armazenamento complementar das grandes cheias, armazenando nos períodos chuvosos e liberando água nos períodos seco (FAULKNER, 2004). A abertura de tanques de regulação podem aumentar a reserva de água estratégica (HEIN et al., 2016) e funcionar como medidas de renaturalização, potencializando a oferta de serviço ecossistêmico de provisão e armazenamento que pode ser complementado pelos demais: a) laminação de cheia; b) Aumento matéria orgânica; c) Fertilização do solo (HEIN et al., 2016); e d) Infiltração e recarga do freático (CADOL e WINE, 2017).

3.3 Validação da Proposta Conceitual

A área próxima ao controle litoestrutural está localizada no Setor 2, enquanto que em áreas intermediárias e distantes estão no Setor 3. Juntos, ambos setores representam 5,81% da planície de inundação, recolhendo a influência de áreas próximas ao controle litoestrutural de 7,5 km dos 50 km de extensão da planície. O Setor 2 foi o que apresentou maior acúmulo de água, sendo que as diferenças foram aumentando com relação ao tempo. Em 24 meses se alcançou uma tendência média que reflete tendência constante e linear ($R^2 = 0,8788$), evidenciando o caráter linear da variação (Figura IV-09).

No Setor 3 também foi observado acúmulo alternado com esgotamento, porém com tendência a manifestar menor capacidade de armazenamento, devido a menor influência da recarga do refluxo do rio Paraíba do Sul. Esta tendência foi mantida, porém em maior intensidade e com maior dependência dos efeitos sazonais das chuvas na área de captação em área mais a jusante do Setor 3, ou seja, justamente corroborando a tese de armazenamento de água vinculado a recarga pelo refluxo do rio Paraíba do Sul.

A frequência e intensidade da inundação varia de acordo com a distância ao controle litoestrutural, devido ao caráter remontante de enchimento das planícies de inundação (BAPTISTA et al., 2017). O enchimento de parte da planície iniciado pelas áreas baixas dos tributários imediatamente a montante do controle litoestrutural, propiciam que o refluxo da calha propague as cheias para o seu interior, se estendendo para setores adjacentes até a cota de propagação da calha durante as cheias, condicionado pelo mesmo controle litoestrutural íntegro, ou seja, os setores 1, 2 e 3, sendo que o gatilho enchimento do setor 2 depende do nível de

enchimento do setor 1. Este processo é sequencial e se estende até o setor 4, como observado em campo, mas medido em uma das partes baixas dos setores (Figura IV-09).

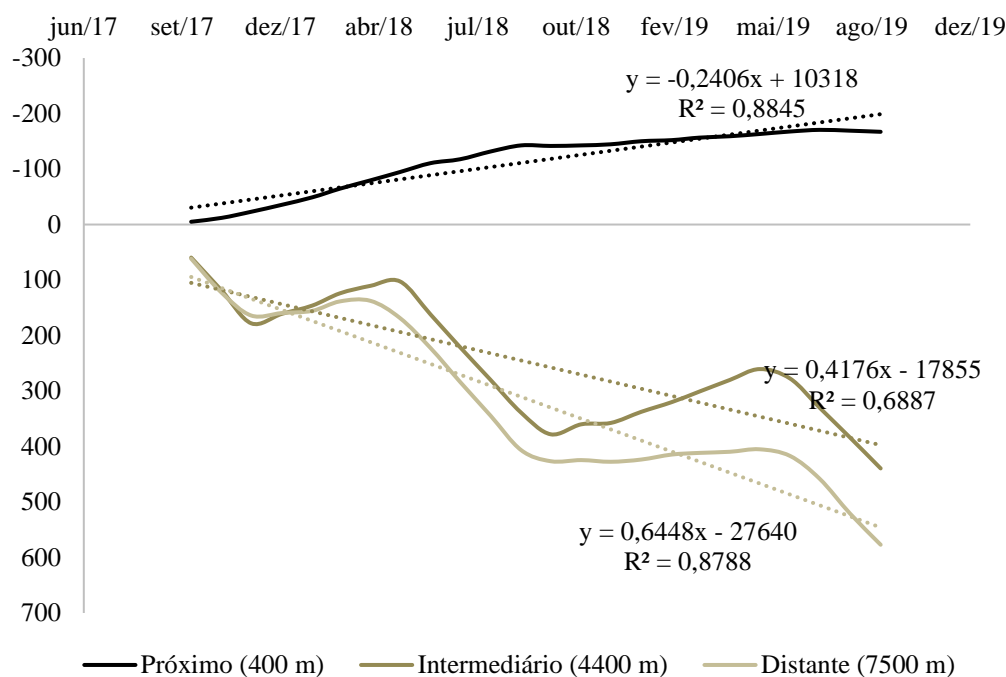


Figura IV-09: Variação acumulada dos níveis do lençol freático entre em área próximas 500 m (Setor 2), 4.400 m (Setor 3), e 7.500 m (Setor 3) ao longo de 27 meses.

3.4 Cenário Tendencial x Soluções

A composição das vazões do rio em estudo é composta pela dependência da regularização artificial devido a represamento para geração de energia elétrica e da combinação das descargas diretas das cabeceiras da área de contribuição direta (tributários), que vertem para as áreas transmissoras de água e desaguam na planície de inundação. A pequena influência hídrica atual pode ser causada por falta de observância das características funcionais dos setores, com atividades de manejo que diminuem a capacidade de armazenamento. Ainda assim, observa-se que ainda existem trocas hídricas, corroborado pelas medições dos níveis de água em 24 meses nos setores 02 e 03 (Figura IV-09).

Em estudo do rio Vermijo, correlacionou-se setores de planície de inundação sem vegetação com a dominância do fluxo sobre chuva e derretimento de neve, sugerindo a importância das enchentes e dos lençóis freáticos elevados na recarga da umidade do solo para o verão (CADOL e WINE, 2017). Em estudo do rio San Pedro, setores mais distantes do controle litoestrutural e da calha do rio (maior distância longitudinal) possuem menor densidade de vegetação e declínio do lençol freático (CADOL e WINE, 2017). Nos Estados Unidos, Jin et al. (2017) encontraram maior grau de inundação em áreas úmidas emergentes em comparação com áreas úmidas perenes, apresentando pouca variação ao longo dos anos em zonas úmidas sem vegetação.

Em condições naturais da área de estudo (Figura IV-02A), a planície de inundação contribui efetivamente para produção de vazão, apresentando alta sensibilidade as chuvas. Percebe-se um ajuste íntimo entre entrada e saída, mas com evidência de resposta sensível nas chuvas nas cabeceiras devido ao volume médio alto. Após o represamento, a diferença entre vazão de montante e jusante teve um aumento (Figura IV-02B), devido ao efeito de regulação

da planície. Com o passar do tempo, ocorre o decréscimo da linha de tendência (Figura IV-02C), indicando diminuição da vazão e achatamento dos picos, com perda da eficácia da planície de inundação.

Em cenário tendencial, a planície irá perder todas suas funções hidrológicas, ficando a cargo da regularização artificial o controle das enchentes, laminação das cheias entre outros. Com a perda de capacidade de armazenamento da represa, a falta de água, principalmente nos períodos de estiagem, é um problema inexorável, com tendência de perda de volume de água (Figura IV-02C). Como alternativa, é preciso conhecer os setores da planície que são capazes de armazenar essa água. São, principalmente, as áreas com depósitos aluvionares e paleocanais. Avaliando as características funcionais, é possível munir os tomadores de decisão com alternativas de medidas de manejo visando minimizar a tendência de decréscimo de vazão.

Os efeitos das planícies de inundação podem ser aumentados pela efetividade da gestão hídrica dentro das próprias planícies. Obras físicas para aumento da capacidade de reservação, com aberturas de áreas de recargas (HEIN et al., 2016), rebaixamento de barragens (SCHINDLER et al., 2014) entre outros, podem ser aliadas a medidas biológicas, com o objetivo de reconectar canais e promover a conectividade com a calha.

Sem conectividade, a planície não consegue se recarregar e tem a oferta de serviços ecossistêmicos diminuída. É essencial o planejamento, minimizando investimentos e maximizando resultados. Para isso é necessário trabalhar-se em áreas estratégicas, levantando-se os setores com maior potencial para o desenvolvimento de medidas de manejo voltadas para a gestão da oferta de serviços ecossistêmicos relacionados a produção de água.

4 Conclusões

As planícies de inundação apresentam paisagens com poucas variações estruturantes, porém com grandes significados hidrológicos, sendo necessário entender seu funcionamento para direcionar as técnicas de manejo para renaturalização de funções hídricas, visando aumento do potencial de regularização, tanto nas laminações das cheias (reduzindo os picos de cheias), como nas estiagens (aumentando as vazões mínimas).

A proposta de setorização envolveu articulação teórica do funcionamento da planície e evidenciou o quanto cada setor é diferente entre si e de sua relação com as interligações com a calha do rio principal e desta, com as características das bacias. É necessário o aprofundamento de estudos que possam elucidar estas relações de modo a se poder aumentar o nível de assertividade das ações de regularização baseado em medidas de renaturalização ou seja, se atuar em mínimas áreas com máximo de rendimento hídrico, tanto nas cheias como, principalmente, nas estiagens.

CONCLUSÕES GERAIS

As planícies de inundação são ambientes biodiversos e multifuncionais, desempenhando importante papel de regularização hídrica nas bacias hidrográficas. A planície de inundação estudada tem 217,84 km² (0,38% da bacia), com captação direta de suas encostas de 1302,9 km² (2,3% da bacia) e contribuição de montante de 12.982 km² (22,97%), estando no terço superior da bacia. Está submetida a regulação artificial promovida pela Represa Hidrelétrica de Funil e vem perdendo paulatinamente suas funções hídricas, tanto pelas intervenções antrópicas como pelas mudanças dos regimes de chuvas. É a segunda maior planície do Rio Paraíba do Sul e a que tem maior potencial de manejo via renaturalização de suas funções, tendo um papel de grande relevância para o abastecimento hídrico do Estado do Rio de Janeiro.

Renaturalizar planícies de inundação, permitindo a inundação controlada em locais estratégicos, é uma forma eficiente de planejar o uso dos solos e administrar as enchentes como ativos ambientais. O uso de medidas naturais, em detrimento de medidas físicas convencionais, promove conservação da natureza, aumento da qualidade da água e economia verde ao utilizar a habilidade inerente de planícies de inundação em reter água na bacia hidrográfica e consequentemente atrasar e reduzir os tempos de concentrações que interferem na formação dos picos de cheias/estiagens.

Apesar dos aspectos fisionômicos de paisagem serem similares em seu trecho de 50 km de extensão encontrou-se diferença significativa entre o nível do lençol freático em áreas com diferentes graus de urbanização. Nossos resultados indicaram que a urbanização alterou a profundidade do lençol freático em mais de 2,5 m. Setores mais próximos ao controle litoestrutural têm uma frequência de saturação mais alta que os setores a montante, sendo mais aptos a receber de renaturalização de funções hídricas e terem o crescimento urbano regulado. Nestes setores se observou maior conectividade entre planície e calha e com isto maior saturação durante as cheias e umidade nas estiagens.

A planície subdividida em setores com habilidades funcionais similares permite aperfeiçoar o processo de planejamento e aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos. Áreas mais distantes ao controle litoestrutural apresentam maior importância para o armazenamento das chuvas (serviço ecossistêmico de armazenamento), enquanto áreas mais próximas oferecem maior habilidade para regulação hídrica de cheias. Ambas operam de forma integrada entre si, aperfeiçoando a gestão dos recursos hídricos dentro da planície e beneficiando a população que vive a jusante.

A setorização da planície de inundação baseada na funcionalidade hídrica e sua divisão em sub-setores, permite melhor gestão do território e aperfeiçoa as interligações entre calha do rio principal e a planície de inundação nos espaços menos antropizados, base imprescindível para se estabelecer as medidas de renaturalização de suas funções hídricas. O aperfeiçoamento destas relações aumenta o nível de assertividade das ações de manejo e de suas técnicas, reduz o tamanho das áreas a serem comprometidas ao estritamente necessário e permite a obtenção de melhores resultados em termos de rendimento hídrico.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente há um crescente movimento de valorização ecológica, social e urbanística de trechos hídricos de planícies de inundação, principalmente os que envolvem aspectos funcionais dos regimes hídricos dos rios, resgatando-se os sistemas fluviais. A renaturalização é uma medida menos invasiva ao ambiente que objetiva recriar/potencializar serviços ecossistêmicos pré-existentes e/ou potencialmente passíveis de serem oportunizados. Ela contempla técnicas de remeandrização de calhas, conectividade hídrica multidirecional entre calha e planícies de inundação, assim como o aumento da capacidade de armazenamento, atuando de forma a estabelecer habitats lóticos, mobilizar ou realocar sedimentos transportados pelas cheias como base do rejuvenescimento dos habitats e abrigo da fauna e flora nativa (HEIN et al., 2016), como estratégia para fortalecer os próprios ecossistemas e deste modo, haver o aumento da prestação dos serviços ecossistêmicos.

O aumento dos projetos de renaturalização em diferentes latitudes em escala mundial (BERNHARDT et al., 2005) objetivam oferecer nova reconfiguração das seções transversais dos canais e com isto aumentar heterogeneidade de habitats e suas consequentes ofertas de serviços ecossistêmicos (KRISTENSEN et al., 2014) para as bacias hidrográficas. Embora esta realidade seja contemporânea e de importância inexorável, os monitoramentos das respostas no longo prazo ainda são incipientes (BLACKWELL e MALTBY, 2006; FELD et al., 2011).

No presente estudo de caso, se observa que a vocação hidrológica para armazenamento hídrico frequente das áreas próximas aos controles litoestruturais íntegros precisam ser aperfeiçoados com medidas de aumento de retenção para aproveitar a pulsação das variações das cheias oriundas das chuvas na parte a montante da planície de inundação. As áreas com controles litoestruturais erodidos, se fortalecidas e reestruturadas fisicamente, podem aumentar os efeitos de retenção hídrica nas partes intermediárias das planícies de inundação.

Os depósitos aluvionares recentes são potencialmente fontes de armazenamento que apresentam alguma conectividade e podem ser trabalhadas com manejo da vegetação para aumentar a sua capacidade de armazenamento e rugosidade (BLACKWELL e MALTBY, 2006) para retenção com fins de aumento de vazões de estiagens e redução das vazões de picos de cheias. As zonas com presença de depósitos aluvionares antigos são áreas com alto potencial para recarga hídrica de partes altas das planícies, que, se tiverem usos compatíveis, podem ter maior acúmulo de reserva hídrica e contribuição lenta e gradual durante as estiagens, facilitando o aumento das vazões mínimas de estiagem da bacia hidrográfica. Os corpos de água estagnada, tais como canais isolados e *oxbows* na planície, se devidamente revegetados e interligados via (re)meandrização dos antigos cursos do rio, constituem fontes complementar de recursos hídricos.

A escavação de pequenos tanques dentro de antigos canais aumenta a capacidade de armazenamento de água nas planícies, que podem ser potencializada com a recarga das cheias e dificultada com a saída das vazantes. O estudo de caso da planície de inundação de Waarden de Afferdensche em Deestsche (BLACKWELL e MALTBY, 2006), onde a extração de argila para rebaixamento do nível da água, promoveu o afluxo hídrico e aumento do armazenamento, com geração de renda a partir do desenvolvimento de atividade mineral. No rio Macacú (Estado do Rio de Janeiro), o risco de intrusão salina e perda de potencial hídrico do manancial que abastece a região leste da bacia da Baía da Guanabara, foram reduzidos por meio da renaturalização de cava de areia no terço médio inferior da bacia, onde se construiu obra física para aumentar a reserva hídrica das cheias.

A participação dos tomadores de decisão nas atividades de renaturalização depende de conhecimentos técnicos que muitas vezes não estão facilmente acessíveis, sendo importantíssimo desenvolver informações simples e de fácil entendimento, para que eles se

empoderem e passem a entender que os problemas locais não são só passivos, mas podem se tornar ativos ambientais e, pelo uso das técnicas de Pagamento de Serviços Ambientais, que pode oferecer viabilidade econômica para execução das atividades.

As opções de aumento de produção hídrica se mostram cada vez mais escassas com os adventos da mudança climática, sendo a renaturalização de planícies de inundação uma forma alternativa e viável de equacionar estes problemas em mínimas áreas que possam gerar máximos retornos para toda a sociedade. Atividades direcionadas as vocações de cada um dos setores podem ser inseridas em instrumentos legais de planejamento, tais como: Plano de Bacias, Plano Diretor, Plano de Saneamento Básico, entre outros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDER, L. C. et al. Featured Collection Introduction: Connectivity of Streams and Wetlands to Downstream Waters. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 54, n. 2, p. 287–297, 2018.
- ALSDORF, D. et al. Seasonal water storage on the Amazon floodplain measured from satellites. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 2448–2456, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425710001768>>.
- AMOATENG, P. et al. A multi-faceted analysis of annual flood incidences in Kumasi, Ghana. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 27, n. June 2017, p. 105–117, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2017.09.044>>.
- ANDERSON, M. G. et al. Assessing Floodplain Forests: Using Flow Modeling and Remote Sensing to Determine the Best Places for Conservation. **Natural Areas Journal**, v. 30, n. 1, p. 39–52, 2010.
- BALDOTTO, M.; CANELLAS, L.; VELLOSO, A. Propriedades redox da matéria orgânica isolada de material ultrafiltrado das águas do rio Paraíba do Sul. **Química Nova**, v. 32, n. 4, p. 891–896, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v32n4/v32n4a12.pdf>>. Acesso em: 3 abr. 2013.
- BALDWIN, A. H. Restoring complex vegetation in urban settings: The case of tidal freshwater marshes. **Urban Ecosystems**, v. 7, p. 125–137, 2004.
- BAPTISTA, M.N. et al. Selection of Preferred Floodplains for the Renaturalization of Hydrologic Functions: A Case Study of the Paraíba do Sul River Basin, Brazil. **Water Resources Management**, v. 28, n. 13, 2014.
- BAPTISTA, M.N. et al. Impact of Urbanization on the Hydrodynamics of a Water Table in a Floodplain with High Potential for Renaturation. **Water Resources Management**, v. 31, n. 13, p. 4091–4102, 2017. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11269-017-1731-5>>.
- BARBOZA, R. S. et al. Air Basins of Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 07, n. 10, p. 781–791, 2015.
- BAYLEY, P. Understanding large river: floodplain ecosystems. **BioScience**, v. 45, p. 153–158, 1995.
- BELTRAME, A. V. **Diagnóstico do meio ambiente físico de bacias hidrográficas: modelo de aplicação**. Associação Brasileira das Editoras Universitárias. Florianópolis: UFSC, 112 p. 1994.
- BERNHARDT, E. S. et al. Synthesizing U.S. river restoration efforts. **Science**, v. 308, n. 5722, p. 636–637, 2005.
- BINDER, W., **The Restoration of the Isar South of Munich**. Wasserwirtschaft. 2010.
- BINO, G. et al. Floodplain ecosystem dynamics under extreme dry and wet phases in semi-arid Australia. **Freshwater Biology**, n. November 2017, p. 224–241, 2017.
- BIZERRIL, C. A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões biogeográficos. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 2, p. 233–250, 1999.
- BLACKWELL, M.S.A., MALTBY, E., **Ecoflood Guidelines. How to Use Floodplains for Flood Risk Reduction - Annual Report**. Environment and Climate Change. 2006.

BRADLEY, W. T. Effective flood alleviation design and construction. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Municipal Engineer**, v. 158, n. 2, p. 107–113, 2005.

BRAGA, B. et al. Pacto federativo e gestão de águas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. Figura 1, p. 17–42, 2008.

BRANDT, S. A. Classification of geomorphological effects downstream of dams. **Catena**, v. 40, n. 4, p. 375–401, 2000.

BUIJSE, A. D. et al. Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 889–907, 2002.

BUISSON, E. et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, v. 94, n. 2, p. 590–609, 2019.

CADOL, D.; WINE, M. L. Geomorphology as a first order control on the connectivity of riparian ecohydrology. **Geomorphology**, v. 277, p. 154–170, 2017.

CALDAS, A. DA S.; MELO, A. DE; VALCARCEL, R. Análise da gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul com base nas normas legais. **Floresta e Ambiente**, p. 1–14, 2005.

CALHOUN, A. J. K. et al. The Significant Surface-Water Connectivity of “Geographically Isolated Wetlands”. **Wetlands**, v. 37, n. 4, p. 801–806, 2017.

CARVALHO, N. O.; et al. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. ANEEL. Brasília. 106 p. 2000.

CARVALHO FILHO, A. de; et al. **Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos (Rio de Janeiro, RJ). 2003. Contém texto e mapa colorido. Escala 1:250.000. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. 32). 2003.

CEIVAP. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul: Diagnóstico dos Recursos Hídricos - Relatório Final**. Rio de Janeiro, 2006. 201 p.

CHOU, C.S., et al. Assessment of Climate Change over South America under RCP 4.5 and 8.5 Downscaling Scenarios. **American Journal of Climate Change**, v. 3, p. 512-525. 2014

COELHO, A. L. N. Geomorfologia fluvial de rios impactados por barragens 1. **Caminhos de Geografia**, v. 9, n. 26, p. 16–32, 2008.

COHEN, M. J. et al. Do geographically isolated wetlands influence landscape functions? **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 8, p. 1978–1986, 2016.

COOK, B. J.; HAUER, F. R. Effects of hydrologic connectivity on water chemistry, soils, and vegetation structure and function in an intermontane depressional wetland landscape. **Wetlands**, v. 27, n. 3, p. 719–738, 2007.

CORREIA, F.; SILVA, F. DA; RAMOS, I. Floodplain management in urban developing areas. Part I. Urban growth scenarios and land-use controls. **Water Resources Management**, v. 13, p. 1–21, 1999.

COSTA, A.; **Volta Redonda ontem e hoje**. Volta Redonda: Jader Costa, 2004. CD-ROM

COSTA, D. DE A. et al. Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos - o Enquadramento - como ferramenta para reabilitação de rios. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe3, p. 35–50, 2019.

COSTANZA, R. et al. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **Nature**,

v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL **Geologia e recursos minerais do Estado do Rio de Janeiro: texto explicativo do mapa geológico e de recursos minerais**. Rio de Janeiro, 2016. 182 p. il. mapas. Disponível em [www.cprm.gov.br/geologia básica](http://www.cprm.gov.br/geologia_basica)

_____. **Relatório Anual**. Brasília, 2004. 131 p. il. color

DADE, W. B.; RENSHAW, C. E.; MAGILLIGAN, F. J. Sediment transport constraints on river response to regulation. **Geomorphology**, v. 126, n. 1–2, p. 245–251, 2011.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial área contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, v.6, p. 1296-1311, 1970.

DURANEL, A.J. et al. Assessing the hydrological suitability of floodplains for species- rich meadow restoration: a case study of the Thames floodplain, UK. **Hydrology and Earth System Sciences**. v.11, p. 170–179. 2007.

DWORK, T.; GORLAC, B. Flood risk management in Europe: The development of a common EU policy. **International Journal of River Basin Management**. v. 3, p. 97–103. 2005.

ELOSEGI, A.; SABATER, S. Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. **Hydrobiologia**, v. 712, p. 129–143, 2013.

FAULKNER, S. Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. **Urban Ecosystems**, v. 7, p. 89–106, 2004.

FELD, C. K. et al. From Natural to Degraded Rivers and Back Again. A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. 1. ed. Elsevier Ltd., v. 44. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374794-5.00003-1>>.

FIGUEROA, F.E.V. **Avaliação econômica de ambientes naturais - o caso das áreas alagadas - uma proposta para a represa do lobo (Broa)**. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - UFSCar, São Carlos, 1996.

FOX, G. A. et al. Sediment transport model for seepage erosion of streambank sediment. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 11, n. 6, p. 603–611, 2006.

FRAPPART, F. et al. Floodplain water storage in the Negro River basin estimated from microwave remote sensing of inundation area and water levels. **Remote Sensing of Environment**, v. 99, n. 4, p. 387–399, 2005.

FRAPPART, F. et al. Satellite-based estimates of groundwater storage variations in large drainage basins with extensive floodplains. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 6, p. 1588–1594, 2011.

FURNAS. Usina Hidrelétrica de Furnas. Disponível em: http://www.furnas.com.br/hotsites/sistemafurnas/usina_hidr_furnas.asp. Acesso em: 05/03/2019

GARCIA, A. C. et al. Water Monitoring of Paraíba do Sul River in the City of Lorena - SP, Brazil. **International Journal of Environmental Pollution and Remediation**, v. 1, n. 1, p. 31–37, 2012.

GOODARZI, M. et al. Evaluation of the Effects of Climate Change on Groundwater Recharge Using a Hybrid Method. **Water Resources Management**, v. 30, p. 133–148, 2016.

GRAF, W. L. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. **Geomorphology**, v. 79, n. 3–4, p. 336–360, 2006.

GROFFMAN, P. M. et al. Down by the Riverside: Urban Riparian Ecology. **The Ecological Society of America**, v. 1, n. 6, p. 315–321, 2003.

HAMILTON, S. Comparison of inundation patterns among major South American floodplains. **Journal of Geophysical Research Atmospheres**, v. 107, p. 1–14, 2002.

HAYNES, R. J., MOORE L., 1988. **Reestablishment of bottomland hardwoods within National Wildlife Refuges in the Southeast**. In J. Zelazny and J. S. Feierabend 403 (eds.) Washington, DC, USA. p. 95–103, 1988.

HEIN, T. et al. Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 778–790, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073>>.

HESTER, E. T. et al. Vertical surface water–groundwater exchange processes within a headwater floodplain induced by experimental floods. **Hydrological Processes**, v. 30, n. 21, p. 3770–3787, 2016.

HEWLETT J.D.; HIBBERT, E. **Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in Humid Areas**. In: SOPPER W.E.; LULL H.W. (Ed). International Symposium on Forest Hydrology. Oxford: Pergamon Press, 1967. p. 275-290.

HORNUNG, L. K.; PODSCHUN, S. A.; PUSCH, M. Linking ecosystem services and measures in river and floodplain management. **Ecosystems and People**, v. 15, n. 1, p. 214–231, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1656287>>.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945. <http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1992. 92 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências n 1).

_____. **Síntese de Indicadores Sociais**. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

_____. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

JACOBSON, R. B.; JANKE, T. P.; SKOLD, J. J. Hydrologic and geomorphic considerations in restoration of river-floodplain connectivity in a highly altered river system, Lower Missouri River, USA. **Wetlands Ecology and Management**, v. 19, n. 4, p. 295–316, 2011.

JIN, H. et al. Monitoring of wetland inundation dynamics in the Delmarva Peninsula using Landsat time-series imagery from 1985 to 2011. **Remote Sensing of Environment**, v. 190, p. 26–41, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.001>>.

JORDAN, S. J.; BENSON, W. H. Sustainable Watersheds: Integrating Ecosystem Services and Public Health. **Environmental Health Insights**, v. 9, n. S2, p. 1–7, 2015.

JUNG, H. C. et al. Analysis of the relationship between flooding area and water height in the Logone floodplain. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 7–8, p. 232–240, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2011.01.010>>.

JUNK, W.; BAYLEY, P.; SPARKS, R. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110–127, 1989.

- KINGSFORD, R. T. Review Ecological impacts of dams , water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. **Austral Ecology**, v. 25, p. 109–127, 2000.
- KNIGHTON, D. **Fluvial forms and process: a new perspective**. Londres, Nova York: Arnold, 1998. 383 p.
- KOZLOWSKI, T. T. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. **Wetlands**, v. 22, n. 3, p. 550–561, 2002.
- KRAUSE, S.; BRONSTERT, A.; ZEHE, E. Groundwater-surface water interactions in a North German lowland floodplain - Implications for the river discharge dynamics and riparian water balance. **Journal of Hydrology**, v. 347, n. 3–4, p. 404–417, 2007.
- KRISTENSEN, E. A. et al. 10 years after the largest river restoration project in Northern Europe : Hydromorphological changes on multiple scales in River Skjern. **Ecological Engineering**, v. 66, p. 141–149, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.001>>.
- LEIBOWITZ, S. G. et al. Connectivity of streams and wetlands to downstream waters: an integrated systems framework. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 54, n. 2, 2018.
- LEIBOWITZ, S. G. Geographically Isolated Wetlands: Why We Should Keep the Term. **Wetlands**, v. 35, n. 5, p. 997–1003, 2015.
- LEIBOWITZ, S. G.; MUSHET, D. M.; NEWTON, W. E. Intermittent Surface Water Connectivity: Fill and Spill Vs. Fill and Merge Dynamics. **Wetlands**, v. 36, p. 323–342, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s13157-016-0830-z>>.
- LOCKABY, B. G. Floodplain ecosystems of the Southeast: Linkages between forests and people. **Wetlands**, v. 29, n. 2, p. 407–412, 2009.
- MARENGO, J.; ALVES, L. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, p. 215–226, 2005.
- MALTBY, E., BLACKWELL, M.S.A., Managing riverine environments in the context of new water policy in Europe. **International Journal River Basin Management**. v. 3, p. 133–141. 2005.
- MCCARTHY, T. S. Groundwater in the wetlands of the Okavango Delta , Botswana , and its contribution to the structure and function of the ecosystem. **Journal of Hydrology**, v. 320, p. 264–282, 2006.
- MENICHINO, G. T.; HESTER, E. T. The effect of macropores on bi-directional hydrologic exchange between a stream channel and riparian groundwater. **Journal of Hydrology**, v. 529, n. P3, p. 830–842, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.005>>.
- MILLER, S. W.; WOOSTER, D.; LI, J. Resistance and resilience of macroinvertebrates to irrigation water withdrawals. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 12, p. 2494–2510, 2007.
- MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. **Ecosystems**, v. 16, n. 5, p. 894–908, 2013.
- MOSS, B. The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? **Science of the Total Environment**, v. 400, n. 1–3, p. 32–41, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.029>>.

- MUSHET, D. M. et al. Geographically Isolated Wetlands: Rethinking a Misnomer. **Wetlands**, v. 35, n. 3, p. 423–431, 2015.
- NARDI, F. et al. On the investigation of the performances of a DEM-based hydrogeomorphic floodplain identification method in a large urbanized river basin: the Tiber river case study in Italy. **EGU General Assembly**, v. 15, p. 12931, 2013.
- NEIFF, J. Planícies de inundação são ecótonos. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima., p. 29–46, 2003.
- OVALLE, A. R. C. et al. Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River , southeastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 481, p. 191–203, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.036>>.
- PEDERSEN, T. C. M.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; MADSEN, T. V. Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 1, p. 161–179, 2006.
- PIGNATARO NETO, I.T.; **Qualidade física e química de um latossolo vermelho-amarelo sob pastagens com diferentes períodos de usos**. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias)-Universidade de Brasília, Brasília, 80f. 2008.
- POFF, N. L. et al. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 14, p. 5732–5737, 2007.
- POFF, N. L. R. et al. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997.
- POUDEVIGNE, I. et al. A systems approach to river restoration: A case study in the Lower Seine Valley, France. **River Research and Applications**, v. 18, n. 3, p. 239–247, 2002.
- RECKENDORFER, W. et al. The Integrated River Engineering Project for the free-flowing Danube in the Austrian Alluvial Zone National Park: contradictory goals and mutual solutions. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, v. 155, n. 1, p. 613–630, 2005.
- RICHARDS, K.; BRASINGTON, J.; HUGHES, F. Geomorphic dynamics of floodplains: Ecological implications and a potential modelling strategy. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 4, p. 559–579, 2002.
- RQUIER, J.; PIÉGAY, H.; ŠULC MICHALKOVÁ, M. Hydromorphological conditions in eighteen restored floodplain channels of a large river: Linking patterns to processes. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 6, p. 1085–1103, 2015.
- RODRIGUES, F. M.; PISSARRA, T. C. T.; CAMPOS, S. Caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica Córrego da Fazenda Glória, Município de Taquaritinga. **Irriga**, v. 13, n. 3, p. 310-322, 2008. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/70443>>.
- RUSSI, D., et al. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) for Water and Wetlands**. IEEP, Ramsar Secretariat Gland, London and Brussels. 2013
- SANON, S. et al. Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vienna, Austria. **Journal of Environmental Management**, v. 111, p. 159–172, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.008>>.

- SANTOS, H. G., et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, Brasília, 187p. 2018. (<https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>).
- SCHIEMER, F.; HEIN, T.; RECKENDORFER, W. Ecohydrology, key-concept for large river restoration. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 7, n. 2, p. 101–111, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1642359307701763>>.
- SCHIEMER, F.; WAIDBACHER, H. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. **River conservation and management**, n. April 2016, p. 363–382, 1992.
- SCHIEMER, FRITZ; BAUMGARTNER, C.; TOCKNER, K. REstoration of floodplain in rivers: the "Danube Restoration Project". **Regulated Rivers: Research & Managementsearch & Management**, v. 15, p. 231–244, 1999.
- SCHINDLER, S. et al. Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 7, p. 1349–1382, 2016.
- SCHINDLER, S. et al. Multifunctionality of floodplain landscapes: Relating management options to ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 229–244, 2014.
- SCHOBER, B.; HAUER, C.; HABERSACK, H. A novel assessment of the role of Danube floodplains in flood hazard reduction (FEM method). **Natural Hazards**, v. 75, n. 1, p. 33–50, 2015.
- SCHOT, P.; WINTER, T. Groundwater – surface water interactions in wetlands for integrated water resources management. **Journal of Hydrology**, v. 320, p. 261–263, 2006.
- SHIELDS, F. D.; SIMON, A.; STEFFEN, L. J. Reservoir effects on downstream river channel migration. **Environmental Conservation**, v. 27, n. 1, p. 54–66, 2000.
- STANFORD, J. A. et al. A general protocol for restoration of regulated rivers. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 12, n. 4–5, p. 391–413, 1996.
- TECLAFF, L.A., **The river basin in history and Law**. La Haya. 1967.
- TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J. V. An extension of the food pulse concept. **Hydrological Processes**, v. 2883, n. July 1999, p. 2861–2883, 2000.
- TOCKNER, K.; STANFORD, J. A. Riverine flood plains: present state and future trends. **Environmental conservation**, v. 29, n. 3, p. 308–330, 2002.
- TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L. de.; RIBEIRO, C. A. A.S. R.; LEITE, F. P. Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhões, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.
- VALCARCEL, R. Propostas de ação para o manejo da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 68–88, 1998.
- VEIGA, L. B. E.; MAGRINI, A. The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges. **Water Resources Management**, v. 27, n. 7, p. 2287–2302, 7 fev. 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11269-013-0288-1>>.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: Mc Graw-Hill do Brasil, 1975.
- WARD, J. V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems:

ecotones and connectivity1. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 15, n. 1–3, p. 125–139, 1999.

WEIGELHOFER, G. et al. The hydrochemical response of small and shallow floodplain water bodies to temporary surface water connections with the main river. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 4, p. 781–793, 2015.

WELCH, C. et al. Propagation of solutes and pressure into aquifers following river stage rise. **Water Resources Research**, v. 49, n. 9, p. 5246–5259, 2013.

WIGINGTON, P. J.; MOSER, T. J.; LINDEMAN, D. R. Stream network expansion: A riparian water quality factor. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 8, p. 1715–1721, 2005.