



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza
Instituto de Geociências
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

**A RECONSTITUIÇÃO PALEOGEOGRÁFICA COMO SUBSÍDIO À
RENATURALIZAÇÃO FLUVIAL DO ALTO RIO SÃO JOÃO – RJ**

Maria Luisa da Fonseca Pimenta

Profª Drª Carla Bernadete Madureira Cruz

Orientadora

Profº Drº Raúl Sánchez Vicens

Co-orientador

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Geografia.

Rio de Janeiro

2014

Pimenta, Maria Luisa da Fonseca

A Reconstituição Paleogeográfica como subsídio à Renaturalização Fluvial do Alto Rio São João – RJ -- 2014.

156 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Rio de Janeiro, 2014.

Orientadora: Carla Bernadete Madureira Cruz
Co-orientador: Raúl Sánchez Vicens

1. Mudanças em canais fluviais. 2. Índices morfométricos. 3. Geotecnologias – Dissertações.

I. Cruz, Carla Bernadete Madureira (Orient); Vicens, Raúl Sánchez. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós Graduação em Geografia. III. Título.

MARIA LUISA DA FONSECA PIMENTA

A RECONSTITUIÇÃO PALEOGEOGRÁFICA COMO SUBSÍDIO À
RENATURALIZAÇÃO FLUVIAL DO ALTO RIO SÃO JOÃO – RJ

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, área de concentração: Planejamento e Gestão Ambiental, da Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Geografia e aprovada pela Comissão Julgadora abaixo identificada.

Rio de Janeiro, 19 de maio de 2014.

Prof^ª. Dr^ª. CARLA BERNADETE MADUREIRA CRUZ – Orientadora
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof^º. Dr^º. RÁUL SÁNCHEZ VICENS – Co-orientador
Universidade Federal Fluminense

Prof^ª. Dr^ª. TELMA MENDES DA SILVA
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof^º. Dr^º. VINICIUS DA SILVA SEABRA
Universidade Estadual do Rio de Janeiro

RESUMO

A presente pesquisa objetivou gerar subsídios à identificação de áreas prioritárias à renaturalização dos canais da bacia hidrográfica do Alto Rio São João, contribuinte da Represa de Juturnaíba na região das Baixadas Litorâneas do estado do Rio de Janeiro, por suas potencialidades biofísicas e funções geoecológicas, amparadas em uma condição pré-distúrbio. As suas planícies aluviais sofreram intervenção direta e linear nos cursos d'água por meio de retificações promovidas pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento ao longo das décadas de 1970 e 1980, com objetivo da drenagem acelerada, o que causou desequilíbrios ao sistema ambiental. Entende-se que uma nova intervenção pode ser a via de restabelecimento da estrutura e funcionamento fluvial, além da resolução do conflito de usos múltiplos que se dá entre os mineradores da região e a qualidade do recurso hídrico no interior da Área de Preservação Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico-leão-dourado, que abastece a Região dos Lagos do referido estado. A pesquisa foi realizada através de ampla revisão bibliográfica dos seus pressupostos teórico-metodológicos, utilização de ferramentas das geotecnologias para reconstituição paleogeográfica da rede de drenagem com base em fotografias aéreas históricas, além de sua caracterização morfométrica, e comparação com a condição atual. Desta forma, foram analisadas espacialmente as mudanças ocorridas, com base em dados quali-quantitativos e utilizando-se de índices da paisagem fluvial, além do cálculo de estatísticas de dependência espacial e paramétricas para indicar padrões de transformações e problemas socioambientais subjacentes. Desta forma, esperou-se contribuir para um reordenamento ambiental, nos preceitos da Geoecologia da Paisagem, fornecendo as bases para a gestão dos recursos, ressaltando atividades conflitantes como a mineração que, se realizada em leitos inativos, pode auxiliar na reconquista do espaço fluvial, com vistas à sustentabilidade socioambiental plena.

Palavras-chave: *mudanças em canais fluviais, índices morfométricos, geotecnologias, planejamento da paisagem.*

ABSTRACT

This research aimed to generate data to identify priority areas for fluvial renaturation in São João river basin that flows into Juturnaíba dam in the region of Baixadas Litorâneas state of Rio de Janeiro, by its biophysical potential and geocological functions, supported in a pre-disturbance condition. Their floodplains suffered direct and linear intervention in channels through promoted rectifications by the extinct Departamento Nacional de Obras e Saneamento throughout the 1970s and 1980s, with the objective of accelerated drainage, which caused the environmental imbalances system. It is understood that a new intervention may be the means of restoring the structure and fluvial functioning besides solving the resolution of the conflict of multiple uses that occurs between the miners of the region and the quality of water resources within the Environmental Preservation Area of Rio São João/Mico-leão-dourado basin, that supplies Região dos Lagos. The survey was conducted through extensive literature review of its theoretical and methodological assumptions, use of geotechnological tools for paleogeographic reconstruction of the drainage network based on historical aerial photographs, besides their morphometric characterization, and compared to the current condition. Thus, were spatially analyzed the changes that occurred, based on qualitative and quantitative data using river landscape index, beyond to the calculation of spatial statistics and parametric dependence to indicate patterns of changes and underlying social environmental issues. So, it was expected to contribute to an environmental reordering in the precepts of Landscape Geo-Ecology providing the basis for resource management highlighting conflicting activities like mining that, if is held in inactive riverbeds, may assist in the reconquest of the fluvial space with intent to full social and environmental sustainability.

Key-words: *changes in channels; morphometric index; geotechnology; landscape planning.*

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Localização da área de estudo.	4
Figura 2 Mineração irregular na bacia do rio São João.	7
Figura 3 Atual rio São João canalizado e sua paleodrenagem sinuosa periférica.	8
Figura 4 Múltiplas escalas em sistemas ambientais.	15
Figura 5 Estrutura espacial: paisagem descrita pelos preceitos da Ecologia.	16
Figura 6 Estrutura espacial em escalas regional e local.	17
Figura 7 Mudanças no canal fluvial nas três zonas de Schumm.	19
Figura 8 Sequência de <i>pools</i> e <i>riffles</i> em canais retilíneos e meândricos.	19
Figura 9 Hidrograma de resposta às precipitações.	21
Figura 10 Formas de relevo e depósitos na planície de inundação.	22
Figura 11 Esquema do conceito de pulso de inundação.	25
Figura 12 Distribuição da velocidade em seções e trechos fluviais retilíneos a meândricos.	30
Figura 13 Diferentes cenários do córrego Bear em seu projeto de restauração.	38
Figura 14 À esquerda, imagem de satélite das medidas de restauração; à direita, fotografia do canal principal.	39
Figura 15 Mapa da área úmida da bacia do lago Venice com indicação das ações de restauração.	41
Figura 16 Imagem de satélite do arroio Vieira e suas duas calhas.	42
Figura 17 Sucessão de estados ambientais na revitalização fluvial.	43
Figura 18 Esboço representando proposta de criação do Parque do Arroio Vieira.	44
Figura 19 À esquerda, praça construída em terreno às margens do Rio João Mendes; à direita, croqui do Projeto de Renaturalização do Rio João Mendes.	45
Figura 20 Perfil geológico esquemático da Serra da Mantiqueira aos Maciços Litorâneos.	53
Figura 21 Situação político-municipal da planície do rio São João.	53
Figura 22 Áreas de extração mecânica de areia do leito do Rio São João.	56
Figura 23 Poligonais de requerimento de lavra junto ao DNPM.	58
Figura 24 Área de exploração irregular de areia.	59
Figura 25 Erosão de margens como resultado da canalização e tendência do canal de	60

recuperar a sinuosidade.

Figura 26	Médias dos totais mensais de chuvas e vazões (1967-2010).	61
Figura 27	Médias decanais dos totais pluvio-fluviométricos mensais.	62
Figura 28	Totais pluviométricos mensais e médias mensais das vazões do rio São João.	63
Figura 29	Valores de caudais diários mínimos e máximos em cada mês.	64
Figura 30	Valores das velocidades mensuradas na estação Correntezas.	64
Figura 31	Geologia da bacia do Alto Rio São João.	65
Figura 32	Geomorfologia da bacia do Alto Rio São João.	66
Figura 33	Rede de drenagem da bacia do Alto Rio São João.	67
Figura 34	Lagos em ferradura e meandros abandonados na bacia do Alto Rio São João.	68
Figura 35	Paleoformas que evidenciam antigo tipo sinuoso de canal no Alto Rio São João.	69
Figura 36	Forma da bacia e formas de relevo da bacia do rio São João.	71
Figura 37	Perfil longitudinal do canal principal do rio São João.	71
Figura 38	Distribuição das associações de solos na bacia do Alto Rio São João.	73
Figura 39	Uso e cobertura da terra na bacia do Alto Rio São João.	74
Figura 40	Padrão de matriz herbácea e fragmentos florestais na bacia do Alto Rio São João.	75
Figura 41	Fluxograma metodológico.	76
Figura 42	Mosaico de fotografias aéreas AST-10 para a bacia do Alto Rio São João.	78
Figura 43	Mosaico de fotografias aéreas DEME-70 para a bacia do Alto Rio São João.	79
Figura 44	Compilação de fotografias aéreas históricas no DRM-RJ.	79
Figura 45	Mapas-índice R3 e R4 do voo DEME-70.	80
Figura 46	Situação dos mapas-índice no estado do Rio de Janeiro.	80
Figura 47	Articulação das fotografias aéreas DEME-70 utilizadas para recobrimento da área de estudo.	81
Figura 48	Mapa-índice R4 do voo DEME-70 sobreposto à área de estudo e à articulação 1:25.000 utilizada nas ortofotos do IBGE.	81
Figura 49	Interface do <i>AutoSync</i> , ERDAS 2013.	82
Figura 50	Interface do <i>ArcGIS</i> 10.0 com a ferramenta de vetorização.	83

Figura 51	Mosaico de imagens do <i>Worldview-2</i> utilizadas para mapeamento da planície aluvial do rio São João.	84
Figura 52	Manipulação radiométrica no <i>HyperCube</i> 11.0: antes e depois.	86
Figura 53	Mosaico de imagens do <i>Worldview-2</i> com tratamento radiométrico.	87
Figura 54	Vetorização da rede de drenagem atual.	88
Figura 55	Interações potenciais dos vizinhos mais próximos nos limites de uma simulação baseada em grade.	89
Figura 56	Exemplificação de fotografias DEME-70 pós-registro sobreposta a ortofoto IBGE.	92
Figura 57	Exemplo de avaliação da exatidão cartográfica em cena DEME-70 visualizada em ortofoto IBGE.	94
Figura 58	Checagem visual do posicionamento relativo entre as imagens do <i>Worldview-2</i> e as ortofotos IBGE.	95
Figura 59	Mapeamento do erro de posicionamento entre os mosaicos <i>Worldview-2</i> e DEME-70.	96
Figura 60	Paleocanais em diversas formas visualizados na imagem do <i>Worldview-2</i> tratada no <i>HyperCube</i> e em sua banda espectral do infravermelho próximo.	98
Figura 61	Formas diversas de apresentação da paleodrenagem no canal principal do Alto Rio São João com imagens do <i>Worldview-2</i> .	100
Figura 62	Formas diversas de apresentação da paleodrenagem nos canais tributários ao Alto Rio São João com imagens do <i>Worldview-2</i> .	101
Figura 63	Canais fluviais atuais na imagem do <i>Worldview-2</i> sem e com tratamento radiométrico e sua banda do infravermelho próximo.	102
Figura 64	Rede de drenagem da bacia do Alto Rio São João pré e pós-distúrbio.	103
Figura 65	No quadro à esquerda, a clássica fotografia aérea do rio King (sul de Oxley) com padrão anastomosado; à direita, recortes das fotografias aéreas DEME-70 da planície do rio São João.	104
Figura 66	Exemplificação do processo de correção topológica de pseudo-nós.	105
Figura 67	Esquema para cálculo do índice de sinuosidade.	106
Figura 68	Testes de simplificação da drenagem para cálculo do índice de sinuosidade.	107
Figura 69	Edição manual na rede de drenagem atual simplificada.	108

Figura 70	Diagrama de intervenção em projeto de restauração fluvial.	109
Figura 71	Plano para reconstrução do córrego Uvas (EUA) por consultores técnicos.	109
Figura 72	Edição manual na rede de drenagem pretérita simplificada.	110
Figura 73	Matrizes hexagonais calculadas para a área de estudo com 5 ha, 10 ha, 15 ha e 30 ha.	114
Figura 74	Exemplificação do cálculo da densidade de drenagem na matriz hexagonal.	115
Figura 75	Cálculo do índice de sinuosidade em matrizes hexagonais.	116
Figura 76	Densidade de drenagem atual.	117
Figura 77	Densidade de drenagem pretérita.	120
Figura 78	Média do Entrelaçamento atual.	121
Figura 79	Média do Entrelaçamento pretérita.	119
Figura 80	Comparação da rede de drenagem atual com as fotografias aéreas históricas DEME-70 na sub-bacia à montante da Represa de Juturnaíba.	122
Figura 81	Comparação da rede de drenagem atual com as fotografias aéreas históricas DEME-70 no médio curso do Alto Rio São João.	123
Figura 82	Complexidade do Canal atual.	125
Figura 83	Complexidade do Canal pretérita.	126
Figura 84	Índice de Sinuosidade atual.	128
Figura 85	Índice de Sinuosidade pretérito.	129
Figura 86	Comparação da rede de drenagem pretérita com imagens orbitais atuais na sub-bacia do rio Pirineus.	130
Figura 87	Comparação da rede de drenagem pretérita com imagens orbitais atuais na sub-bacia do rio Bananeiras.	131
Figura 88	Comparação entre as densidades de drenagem atual e pretérita.	133
Figura 89	Comparação entre as médias de entrelaçamento atual e pretérita.	134
Figura 90	Comparação entre as complexidades do canal atual e pretérita.	136
Figura 91	Comparação entre índices de sinuosidade atual e pretérito.	137
Figura 92	Gráfico de dispersão das mudanças temporais nos índices de sinuosidade e densidade de drenagem.	140
Figura 93	Síntese das alterações fluviais identificadas nas planícies aluviais do Alto Rio São João.	141
Figura 94	Exemplos de áreas de dessecação de planícies.	142

Figura 95	Manutenção de iniciativa privada da rede de canais construída.	143
Figura 96	Exemplos de área de intensa retificação.	143
Figura 97	Exemplos de área de simplificação de rios, de montante para jusante.	142

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 Síntese dos estudos de caso apresentados na Europa.	35
Tabela 2 Índices morfométricos de paisagem fluvial.	50
Tabela 3 Índices e parâmetros morfométricos selecionados para análise da bacia hidrográfica.	70
Tabela 4 Análise morfométrica do Alto Rio São João.	71
Tabela 5 Comparação quantitativa entre pontos nas imagens DEME-70 e IBGE.	94
Tabela 6 Comparação quantitativa entre posicionamento nos mosaicos <i>Worldview-2</i> e DEME-70.	97
Tabela 7 Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Alto Rio São João.	111
Tabela 8 Diferença estatística entre 1970 e 2010.	138
Tabela 9 Correlação entre índices morfométricos para condição atual da planície.	139
Tabela 10 Correlação entre índices morfométricos para condição pretérita da planície.	139

SUMÁRIO

Introdução	1
Apresentação do tema	1
Justificativa	5
Objetivos	9
1 Base teórico-conceitual	10
1.1 O planejamento ambiental no recorte da Paisagem	10
1.2 A bacia hidrográfica no enfoque sistêmico	13
1.3 Porque renaturalizar: o moderno pensamento ambiental	23
1.4 Como renaturalizar: as tendências nacionais e internacionais	33
1.5 Onde renaturalizar: a importância da métrica da paisagem	45
2 Área de estudo	52
2.1 Situação geográfica	52
2.2 Histórico de ocupação e mineração	54
2.3 Elementos fisiográficos	60
3 Metodologia	76
4 Resultados e discussões	92
4.1 A reconstituição paleogeográfica para análise de mudanças	92
4.2 O uso de matrizes hexagonais na morfometria fluvial	113
Conclusões	145
Referências bibliográficas	150

INTRODUÇÃO

Apresentação do tema

A recuperação¹ de canais fluviais, de acordo com os novos paradigmas ambientais de conservação da natureza, vem sendo bastante debatida e possui foco nos processos naturais dos rios, fazendo compatibilizar o alcance de seu equilíbrio dinâmico com o aproveitamento sustentável dos bens naturais. Representa uma nova perspectiva da engenharia fluvial, onde se integram conceitos tradicionais da hidráulica com princípios da geomorfologia e considerações dos valores ambientais dos rios, atendendo seu funcionamento ecológico e as características da paisagem (TÁNAGO, 2003).

O nível de impacto humano e os motivos que levam à restauração fluvial são bastante variados entre bacias hidrográficas, regiões e países. A história da humanidade indica como estas intervenções tais quais os desmatamentos, desde o Mesolítico, com o uso de ferramentas de metal que facilitaram a abertura de clareiras nas florestas e a aragem das terras para a conversão em campos agricultores, interferem em sistemas ambientais. Processos erosivos acelerados e a consequente sedimentação/agradiação de vales fluviais são atribuídos a este processo, com evidências arqueológicas na região mediterrânea (RONI & BEECHIE, 2013).

Somaram-se a estas os desvios em cursos d'água e drenagem de áreas úmidas, além do aproveitamento da energia dos rios, bastante praticadas pelo Império Romano. Durante a Idade Média, expandiu-se rapidamente a prática do desflorestamento e incremento na produção de sedimentos, inclusive em menores latitudes, até o Renascimento, e posteriormente no Novo Mundo. As mudanças mais dramáticas em rios e bacias de drenagem, contudo, ocorreram após a Revolução Industrial, com a construção de barragens e represas e a poluição pelos rejeitos.

Roni & Beechie (*op. cit*) destacam ainda que o crescimento de atividades urbanas resultou em canalizações de trechos de rios e maiores regulações dos fluxos que, combinado com os fatores anteriores, levou ao decréscimo da oferta de diversidade de habitats saudáveis ao desenvolvimento da biota. Indiscutivelmente, os mais severos impactos ocorreram ao

¹ O termo 'recuperação' faz parte de um conjunto de conceitos que dizem respeito à melhoria da qualidade ambiental em diversos níveis. De acordo com Roni & Beechie (2013), a 'restauração' seria o retorno total de um sistema à sua condição original pré-distúrbio, enquanto a 'recuperação' seria um retorno parcial. Outro vocábulo do mesmo campo teórico-semântico utilizado ao longo deste texto é a 'reabilitação', que está atrelado ao provimento de alguns aspectos do sistema, como a apreciação estética ou a reintrodução de espécies, e a "revitalização" que diz respeito ao incremento de funções antes inexistentes, como o lazer.

longo do século XX, com a intensificação destas interferências com o progressivo domínio técnico pela sociedade humana e lançamento de diversos programas de canalização e drenagem artificiais, além de necessidades cada vez maiores de dragagens e irrigação.

A história dos usos de água e terras produziu condições degradantes a tais recursos, o que é observado nas paisagens atuais: estima-se que foram perdidas cerca de 50% das áreas úmidas no planeta e mais de 75% dos habitats fluviais estão deteriorados, além do comprometimento por contaminação do suprimento de água para consumo humano e do progressivo aumento do número de espécies – sobretudo as aquáticas – ameaçadas ou em extinção. Diante deste quadro, surge o ideário da restauração em rios e bacias de drenagem como extremamente importantes ao redor do mundo.

As rápidas modificações nos ambientes naturais e suas dramáticas consequências fazem surgir movimentos em favor da preservação da natureza e da vida, com foco na qualidade da água e do ar, a partir da década de 1960, além de legislações específicas – destacando-se no Brasil o Código Florestal (BRASIL, 1965), a Lei das Águas (BRASIL, 1997) e o SNUC (BRASIL, 2000) – e a valorização de serviços ambientais – incluindo sequestro de carbono e bancos genéticos, p.e. – a partir da percepção da sua influência na economia global. Assim, a importância do bom funcionamento dos ecossistemas enfatiza a necessidade de proteção ou restauração dos sistemas ambientais naturais e, especificamente, a preocupação com os ambientes fluviais cresce.

Programas de restauração complexos surgem e abrangem questões como combate à erosão dos solos e margens dos rios através da estabilização do canal por replantio de árvores e criação de *pools*² para formar ambientes aquáticos diversos; ou seja, tratando mais de sintomas que problemas subjacentes, através de técnicas estruturais da bioengenharia. Somente no final do século XX, após resultados diversos da aplicação dessa metodologia em rios dos Estados Unidos e da Europa, é que a ênfase nos processos da bacia hidrográfica tornou-se mais amplamente aceita.

O aumento da consciência ambiental a respeito das áreas ribeirinhas, de sua importância físico-ecológica e dos impactos humanos, assim como o melhor entendimento de seus processos em ecorregiões distintas, levou a recomendações no planejamento ambiental buscando ir além do foco apenas em um trecho do rio para uma visão mais holística. Isto quer dizer, passaram a ser enfatizadas ações em prol da bacia como um todo, por exemplo, através

² O termo ‘*pool*’ de língua inglesa será assim considerado devido à sua consagração na literatura científica nacional, cuja tradução é ‘depressão’ e define-se por poços no leito fluvial, assim como ‘*riffle*’, ou soleira, protuberâncias de baixa declividade.

da adequação do uso da terra e da redução de fontes de sedimentos, a fim de criar e manter a diversidade de habitats de maneira saudável e sustentável (RONI & BEECHIE, *op. cit.*).

Neste sentido, Ojeda (2008) salienta que o reestabelecimento do funcionamento biofísico dos sistemas fluviais é de fundamental importância no que diz respeito à sua dinâmica natural de erosão e sedimentação, recarga de aquíferos e organização de habitats diversos a partir do regime de flutuações das descargas hídricas e sólidas no hidrossistema canal-planície aluvial. No entanto, as atividades humanas, com alta capacidade de modificação destes processos hidrogeomorfológicos e ecológicos, os impactaram fortemente. Exemplos disso são as obras fluviais tradicionais de contenção das cheias por retificação dos canais e estabilização de suas margens por revestimentos impermeabilizantes.

Isto acaba por dificultar a gestão ambiental, já que tais práticas de ‘engenharia pesada’, sem uma visão holístico-sistêmica, tem se mostrado ineficazes, tendendo a transferir os problemas para montante ou jusante, ou criar novos, conforme constatado por Silva (2010) em ampla revisão acerca de manejo de rios degradados. Neste sentido, a presente pesquisa se propõe a investigar, através de estudo de caso de implantação de medidas estruturais intensivas com alteração do traçado de cursos d’água, crendo que uma nova condição poderia fornecer melhor funcionamento hidrogeomorfológico para a geodiversidade das planícies aluviais, o seguinte problema: quais foram as alterações impressas nos canais fluviais do Alto Rio São João e com que intensidade se deram? Sendo assim, quais seriam os locais mais adequados para a reconstrução do seu padrão de drenagem sinuoso pretérito?

Esta bacia hidrográfica localiza-se na região das Baixadas Litorâneas do estado do Rio de Janeiro, interior à Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado, e é uma das principais contribuintes da Represa de Juturnaíba (**Figura 1**). Suas paisagens, ao longo dos últimos 500 anos, foram intensamente modificadas com o processo de desmatamento do bioma originário Mata Atlântica, com fins de implantação de atividades agropastoris e, a partir dos anos de 1960, de forma pontual com as obras nas planícies aluviais realizadas pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS).

Seguindo uma ótica higienicista, o DNOS procurou drenar as baixadas úmidas da bacia através da retificação de alguns de seus principais canais fluviais, ao longo do coletor principal e de suas sub-bacias contribuintes. O objetivo era confinar e drenar as águas pluvio-fluviais mais rapidamente para jusante e assim permitir a otimização das áreas de inundação dos rios para uso e ocupação agrícola ou urbana, e construiu a barragem da Lagoa de Juturnaíba, represando-a para o abastecimento humano e a irrigação (CUNHA, 1995).

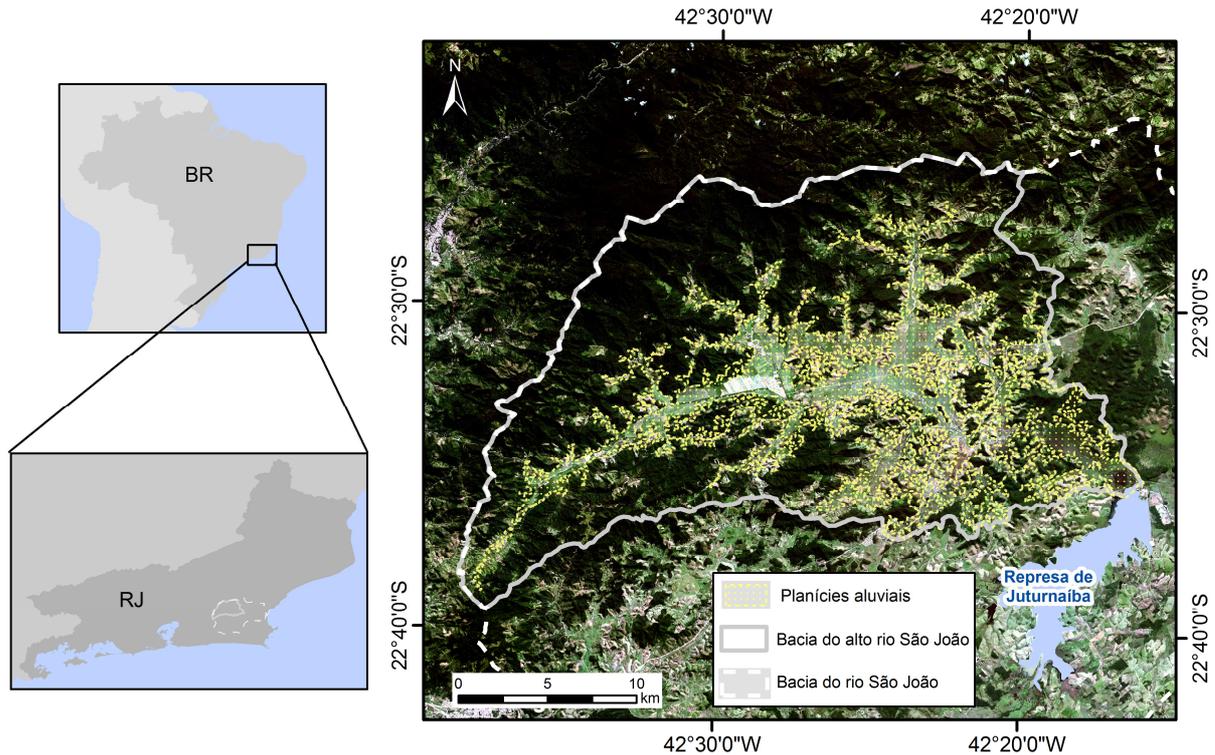


Figura 1 Localização da área de estudo.

Como consequência da baixa capacidade de retenção da água da chuva e da maior velocidade de escoamento nos canais fluviais, atualmente, observam-se nela impactos hidrogeomorfológicos diversos. Dentre eles, destaca-se a intensa erosão nas margens decorrente da tentativa de restabelecer o equilíbrio dinâmico dos rios pela recuperação do seu traçado em curvas, o que está comprometendo a qualidade do recurso hídrico. Além disso, o transbordamento e alagamento da planície no médio curso do rio São João, com chuvas fortes e prolongadas, geram conflitos entre os proprietários rurais à montante da represa, que pressionam para abertura das comportas, e os assentados, que sofreriam com as enchentes no baixo curso onde vivem (ICMBIO, 2008).

Ao mesmo tempo, as obras de retificação proporcionaram o aumento da produção de areia, favorecendo a instalação da exploração mineral em leito ativo até o ano de 2002, quando foi impedida pelo órgão ambiental sob alegação de desequilíbrio fluvial e assoreamento da Represa. Oliveira & Mello (2006) mostraram que estas áreas de lavra em depósitos aluviais quaternários, constituídas de areia quartzosa com granulometria média a grossa, possuem rápida e contínua reposição sedimentar, mesmo nos períodos de menor precipitação e sobretudo nas áreas mais a montante, sugerindo que a retificação dos canais promoveu um incremento de energia e carga sedimentar de arrasto, constatando que a perda dos meandros foi um grande dano ao equilíbrio fluvial.

Por reunir toda essa complexidade de atores sociais em diversas instâncias de poder (instituições ambientais, empresas mineradoras e concessionárias de águas, proprietários de terras e assentados), assim como de usos múltiplos (conservação, exploração dos recursos naturais e atividades agrícolas) em um espaço altamente transformado (com desmatamentos e canalizações), é que a bacia do Alto Rio São João foi considerada representativa para o fenômeno que se pretende estudar. A problemática envolve os detentores de sua lavra, que pressionam pela execução da atividade mineradora, conforme consta das atas das reuniões do Comitê de Bacia Hidrográfica Lagos São João (2008a; 2008b; 2008c), onde se ressalta a necessidade de regulação e controle ambiental pelo órgão estadual competente, com processo de conciliação ainda em curso.

Ainda, por se tratar de uma área sob proteção por legislação específica (BRASIL, 2000) e ser responsável pelo abastecimento de região próxima com déficit hídrico, a importância da qualidade do recurso hídrico é focalizada. Além disso, usos conflitantes que contribuem para o desequilíbrio hidrossedimentológico estabelecidos na várzea em propriedades particulares – como a pastagem extensiva – também haveriam de ser guiados pela instalação da Faixa Marginal de Proteção (RIO DE JANEIRO, 1983; CORREA *et al.*, 2010).

Desta forma, a hipótese inicial da investigação proposta neste projeto é que a volta ao funcionamento autossustentável e o equilíbrio dinâmico do sistema fluvial em questão far-se-ia por meio da conciliação da atividade mineradora que, quando realizada no traçado da paleodrenagem, renaturalizaria os canais fornecendo condições à sua recuperação. Além disso, como medida de reabilitação da área explorada, poder-se-iam implementar ações de reflorestamento das novas margens, essencial do ponto de vista geomorfológico para sua estabilização e proteção do corpo hídrico, assim como ecologicamente, funcionando de habitat para a fauna e, em uma escala mais ampla, como um corredor na paisagem.

Justificativa

Desde os primórdios das civilizações humanas, as várzeas dos rios são buscadas como espaço de assentamento, o qual as provê de recursos para a vida cotidiana, e assim os sistemas fluviais receberam inúmeras intervenções antrópicas; contudo, são em tempos historicamente mais recentes as maiores intervenções, notadamente nos rios. De acordo, geraram-se diversos impactos areolares e lineares nas bacias hidrográficas; onde se destacam dentre os primeiros a ocupação por usos não compatíveis com a dinâmica fluvial, enquanto nos segundos pode-se

citar as intervenções diretas nos cursos d'água pelas canalizações e as demais obras de engenharia hidráulica tradicional (SUGUIO & BIGARELLA, 1990).

Diante desse quadro de degradações ambientais diversas, com paisagens descaracterizadas e incapazes de cumprir suas funções, emerge a necessidade do planejamento ambiental para ordenar a sua recuperação e sob um novo paradigma integrativo que fuja à lógica higienicista dominante até então. Desta forma, tem surgido nas últimas décadas projetos de recuperação fluvial, sobretudo nos países da Europa Ocidental e América do Norte, estabelecendo-se como tema prioritário na gestão dos recursos hídricos devido às preocupações quanto à sua disponibilidade e demanda (MEURER, 2010).

No Brasil, o movimento inicia-se lentamente e legalmente tem-se a institucionalização da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), que regulamenta acerca dos usos múltiplos da água em sua gestão e destaca a renaturalização dos cursos d'água como a possibilidade de aproveitamentos com maior ênfase nos aspectos culturais, paisagísticos e ecológicos. Assim, surgem iniciativas difusas e distintas de revitalização fluvial, como no Rio das Velhas (MG), no Rio Tietê (SP) e no Arroio Sapucaia (RS), que contam com poucas diretrizes técnicas e legais sistematizadas para orientar sua execução por princípios de manutenção ou reabilitação de processos biofísicos.

O que ocorre é que as políticas públicas nacionais deste setor priorizam mais questões estratégicas – como o abastecimento humano e a geração de energia elétrica – do que a qualidade ambiental. Evidencia-se, portanto, a necessidade da elaboração de estudos que venham a subsidiar o estabelecimento de diretrizes do planejamento ambiental com incremento do componente geoecológico, a partir da avaliação dos estados das paisagens por um diagnóstico integrado de estrutura e funcionamento que embase as iniciativas de recuperação de áreas degradadas.

A situação de degradação das bacias hidrográficas tem criado uma demanda pelo desenvolvimento de projetos de manejo de rios degradados e, no plano de manejo da Unidade de Conservação na qual está inserida a área de estudo da presente proposta de pesquisa, está evidenciado o estímulo à realização de estudos de viabilidade da renaturalização do alto-médio curso do rio São João e seus afluentes (ICMBIO, 2008). Neste mesmo documento, a atividade mineradora irregular (**Figura 2**) é tratada como de uso conflitante, recomendando-a estar sob controle ambiental de licenciamento e fiscalização de acordo com os ditames da legislação ambiental e mineral, e como ação gerenciadora exige-se o cumprimento dos Planos de Recuperação de Áreas Degradadas.



Figura 2 Mineração irregular na bacia do rio São João. Círculo preto indica uma pessoa como escala.

Fonte: ICMBIO, 2008.

A mineração, atividade significativamente impactante em termos ambientais, especialmente quando da extração de materiais aluvionares em leitos de rios ativos, pode desencadear desequilíbrios na dinâmica fluvial quando a remoção de material sedimentar é em maior quantidade do que a capacidade de reposição pelo sistema, ultrapassando o limite crítico de sua autorregulação (RINALDI *et al.*, 2005). É enfatizado que este limite seja conhecido, através de estudos de geologia sedimentar e reconhecimento da geomorfologia, e que sejam pontuados nos locais de possível extração, para que as funções do sistema não sejam perdidas.

O efeito imediato e direto da ação extrativa seria a redefinição dos limites do canal, que se for possível ser realizado na paleodrenagem do rio São João, conciliaria a demanda dos mineradores com a recuperação do seu antigo curso, e pode ser uma solução para o conflito dos usos hoje existente. A **Figura 3**, a seguir, ilustra esta atual situação em um recorte da imagem advinda do satélite *Worldview-2* de altíssima resolução espacial, além de radiometria e espectrometria favoráveis à tal interpretação, datada do mês de setembro do ano de 2010.

Esta bacia de drenagem atualmente apresenta o que Tánago & Jalón (2004) classificam como alto nível de degradação, aquele que afeta o funcionamento do sistema e que não são facilmente reversíveis, já que suas variáveis hidromorfodinâmicas foram alteradas permanentemente. Neste caso, entende-se que o sistema fluvial ultrapassou um limiar crítico de transformação e o faz necessitar de forças externas para restabelecer

condições mais próximas às originais; assim, necessitar-se-ia de projeto de recuperação ativo. Por sua vez, este seria realizado nos locais indicados por um zoneamento geocológico de microescala, com foco na atividade mineradora, para a retomada de processos fluviais naturais a partir de remeandramento e reflorestamento ciliar.



Figura 3 Atual rio São João canalizado (indicado pela seta azul) e sua paleodrenagem sinuosa periférica.

Fonte: Elaboração da autora. Imagem do *Worldview-2 R(5)G(3)B(2)*, 2010.

Ressalta-se, em vista disso, a necessidade do zoneamento minerário da bacia hidrográfica que, baseado nos estudos de seu funcionamento hidrossedimentológico associado às variações pluviométricas e também na caracterização morfométrica e sedimentar dos paleocanais do rio São João, poderá indicar as áreas propícias à extração de recursos minerais ao mesmo tempo em que serão prioritárias para renaturalização fluvial, recompondo a rede de drenagem pretérita à canalização.

Além disso, evidencia-se que a presente área de estudo já possui projetos de recuperação de áreas degradadas instalados no interior da APA da bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado, tais como corredores ecológicos, e portanto já subsiste a preocupação com sua qualidade ambiental. A direção desta Unidade de Conservação exerce assim bom diálogo e articulação política tanto com os proprietários de terra da bacia de drenagem, como também se dispõe com diversas universidades e institutos de pesquisas através de parceiras de troca científica e auxílio em sua realização.

Desta forma, espera-se contribuir para o ordenamento da atividade mineradora como suporte para uma sustentabilidade sensata, atentando para não reduzir os bens naturais além de seus níveis críticos e assim alcançar o desenvolvimento sustentável. Para tal, entende-se que há de se utilizar os recursos e serviços ambientais abaixo da capacidade de renovação dos sistemas ambientais, distribuindo as atividades de acordo com seu potencial e com nível de impacto menor que sua capacidade de suporte (MATEO RODRIGUEZ, 2008).

OBJETIVOS

A presente pesquisa objetiva gerar subsídios para a identificação de áreas prioritárias à recuperação dos processos fluviais naturais em prol da renaturalização fluvial da planície aluvial do Alto Rio São João, no nível de escala de subambientes fluviais, em função da caracterização das mudanças impressas em sua rede de drenagem por meio das obras de canalização, amparadas por suas potencialidades físico-geográficas e funções ambientais das unidades de paisagem.

Especificamente, objetiva-se:

- Analisar a paleogeografia através da reconstituição da drenagem da bacia hidrográfica do Alto Rio São João, em escala 1:50.000, no ano de 1970, por Sensoriamento Remoto, para que esta sirva como estado-referência da condição natural do sistema fluvial;
- Descrever a rede de drenagem atual da bacia hidrográfica do Alto Rio São João, por meio da sua restituição em escala 1:50.000, no ano de 2010, por Sensoriamento Remoto, para que se compare com o estado anterior às obras de retificação;
- Caracterizar os canais atuais e paleocanais através de parâmetros morfométricos, extraídos a partir de produtos de Sensoriamento Remoto orbital e aéreo de alta resolução, em Sistemas de Informações Geográficas;
- Disponibilizar dados digitais da pesquisa em produtos georreferenciados que contribuam para um zoneamento geocológico, definindo potencialidades e limitações da implementação de intervenções em prol da renaturalização fluvial do alto curso do rio São João por meio da mineração sustentável.

1 BASE TEÓRICO-CONCEITUAL

1.1 O planejamento ambiental no recorte da Paisagem

O estudo da realidade geográfica espaço-temporal orientada ao conhecimento das propriedades das paisagens da Terra sempre foi uma questão básica da Geografia Física (DIAKONOV & MAMAI, 2008). Em suas origens, o conceito de paisagem remonta à Alemanha do final do século XIX, onde a herança romântica naturalista evidenciada por Humboldt traz, sob a perspectiva estético-fenomenológica, seu significado atrelado a uma unidade da superfície da terra e à sua aparência (SALGUEIRO, 2001).

Sob influência da Geografia comparada alemã e tradição do conhecimento prático da Terra com métodos concretos de investigação, na escola russa o conceito de paisagem surge na mesma época utilizando o vocábulo *Landschaft*. Sua acepção vincula-se profundamente aos fatos visíveis de um grupo de objetos e fenômenos naturais que se repetem regularmente na superfície terrestre e esta categoria definir-se-á então como um objeto integrador da Geografia russa (FROVOLA, 2007).

Nela, o desenvolvimento atrelado sobremaneira aos trabalhos de Dokuchaev e Berg, pautou-se nas orientações estruturo-genética, dinâmico-funcional e evolutivo-prognóstica (DIAKONOV & MAMAI, *op. cit.*). As concepções globalizantes de Dokuchaev apoiadas na ideia filosófica de que a natureza é única, contínua e indivisível lançou as bases da ciência da paisagem e orientou a análise sintética em combinações específicas dos fenômenos bióticos e abióticos. Quanto à Berg, influenciado adicionalmente pela corologia de Hettner³, propõe em 1913 a primeira definição científica de paisagem: região na qual as particularidades do relevo, clima, águas, solo, vegetação e atividade antrópica são organizadas em um conjunto geográfico harmonioso que se repete em uma zona (FROVOLA, *op. cit.*).

Posteriormente, no início do século XX, sob influência do ideário da revolução socialista e da doutrina marxista materialista, o conceito adquiriu traços do modelo científico abstrato desviando-se da representação sensível e aproximando-se da análise da fisionomia da paisagem a partir de seu conteúdo material e da dinâmica temporal do meio. Em 1968, quando Bertalanffy (1968) lança a Teoria Geral dos Sistemas, a noção integradora a respeito da

³ Alfred Hettner (1859-1941), geógrafo e filósofo alemão influenciado pelo neokantismo, defendia o caráter ideográfico desta ciência por buscar classificar os fenômenos espaciais em categorias, caracterizando então a superfície terrestre por sua diferenciação de áreas com seu ponto central (HETTNER, 2011).

estrutura, organização, funcionamento e dinâmica dos sistemas é incorporada metodologicamente por Sotchava na década de 1970 (*ibid.*).

O paradigma sistêmico e o desenvolvimento da doutrina dos geossistemas brindam à Geografia uma nova interpretação da circulação de substâncias e câmbios de entropia na envoltura geográfica, o que faz emergir novas ideias sobre sua dinâmica transformadora e estabilizadora. Nos estudos geomorfológicos, proporciona o entendimento do equilíbrio como o ajustamento completo das variáveis internas às condições externas: as formas seriam uma resposta à quali-quantidade de energia e matéria que flui pelo sistema e, desta forma, a possibilidade de ruptura, imprevisibilidade de mudanças e autorregulação dos sistemas abertos conduziu ao entendimento da estabilidade relativa (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Por geossistema entende-se um sistema total no espaço terrestre de quaisquer dimensões – topológica, regional e planetária – onde os componentes individuais da natureza se encontram em uma relação sistêmica uns com os outros, e a partir de uma determinada integridade interatuam com a esfera cósmica e a sociedade humana correlacionando as escalas de sua atividade energético-material (SOTCHAVA, 1978). Baseada nesta concepção, a paisagem assume o caráter de um conjunto de componentes como água, solo, vegetação e seres vivos – corpos histórico-naturais – onde interessa estudar sua distribuição (dinâmica espacial), formação (dinâmica temporal), funcionamento e hierarquia em sua morfologia.

Paralelamente, a Geoecologia, distinguida pelo geógrafo alemão Karl Troll – designando-a primeiramente de Ecologia da Paisagem, em 1939 – e definida então como a ciência dos complexos naturais, se propõe ao exame das relações entre os organismos e o entorno e seus fatores ambientais em dada paisagem, buscando o entendimento de suas propriedades e funções ecológicas. A partir dos anos de 1970, com a consolidação da concepção ambiental e a reunião de uma visão sistêmica, esta abordagem irá incorporar o conceito de geossistema e articular a análise espacial, própria da Geografia, com a funcional, advinda da Ecologia, fazendo emergir uma concepção transdisciplinar holístico-funcionalista (TIMASHEV, 2008).

A natureza ecológico-paisagística e o sociocentrismo da Geoecologia da Paisagem refletem sua orientação nos estudos da interação dos geossistemas em todos os níveis e os processos tecnogênico-naturais na relação ecosfera e sociedade. As investigações se baseiam nos fundamentos científico-metodológicos da ciência da paisagem e da ecologia humana, que possuem por axiomas o entendimento sistêmico-hierárquico e terrestre-paisagístico das paisagens sobre a base estrutural dos princípios filosóficos dialético-materialistas (MATEO RODRIGUEZ *et al.*, 2007).

Em um enfoque geoecológico, a paisagem é concebida como uma realidade geográfica interpretada a partir de uma conexão harmônica de componentes e processos intrinsecamente integrados, onde se estabelecem fluxos de matéria, energia e informação numa dinâmica constante. No âmbito das ciências geográficas, ela é concebida como uma formação antroponatural que oferece recursos e meios de vida para as atividades humanas, sendo um laboratório natural e fonte de percepções estéticas (*ibid.*).

De maneira completa, a Geoecologia das Paisagens as estuda pelo viés ecoantropocêntrico com o objetivo de moldar um habitat que seja adequado aos seres humanos dirigindo a otimização das paisagens por princípios e métodos do uso ecologicamente racional dos recursos. Assim, ela está ligada aos preceitos da conservação da diversidade biológica e também às propriedades estruturo-funcionais dos geossistemas, com seus valores histórico-culturais, necessários à sociedade para o seu desenvolvimento sustentável (TIMASHEV, *op. cit.*).

A Geoecologia aborda esta problemática em relação às mudanças não desejáveis das paisagens com propósito de superar os danos e crises ecológicas que surgem a partir dos impactos antropogenéticos. Afinal, os seres humanos, de forma diferenciada, desempenham um papel biossocial particular na natureza enquanto sujeito da atividade sócio-histórica e cultural, capazes de modificar de maneira radical o meio geográfico (*ibid.*).

Dessa forma, surge a necessidade do planejamento ambiental, cujo propósito fundamental é a busca de comportamentos desejáveis – diretrizes pré-estabelecidas pautadas em valores e mentalidades acerca da natureza – para os sistemas ambientais. Ele é uma parte componente das políticas públicas que se refere à organização espaço-temporal da atividade vital da sociedade na paisagem concreta, conservando ou multiplicando suas propriedades úteis. Seu objetivo geral é garantir o uso racional e sustentável da natureza conservando-se as funções principais das paisagens e seus componentes como um sistema biosfera-humanidade (DIAKONOV & MAMAI, *op. cit.*).

Sendo assim, o planejamento ambiental pode ser definido como uma ferramenta metodológica que sistematiza e articula o significado e a vulnerabilidade dos complexos naturais para avaliar e valorar o uso da terra em seu sentido amplo. Para tal, reconhece a natureza e a paisagem como um sistema integral dinâmico e investiga sua capacidade, em potencialidades e limitações, de acordo com critérios de qualidade ambiental que servem de guia ao desenvolvimento espacial. De acordo, ele é utilizado para desenhar a organização espacial das atividades sociais assegurando uma gestão sustentável da natureza e a preservação das funções-chave da paisagem como um sistema de suporte (ANTIPOV, 2006).

Logo, sua concepção exige uma visão sistêmica e holística da relação sociedade-natureza na totalidade ambiental, e é neste sentido que o embasamento teórico-metodológico da Geoecologia da Paisagem insere-se adequadamente. Destarte, o planejamento ambiental pode ser efetivado através do diagnóstico integrado, que fornece o suporte para instituição de programas e planos de manejo, e zoneamento geoecológico, que por fim poderá propor melhores formas de uso e ocupação do espaço com orientação sustentável a partir da capacidade de utilização por potencialidades das unidades da paisagem (MATEO RODRIGUEZ *et al.*, *op. cit.*).

Para tal, faz-se necessário o desenvolvimento de um reordenamento ambiental, nível do planejamento que projeta no espaço modelos de distribuição e interrelação dos diferentes tipos de usos como expressão de formas de organização em função de características e propriedades dos sistemas ambientais. Por conseguinte, atenta ao manutenção da integridade ambiental e o cumprimento das funções ecológicas e ambientais, assim como do equilíbrio e estabilidade, utilizando os recursos e serviços ambientais dentro da capacidade de renovação dos sistemas ambientais, reduzindo ao mínimo a degradação (MATEO RODRIGUES, *op. cit.*).

Em se tratando do reordenamento ambiental de planície aluvial do Alto Rio São João, destaca-se como alvo do projeto o aumento da diversidade de ambientes, recortes paisagísticos em escala de subambientes fluviais, e a manutenção das funções geoecológicas e dos serviços ambientais que ela provê. Ainda, com o desafio de fazê-los compatibilizar com os usos múltiplos dos recursos, destacando-se os minerais – águas e areias – e as atividades agropecuárias da região, com alta qualidade ambiental.

1.2 A bacia hidrográfica no enfoque sistêmico

Na presente pesquisa são ressaltadas as ações em prol da recuperação de áreas degradadas no âmbito da bacia hidrográfica, considerando-se que as alterações produzidas nestes sistemas determinam estados de degradação, nos quais a estrutura e o funcionamento são responsáveis pela manutenção da morfologia natural e da biota nativa (TÁNAGO & JALÓN, 2004). Assim, concepções sobre sua conectividade⁴ são destacadas, já que de acordo com Brierley *et al.* (2006) são estas que tem conduzido projetos de restauração fluvial efetiva,

⁴ Este conceito será mais bem explorado ao longo da seção 1, contudo adianta-se a sua definição: de acordo Brierley *et al.* (2006), a conectividade da paisagem é o potencial de interação e circulação de energia e matéria entre seus compartimentos.

e portanto são primeiramente ressaltadas as propriedades de aninhamento dos sistemas ambientais.

Em uma hierarquia de escalas espaciais, do regional ao local (**Figura 4**), cada elemento dentro de determinado nível de análise pode ser visto como um subsistema pertencente a outro superior; essas ligações expõem a importância do bom funcionamento ambiental externo condicionando aqueles sistemas hierarquicamente inferiores. Como ocorrem em múltiplas escalas, é importante o estudo do funcionamento através dos fluxos de materiais (por exemplo, escoamento de água e sedimentos), energia (velocidade e turbulência das águas, p.e.) e organismos (macrófitas e invertebrados, p.e.) (FISRWG, 1998).

Por isso, o modelo de circulação interna-externa torna-se complexo quando considera-se que a entrada/saída de fluxos interagem com uma escala superior; do mesmo modo, a estrutura dos sistemas mais amplos são compostas por mosaicos de subsistemas. De acordo com FISRWG (1998), a investigação da relação estrutura-funcionamento e escala é fundamental para planejamento e desenho do projeto de restauração do corredor fluvial; este, em geral de forma linear e alongada, é elemento importante da paisagem responsável por conectar suas manchas (**Figura 5**), além de ser caminho primário do movimento de matéria e energia - atributo-chave dos sistemas ambientais - funcionando com elevado níveis de funções.

Um corredor fluvial é um ecossistema composto por três elementos principais: o curso d'água, a planície de inundação e a porção marginal transicional para o domínio de encostas; juntos, funcionam dinamicamente e se entrecruzam na paisagem. Água e outros materiais, energia e organismos encontram-se e interagem dentro do corredor fluvial através do espaço e do tempo: esse movimento provê funções essenciais para manter a vida como a ciclagem de nutrientes, a filtragem de contaminantes provindos do *runoff*, a absorção e gradual liberação das águas de cheias, a manutenção dos habitats de peixes e animais selvagens, a recarga das águas subterrâneas e conservação dos fluxos fluviais (FISRWG, 1998).

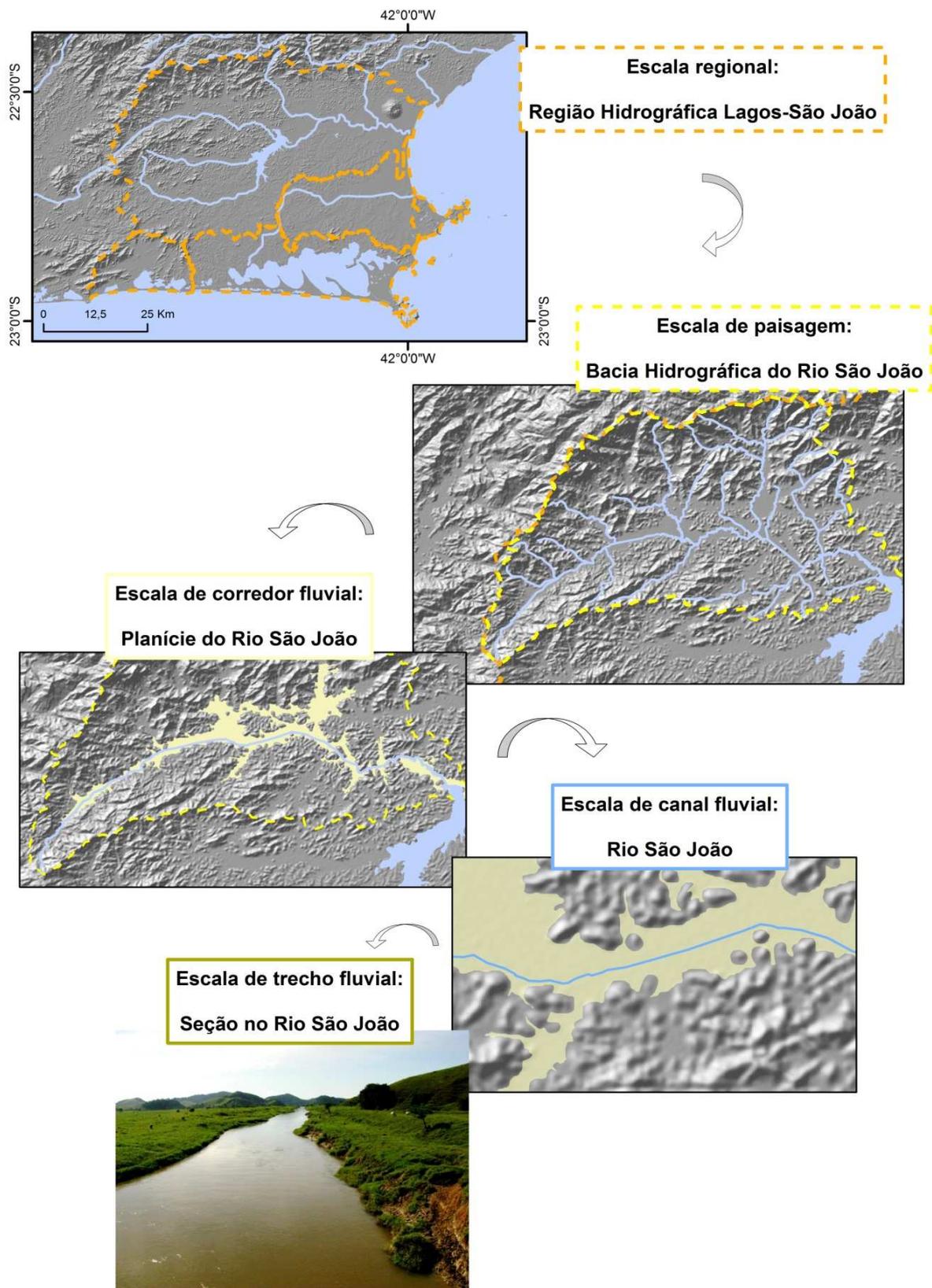


Figura 4 Múltiplas escalas em sistemas ambientais⁵.

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998).

⁵ O termo 'paisagem' utilizado por FISRWG (1998) para referir-se a um nível de escala, comum nas escolas da Biologia, não corresponde ao conceito geográfico de origem germano-russa discutido (ver 1.1).

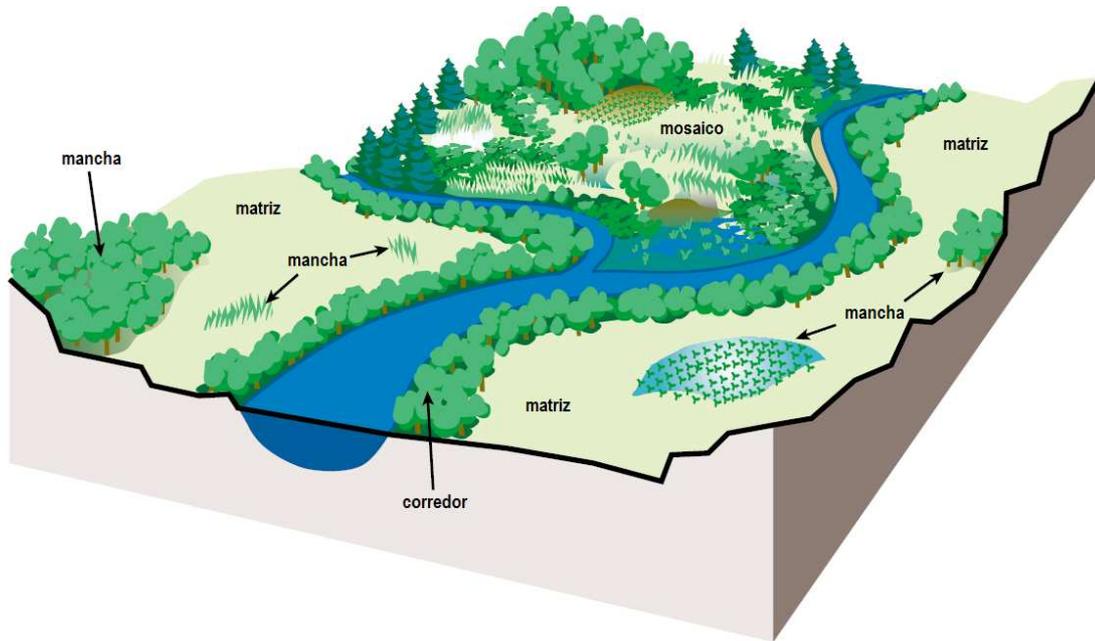


Figura 5 Estrutura espacial: paisagem descrita pelos preceitos da Ecologia.

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998).

Cabe salientar que estes elementos estruturantes podem ser percebidos nas múltiplas escalas, dependendo do tamanho da área e da resolução espacial das observações. Por exemplo, em imagens de satélites de média resolução espacial (10 a 30 metros), percebem-se manchas e corredores de dezenas de quilômetros no nível de escala da paisagem; já localmente, a biota pode perceber dentro do canal fluvial manchas de *pools* em uma matriz de *riffles* (**Figura 6**). Contudo, em todos os níveis, este modelo fornece conceitos balizadores em comum úteis para descrever estruturalmente o ambiente em diferentes escalas, que devem ser consideradas pelos planejadores e gestores (*ibid.*).

A escala regional, contudo, não é comumente utilizada para fins práticos de intervenções em prol de atividades de restauração, esta perspectiva é demasiado ampla para a maior parte dos projetos; entretanto é inserida na análise por abranger aquela mais pertinente, a de paisagem. Em qualquer nível, ressalta FISRWG (1998) é a estrutura que condiciona os fluxos dentro, através e para fora dos sistemas, fornecendo também energia para alterar a estrutura ao longo do tempo; este entendimento de ciclos de retroalimentação é fundamental para planejamentos em escalas diversas.

Paralelamente, a escala temporal se ajusta à espacial, e aquelas muito amplas também são pouco praticadas nas iniciativas de restauração; toma-se como exemplo os câmbios climáticos ou geomorfológicos, que ocorrem em intervalos de centenas ou milhares de anos, enquanto as metas de tais atividades são descritas em anos ou décadas. Problemáticas

temporais, comumente, envolvem distúrbios causados por mudanças no uso da terra e nos processos de inundação, que devem ser levados em consideração pelos planejadores; estes, não devem tentar engessar as condições dadas, mas sim trabalhar com a dinâmica natural do corredor fluvial (*ibid.*).

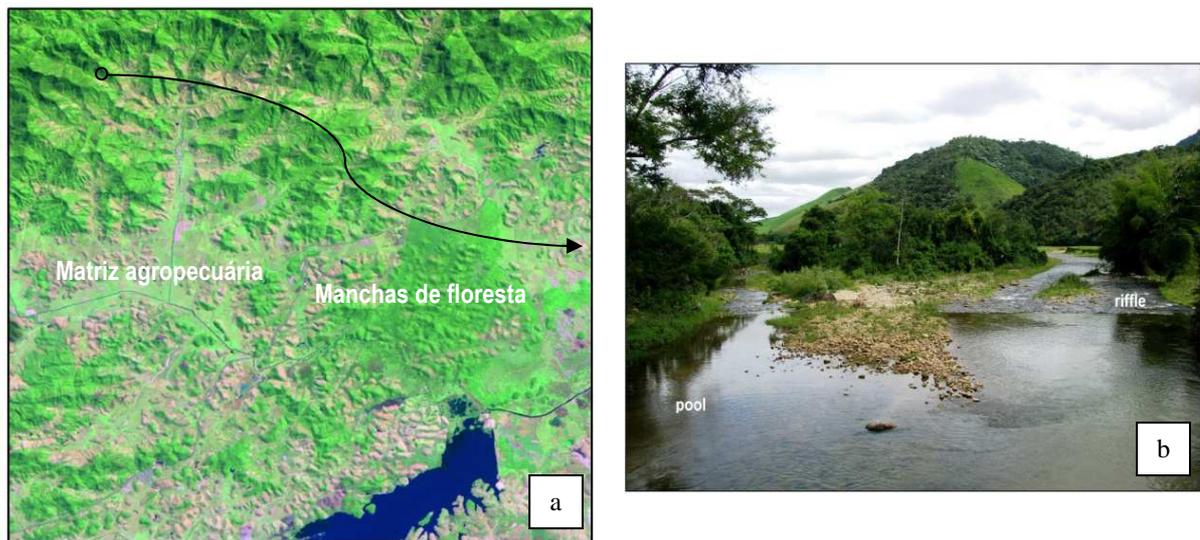


Figura 6 Estrutura espacial em escalas regional (a) e local (b).

Fonte: TM R(5) G(4) B (3), 2007 e arquivo pessoal, 2010.

Ambos possuem variação no tempo e no espaço, assim como na sua previsibilidade: pontualmente e de retorno anual, cita-se a rotação de culturas e as enchentes frequentes de transbordamento do canal, com recorrência de décadas e maior alcance espacial, evidenciam-se processos como expansão urbana e inundações ocasionais de planície ativa, já em escala secular, menciona-se o manejo florestal e as cheias extraordinárias mais abrangentes. Assim sendo, segundo FISRWG (1998) há necessidade de planejamento em múltiplas escalas: por exemplo, a instalação de uma estrutura intracanal não deve ser realizada durante escoamento críticos de curto prazo, assim como devem ser projetados para suportar as cheias excepcionais, considerando portanto o longo prazo.

A conectividade da bacia hidrográfica é fundamental nas considerações geomorfológicas do planejamento ambiental, pois esclarece sobre as relações espaciais dos fluxos biofísicos dos compartimentos da paisagem e as trajetórias de regulação. No interior deste subsistema, as ligações longitudinais (montante-jusante e tributários-canal principal), laterais (encosta-canal e canal-planície) e verticais (superfície-subsuperfície) refletem os

diferentes processos no sistema fluvial comandados pela transferência de matéria e energia (BRIERLEY *et al.*, *op. cit.*).

Na escala de análise dos compartimentos da paisagem, verificando-se modificações no suprimento e transporte de sedimentos e na magnitude e frequência das vazões, entender-se-á a conectividade lateral e os processos de ajustamento do canal fluvial no vale e a formação e retrabalhamento das planícies de inundação. Além disso, as alterações na recorrência de extravasamentos do canal e dos mecanismos de água no solo quebram a conectividade vertical e desta forma as trocas de água, sedimentos e nutrientes entre a superfície e a subsuperfície e a manutenção do fluxo de base. Quanto à conectividade longitudinal, mudanças em seu perfil influenciam na transferência dos fluxos de matéria e energia ao longo do sistema (*ibid.*).

Um aspecto distintivo da bacia hidrográfica quando observada em planta é o padrão de drenagem e a forma do canal, controlados principalmente pela topografia de toda a bacia hidrográfica e estrutura geológica subjacente, mudando ao longo das três zonas de Schumm (1977): produção, transferência e deposição (**Figura 7**). Para o segundo caso, tipicamente a descrição é realizada pela divisão entre os mais comuns canais únicos – retilíneo, sinuoso ou meândrico – ou múltiplos – anastomosado e entrelaçado – que ocorrem em paisagens específicas (FISRWG, *op. cit.*).

De maneira natural, raramente os rios são retilíneos, a não ser que tenham algum tipo de controle estrutural, e o valor de sua curvatura é calculado dividindo-se o comprimento da linha central do canal pela do vale; se for superior a 1.3, o rio é considerado meandrante. A sinuosidade está geralmente relacionada ao caudal do rio e ao gradiente da planície, baixos níveis são normalmente encontrados nas zonas 1 e 2 do perfil longitudinal, enquanto as curvas mais pronunciadas estão na zona plana deposicional (*ibid.*).

Independente da forma do canal, a maioria dos rios compartilha o atributo de alternar, regularmente espaçadas, áreas fundas e rasas chamadas *pools* e *riffles*, sendo que no primeiro caso estão localizados nas concavidades e, no segundo, entre duas curvas no ponto em que o talvegue cruza o canal de uma margem a outra (**Figura 8**). A constituição dos leitos determinam estas áreas: aqueles com seixos e cascalhos mantém o espaçamento entre os remansos e as corredeiras – em torno de 5 a 7 vezes a largura do canal (LEOPOLD *et al.*, 1964) – é constante para ajudar a manter a estabilidade em ambiente de alta energia (FISRWG, *op. cit.*).

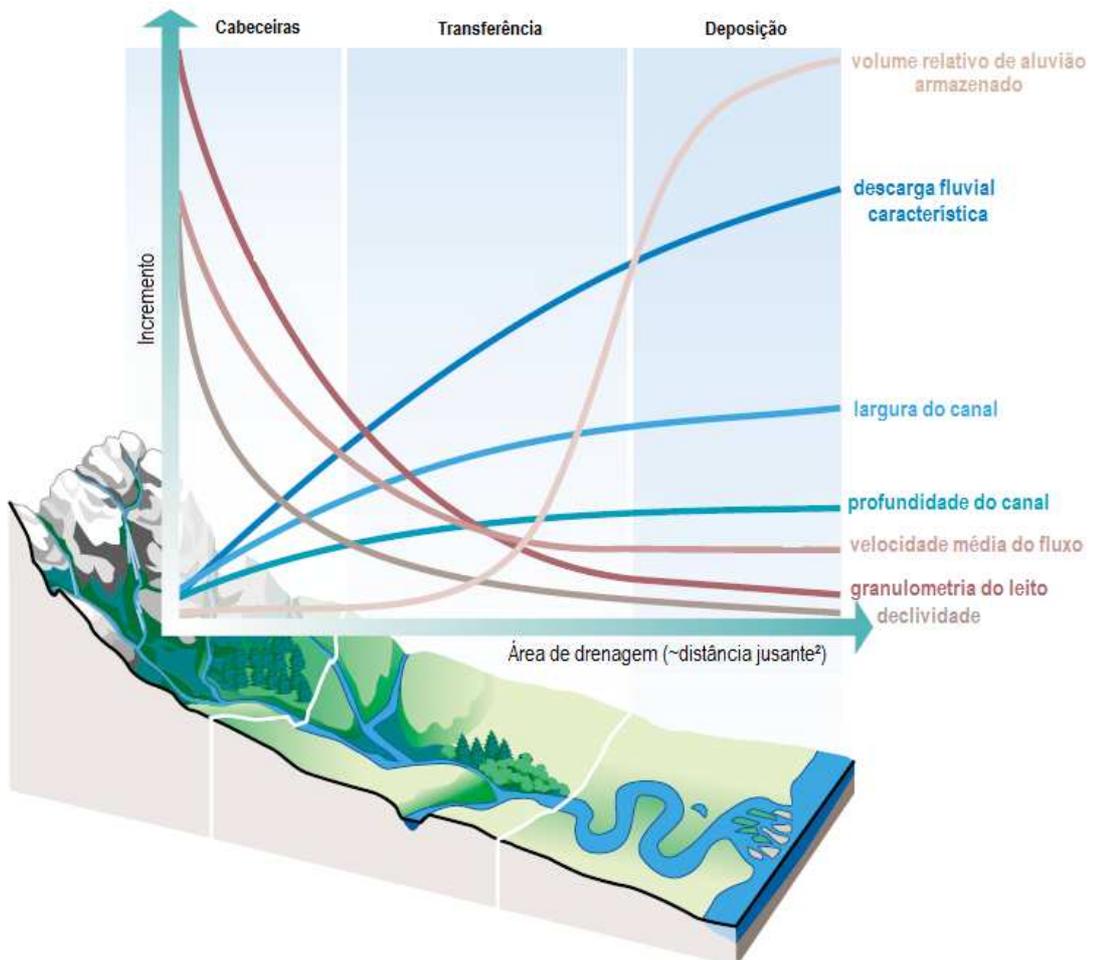


Figura 7 Mudanças no canal fluvial nas três zonas de Schumm.

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998).

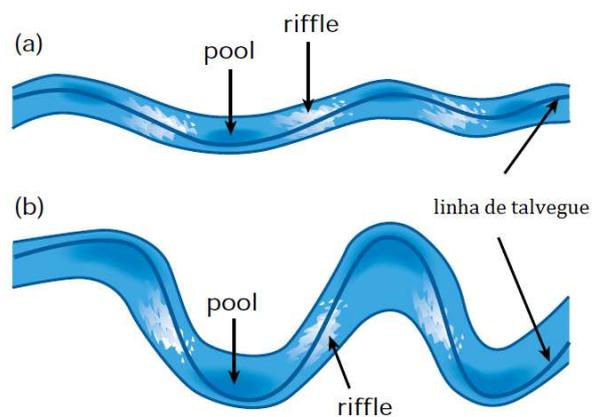


Figura 8 Sequência de *pools* e *riffles* em canais retilíneos (a) e meândricos (b).

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998).

As partículas mais grosseiras são encontradas nas áreas de rápidos dos *riffles*, enquanto as menores são depositadas nos remansos dos *pools*. Por outro lado, nos leitos compostos majoritariamente de areias, não são formadas verdadeiras corredeiras, já que a distribuição da granulometria comparada aos remansos é muito similar; no entanto, não são uniformemente espaçados. Rios em altas declividades geralmente também possuem *pools* mas não *riffles*; neste caso, a água se move em padrão escalonado (*ibid.*).

Para recuperar os processos naturais dos rios, seu equilíbrio dinâmico deve ser reflexo da variação espaço-temporal das condições hidrológicas da bacia hidrográfica, para que desta forma ela recupere sua estrutura biológica. Este processo será consequência da reconectividade lateral com o meio ripário e vertical com o hiporréico em evolução temporal ao longo do contínuo longitudinal, objetivos presentes quando trata-se de recuperação ecológica e conservação dos rios (TÁNAGO & JALÓN, *op. cit.*).

A recuperação das funções hidrológicas da planície de inundação aporta benefícios de bens e serviços dos rios que foram perdidos com o avanço da degradação fluvial. Dentre eles, destacam-se: infiltração do escoamento, armazenagem de água e recarga de aquíferos, manutenção de vegetação ripária e estabilização das margens, criação de habitats diversos, regulação da entrada de luz e temperatura das águas e a reconfiguração da paisagem fluvial (*ibid.*).

Um aspecto distintivo do canal fluvial são as suas vazões; como parte integrante do ciclo da água, a fonte básica e elementar do fluxo, seja ele direto ou de base, provém das precipitações – dinâmica esta comumente analisada em hidrogramas. Através do dito gráfico (**Figura 9**), nota-se o comportamento da descarga ao longo do tempo, onde enfatiza-se a duração da resposta do pico no fluxo após um evento de precipitação (*lag time*) e a seguinte caída mais linear (*recession limb*); sendo ambos alterados quando da substituição da cobertura natural por outras mais impermeáveis, incrementando o escoamento superficial e diminuindo a recarga subterrânea (FISRWG, *op. cit.*).

As interações entre a água subterrânea e o canal variam ao longo da bacia hidrográfica, sendo geralmente mais fortes nos leitos aluviais de areias com várzeas bem desenvolvidas; o que também serve de base para categorização de sub-bacias pelos gestores. Os fluxos podem ser efêmeros (somente pós-precipitação), intermitentes (de flutuação sazonal) ou perenes (fluem continuamente), sendo determinantes para a morfologia do canal; conceito este apropriado para seleção de setores a restaurar, conforme FISRWG (1998).

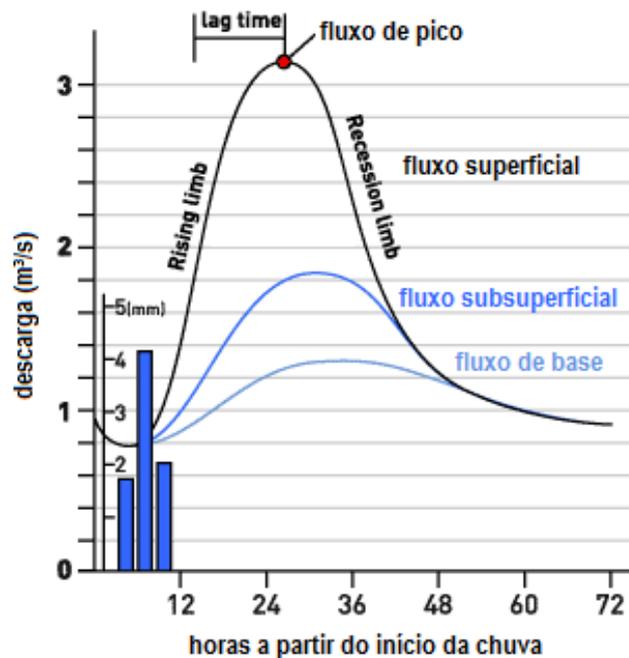


Figura 9 Hidrograma de resposta às precipitações.

Fonte: Adaptado de BBC UK (<http://www.bbc.co.uk/scotland/education/int/geog/rivers/hydrographs/>).

A típica estrutura geomorfológica de planícies aluviais ou de baixo gradiente inclui terras baixas frequentemente inundadas e terraços suspensos, além de bancos erosivos e depósitos em barras de pontal. Estas feições são recriadas e automantidas ao longo o tempo pelos progressivos processos de migração lateral do canal, que está em função da magnitude e frequência dos fluxos e características dos sedimentos, sendo que interferências antrópicas tais quais barragens e desvios ou enrocamentos (*riprap*) podem alterar significante estas taxas naturais (GRECO *et al.*, 2007).

A planície de inundação em sua maior parte é plana, por conta da migração lateral do canal e dos processos de deposição lateral de sedimentos quando do seu transbordamento; ao longo do tempo, o rio retrabalha o fundo de vale. Para fins de gestão, é importante que se defina a extensão de terras atingidas por inundações e sua frequência; já que esta feição geomorfológica fornece espaço de armazenamento temporário de água e sedimentos produzidos pela bacia hidrográfica. Este atributo serve para estender o tempo de atraso: se a capacidade do fluxo é diminuída ou aumenta-se a carga de sedimentos, as inundações ocorrem com maior frequência e entulha o fundo de vale (FISRWG, 1998).

Feições topográficas são formadas na várzea pela migração lateral do canal, resultando em diferentes tipos de solos e condições de umidade e fornecendo uma variedade de nichos de habitats. Dentre elas, destacam-se: o meandro abandonado – uma formação sedimentar que

marca um antigo canal, o atalho de corredeira – canal formado pela crescida de fluxo no meandro, o *oxbow* – meandro cortado por atalho, o lago em ferradura – corpo d’água criado após depósito de argila na interseção do *oxbow* com canal principal, diques construídos ao longo do canal ou rompidos formando lóbulos – depósitos mais grosseiros em delta, além de naturais áreas inundadas (**Figura 10**).

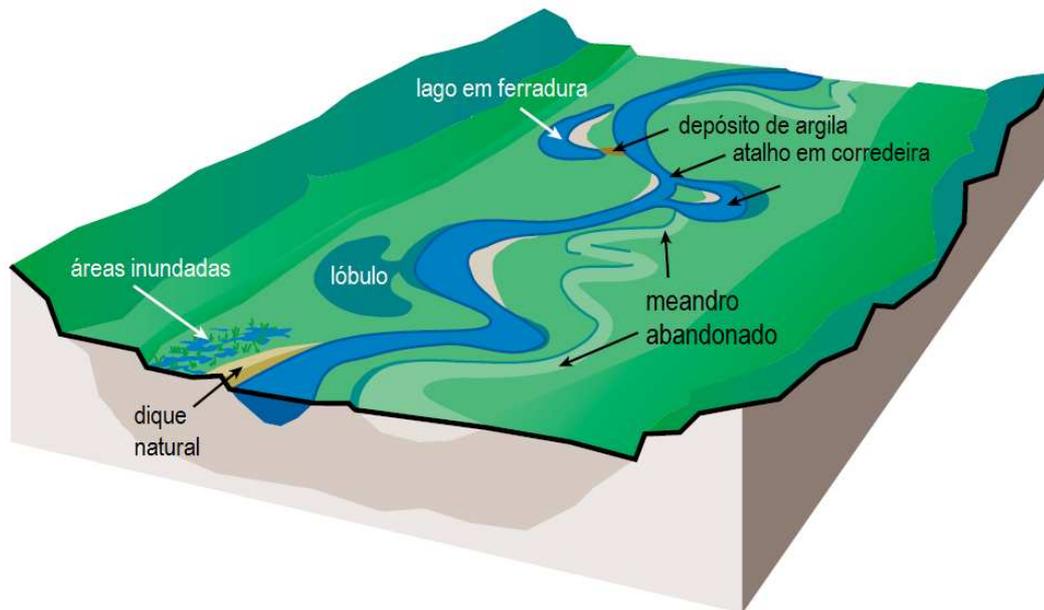


Figura 10 Formas de relevo e depósitos na planície de inundação.

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998).

Os processos de autorreconstrução da morfologia e diversidade física e biológica dos sistemas fluviais carecem de recuperação de espaço para o rio se desenvolver com liberdade. Obras de canalização que os restringe para evitar os riscos hidrológicos mostraram-se ineficazes e com uma falsa segurança, já que somente transferem o problema para jusante. Nestes casos, a melhora do estado ecológico dos rios, fomentando um reordenamento de usos na planície de inundação, é a medida mais natural e eficaz para diminuir os danos produzidos pelos extravasamentos (TÁNAGO & JALÓN, *op. cit.*).

Desta forma, nesta pesquisa entende-se a importância da recuperação de áreas degradadas a partir do conceito de renaturalização fluvial, cujo objetivo é recuperar rios e córregos de modo a regenerar a biota natural, através de manejo regular ou de programas, e preservar áreas naturais de inundação. A renaturalização não significa a volta a uma paisagem original não influenciada pelo homem, mas corresponde ao desenvolvimento sustentável dos rios e da paisagem em conformidade com as necessidades e conhecimentos contemporâneos

(BINDER, 1998). É neste sentido que o foco deste estudo recai sobre a melhora do estado geocológico da planície aluvial, através do aumento da diversidade de ambientes e da estabilidade do seu funcionamento hidrossedimentológico.

1.3 Porque renaturalizar: o moderno pensamento ambiental

Ao longo dos últimos séculos, as civilizações humanas alteraram os corredores fluviais por meio de excessos de intervenções com engenharia e extração de recursos, além de inserirem fontes poluidoras nos sistemas, caracterizando uma gestão ambiental ineficaz. Através do uso intensivo e exponencial, gradativamente as bacias hidrográficas foram perdendo sua naturalidade e integridade geocológica, sobretudo por regulação do fluxo e perda de conectividade com a planície ou por seu tratamento como drenagem de resíduos (BERNHARD & PALMER, 2011).

Na sociedade contemporânea, a desconectividade biofísica nos sistemas ambientais tem sido imposta por meio da construção de barreiras, enquanto a social deriva-se da apropriação e enclausuramento de terras ripárias; ambas como consequência de usos restritos e exclusivos dos rios, produto de um empenho tecnocêntrico para moldar paisagens às atividades humanas. A falta de conectividade é prejudicial ao manejo dos rios, além de ser insustentável e injusta; por isso, a visão holística e transdisciplinar indica que a apreciação sadia da diversidade inerente e variabilidade dos sistemas fluviais é parte integrante do tratamento da relação humana com o mundo natural (BRIERLY & FRYIS, 2008).

A desconectividade – ou dissociação – de elementos nos sistemas fluviais refere-se a fatores que confinam fluxos biofísicos, distúrbios estes que podem ter causas naturais ou humanas, impedindo as ligações naturais de forma permanente, temporária ou intermitente e podendo ajustar-se ao longo do tempo. No caso de distúrbios humanos, podem haver interrupções significativas nos padrões naturais, como as mudanças na conectividade hidrológica, que alteram não só a quantidade e a qualidade de água, mas também a funcionalidade ecossistêmica, que afeta a viabilidade/disponibilidade de habitats e fluxo de sedimentos e nutrientes (*ibid.*)

Em virtude disto, a restauração de rios é uma atividade emergente em muitos países atualmente por diversas razões, e a primeira delas é a percepção da perda de paisagens, ecossistemas e espécies, que ocorreu em muitas regiões no século passado devido às perturbações nos processos e estruturas naturais. Estas conduziram à limitação na disponibilidade de recursos hídricos, redução da biodiversidade natural e contribuíram para o

declínio de serviços ambientais importantes, levando alguns países a estabelecerem medidas legislativas para prevenir uma maior degradação (TÁNAGO *et al.*, 2012).

De acordo com Bernhard & Palmer (*op. cit.*), o impacto mais dramático é o das canalizações, envolvendo modificação direta no canal e seu encurtamento; por isso, a maior parte dos projetos de conservação e/ou restauração ambiental está pautado na recuperação da morfologia fluvial. Estes, contudo, sofrem restrições sobretudo por envolver a incapacidade de permitir as inundações naturais, por conta da falta de controle em propriedades privadas ou áreas urbanas estabelecidas nas zonas ribeirinhas.

Sobre esta temática, Tánago *et al.* (*op. cit.*) explanam sobre os impactos provenientes da regulação fluvial serem amplamente abordados na literatura atual, onde há a aceitação da variável do regime do fluxo como necessária para sustentar ecossistemas de água doce. Salientam que a instalação de constructos afetam de maneira muito clara os gradientes transversais hidrogeomorfológicos controlados pela frequência, amplitude e tempo das enchentes que são cruciais para a criação de habitats e a sucessão vegetacional.

Além disso, no que diz respeito à própria estrutura física de tal ecossistema, as várzeas são construídas por processos de acreção vertical e lateral - que podem ser completamente interrompidos pelas intervenções de linearização - sendo a primeira pela deposição *overbank* de sedimentos, geralmente de textura fina, em superfícies inundadas que ocorre por cima da segunda. Esta, derivada da deposição em barras ou ilhas de canais sinuosos, é o processo dominante - 60 a 80% do total das planícies aluviais, de acordo com Leopold *et al.* (1964) - e, portanto, um ciclo natural indispensável para o retrabalhamento da várzea.

Ressaltando sua função, FISRWG (*op. cit.*) coloca as várzeas como o foco essencial para o desenvolvimento de comunidades de plantas ribeirinhas e os animais silvestres, sendo muitas espécies dependentes dos pulsos de inundações para a regeneração, além de estes proverem sedimentos e nutrientes e habitats para invertebrados, anfíbios e répteis. O conceito de pulso de inundação foi desenvolvido para resumir como a interação dinâmica entre a água e o solo é aproveitada pela biota fluvial e ribeirinha (**Figura 11**), sobretudo em rios de intensa conectividade lateral, demonstrando como o avanço/retração da água aumenta a produtividade e mantém a diversidade.

Conforme aponta Covich (1993), a variabilidade das vazões é um fator de influência primária nos processos bióticos e abióticos que determinam a estrutura e dinâmica dos ecossistemas fluviais; os altos caudais são importantes não só em termos de transporte de sedimentos, mas também de reconexão das áreas úmidas da várzea com o canal. Esta relação é importante por conta do fornecimento de áreas de desova e berçário para peixes e de habitat

de forrageamento para aves; já nos períodos de estiagem, criam-se condições para a fauna dispersar, concluindo o ciclo de vida de muitas espécies ribeirinhas que dependem da destruição/recriação de elementos de seus habitats.

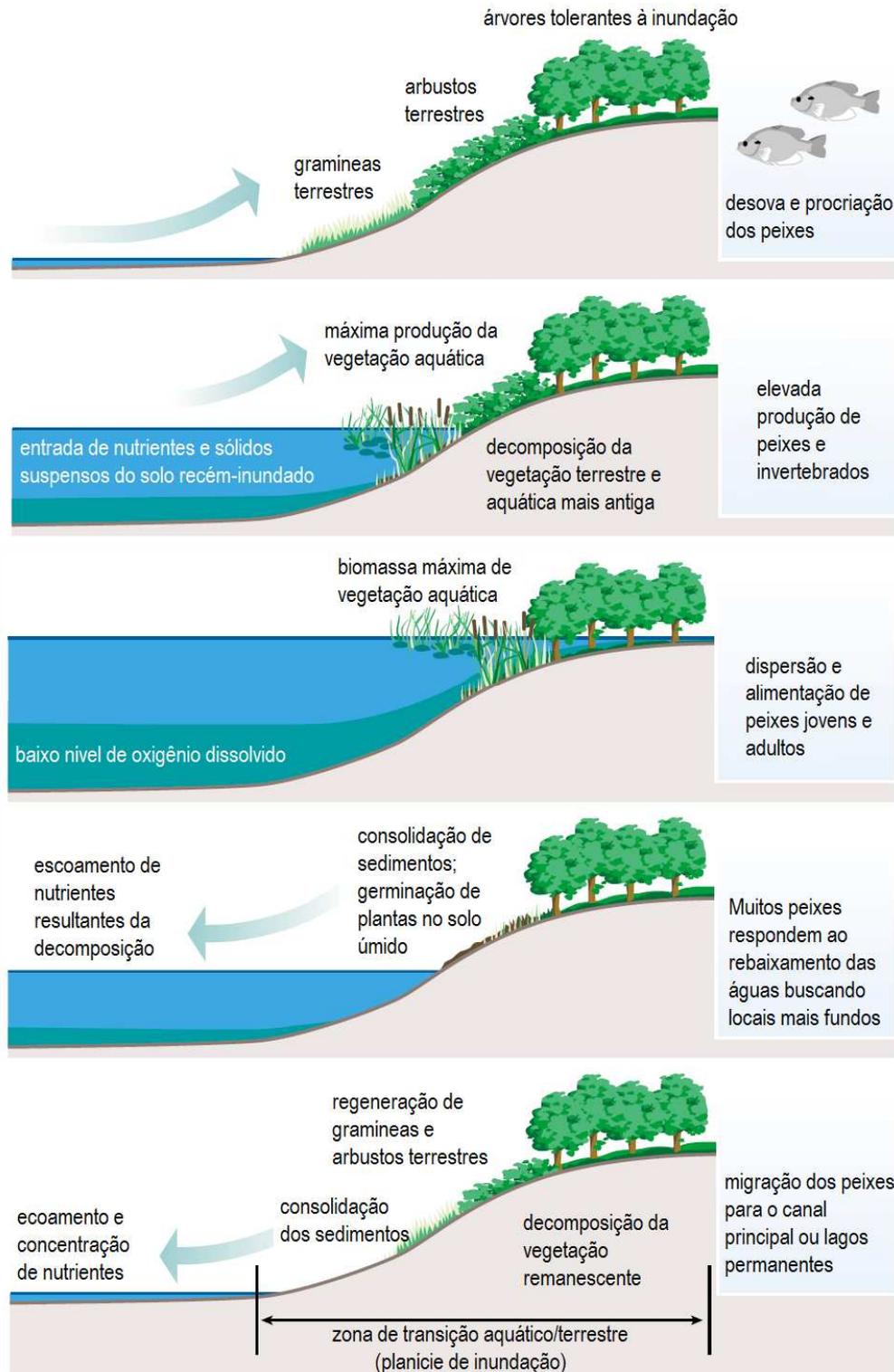


Figura 11 Esquema do conceito de pulso de inundação.

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998).

Como parte integrante do processo, o solo é um recurso vivo e dinâmico que sustenta a vida, constituído por partículas inorgânicas e matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição, além de íons solúveis em água e diversos gases; cada uma de suas características físico-químicas sustenta ou restringe determinada forma de vida. Assim, dá-se origem à variedade de nichos específicos que provê diversidade de fauna e flora, particularmente nas zonas úmidas e ribeirinhas, de alta fertilidade natural, mas que sofre muita intervenção para fins de atividades humanas em geral (FISRWG, *op.cit.*).

E uma das mais importantes funções dos solos é regular o fluxo de água e o ciclo e armazenamento de nutrientes, além de servir de filtrar, desagregar, amortecer e imobilizar materiais que constroem e mantêm os organismos no corredor fluvial. Por isso, é importante compreender os limites dos solos e as diferenças das suas propriedades e funções dentro do corredor fluvial para identificar potencialidades e limitações para restauração, reconhecendo as alterações antrópicas e considerando seus impactos nas metas propostas (*ibid.*).

Estas intervenções desregulam este ciclo naturalmente retroalimentado e a perda que causa na produção ecológica é amplamente conhecida, contudo a sua proporção e o seu valor são raramente reconhecidos: as inundações dos médios e baixos cursos dos rios são distúrbios regenerativos. Assim, se interrompidas, a biota é depauperada, já que os bancos naturais de sementes ou ovos se esgotam com longos períodos sem enchentes além da sua capacidade inata de sobrevivência (LAKE, 2012).

As variações diárias nas descargas hídrica e sólida resultam também em ajustes frequentes de formas e rugosidade em muitos rios de leitos móveis; periodicamente, em eventos de fluxos extremos altos ou baixos, criam-se e recriam-se formas fluviais diversas ao longo do corredor fluvial. Da mesma forma, mudanças a longo prazo no escoamento ou produção de sedimentos – por causas humanas ou climáticas – levam a ajustes nas seções transversais e em planta, descritas como sequência evolutiva do canal (FISRWG, *op. cit.*).

Ainda, de acordo com Tánago *et al.* (*op. cit.*), a alteração no padrão das descargas fluviais pelas estruturas de regulação do fluxo causam menores caudais no período úmido e maiores no seco, alterando as oscilações naturais das inundações as quais depende a sobrevivência de muitas espécies. Por isso, implementar vazões ecológicas é essencial para conservação destes ecossistemas; contudo, existe resistência política e social para aplicação destes regimes sobremaneira em função as atividades econômicas exercidas nas várzeas e o uso que se faz do recurso hídrico.

Sob esta perspectiva global, as inundações são absolutamente necessárias para o funcionamento dos sistemas ambientais e, por isso, os gestores dos recursos naturais

necessitam definir a extensão das planícies que pode ser inundada e avaliar se estão hidraulicamente conectadas ao canal. Aquelas que apresentam deficiência carecem de restauração para atingir condições nas quais as inundações sejam ecologicamente exitosas, com ações tais como recomposição de mata ciliar e reabilitação das zonas úmidas (LAKE, *op. cit.*).

Além disso, o manejo inadequado da zona de inundação, como a substituição da cobertura vegetal por cultivos ou o sobrepastoreio, pode levar ao exacerbamento de processos degradativos, já que estas são áreas de alta sensibilidade e que requerem proteção. Dessa forma, a dinâmica da água com a entrada de enchentes pode carrear até o canal fluvial níveis altos de nitrogênio e fósforo, e provocar a reprodução exacerbada de algas e ciano bactérias, limitando os benefícios ecológicos desses eventos naturais (*ibid.*).

Neste sentido, FISRWG (*op. cit.*) evidenciam que a quantidade e a composição da vegetação afeta as características do canal fluvial: os sistemas radiculares nas margens favorecem a coesividade e moderação de processos erosivos; a sua remoção resulta no incremento freático pela menor evapotranspiração a curto-prazo e diminuição do fluxo de base com aumento do escoamento superficial a longo-prazo. Ainda como impacto negativo, quanto à distribuição espacial, a fragmentação da paisagem influencia negativamente sobremaneira a circulação biótica – migração e dispersão – e a sustentabilidade do sistema, que necessitam das funções do contínuo fluvial.

A sustentabilidade ecológica do corredor fluvial está diretamente ligada à integridade das comunidades de plantas, valiosa fonte de energia para os ecossistemas; dadas as condições adequadas de umidade, luz e temperatura, a fauna cresce em ciclo ativo de produção-senescência-dormência relativo. O processo fotossintético impulsiona a conversão de biomassa, que por fracionamento e lixiviação enriquecem os solos de carbono, nitrogênio, fósforo e outros nutrientes; influenciando assim a distribuição horizontal e vertical das espécies vegetais e, como resultado das complexas relações espaço-temporais, da fauna (*ibid.*).

Por isso, os esforços da restauração podem ser benéficos para o controle da produção de sedimentos e poluição associada da bacia de drenagem para o canal fluvial, prevendo intervenções de redução de processos erosivos e práticas conservacionistas. Além disso, as águas podem estar sujeita a sobrecarga térmica provinda da remoção de coberturas naturais nas terras do entorno ou rebaixando o nível freático; manter ou reestabelecer intervalos normais de temperatura podem, portanto, ser uma importante meta para a restauração (*ibid.*).

A importância da manutenção das inundações periódicas está presente atualmente em muitos projetos de restauração fluvial como a ferramenta de maior influência no seu êxito. Este entendimento, dentro de uma visão mais ampla da chamada vazão ecológica, traz como vital o fluxo fluvial natural para remodelar os canais, equilibrar a produção e estocagem hidrossedimentológicas, reconstruir habitats típicos e melhorar a qualidade da água (LAKE, 2012). A compatibilização com usos múltiplos dos recursos nas planícies, por vezes conflitantes, é um desafio para o gestor, que necessita ordenar as atividades antrópicas e identificar locais propícios à retomada de processos fluviais naturais, muitas vezes desenhados de forma pontual e não contígua.

Por distinção geomorfológica, nos vales confinados, o foco destes projetos recai na melhoria das condições do canal; já em rios de planície, a variabilidade sazonal ainda se destaca pelos altos níveis de produção primária (bactérias e fitoplâncton) nas épocas de cheia seguida pela secundária na fauna aquática e terrestre. O fluxo espraia-se sobre a várzea abastecendo-a com nutrientes e liberando carbono orgânico, representando um dos ecossistemas mais produtivos do mundo, ao mesmo tempo aquelas que sofrem muita intervenção por meio das já comentadas retificações e regulações, além de mudanças no uso da terra (*ibid.*).

Canais fluviais e suas planícies de inundação estão constantemente ajustando-se à água e sedimentos fornecidos pela bacia de drenagem; portanto, uma restauração de áreas degradadas bem sucedida requer a compreensão de sua história, incluindo eventos naturais e práticas de uso da terra, além de processos ativos de ajustamento na evolução do canal. A resposta do canal às mudanças na produção hidrossedimentológica ocorrem em diferentes escalas temporais, exigindo níveis de gasto energéticos também distintos; portanto, um estudo de reconstrução em amplo intervalo faz-se necessário (FISRWG, 1998).

A regulação e os desvios de rios em sistemas aquáticos complexos de sinuosos canais em amplas planícies de inundação os transfiguram para traçados únicos que não comportam a biodiversidade abundante original. Por isso, surge a perspectiva desafiadora da abordagem sistêmica com foco no funcionamento fluvial e a preservação das espécies através da busca de um estado de 'naturalidade' do rio como paleo-referência. Este, contudo, esboça uma solução ideal, que será adaptada às condições e restrições atuais para o desenho final do projeto de reabilitação, já que seu sucesso depende da integração das habilidades e determinação dos especialistas envolvidos desde a concepção e planejamento até a implementação e a avaliação (BERNHARD & PALMER, 2011).

Como prioridade estratégica, a garantia do espaço para os rios é uma ação importante enfatizada pelos gestores ambientais, que na Europa foi aprovada por decreto-lei em 2008 no parlamento, ampliando as possibilidades de identificar e proteger o domínio público do rio – canal e zonas ripárias. Os critérios de demarcação foram para além dos hidrológicos – médias das máximas descargas anuais em um regime natural – atingindo variáveis geomorfológicas e ecológicas, tendo em conta as referências históricas disponíveis. Para tal, o denominado ‘território do rio’ foi estabelecido com base em fotografias aéreas históricas, tomada como ponto de referência do padrão fluvial mais próximo ao natural para delinear as áreas de várzea e mata ciliar hídrico (TÁNAGO *et al.*, 2012).

Uma questão que normalmente surge quando se considera qualquer intervenção em rios para fins de restauração é se a estabilidade do sistema ambiental existe e se permanecerá após as ações planejadas. Embora muitas vezes vistos com base em um referência limitada em tempo, é importante que se considere as mudanças a longo prazo em seções transversais, perfil longitudinal e morfologia para caracterizar a estabilidade do canal. Alcançá-la exige que a competência média mantenha estáveis o leito e os bancos, com a distribuição de tamanhos das partículas em cada seção do canal em equilíbrio, isto é, o sedimento depositado é do mesmo tamanho e forma das naturalmente deslocadas (FISRWG, 1998).

Yang (1971) adaptou as teorias de L. B. Leopold para explicar o perfil longitudinal dos rios, a formação de suas redes de drenagem, *pools* e *riffles* e o meandramento; características estas intimamente ligadas ao transporte de sedimentos. Surge assim a teoria da queda média dos rios e da mínima dispersão de energia, baseadas no conceito de entropia, afirmando que os rios, durante sua evolução na direção de uma condição de equilíbrio, escolhem seu curso de forma tal que a taxa de dispersão de energia potencial por unidade de massa de água seja mínima.

A declividade do perfil longitudinal dos rios é um dos fatores mais importantes de consideração em um projeto de restauração, já que afeta diretamente a velocidade e a competência do fluxo que conduzirão os processos geomorfológicos de erosão, transporte e deposição de sedimentos, controlando a forma e o padrão do canal. A maior parte dos rios apresenta perfil côncavo para minimizar o tempo de gasto da energia potencial da água corrente no sentido jusante, conforme a teoria de Yang, e como a descarga aumenta, a inclinação diminui para minimizar o *stream power*.

A sinuosidade não é uma característica que se extraia do perfil, mas afeta de alguma forma sua declividade: um rio pode aumentar seu comprimento, ampliando a sinuosidade, resultando em decréscimo no declive longitudinal; este impacto deve ser considerado se a

reconstrução do canal é parte da proposta de restauração. Ainda, da relação declividade-vazão, a rugosidade do leito – com obstáculos em formas de leito, sedimentos de diferentes tamanhos ou vegetação – possui papel notável na determinação da profundidade e do estágio do fluxo, já que a fricção tende a retardar a velocidade e produzir turbulência (FISRWG, 1998).

Rios meandrantos oferecem resistência maior aos fluxos do que os retilíneos, apresentando também diferentes distribuições de velocidade do fluxo, ambos afetados pelo alinhamento da corrente, conforme mostra a **Figura 12**. Nos trechos retos (seção G), o fluxo mais rápido ocorre abaixo da linha d'água no centro do canal, onde a resistência é menor, já nos meandros, as velocidades são maiores na margem côncava devido ao momento angular (seção C), resultando em erosão nesta e deposição na convexa em barras de pontal e fluxo rotativo-helicoidal (*ibid.*).

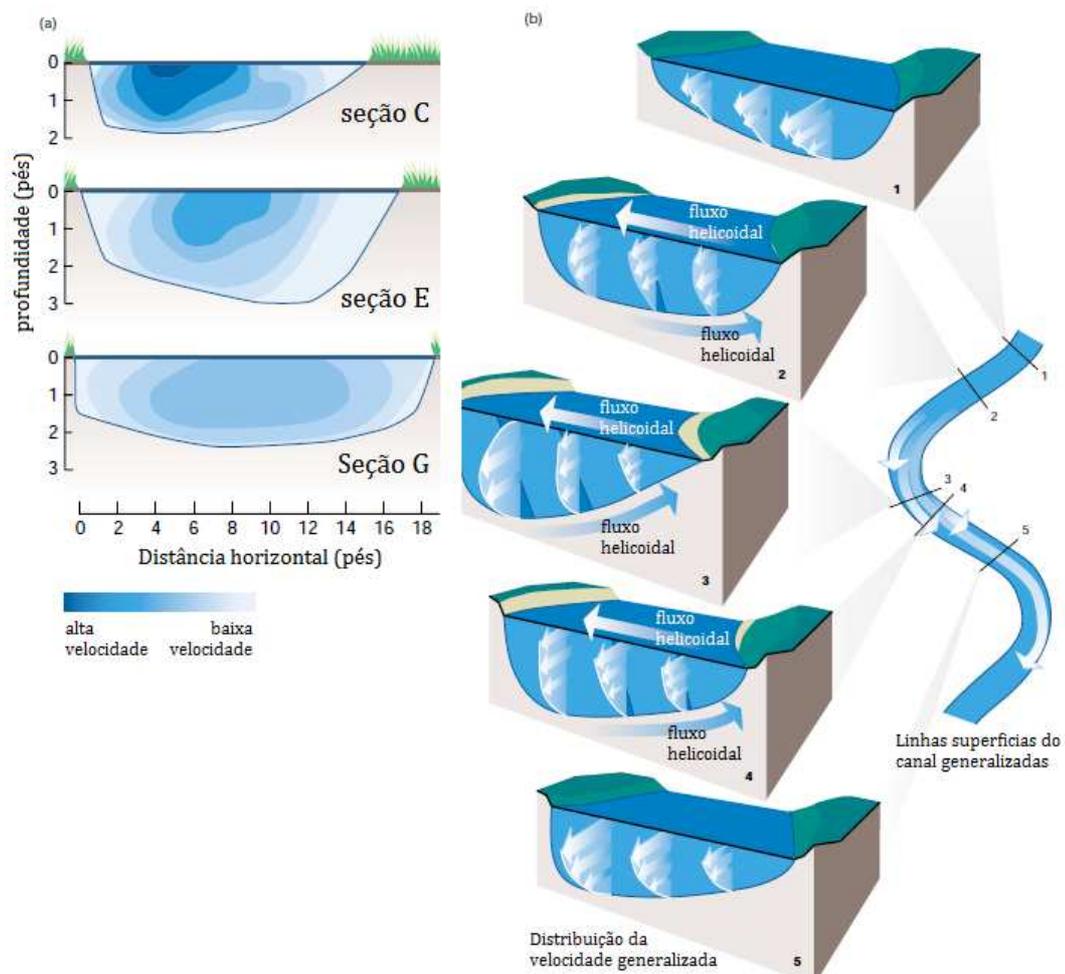


Figura 12 Distribuição da velocidade em seções (a) e trechos (b) fluviais retilíneos (seção G) a meândricos (seção C).

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998).

É essencial que se entenda a distribuição das velocidades nos rios para projetar as modificações no alinhamento do fluxo no corredor fluvial: por exemplo, as áreas de maior velocidade geram *stream power* mais intenso e portanto necessitam de maior proteção. Já nos meandros, a rotação fundo-superfície de água e detritos nos *pools* é um mecanismo essencial para os organismos bentônicos, e nos *riffles* o fluxo mais turbulento aumenta o teor de oxigênio dissolvido e a volatilização de alguns componentes químicos (*ibid.*).

Bernhard & Palmer (2011), ao pormenorizarem a lógica nebulosa da restauração fluvial em trechos para reverter a degradação ambiental na escala da bacia, discutem os fatores que necessitam de maiores atenções para que tal projeto obtenha sucesso. Dessa forma, colocam ênfase na seleção do local de intervenção, já que o contexto espacial pode ser o mais importante fator para controle dos resultados, por conta da importância ecológica da proximidade com potenciais áreas-fonte de espécies colonizadoras.

Ou seja, a provisão de habitats hidrogeomorfologicamente diversos é insuficiente se a biota necessita dispersar por longas distâncias em cursos d'água degradados para recolonizar o local escolhido para restauração, o que pode comprometer o objetivo do projeto. Por isso, trechos de rios em bacias hidrográficas com menor nível de perturbação total possuem um potencial para recuperação muito maior; além disso, a posição à jusante ainda pode contribuir para retenção de água e nutrientes (BERNHARD & PALMER, *op. cit.*).

Ao longo dos últimos 20 anos, uma vez que começaram as atividades em prol da restauração de rios, várias abordagens vêm sendo consideradas: desde aquela idealista, com objetivo de reestabelecer funções biofísicas pré-distúrbio removendo todo o impacto antrópico; até outras mais realistas, onde a recuperação dos processos hidrogeomorfológicos considera restrições financeiras, políticas, sociais e científicas. Ou seja, há de se pensar nos conflitos que vão surgir com as outras funções da rede de drenagem, é ilusório projetar um cenário pré-ocupação humana, com rios serpenteando livremente alinhados com extensas florestas de várzea intocadas (TÁNAGO *et al.*, 2012).

Nesta abordagem, o desenvolvimento da natureza é visto como um fenômeno cultural, em que a paisagem existente inclui o histórico e as funções sociais, devendo ser revitalizada de acordo com critérios atuais. É dessa forma que o conceito de habitat como modelo dá lugar ao que Bernhard & Palmer (2011) intitulam de '*genius of the place*' (capacidade local, tradução livre), explorando a estrutura e o funcionamento potenciais do sistema ambiental para um desenvolvimento adaptativo.

Por último, alertam que não se deve incorrer no comum erro de esperar que a restauração de rios e suas margens solucionem problemas originados ao longo de toda a bacia hidrográfica, como os típicos de impermeabilização do solo ou seu uso para fins agrícolas. Projetos de pequeno escopo e isolados e com atuação em escala local, como em geral se apresentam, não são capazes de atingir níveis superiores na hierarquia do sistema degradado, mas de melhorar a qualidade ambiental em alguns trechos (BERNHARD & PALMER, *op. cit.*).

Como medida preventiva de degradações, as novas intervenções como dragagem ou canalização devem seguir diretrizes internas pautadas em abordagem holística para concepção de projetos, como a proteção às inundações ou o desenvolvimento urbano, na escala da bacia hidrográfica. Já no que diz respeito aos rios que encontram-se com baixo nível de antropização e bom estado ecológico, é considerado urgente protegê-los, pois são reconhecidos como reservas naturais ou referências para a restauração ecológica (TÁNAGO *et al.*, 2012).

Nas práticas da restauração, é importante o estabelecimento de objetivos claros de gestão ambiental, já que recuperar todos os elementos de um ecossistema até um bom estado é uma tarefa bastante complexa e dispendiosa, especialmente se as condições a montante estiverem fortemente modificadas. Visto que as características estruturais devem ser entendidas a fim de ativar as funções dos corredores fluviais, restabelecê-la não é a única meta que a restauração pretender alcançar, mas sim focar em processos geoecológicos valorizados para recriar um sistema autossustentável (FISRWG, 1998).

Grandes investimentos foram realizados em projetos de restauração que diferiam quanto ao ponto de partida – onde se destacam a regulação do fluxo fluvial, as canalizações dos rios e a poluição da água – e aos recursos disponíveis, implementados com diferentes graus de relevância ecológica e sucesso. Dentre eles, há uma clara tendência de esforços em prol da melhoria da estrutura do rio sem considerar o reestabelecimento de processos, como por exemplo as vazões ecológicas, a ampliação da várzea ativa e o planejamento do uso da terra (TÁNAGO *et al.*, 2012).

Apesar das considerações realizadas em separado para os componentes do corredor fluvial, este deve ser visto como uma unidade de funcionamento única, com diversas conexões e interações entre suas partes constituintes; suas estruturas e funções interrelacionam-se de maneira horizontal e vertical, em todas as escalas, condicionando-se mutuamente. Destaca-se aqui, algumas das dinâmicas mais fundamentais deste sistema ambiental: as inundações fluviais e a migração dos canais; isto porque em uma bacia

hidrográfica a circulação de água, detritos e nutrientes, sobremaneira moderados pela vegetação, condicionam e conservam padrões complexos de equilíbrio entre os sistemas aquático e terrestre (FISRWG, 1998).

Empenhos futuros devem, assim, centrar-se não apenas na estrutura geomorfológica para restauração ecológica, ainda uma herança da engenharia hidráulica tradicional, mas sim ampliar a uma abordagem processual. Hoje, a maioria dos projetos busca um desenho natural de padrões e perfis fluviais pré-distúrbio, contudo existem atividades projetadas para restaurar seus processos tais como aquelas com foco no funcionamento do regime do fluxo, com a remoção de diques e barragens ou a preservação e detenção de inundações para redução de picos de cheias (BERNHARD & PALMER, 2011).

1.4 Como renaturalizar: as tendências nacionais e internacionais

Várzeas ao redor do mundo vem sendo fortemente impactadas pela intervenção humana e muitas vezes são desconectadas do canal principal do rio; por isso restaurar a conectividade entre os subambientes da paisagem fluvial é extremamente importante para manter o funcionamento natural das áreas úmidas. No entanto, não há uma solução simples ou única para a restauração ou recuperação dos rios e suas planícies, particularmente em termos de sustentabilidade a longo prazo e de equilíbrio de necessidades e interesses antagônicos.

O número e a escala dos projetos de restauração fluvial vem aumentando rapidamente na América do Norte, Europa e Austrália, em parte por conta da consciência ambiental e legislação mais rígida, além da notável redução de biodiversidade aquática que possuem alto valor cultural e socioeconômico. Nestas regiões, é comum ter-se leis específicas à conservação/restauração de um ambiente que determinadas espécies dependem, o que na prática acaba por beneficiar uma ou outra espécie-bandeira, como o salmão e a truta (RONI & BEECHIE, 2013).

Algumas nações possuem legislações que visam ações em prol de uma restauração mais holística no ecossistema ripário, à exemplo da Diretiva da Água na União Européia (WFD, 2000), que procuram melhorar as condições hidrogeomorfológicas e bioquímicas dos rios. Dentre os mais notáveis tipo de restauração fluvial no mundo está a reconstrução dos canais, projetos que envolvem a criação de um novo canal com diferente alinhamento, que em geral possui forma e dimensão distintas daquelas pré-projetadas (KONDOLF, 2006).

Na gestão dos rios na Espanha, por exemplo, novos conceitos foram inseridos, definindo princípios e ações e delineando objetivos da restauração praticada em projetos

pilotos. Para tal, em escala nacional, buscou-se melhorar a formação científica para inserção da gestão integrada e participativa, através de uma abordagem transdisciplinar. O apoio social é focado, pois a divulgação de tais informações assim como a sua consulta é vista como essencial para propostas consensuais e resultados bem sucedidos e sustentáveis (TÁNAGO *et al.*, 2012).

Na Europa, os sistemas fluviais foram significativamente alterados e degradados, com aproximadamente 50% de sua população vivendo em antigas áreas úmidas, sendo estas e 95% da zona ribeirinha convertidas para uso urbano e agrícola. Além disso, outras causas da desconectividade entre o rio e sua planície são o aprofundamento do leito e rebaixamento do nível de base local e o confinamento dos rios em canais retos estreitos (GUMIERO *et al.*, 2013).

Tais alterações são comuns, mais especificamente na Itália e na França, onde há profundas restrições de conectividade hidrológica para reabastecer aquíferos e de dinâmica geomorfológica para remodelar os rios e planícies, tendo como resultado o declínio de áreas naturais que ofereceriam recursos diversos. Por isso, mais recentemente, o conceito de ‘serviços ambientais’ começou a considerar estes elementos e fornecer mecanismos para avaliar tais benefícios, juntamente com os custos.

Assim, surge na Europa na última década uma grande questão: os sistemas fluviais podem ser projetados para suportar tanto as atividades comerciais quanto suas funções geobiossistêmicas? Em todo o continente, agora começam a surgir novas abordagens políticas, departamentos e legislações específicas para tratar da importância do seu bom funcionamento, considerado-o essencial no ordenamento ambiental e territorial. Neste contexto, reconhece-se uma mudança paradigmática no planejamento do uso da terra e na gestão dos rios.

Em essência, ainda com o foco nas necessidades da sociedade, é entendido que a compreensão da positiva análise custo-benefício a longo prazo em conjunto com a consulta das partes interessadas permitirá o sucesso dos projetos. Há diferentes localidades com circunstâncias diversas que resultam em várias abordagens aplicadas dependendo das necessidades socioeconômicas e respaldo político no país, alguns exemplos são expostos na **Tabela 1** e serão pormenorizados a seguir amplamente embasados em Gumiero *et al.*, 2013.

Tabela 1 Síntese dos estudos de caso apresentados na Europa.

Nome	País	Área ou Comprimento	Principais ações	Ano de conclusão	Principais guias da restauração	Políticas europeias	Partes interessadas	Benefícios-chave
Rio Ebro	Espanha	1,13 km ²	Remoção de diques e barragem	2009	Riscos de inundação	Habitat, WFD, Flood Risk	Participação informal no processo	Aumentar a diversidade de habitat, refúgios para proteger espécies
Córrego Bear	Reino Unido	1 km	Criação de canal meândrico, com <i>pools</i> e <i>riffles</i> , e reconexão com a várzea	1993	Risco de inundação, criação de habitats e acesso de pessoas	DQA, Flood Risk	Principalmente <i>top-down</i> , mas com reuniões públicas	Avaliação em 2006: benefícios significativos às inundações, melhoria ecológica para peixes e macrófitas
Rio Cole	Reino Unido	2 km	Criação de novo rio meandrante com <i>pools</i> e <i>riffles</i> , mudança no uso da terra	1997	Criação de habitats, inundação benéfica e acesso de pessoas	WFD, Flood Riiks, Habitat Directive	Reuniões e questionários para preocupações locais	Reconexão da várzea, melhoria no habitat apesar da passagem de peixes ainda ser limitada
Rio Danúbio	Áustria	5.5 km ²	Redução dos diques e verificação da barragem para aproximar à pré-regulação	2001	Melhorar a qualidade da água (troca de subsuperfície)	ICDPR, NPMP, WFD	<i>Top-down</i>	Melhoria das propriedades básicas da várzea e na disponibilidade de habitats
Rio Piave	Itália	9.2 km ² e 2.6 km	Novos diques para proteger áreas úmidas	2009	Incrementar a biodiversidade	NATURA 2000	<i>Top-down</i> , painéis especialistas	Melhoria nos habitats úmidos e suas relativas espécies
Rio Rhein	Países Baixos	Áreas diversas	Processos de pastagens naturais	Ainda ativo	Risco de inundação	Flood Risk	Parceira público-privada	Atividade agrícola sustentável
Plano Loire	França	Áreas diversas	Melhoria de habitats, gestão sustentável das funções do corredor fluvial	Ainda ativo	Riscos de inundação e conservação da biodiversidade	Flood Risk	Atores múltiplos, processo participativo	Atividade agrícola sustentável
Lagoa Venice	Itália	Áreas diversas	Restauração de áreas úmidas, reflorestamento clilar	2009	Provimento de qualidade de água	WFD, Flood Risk, Habitat Directive	Diversidade e com engajamento informal	Melhoria das inundações e do estado ecológico

Fonte: Gumiero *et al.*, 2013.

Algumas iniciativas políticas em resposta ao declínio de ecossistemas em áreas úmidas e ribeirinhas começaram após o acordo internacional Ramsar ser assinado em 1971, segundo o qual mais de 950 sistemas fluviais europeus com cerca de 25 milhões ha foram considerados de importância internacional. No entanto, em muitos países-membro, a responsabilidade da gestão da água está em diferentes instituições, o que gera conflitos de interesses e oportunidades perdidas que poderiam permitir um pensamento mais estratégico na multifuncionalidade dos rios e sua utilidade pública.

Este esforço exigiu o desenvolvimento de consórcios transfronteiriços para criar planos de ação, complementados com fundos europeus como o LIFE, e comprometidos com uma rede composta pelo NATURA (2000) e pela Diretiva dos Hábitats de 1992 (HABITATS DIRECTIVE, 1992), que compreendem áreas protegidas por legislação. Mais recentemente, diversos documentos políticos vem sendo fundamentais para conduzir o desenvolvimento dos sistemas fluviais e incorporar a melhoria ecológica no contexto de atores sociais diversos.

Neste sentido surge a Diretiva da Água (*Water Framework Directive – WFD*), que centra-se na prevenção da degradação dos corpos d'água e provê uma nova forma de gestão integrada das bacias hidrográficas, afim de protegê-las e recuperá-las contribuindo para a qualidade biológica. Com foco no 'bom estado ecológico', esta diretiva europeia enfatiza o envolvimento do público e coloca o desafio do planejamento estratégico de longo prazo com base nas ações, análises de custos/benefícios e novos arranjos de governança em diferentes escalas espaciais.

Outra diretiva com implicações significativas para a restauração de rios e planícies é a de manejo dos riscos à inundações - *Flood Risk Management Directive (FRM, 2007)* – qual obriga os países-membro a avaliar seus empreendimentos, patrimônio cultural e saúde humana para coordenar a diminuição dos impactos negativos das enchentes. Contudo, enquanto algumas áreas úmidas naturais são consideradas favoráveis à conservação para proteção dos próprios recursos e fornecimento de *hot spots* de biodiversidade, elas nem sempre são consideradas eficazes para estabelecer medidas sustentáveis à retenção de água.

Estas questões que envolvem a gestão de riscos ainda não culminaram em um consenso em toda a Europa; em diversos países como na Holanda e na Dinamarca há exemplos de soluções técnicas à exemplo da inclusão de canais secundários e mais especificamente a religação das várzeas ao canal principal. Por outro lado, como na Itália, estruturas artificiais fortemente modificadas – p.e., bacias de retenção – ainda são consideradas como a melhor ou única solução; ou seja, ainda há necessidade de pensá-la em articulação com os preceitos da WFD.

Sabe-se que a melhoria do estado ambiental dos principais sistemas fluviais da Europa seria conseguida através do aumento da conectividade entre seus componentes, sobretudo em rios dragados ou canalizados; por outro lado, ainda existem fortes pressões socioeconômicas que ditam o controle das inundações. Para incentivar a reconexão entre o canal e o corredor fluvial e proporcionar o espaço necessário para que a água se mova, são desenvolvidos planos de gestão que reconhecem tais processos naturais como essenciais à sua sustentabilidade.

A importância dos pulsos de inundação e do transporte/armazenamento de água e sedimentos ressaltam que a resposta no canal fluvial se dá por mudanças climáticas externas ou alterações induzidas pela sociedade a fim de encontrar um novo estado de equilíbrio, que por sua vez estará apoiado em um mosaico de habitats autoperpetuáveis e processos e formas geomorfológicas. Reconhecendo que estes sistemas são naturalmente dinâmicos, a viabilidade de trabalhar com processos naturais pode reduzir significativamente as necessidades e custos de manutenção, como é o caso do rio Ebro.

Este canal era fortemente controlado por grandes diques e reservatórios ao longo do rio para proteger terras agrícolas, mas esta defesa não provinha a proteção esperada e as inundações continuavam a acontecer e potencialmente mais destrutivas do que antes da intervenção. A retenção de sedimentos nos reservatórios resultou em erosão à jusante, já que os canais procuravam recuperar suas cargas; como resultado, canais secundários de inundação desligaram-se do principal e os níveis de água no solo diminuíram; a solução para este problema incluiu a naturalização dos regimes de fluxos e a reabilitação da zona ribeirinha.

Existem casos onde a regeneração natural é dificultada, como é o caso dos sistemas fluviais de baixa energia, podendo ser necessário considerar uma maior intervenção para a reconstrução morfológica do rio; isto é, a experiência mostrou que os processos naturais dos rios como contribuintes à sua restauração dependem do tipo de sistema fluvial. Este é o caso do córrego Bear, que não logra reajustar-se naturalmente já que perdeu o equilíbrio entre a energia do leito do rio e a coesão dos bancos, e a frequência das cheias de alteração do canal.

Este pequeno sistema de captação teve uma seção de cerca de 1 km remeandada em grandes dimensões como parte de um esquema de alívio de inundações em 1993, permitindo que a água se espraiasse em um parque circundante nos grandes eventos de precipitação. O rio passou a depositar sedimentos dentro do novo canal e naturalmente se estreitar, moldando uma forma adequada para seu regime hidrológico, ajuste este permitido pela ampla largura desenhada no projeto, dando oportunidade à regulação própria (**Figura 13**).

Esta questão já havia sido observada no rio Cole, quando a argila coesa dominante na bacia de drenagem não deu oportunidade para ajustes posteriores nas dimensões do novo

canal, já que este foi concebido estreitamente para pequenos fluxos. Enquanto isso, uma série de estratégias possíveis, com base em recentes experiências de canais incisos, demonstrou que a ampliação do canal ou a recriação da planície aluvial ativa através de canais secundários pode ser a primeira etapa para permitir a volta de dinâmicas geomorfológicas naturais.



Figura 13 Diferentes cenários do córrego Bear em seu projeto de restauração: (A) Vista aérea com armazenamento da inundação; (B) quatro anos após a intervenção e a vegetação está moldando o canal; (C) em 2006, o estreitamento do canal devido a deposição de sedimentos; (D) o rio Cole, com pouco desenvolvimento.

Fonte: Gumiero *et al.*, 2013.

Além disso, pode-se promover uma perspectiva de ganho para ambos os lados da negociação quando esta intervenção estiver aliada a empresas de extração mineral, com a atribuição de participar com ações colaborativas. Essas oportunidades, no entanto, precisam de acompanhamento e tomada-de-decisão cuidadosa, entendendo que os recursos derivados dos sedimentos desenvolvem-se ao longo do tempo geológico em conjunção com regime de fluxos específico. Ou seja, elas devem ser gerenciadas para restaurar os processos da várzea através da dinâmica do fluxo destinadas a desenvolver características morfológicas naturais,

mas considerando o envolvimento de atores locais em reuniões públicas para informá-los e atualizá-los sobre o progresso e as ideias difundidas regularmente em boletins locais e na *web*.

Gumiero *et al.*, 2013 também comentam o caso do alto rio Danúbio, como um exemplo de canal com grandes alterações hidromorfológicas (regulações e canalizações) resultando na destruição e descontinuidade de habitats com poucos remanescentes de áreas úmidas intactas. Um de seus objetivos foi o restabelecimento da antiga ligação contínua, restaurando seu sistema de ramificação natural para retornar parcialmente a mobilidade original do canal. Para atingi-los foi necessário remover diques e barragens (**Figura 14**), o que teve como efeito o aumento de conectividade hidrológica e a ativação da várzea para ciclagem biogeoquímica e melhoria da qualidade da água.

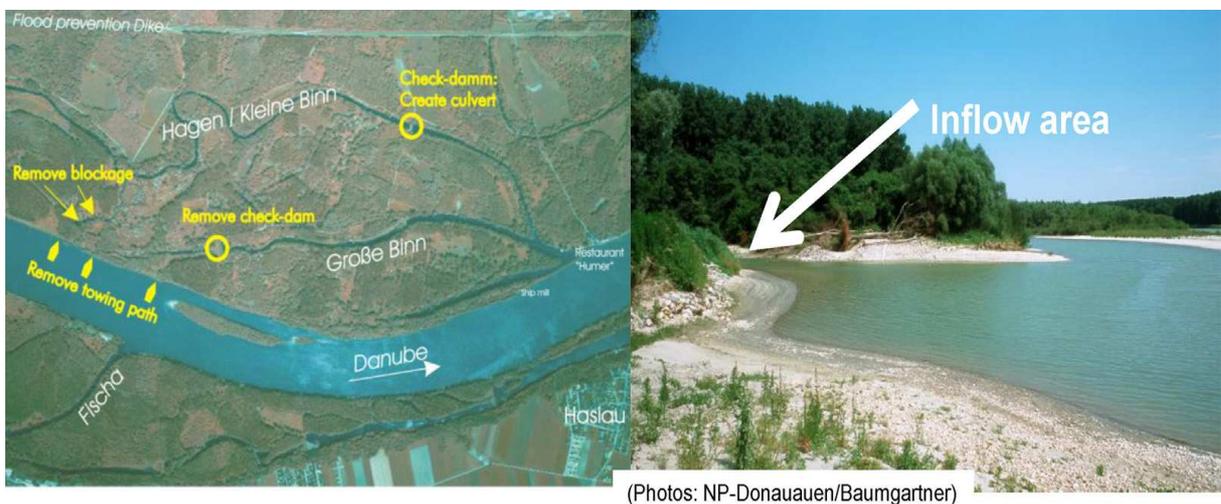


Figura 14 À esquerda, imagem de satélite das medidas de restauração; à direita, fotografia do canal principal.

Fonte: Gumiero *et al.*, 2013.

Outro exemplo demonstrado, com a peculiaridade de conflitos com a proteção de espécies e a dinâmica natural de áreas úmidas, é o do rio Piave; com drenagem perene e uma abundância de canais, possui uma interessante gama de espécies raras e ameaçadas da fauna e flora. De acordo com consultada realizada a especialistas, foram planejadas as seguintes ações: eliminação de formações florestais não-naturais; lançamento de madeira no canal para liquidar a fauna exótica; restauração (ampliação e diversificação) de porção da rede de drenagem.

A conjunção destas ações levou ao restabelecimento de todas as espécies da fauna, além do aparecimento de árvores raras, mas também a um dilema: neste local único e protegido, o rio ainda é potencialmente ativo em termos de movimento lateral, mas as áreas úmidas não estão conectadas, devido algumas estruturas para sua proteção. A questão do

equilíbrio o entre conservação de determinadas espécies vai de encontro à retomada da restauração de processos naturais; assim, propõe-se considerar as vulnerabilidades locais e os serviços ambientais que prestam.

Para implementar um projeto de restauração ciliar sem a aquisição das terras são necessárias parcerias público-privadas; neste caso, as medidas planejadas devem ser documentadas como parte dos acordos. Este tipo de ação é cada vez mais comum no norte da Europa, como é o caso descrito do rio Loire, onde vem se desenvolvendo a composição sazonal das pastagens para promover a dinâmica natural da várzea e o provimento de habitats desde 1980. O objetivo principal é gerenciar as necessidades agrícolas e introduzir os bovinos nas várzeas reabilitadas, com cuidado à segurança das inundações, já que os herbívoros podem reduzir o crescimento rápido da vegetação.

Um exemplo italiano notável e raro de restauração ambiental foi realização por um consórcio na bacia hidrográfica no lago Venice, com os objetivos de reduzir a eutrofização que prejudicam a qualidade de suas águas; assim, o governo local definiu há mais de uma década uma série de metas para reduzir os nutrientes que fluem para o corpo hídrico. Para isto, utilizou áreas úmidas para reter água e restaurou seus habitats (**Figura 15**) além de diversificar o uso da terra e a apreciação estética da paisagem, como resultado os dois principais canais que o alimentam – rio Dede e rio Zero – apresentaram uma redução de 76% e 57% nas taxas de nitrogênio e fósforo total, respectivamente.

Algumas das importantes ações ilustradas foram: (a) a criação de um sistema de bancos em torno de uma área seca e de baixo valor ecológico da zona úmida, que foi conectada ao curso d'água adjacente por meio de comportas que geriam os fluxos; (b) redesenho da rede de canais, lagoas e *pools* dentro desta área para que se encontrasse um tempo residual ótimo da água para assegurar uma eficiente redução dos nutrientes; (c) restabelecimento da vegetação aquática e reintrodução de espécies nativas raras e ameaçadas; (d) criação de uma rede de caminho e pontos de observação acessíveis ao público para fins de lazer, educacional e técnico-científico.

Gumiero *et al.* (2013) iniciam então as conclusões de seu texto enfatizando que a dinâmica hidrogeomorfológica dos rios está cada vez mais sendo vista como vital para a criação e manutenção do próprio sistema ambiental. Os pulsos de inundação e a variabilidade dos fluxos, o transporte de sedimentos, a erosão nas margens e a mobilidade do canal representam processos físicos fundamentais de serem compreendidos para a definição das estratégias de restauração e para gestão da bacia em si.

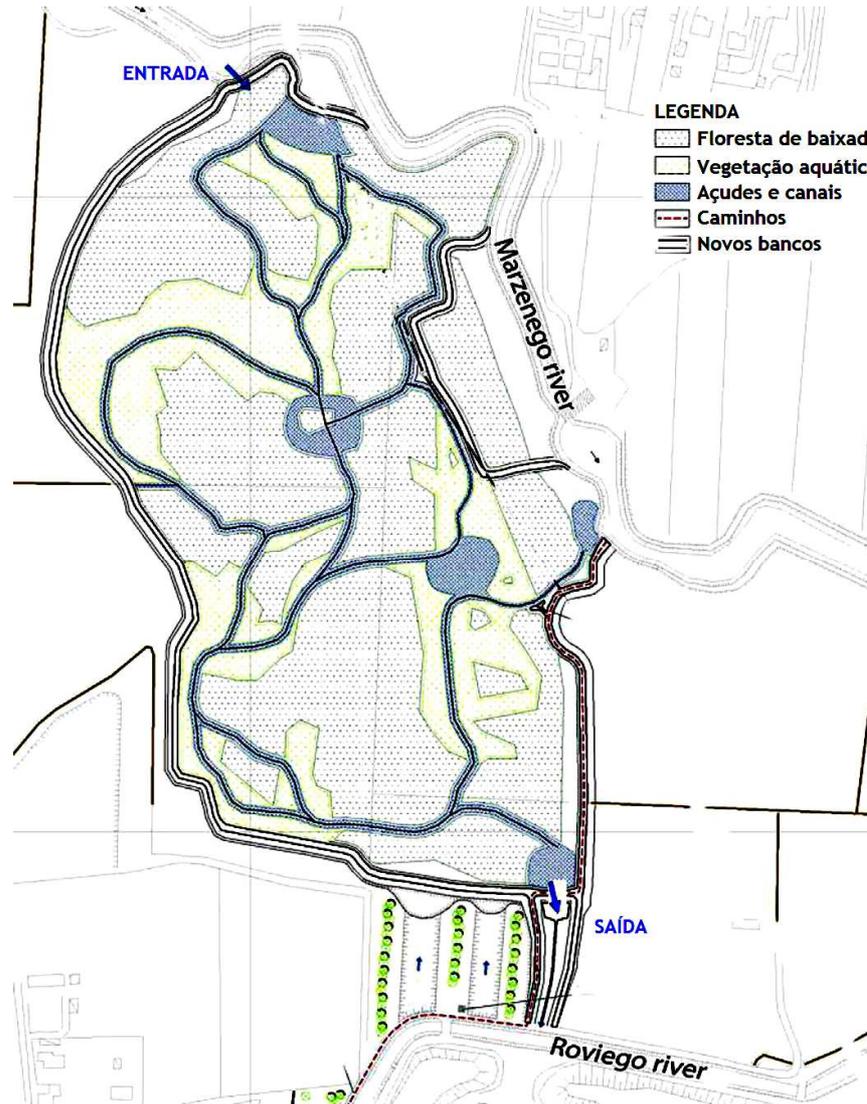


Figura 15 Mapa da área úmida da bacia do lago Venice com indicação das ações de restauração.

Fonte: Gumiero *et al.*, 2013.

Restaurar várzeas reconhecendo a necessidade de fornecer mais espaço para os rios tornou-se um objetivo estratégico prioritário para alguns governos da Europa Central, conforme a demanda de políticas europeias. Estes objetivos, no entanto, tem implicações não só para um ganho ambiental, mas também para os benefícios econômicos que estas medidas podem proporcionar, e assim houve uma aceitação gradual pela política que a ‘engenharia pesada’ com sua tentativa de controlar os rios não é necessariamente sustentável ou desejável.

Assim, foram surgindo iniciativas guiadas pelos países como a ‘Room for the River’, a ‘Making Space for Water’, a ‘Living Rivers’ e a ‘Environmental River Enhancement’ que reconhecem a importância da várzea; assim como o conceito de ‘território fluvial’, todas elas embasadas em soluções para mitigar o risco das enchentes através da manutenção do trabalho dos rios, mais sustentável e com menos intervenções, portanto menos custoso. A

implementação dessas ações abrangem necessidades agrícolas, sociais e econômicas, permitindo às pessoas apreciarem as mudanças de maneira a considerá-las valiosas e benéficas em um novo regime de gestão.

Em essência, qualquer restauração de rios e planícies necessita interagir com uma grande variedade de condições sociais e de paisagem, que variam de pouco a densamente povoadas, fortemente modificadas para rios mais dinâmicos e de alta energia a montante até sistemas de amplas várzeas planas e baixa energia, o que resulta em diferentes abordagens em toda a Europa. Por um lado, ainda persiste a proteção por meio de estruturas robustas e caras, por outro, aquelas “*ecofriendly*” e de baixo custo; portanto há diversas atitudes em seus países-membros, que variam sobretudo com interesses econômicos e sociais.

No Brasil, contudo, esta realidade está distante, existem poucos e pontuais projetos aplicados com o objetivo de prover geobiodiversidade às paisagens fluviais. Destaca-se aqui os estudos realizados por Costa *et al.* (2008c, 2008b, 2008c), integrantes do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Rio Grande (UFRG), com trabalho no Arroio Vieira (RS). A proposta construída sugere a aquisição da área pelo poder público, a recuperação da mata ciliar conforme a legislação vigente, a identificação e eliminação de fontes pontuais e difusas de poluição da água do Arroio e a criação de um parque na área do entorno do seu curso original (**Figura 16**).

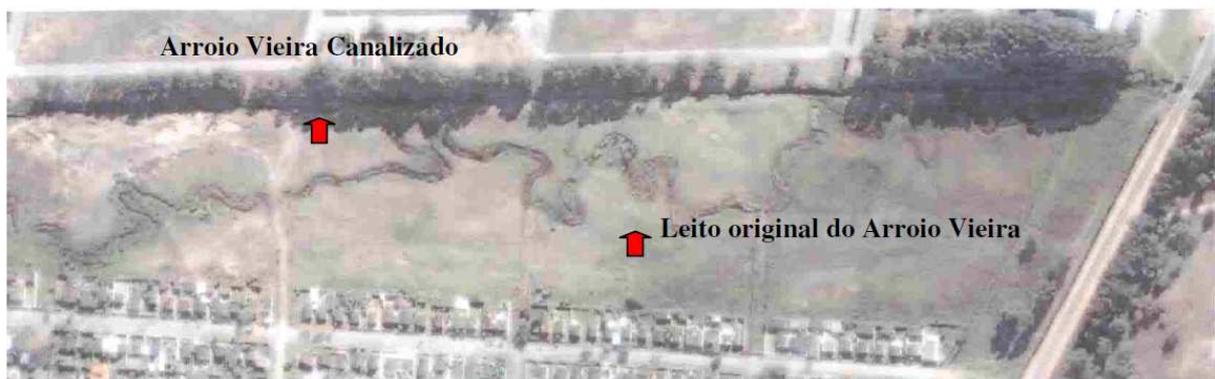


Figura 16 Imagem de satélite do arroio Vieira e suas duas calhas.

Fonte: Costa *et al.*, 2008b.

Os autores identificam sua proposta sob o conceito da ‘renaturalização’ e propõe para a área a sequência de Selles (2001) (**Figura 17**), contudo não atentam para ações em prol da dinâmica do sistema ambiental em questão e nos seus processos hidromorfológicos, por isso na verdade estão mais ligados ao conceito de revitalização. A ênfase está na criação do Parque do Arroio Vieira (**Figura 18**), qual gerará ambientes que possibilitem o

desenvolvimento de atividades de cunho sociocultural, regrados por zoneamento conforme as características socioambientais de cada setor da área de estudo.

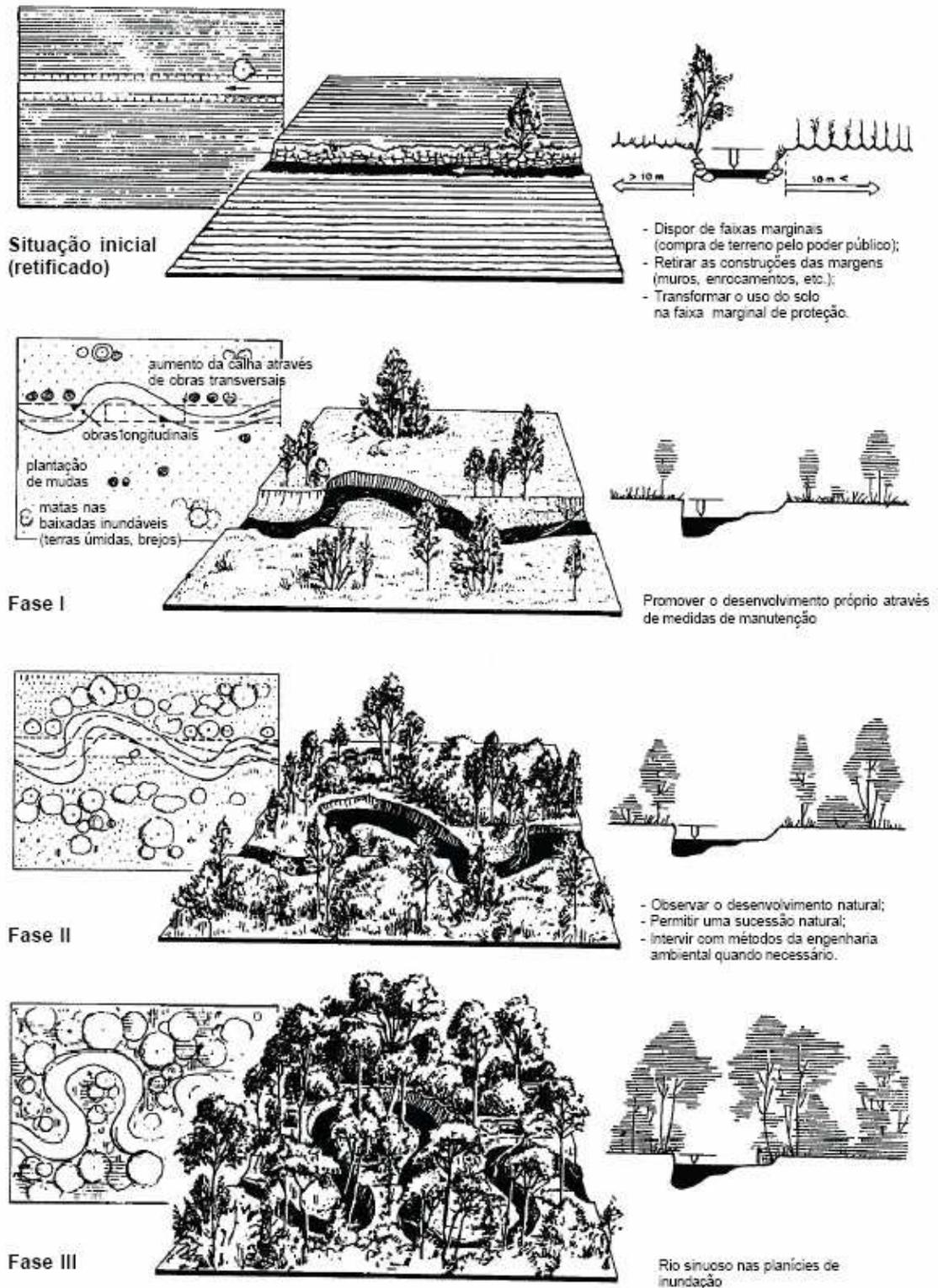


Figura 17 Sucessão de estados ambientais na revitalização fluvial.

Fonte: Adaptado de SELLES, 2001.



Figura 18 Esboço representando proposta de criação do Parque do Arroio Vieira.

Fonte: Costa *et al.*, 2008b.

Ainda na região Sul, o premiado projeto ‘Revitalização do Rio Queimados – Concórdia (SC)’ vem restaurando a faixa ciliar do sistema com espécies nativas, constituindo um conjunto de ações com técnicas simples e acessíveis, utilizando poleiros naturais, galharias e transposição de solo. Além disso, promove um programa de educação ambiental no âmbito da ONG Queimados Vivo, estimulando a participação da população ribeirinha no projeto. Todavia, apesar de a bacia estar impermeabilizada nas áreas urbanas e receber efluentes, além do canal estar retificado, não existem propostas de melhoria neste sentido.

Já no sudeste, Broconeli & Stuermer (2008) debatem a renaturalização dos rios e córregos do município de São Paulo, mas com uma visão fortemente voltada para o paisagismo e a identidade ambiental, o que é natural em um trabalho proveniente da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo (FAU-USP). O projeto das autoras tem o objetivo de aumentar o contato do cidadão paulistano com os rios, não deixando de lado a evidência e a preocupação com as enchentes que tanto intervêm na vida urbana, mas ainda com diversas “soluções” de ‘engenharia pesada’ como visão predominante.

No estado do Rio de Janeiro, Galvão & Cunha (2010) relatam o projeto de renaturalização do rio João Mendes, iniciativa pioneira em Niterói de sua Prefeitura Municipal, ainda em andamento. Este se baseia na parceria público-privada, onde o capital privado compra os lotes de interesse à implantação do Parque Urbano no rio João Mendes (**Figura 19**), sejam eles vazios ou ocupados, com posterior doação à municipalidade. Nota-se que mais uma vez apesar do embasamento pelo conceito de ‘renaturalização’ a dita proposta que resume-se na criação de um parque na verdade está amparada na ‘reabilitação’ da área, já que centra-se em criar uma nova função para ela.



Figura 19 À esquerda, praça construída em terreno às margens do Rio João Mendes; à direita, croqui do Projeto de Renaturalização do Rio João Mendes.

Fonte: Galvão & Cunha, 2010.

A criação de parques fluviais e lagunares vem sendo estimulada no país, inclusive com publicações que auxiliem na sua concepção, nas diretrizes para o planejamento, em sua implantação e operação, conforme mostra Bidegain (2007); mas não há um esclarecimento amplo de conceitos e técnicas e do que de fato se pode alcançar. Nota-se que as raras iniciativas de recuperar áreas degradadas no Brasil deparam-se com diversos entraves políticos e que praticamente não há incentivo proveniente dos órgãos públicos, o que acaba por desestimular ou culminam no insucesso dos projetos.

1.5 Onde renaturalizar: a importância da métrica da paisagem

Nos últimos cinquenta anos, atividades urbano-industriais e agrícolas vem se intensificando e produzindo profundas mudanças das paisagens e no seu uso, comumente levando à fragmentação dos ambientes naturais e perda de diversidade. Essas consequências tem sido prejudiciais à sustentabilidade da sociedade humana e, por isso, nos últimos anos, vem crescendo um conjunto de pesquisas com foco nos serviços ambientais providos pelas paisagens, como a geobiodiversidade, a regulação de água/clima e a herança cultural (ROSA *et al.*, 2013).

Neste sentido, o planejamento da paisagem desempenha um papel importante na implementação de normas e indicações a serem seguidas, inclusive em áreas não protegidas através da promoção da diversificação de usos da terra. Por isso, é importante compreender a complexidade dos ambientes através de critérios úteis à detecção de déficits de planejamento

e ao desenvolvimento de estratégias para proteger, conservar ou melhorar o estado ecológico e fornecer serviços ambientais (*ibid.*).

A teoria ecológica pressupõe que o aumento da heterogeneidade de habitats conduz a uma maior biodiversidade, o que é frequentemente utilizado como uma medida da saúde e resiliência de sistemas ambientais (PALMER *et al.*, 2010). Desta forma, a restauração de ambientes aquáticos e ripários envolve ações em prol do aumento da complexidade geomorfológica sob o pressuposto que o acréscimo em formas e estrutura incrementará o número de espécies suportadas em um nicho para vários estágios de vida e comportamentos.

A biodiversidade está explicitamente ligada a vários aspectos específicos da complexidade fluvial ressaltando seus aspectos físicos: na microescala, a taxa de invertebrados aumenta com a variedade da granulometria; na escala do canal, a diversidade de peixes está associada à variedade de formas do leito; e, na escala da bacia, a organização espacial dos processos governados pelo regime de fluxos determina a abrangência ecológica (VINSON *et al.*, 1998).

Contudo, impactos humanos em sistemas fluviais comumente levam à simplificação da sua estrutura física e geomorfológica, ou reduz a sua geodiversidade, qual é reconhecida como um indicador de sua saúde e assim do seu potencial à diversidade da biota. O uso de indicadores para mensurar a variabilidade e as mudanças na diversidade, ao invés de expô-las através de condições médias, permite que se supere o dominante ‘estudo de caso’ na Geomorfologia Fluvial e compare-se estados entre bacias hidrográficas (BARTLEY & RUTHERFURD, 2005).

Ainda, tradicionalmente no campo da Geomorfologia, formas e processos fluviais são caracterizados com base na média ou na tendência, tal como o gradiente do sedimento de leito no perfil longitudinal; enquanto que descrever a complexidade envolve separar o ruído dos indícios através do entendimento da variabilidade das respostas. Apesar de muitos estudos buscarem quantificar estes processos, a dificuldade de relatar a complexidade permanece, já que seguem alguns propósitos específicos, como de espécies ou distúrbios particulares (POLVI *et al.*, 2014).

Atualmente, os locais para restauração são comumente selecionados oportunamente e com uma base *ad hoc*, ao invés de estar de acordo com procedimentos do planejamento estratégico, por isso muitas vezes não é dada a devida atenção aos processos formadores e autossustentáveis dos sistemas fluviais, o que culmina com o insucesso do projeto. Rohde *et al.* (2006) objetivando estabelecer uma estratégia de busca integrada para identificar em sistemas fluviais onde as atuais condições ambientais e socioeconômicas favoreceriam a

restauração ecomorfológica das planícies aluviais, ajudaram a estabelecer prioridades de investigações mais específicas em locais onde se espera maiores benefícios. Assim, colocam as duas seguintes questões importantes:

- ✓ onde estão os trechos dos rios mais promissores e que são menos propensos a ser prejudicados pelas más condições ambientais?
- ✓ onde deve-se dispendir custeio e espaço para cumprir-se demandas sociais e exigências ecomorfológicas dos rios e suas planícies?

O planejamento defendido pelos autores é definido por eles como uma estratégia ‘pró-ativa’ que parte da visão tradicional da restauração fluvial pontual para fazer parte dos componentes da paisagem; além disso, centra-se no reestabelecimento das feições do canal – *pools*, *rifles*, barras – e de fluxos – diminuição dos picos de vazão, incremento das vazões mínimas – atentando às limitações socioeconômicas (ROHDE *et al.*, 2006). O aumento da complexidade é comumente uma meta dos projetos de restauração fluvial por conta da forte suposição de que ela promoveria a diversidade e a produtividade dos sistemas; contudo, para obter o nível de potencial apropriado para cada trecho é preciso basear-se nos controles de escala ampla que modelam as formas dos canais (POLVI *et al.*, 2014).

Esta complexidade é mais frequentemente discutida em relação à restauração após impactos antrópicos, já que estes vem criando sistemas geomorfológicos simplificados, ou aos processos ecológicos, pois a heterogeneidade de paisagens leva ao incremento da diversidade biológica, o qual possui como *feedback* os próprios processos geomorfológicos. Diferenças nos gradientes de complexidade podem ser explicadas por vários fatores geomorfológicos controladores, tais como fontes de sedimentos, interações bióticas e mobilidade do canal (*ibid.*).

Laub *et al.* (2012) colocam que dada a evidência da complexidade física como essencial, seu incremento comumente é objetivo da restauração fluvial; tendo assim muitos projetos de rios canalizados envolvidos com o aumento da variabilidade espacial e temporal do substrato, profundidade e fluxo dos rios. No entanto, além deste parâmetro raramente estar definido explicitamente, ele é mensurado de distintas formas, dependendo dos objetivos de cada estudo; muitos autores relatam-no como correlacionada à retenção hidráulica, e a quantificam utilizando índices métricos baseados na declividade, rugosidade longitudinal e sinuosidade.

A investigação das mudanças na estrutura física desses sistemas requer um método rigoroso de mensuração da variabilidade morfológica; neste sentido, existem algumas técnicas

disponíveis, contudo muitas delas são somente aplicáveis a organismos particulares ou ambientes específicos. Este tipo de estudo também é dificultado pela falta de materiais e ferramentas que mensurem a heterogeneidade espaço-temporal - para além das clássicas considerações acerca dos fluxos fluviais - e considerem a escala de análise (BARTLEY & RUTHERFURD, 2005).

Diversos conceitos vem sendo utilizados para explorar a heterogeneidade física em bacias hidrográficas, incluindo aqueles que focam em mensurações para caracterizar a complexidade do canal fluvial baseada em atributos geomorfológicos na escala do trecho. É amplamente assumido que a complexidade do canal desempenha um papel importante na manutenção da estrutura e funções do ecossistema fluvial, e estudos tem mostrado que a sua simplificação pode levar à redução de diversidade e abundância de peixes e macroinvertebrados e de retenção água, matéria orgânica e nutrientes (LAUB *et al.*, 2012).

De acordo com Bartley & Rutherford (2005), o nível de variabilidade geomorfológica presente em um trecho fluvial é função de processos que operam em um intervalo de escalas. Em uma escala ampla, o trecho está controlado pela geologia regional e pela forma em planta da bacia, que afetam a declividade e determina assim se será uma área erosional ou deposicional. Na escala abaixo, o controle primário está por conta da área da bacia e da hidrologia, que produzem variações em feições tais como *pools* e *rifles*.

Finalmente, em pequena escala, a influência de fatores como resíduos lenhosos e estruturas geológicas localizadas, como afloramentos rochosos, colocam-se em evidência. A variabilidade produzida por cada uma dessas escalas não é independente, já que mecanismos de retroalimentação operam entre estes níveis; e é essa combinação o objeto de interesse de ecologistas e geomorfólogos. Dessa forma, a morfologia pode ser utilizada como um indicador e, com a remoção de variáveis relacionadas ao fluxo para quantificar a diversidade física, reduz-se consideravelmente o tempo e os custos da coleta de dados.

Neste sentido, uma abordagem conveniente para representar fenômenos espaço-temporais é a modelagem cartográfica utilizando Sistemas de Informações Cartográficas; neles, as sobreposições de mapeamentos com funções que combinam características e atributos permitem acompanhar as mudanças na paisagem e estão se tornando predominantes na gestão de recursos. Diversos métodos de detecção e quantificação vem surgindo, com ênfase na cobertura e uso da terra, mas também mais recentemente para acompanhar padrões de formas de relevo em sistemas fluviais, através de variáveis morfológicas e ecológicas (GRECO *et al.*, 2007).

Durante os últimos 30 anos, diversas métricas de composição e estrutura para análise da paisagem foram desenvolvidas e modificadas. Estudos sobre diversidade da paisagem focam em diferentes abordagens, utilizando indicadores que correspondem com o objetivo da pesquisa ou para os quais existem dados disponíveis. A heterogeneidade é considerada uma dimensão fundamental da complexidade da paisagem, incluindo sua riqueza e configuração, além da conectividade; quais estão fortemente ligadas umas as outras, por isso um só indicador é capaz de fornecer informações sobre diversas dimensões da diversidade ao mesmo tempo cultural (ROSA *et al.*, 2013).

Em aplicações de planejamento da paisagem, os indicadores devem não só ser usados para observar e avaliar a paisagem, como também para ser a base da definição de medidas práticas para conservação ou melhorias da diversidade das paisagens cultural (*ibid.*). A seguir, será apresentada uma breve compilação de alguns índices recorrentemente utilizados em pesquisas que empregam métricas de paisagem fluvial, sendo que no presente trabalho buscou-se selecionar aqueles com foco nos processos e formas relacionados diretamente ao canal fluvial em planta (**Tabela 2**).

Blanton & Marcus (2013) buscaram comparar trechos de rios após identificá-los e mapeá-los através da mensuração de feições e estabelecimento de métricas indicativas dos processos geomorfológicos controladores das formas e funções dos canais e planícies. O objetivo deles era avaliar a interferências de estruturas lineares da desconectividade ao longo do tempo nos processos naturais de meandramento, migração de canais e deposição aluvial, já que o confinamento pode ser responsável pela concentração de energia e maior tensão de cisalhamento.

Os índices de entrelaçamento de Bridge (1993) foram aplicados por Polvi & Wohl (2012) para áreas pós-glaciais com o objetivo de avaliar a influência das barragens na deposição de sedimentos finos a longo prazo em planícies de baixo gradiente. As autoras argumentam que há uma grande necessidade de explicitar como a complexidade do canal é mensurada e porque diferentes aspectos dela podem ter maior ou menor ênfase dependendo do atributo de interesse no desenho do projeto de restauração.

Os índices utilizados por Polvi *et al.* (2014) foram selecionados a partir de diversas análises estatísticas para determinar o gradiente da complexidade entre trechos de rios: primeiramente, utilizaram a Análise de Componentes Principais para plotar variáveis em um espaço métrico; nele, aqueles mais próximos indicam condições de similaridade nas características consideradas. As variáveis foram testadas por correlação entre as métricas e os

dois primeiros componentes principais através do coeficiente de Pearson, sendo consideradas então somente aquelas que apresentaram $\rho > 0.4$.

Tabela 2 Índices morfométricos de paisagem fluvial.

Índice	Fórmula	Descrição	Fonte
Área de microformas	$Ab = Abi/Ap$	Área de barras e ilhas dividida pela área total da planície	Blanton & Marcus, 2013
Refúgios off-canal	$Rc = Alf$	Área de lagos em ferradura	Blanton & Marcus, 2013
Complexidade do canal	$Cc = Ls/Lt$	Comprimento de canais secundários dividido pelo comprimento total dos canais	Blanton & Marcus, 2013
Média de entrelaçamento	$ME = x Ct$	Média do número de canais fluviais que cruzam transectos em todo vale - com espaçamento de 250m -	Bridge,1993
Desvio do entrelaçamento	$DE = \sigma Ct$	Desvio-padrão do número de canais fluviais que cruzam transectos em todo vale - com espaçamento de 250m -	Bridge,1993
Razão de comprimento do banco	$Bratio = Lb/Lt$	Razão entre o comprimento total do banco e o comprimento do trecho fluvial	Polvi <i>et al.</i> , 2014
Desvio padrão da largura	σW	Desvio-padrão de medidas regulares na largura do canal	Polvi <i>et al.</i> , 2014
Coefficiente de variação da largura do canal	$CV = \sigma W/W$	Razão entre o desvio-padrão de medidas regulares na largura do canal e a sua média	Laub <i>et al.</i> , 2012.
Largura residual	$WR = \frac{\sum_{i=1}^p (w_i - \bar{w} I_p)}{\bar{w}}$	Soma dos desvios ponderados na largura pela média do canal	Laub <i>et al.</i> , 2012.
Densidade de Drenagem	$Dd = Lt/Ab$	Razão entre o comprimento total dos canais e o área da bacia de drenagem	Horton, 1945
Sinuosidade	$S = Lc/Lt$	Comprimento da linha central do canal dividido pelo comprimento total do canal	Schumm, 1963

Contudo, Polvi *et al.* (2014) não encontraram resultados estatísticos satisfatórios no cálculo do Bratio para avaliar as diferenças entre rios canalizados, restaurados e não-impactados; entretanto, justificam tal resultado pela área de estudo – norte da Suécia – não apresentar canais sinuosos com barras de pontal e bancos devido à grossa granulometria de material de leito. Os autores inclusive atentam para as adaptações de sua metodologia em áreas com características físicas distintas das suas em ambiente glacial com vales íngremes e confinados, onde a largura do canal mostrou-se mais relevante.

Laub *et al.* (2012) propõem o uso de análise multivariada para mensurar a complexidade do canal através de alguns dos seus atributos que comumente são assumidos como importantes para os padrões e processos ecológicos presentes na variabilidade morfológica. Os autores também testam métricas diversas em uma bacia de drenagem urbana e se surpreenderam com a variedade de resultados, já que alguns trechos apresentavam altos valores para determinadas métricas e baixos para outras, não combinando-se em um único gradiente de complexidade.

Por isso, a pesquisa ressalta a importância do amplo esclarecimento da metodologia de avaliação, já que resultados não esperados, como o ajuste dos córregos urbanos às novas condições impostas e uma não significativa perda de variabilidade, podem ocorrer. Além disso, também assumem a importância de se mensurar aspectos diversos e pontuam que nem sempre métricas de um mesmo aspecto estão correlacionadas, como o WR que representa a variação sequencial de largura no perfil enquanto o CV reflete o desvio médio da largura.

O índice que avalia a potencialidade do escoamento superficial proposto por Horton (1945) é a Densidade de Drenagem, uma clássica e consagrada métrica que varia de acordo com a permeabilidade do terreno em sua história geológica assim como o desenvolvimento pedogenético neste material de origem. O relacionamento entre o comprimento da drenagem e a área da bacia de drenagem pode sofrer alterações por intervenções humanas, o que compromete a eficiência da drenagem se a nova rede não comporta o caudal da bacia, por isso a importância de avaliá-lo.

Outra tradicional análise morfométrica da rede de drenagem diz respeito à sinuosidade dos canais, de acordo com Schumm (1963), quanto mais próximo este índice for de uma unidade, menos sinuoso é o canal e conseqüente mais rápido é o fluxo da água. Assim, a sinuosidade revela características históricas ou presentes da força da ação linear das águas ao longo do perfil, revelando também a potencialidade de incisão ou da deposição e a competência do fluxo e sua carga de fundo.

A importância da avaliação precisa da complexidade fluvial através da utilização de diversas métricas da paisagem de várias dimensões geomorfológicas é estabelecer um gradiente global da variabilidade que o sistema em avaliação possui. Os níveis de complexidade desejados devem estar claros no projeto de restauração fluvial, e se possível balizados no potencial de um estado pré-distúrbio, ao invés do almejo da volta às condições originais em sua plenitude (POLVI *et.al.*, 2014).

2 ÁREA DE ESTUDO

2.1 Situação geográfica

Com o objetivo de avaliar as potencialidades e limitações da implementação de um futuro projeto de renaturalização fluvial, foi adotada como área de estudo a planície aluvial do Alto Rio São João, que integra o principal sistema fluvial contribuinte da Lagoa de Juturnaíba, de acordo com Cunha (1995). Tal bacia hidrográfica faz parte de um conjunto de rios que se originam nas escarpas da Serra do Mar e se dirigem para o Oceano Atlântico na Região Hidrográfica Costeira do Sul, conforme classificação de ANA (2005).

Originalmente com um perfil côncavo proveniente de aplainamento, acredita-se que suas vertentes atlânticas recuavam paralelas, alargando cada vez mais as seções dos vales e conservando a forte inclinação através da degradação das encostas com encaixamento da rede de drenagem. Esta atividade, sob influência do basculamento regional em degraus estruturais, teria se dado em origem climática diversa, em sucessivas condições mais secas do Pleistoceno, enquanto que nas fases mais úmidas a paisagem teria sido esculpida pelo encaixe da rede de drenagem (OLIVEIRA, 2005).

Aliada ao trabalho fluvial, a sedimentação nas depressões formadas entre blocos elevados e abatidos – constituindo bacias tafrogênicas continentais nos hemigrábens – deu origem a uma ampla planície (**Figura 20**), com entulhamento controlado localmente por brecha tectônica. Em parte dela, serpenteava o rio São João com canais sinuosos, em padrão de drenagem ainda não reconstituído em toda área de drenagem, apenas com estudos pormenorizados à sua porção costeira aliado às oscilações do nível do mar, conforme destaca Amador (1980).

Com cerca de 100 km², a planície do rio São João drena majoritariamente o município de Silva Jardim e suas cabeceiras fluviais estão a cerca de 700 m de altitude na Serra do Sambê, inseridas em Cachoeiras de Macacu (**Figura 21**). Ao longo de seu curso, a 71 km da sua nascente, encontra a Represa de Juturnaíba após percorrer no sentido SW-NE aproximadamente 5 km nas montanhas e divagação na planície nos demais trechos. A Lagoa de Juturnaíba, localizada na confluência dos rios Capivari e Bacaxá, possuía um espelho d'água de 5,56 km², que foi ampliado aproximadamente seis vezes com a construção da barragem na década de 1980, capturando o médio curso do rio São João (CUNHA, 1995).

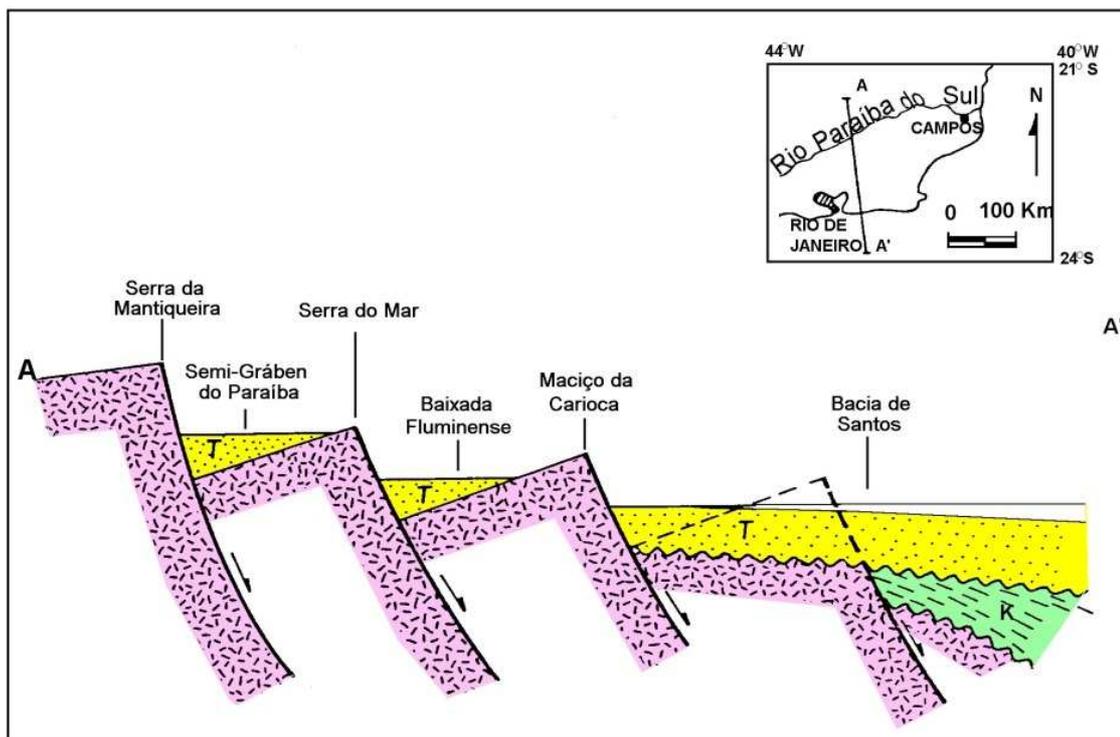


Figura 20 Perfil geológico esquemático da Serra da Mantiqueira aos Maciços Litorâneos.

Fonte: Modificado de Asmus e Ferrari (1978).

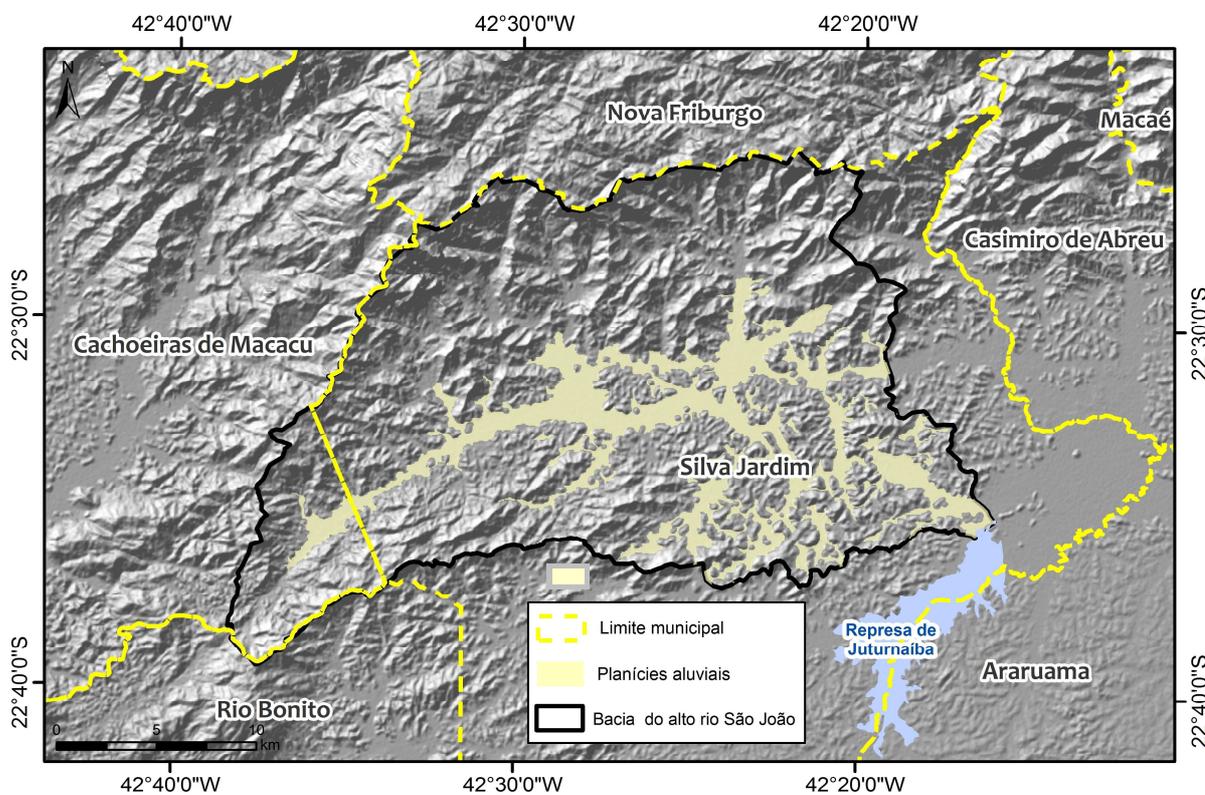


Figura 21 Situação político-municipal da planície do Alto Rio São João.

2.2 Histórico de ocupação e mineração

Desde a colonização do Brasil, a bacia de drenagem do rio São João foi sendo ocupada com atividades agropecuárias, contudo principalmente nas encostas e áreas mais elevadas, tendo a extração da madeira para produção de carvão e tamancos e também a monocultura de café, além das habitações nas margens dos rios, por volta do século XVIII. Porém, com a abolição da escravatura, ocorreu um grande declínio na produção e muitas terras foram abandonadas para posteriormente serem ocupadas pelo cultivo de cítricos e criação extensiva de gado (OLIVEIRA, 2005).

Desde meados do século passado, as políticas governamentais incentivaram, via o antigo DNOS, a efetiva ocupação da planície do rio São João, sendo realizadas, com este intuito, importantes obras de engenharia hidráulica de aterros e drenagens. Estas obras romperam o equilíbrio natural dos sistemas ambientais da região, modificando a sua biota e o comportamento dos rios, além de promoverem uma grande valorização das terras, dando origem a intensa especulação das terras (CUNHA, 1995).

Atualmente, observa-se na região o decaimento desta agricultura perene e a expansão das pastagens e até o cultivo de eucalipto em algumas propriedades. Quanto às áreas urbanas, estas estão distribuídas pontualmente na área de estudo em algumas vilas e povoados de pequeno porte; entretanto, espera-se uma expansão nos próximos anos visto que os municípios nos quais se insere a bacia do Alto Rio São João serem de impacto indireto do Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ), que está sendo instalado a cerca de 50 km no município de Itaboraí (RJ).

Quanto à vegetação remanescente, Pimenta *et al.* (2011) atentam para a maior ocupação por atividades agropastoris nas áreas de topografia plana, que atualmente é dominada por pastagens, em regressão de acordo com o maior escalonamento do relevo; enquanto que nas áreas onde o limitante topográfico se impõe, há maior conservação da flora original quanto maior a progressão nos compartimentos geomorfológicos. Além disso, destacam-se as diversas culturas agrícolas da região concentradas nas planícies aluviais, com cítricos e plantio de gramíneas.

As florestas de baixada restaram no interior da REBIO Poço das Antas, além de pontuais manchas ombrófilas em áreas de relevo montanhoso e acidentado circundante, que são protegidas por lei como Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 1965), pelo risco à erosão e abrigo dos mananciais hídricos. Entretanto, estas estão vulneráveis ao avanço da agricultura sem técnicas conservacionistas e presença de vegetação secundária inicial, além da

instalação de dutos da Petrobrás (tubulações enterradas) pela região, criando verdadeiras rodovias artificiais (CUNHA, 1995).

Nos aspectos hidrológicos, a engenharia da canalização no rio São João iniciou-se na década de 1960 em pequeno trecho de 3 km com objetivo de facilitar a construção da rodovia federal, a BR-101. Além disso, em 1982 ocorreu o primeiro preenchimento do Reservatório de Juturnaíba, com a conclusão das obras em 1984 pelo DNOS após oito anos. E, durante a construção da barragem, o seu leito foi retificado e alargado, em sucessivas etapas ao longo da década seguinte, além do uso de escavadores hidráulicos até a localidade de Gaviões (*ibid.*).

Nos dias de hoje, após décadas sem intervenções, *in situ* é possível perceber manifestações da tentativa do sistema fluvial de atingir um novo estado de equilíbrio, que é diferente do seu atual. Assim, notam-se, por exemplo, a erosão nas margens e o início da recuperação da sinuosidade natural dos canais que estavam totalmente retificados, além do aumento da produção sedimentar dos canais e a formação de bancos de areia em seu interior, conforme detectado por Oliveira (2005).

No que diz respeito à história da atividade mineradora na bacia do rio São João, a extração de areia a montante da Represa de Juturnaíba ocorre há décadas, concentrando-se atualmente nos leitos dos rios São João, Pirineus e Bananeiras. Os extratores de areia subiram os rios em busca dos depósitos de areia mais grossa, lavrando grande parte do leito através da dragagem dos sedimentos por bombas de sucção instaladas sobre barcaças ou flutuadores montados sobre tambores, que são acopladas às tubulações que efetuam o transporte do material dragado até as peneiras dos silos. A **Figura 22** ilustra uma das áreas de exploração mineral na referida bacia.

A extração de areia provoca graves consequências imediatas nos cursos d'água: macroturbulência localizada, ou seja, alteração da velocidade do escoamento; aprofundamento do leito do rio; resuspensão de sedimentos finos, desfiguração da calha, desmonte de barranca, solapando as margens, e criação de enseadas laterais na calha dos rios, afetando a fauna aquática de uma forma geral pela destruição do habitat e pelo aumento da turvação da água.

Existe uma grande preocupação com esta atividade, sobretudo por estar situada em uma APA que serve de amortecimento à uma REBIO, por isso para o órgão ambiental competente estabeleceu um prazo para findar a atividade da calha do rio. Conforme considerado, o rio São João possui pequeno porte para suportar este tipo de lavra e a intensidade de extração que era levada. Ao mesmo tempo, é preciso mapear as jazidas de areia

em terra firme, e aí sim estimular a extração organizada em um Distrito de Produção Mineral, conforme projeto do Departamento de Recursos Minerais – DRM (APA SÃO JOÃO, 2011).



Figura 22 Áreas de extração mecânica de areia do leito do Rio São João.

Fonte: Bidegains & Völker, 2003.

A Resolução N.º 009/2006 do Comitê das Bacias Hidrográficas das Lagoas de Araruama e Saquarema e dos Rios São João, Una e Ostras, considerou os impactos ambientais causados pela atividade de extração mineral nos últimos anos no leito dos rios da bacia hidrográfica do rio São João, especialmente a degradação nas margens desprovidas de mata ciliar e o assoreamento em alguns trechos, ademais de estar inserida em Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Unidade de Conservação Federal de Uso Sustentável e Zonas de Amortecimento das Reservas Biológicas de Poço das Antas e União, ambas as Unidades de Conservação de Proteção Integral.

Com isso, resolveu que ficariam proibidas as atividades de extração mineral dentro do leito dos rios; podendo ser admitida somente com a finalidade de desassoreamento, realizada ou supervisionada por órgãos ambientais competentes, e precedidas de estudos aprovados pelo mesmo e pelos gestores das Unidades de Conservação em questão que comprovem a sua necessidade e indicando os impactos. Além disso, no caso da obtenção de recursos oriundos do material dragado, estes deverão ser revertidos para projetos de recuperação ambiental da bacia prioritariamente na revegetação das margens e no custeio dos equipamentos envolvidos no desassoreamento (APA SÃO JOÃO, 2011).

Já no ano de 2009, a Resolução N.º 21 apresentou caráter menos preservacionista e salientou a importância social de tal atividade 'econômica' na produção de bens de uso indispensável para suprir o mercado regional carente da construção civil, salientando que se acompanhada de técnica, monitoramento e fiscalização, ela pode ser um instrumento eficiente aliando desenvolvimento econômico, responsabilidade social e preservação ambiental. No decorrer do texto, nota-se que regulamentação da extração de areia fica alicerçada na resolução dos problemas do assoreamento, com argumentação de que esta ação seria em prol da retirada do excesso de sedimentos depositados, considerando ainda que o entulhamento no leito pelo contínuo aporte de material arenoso é pernicioso à dinâmica dos corpos hídricos à exemplo das enchentes nas planícies aluvionares.

Quanto aos detentores da lavra, o mesmo documento explicita o conflito existente destes com relação aos indicativos dos gestores da APA e do Comitê, que impossibilitam a atividade em locais com processos ativos junto ao Departamento Nacional Produção Mineral, sendo que em alguns deles os mineradores possuem direitos adquiridos anteriormente à criação de tal Unidade de Conservação. A questão ficou tão em voga que neste mesmo ano, com a Resolução N.º 032, promovendo o princípio da gestão descentralizada, criou-se a Câmara Técnica de Mineração da Bacia do São João com a competência de discutir e propor ações sobre a situação atual da extração mineral.

De acordo com os processos de requerimento de lavra na bacia do Alto Rio São João junto ao Departamento Nacional de Pesquisa Mineral, ativos ou não, o mineral que desperta maior interesse para a exploração é a areia, que representa cerca de metade do número total de processos e da área compreendida pelas poligonais requeridas. Em seguida, destaca-se a água mineral em número e o gnaisse/granito em área, além de outras substâncias como a argila, saibro, bauxita, sienito, turfa e cascalho.

Em se tratando dos areais na bacia do Alto Rio São João, que sobressaem na dita área e objeto maior de investigação no presente estudo, nota-se que estão fortemente concentrados ao longo de seu canal principal, à montante da Reserva Biológica Poço das Antas (**Figura 23**). A sua ocorrência está influenciada diretamente pelos condicionantes geológico-geomorfológicos da região, assim como a energia de incisão dos rios, tendo portanto tais depósitos essencialmente quartzosos nas planícies quaternárias aluviais.

Dado o risco ambiental envolvido na atividade mineradora, o licenciamento ambiental quando esta localiza-se no interior de Área de Proteção Ambiental (APA) está sujeita às restrições impostas pelo seu Decreto de Criação e Plano de Manejo. No caso da APA São João, não é permitida atualmente tal exploração em leito de rio e não são aprovados projetos

mecanicamente através de bombas de sucção, também causam perturbações repetidas como o pisoteio intenso do gado e o tráfego de caminhões nas margens dos cursos d'água, impedindo a regeneração da vegetação.

Como consequência, estabelecem-se processos erosivos acelerados em Áreas de Preservação Permanente, descaracterizando a morfologia da calha fluvial e desestabilizando-a, levando então ao aumento da descarga sólida e possível assoreamento a jusante da área minerada. Quanto ao incremento dos sólidos suspensos, salienta-se que a elevação da turbidez compromete a qualidade da água e desta forma a manutenção da biota aquática; assim como eleva o custo do tratamento da água captada no Reservatório de Juturnaíba (APA SÃO JOÃO, 2011).



Figura 24 Área de exploração irregular de areia.

Fonte: APA São João, 2011.

Ampliando a questão, outrossim há a discussão do reestabelecimento do sistema ambiental a um estado produtivo e equilibrado com o término das atividades mineradoras. Esta problemática, contudo, não é apenas ambiental, tais agentes em geral apresentam perfil socioeconômico de baixa renda e baixíssima escolaridade; conduzindo a uma alternativa viável para sua solução a devida inserção em atividades lícitas, como a própria extração de areia em locais indicados por órgãos ambientais a partir de estudos técnicos. Ademais, o relatório destaca que o licenciamento ambiental desta atividade é realizado por análises descontextualizadas, sem então articular os impactos ambientais pontuais em um conjunto de

extrações de uma dada substância mineral realizada em uma região geográfica e ao longo de um período de tempo bem definidos.



Figura 25 Erosão de margens como resultado da canalização e tendência do canal de recuperar a sinuosidade.

Fonte: APA São João, 2011.

2.3 Elementos fisiográficos

De acordo com Cunha (1995), que em sua análise climatológica para a área possui ênfase nas precipitações, a posição intertropical da bacia do rio São João e a presença concordante da Serra do Mar justificam a presença das chuvas e reduzida contribuição do orvalho. Esta região, com a maior parte do ano sob o domínio da Massa Tropical Atlântica, apresenta temperaturas médias anuais de 18° a 24°C e forte umidade relativa, além de ventos predominantes de nordeste. Com a interferência das Frentes Polares e Linhas de Instabilidade Tropical, os totais pluviométricos são consideravelmente incrementados pelas chuvas estivais.

No que diz respeito à topografia, o alinhamento montanhoso WSW-ENE concordante com a orientação da linha de costa isola uma planície litoral quente e úmida, com uma estação seca e outra chuvosa, devido ao efeito orográfico exercido pelo aumento da altitude e pela dinâmica de frentes na região. Assim, em suas encostas, surge uma faixa de características climáticas distintas mais úmidas e amenizadas pela altitude com chuvas orográficas abundantes durante todo o ano (OLIVEIRA, 2005).

De acordo, Cunha (1995) e Cronemberguer *et al.* (2011) indicam que os valores mais elevados de precipitação anual são registrados na porção norte da bacia, onde ainda registram-se as chuvas mais homogêneas, com valores mais próximos da média anual. Além disso, a primeira autora descreve suas flutuações com aumento progressivo dos totais mensais no verão, até o mês de março, quando entra em declínio para um período menos chuvoso no inverno. Ou seja, o seu comportamento acompanhou de forma geral as estações do ano e a disposição do relevo e foi classificado por ambos como um regime tropical subúmido.

Cunha (1995) ainda classifica os regimes fluviais em estudo como perenes e definidos pela irregularidade que apresentam de ano para ano e pelo seu ritmo anual mais ou menos regular com certa constância nos valores estacionais, enquanto as irregularidades são as situações extremas de cheias e estiagens. Sua análise enquadra os rios desta bacia na categoria também de regime tropical, com distribuição de caudais altos no verão – com máximo no mês de dezembro – e baixos no inverno.

A **Figura 26** mostra o tratamento dos dados para a variação anual das médias dos totais mensais de chuvas e vazões com intervalo temporal junho/1967-junho/2010. No gráfico, é nítido o intervalo das estações úmida (verão) e seca (inverno) e que possui resposta no canal fluvial com a diminuição da descarga líquida. Atenta-se para os dois meses de menor volume de chuvas (junho e julho) em que os totais fluviométricos foram superiores aos pluviométricos, indicando a importante contribuição do escoamento subsuperficial e o manutenção da vazão pelo fluxo de base.

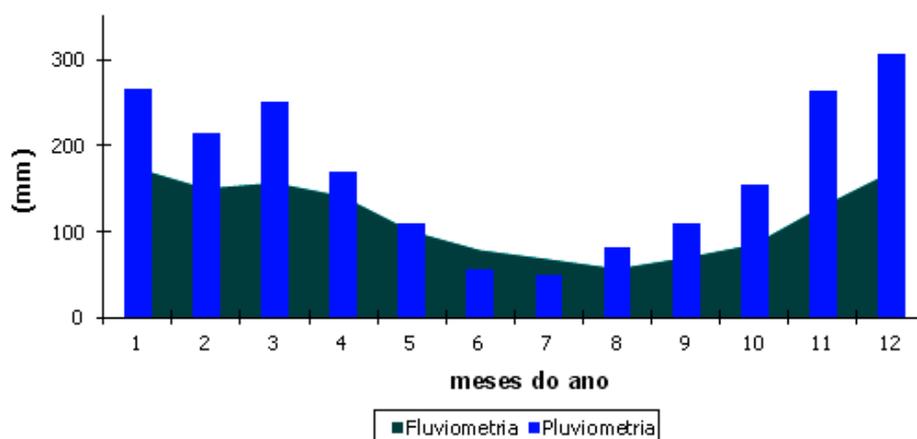


Figura 26 Médias dos totais mensais de chuvas e vazões (1967-2010) registradas nas estações Gaviões e Correntezas, respectivamente.

Fonte: Pimenta, 2012.

Em uma análise temporal detalhada por décadas (**Figura 27**), os dados mostram a diferenciação se tornando mais efetiva nos últimos anos. Isto é, apesar de no geral os níveis pluviométricos aumentarem desde a década de 70 do século XX – partindo do marco do início da disponibilidade de dados do monitoramento nas estações consideradas; há uma maior variação entre as precipitações de verão e inverno e, consecutivamente, os valores dos caudais também apresentaram incremento e maior amplitude entre as estações úmida e seca.

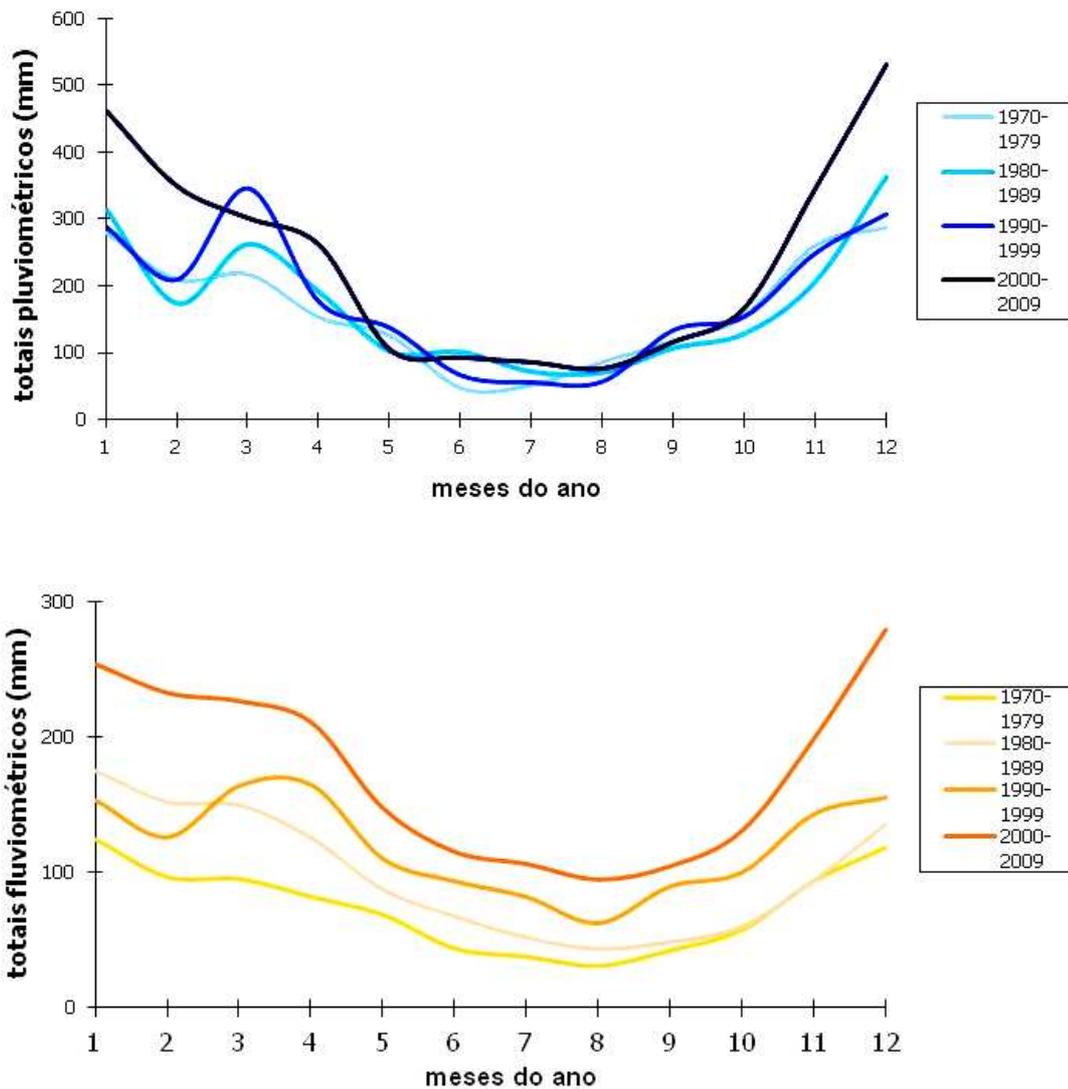


Figura 27 Médias decanais dos totais pluvio-fluviométricos mensais nas estações Gaviões e Correntezas.

Fonte: Pimenta, 2012.

Como já constatado a partir do exame decenal, o volume precipitado mensalmente mostra acréscimo geral ao longo do período considerado, com grandes picos nos eventos extremos. Contudo, são as vazões que apresentam as maiores variações no hidrograma, notadamente no período posterior às intervenções por canalização e elevação do nível de base

local: os seus totais acumulados mensais possuem picos maiores, porém mantendo a sazonalidade, e a amplitude entre os meses mais secos e úmidos aumenta, também com uma tendência de elevação geral no total acumulado mensal ao longo do período (**Figura 28**).

Para uma análise mais acurada, partiu-se para os valores diários dos caudais, comparando-se os menores e maiores valores em cada mês (**Figura 29**). Desta forma, observou-se que partir da década de 70 há ocorrência de picos de cheia com valores muito acima do anteriormente observado, sobretudo nas décadas de 80 e 90, quando então há uma leve queda, mas mantendo-se muito acima nos valores das condições mais próximas às naturais deste sistema fluvial. Além disso, as vazões mínimas também elevaram-se, contudo não na mesma proporção, o que resultou no aumento considerável da amplitude entre a máxima e a mínima, conforme previsto por Cunha (1995).

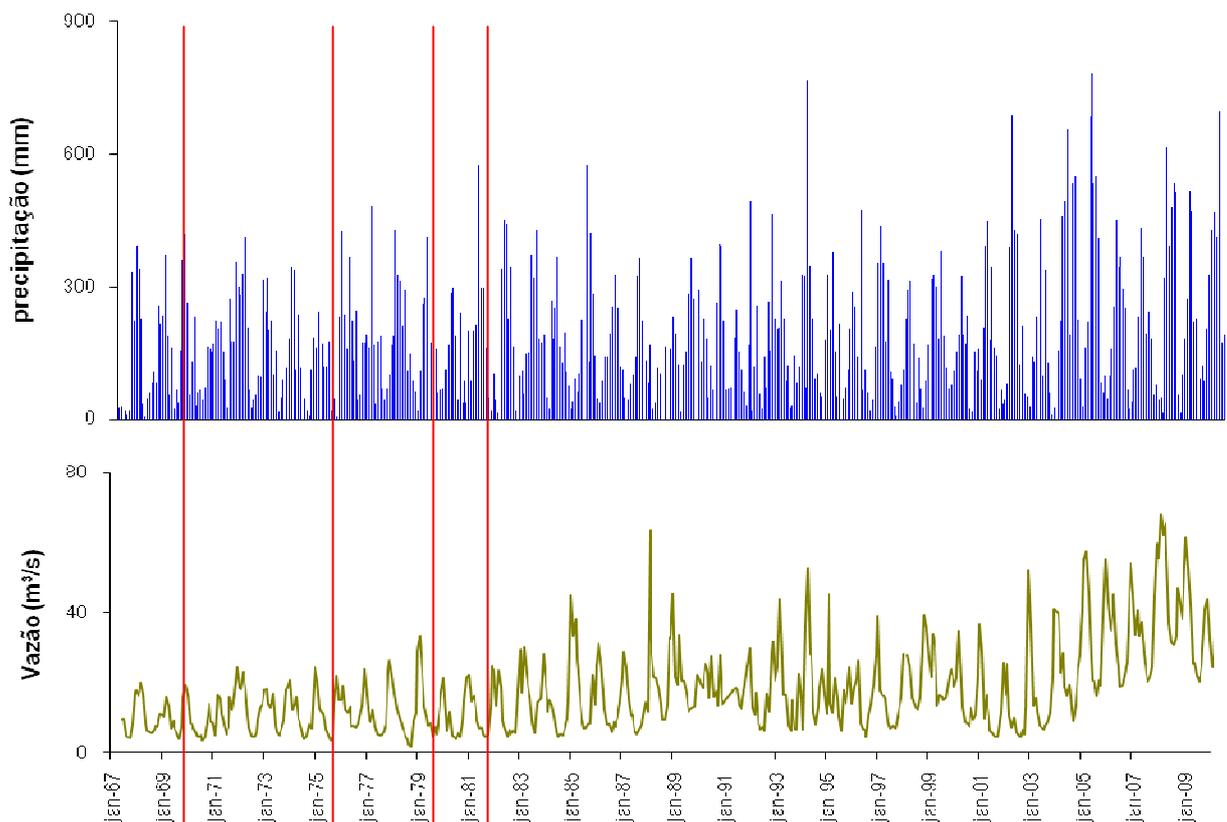


Figura 28 Totais pluviométricos mensais (estação Gaviões) e médias mensais das vazões (estação Correnteças) do rio São João. As linhas vermelhas correspondem às intervenções antrópicas nos canais.

Fonte: Pimenta, 2012.

Cunha (*op. cit.*) também enunciou as elevações na velocidade das águas que ocorreriam após as obras de retificação e as dragagens, que diminuem os obstáculos ao

escoamento, fazendo-a aumentar. Com a perda dos meandros, da rugosidade do leito e do rebaixamento do nível de base local, as velocidades mensuradas mostraram forte incremento ao longo da década de 1970. Em 1982, com o preenchimento do reservatório e o desvio do curso natural do rio São João, fazendo-o desaguar na agora Represa de Juturnaíba, as velocidades diminuem a níveis como os anteriores (**Figura 30**).

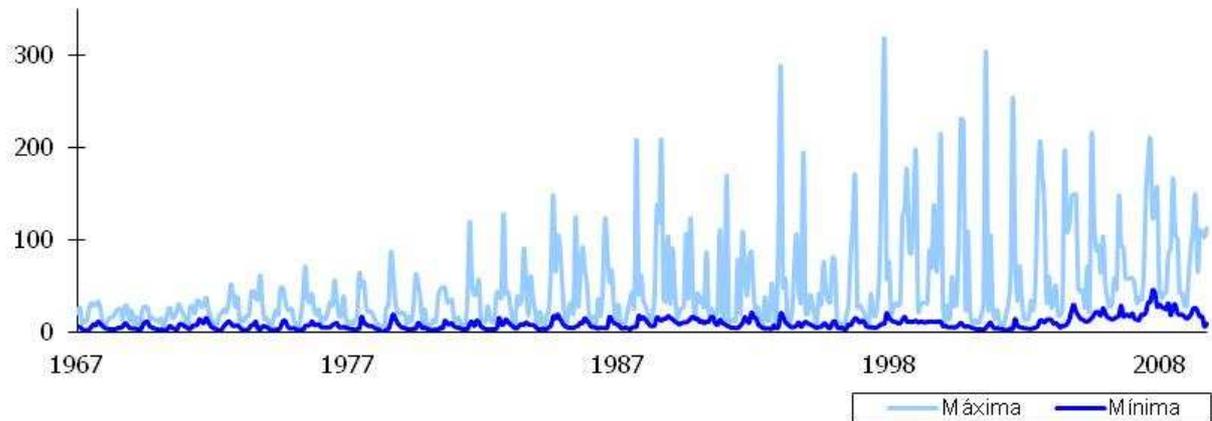


Figura 29 Valores de caudais diários mínimos e máximos (m^3/s) em cada mês na estação Correnteças.

Fonte: Pimenta, 2012.

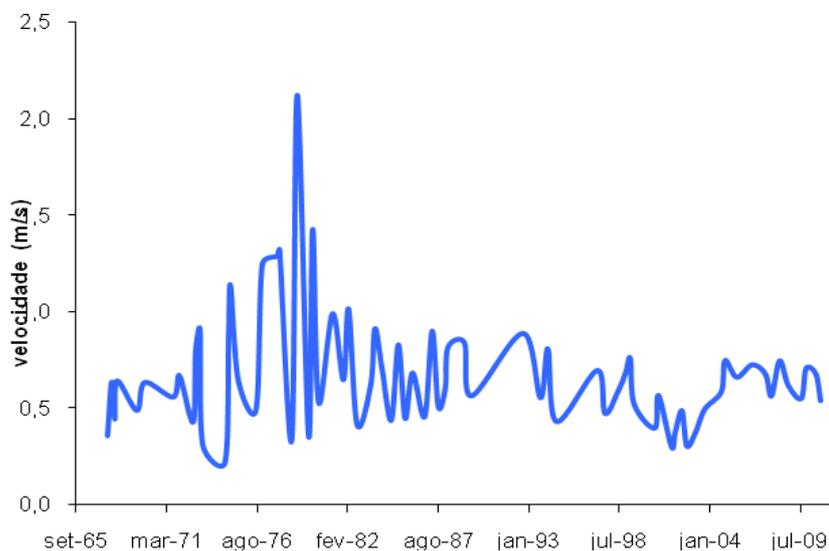


Figura 30 Valores das velocidades mensuradas na estação Correnteças.

Fonte: Pimenta, 2012.

Quanto aos aspectos geológicos, a área de estudo restringe aos depósitos sedimentares aluviais da bacia do rio São João (**Figura 31**), encaixados no predominante embasamento de rochas metamórficas na direção ENE-WSW proveniente do arqueamento sofrido pela Serra

do Mar durante o Mesozóico (SILVA & CUNHA, 2001); destacando-se as Unidades São Fidélis [granada-biotita gnaiss], Região dos Lagos [gnaisses leucocráticos], Glicério [quartzodiorito] e Desengano [granada biotita leucogranito e granito porfirítico] (DRM, vários). Os sedimentos fluviais referem-se aos depósitos de várzea dos rios e das planícies de inundação antigas e atuais no período Quaternário (REIS & MANSUR, 1995). De acordo com Amador (1980), estes depósitos são de areia quartzosa de granulometria média a grossa, angulosa e pouco selecionada, já as planícies são constituídas ademais por material argilo-arenoso com ou sem matéria orgânica.

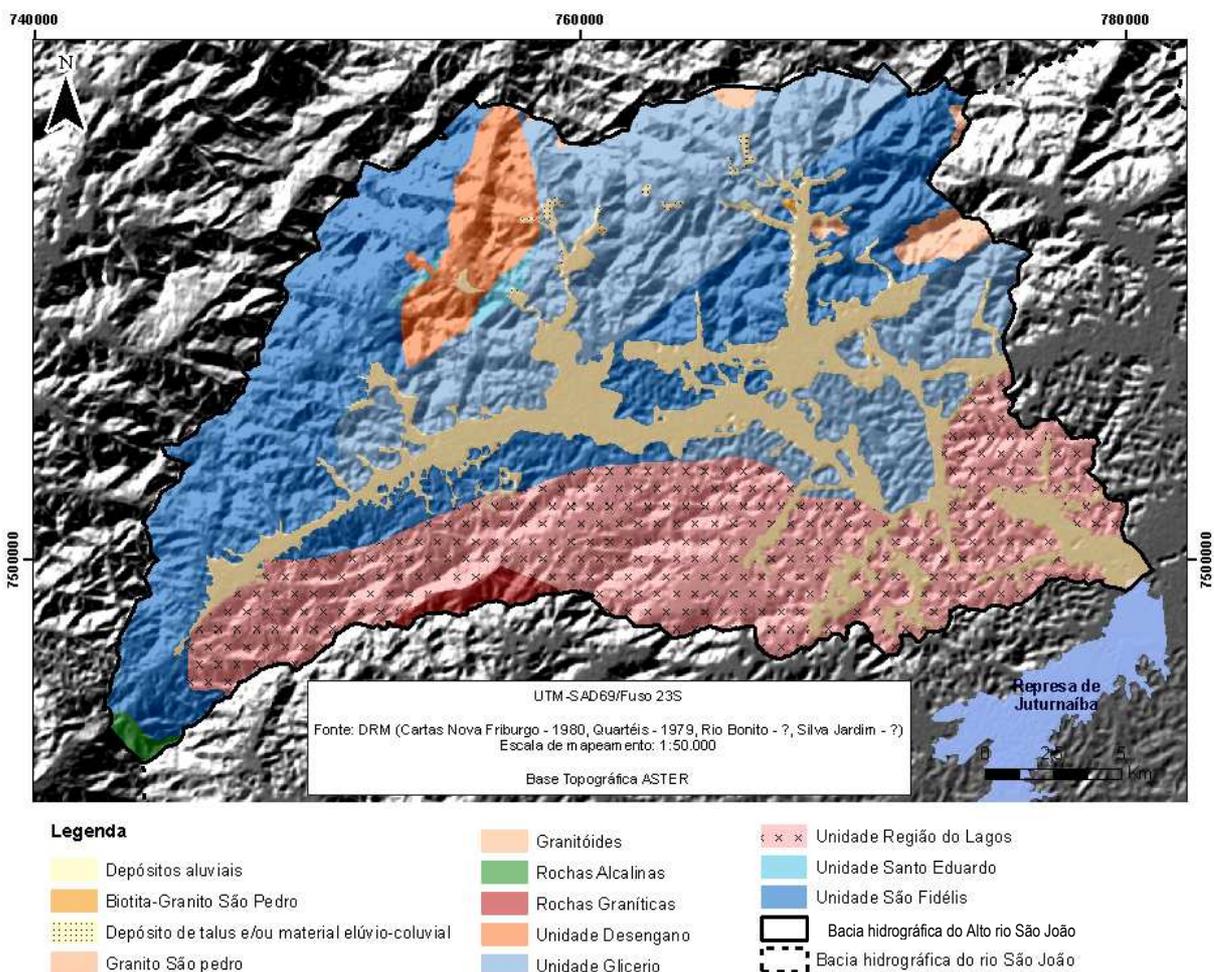


Figura 31 Geologia da bacia do Alto Rio São João. *Layout da autora.*

Concordante com tal contexto, Dantas (2001) expressa a geomorfologia da baixada do rio São João como planícies aluviais de inundação, terraços fluviais e leques aluvio-coluviais, formando um relevo de agradação continental caracterizado com superfícies sub-horizontais, gradientes extremamente suaves e convergentes aos canais-tronco. Os extensos fundos de vale são preenchidos com sedimentos fluviais e também flúvio-lagunares, áreas de acumulação

que constituem planícies flúvio-lagunares à jusante das anteriores, próximo à Represa de Juturnaíba; neles, são comuns rios divagantes, com uma série de meandros abandonados e colmatados, e inundações periódicas (**Figura 32**).

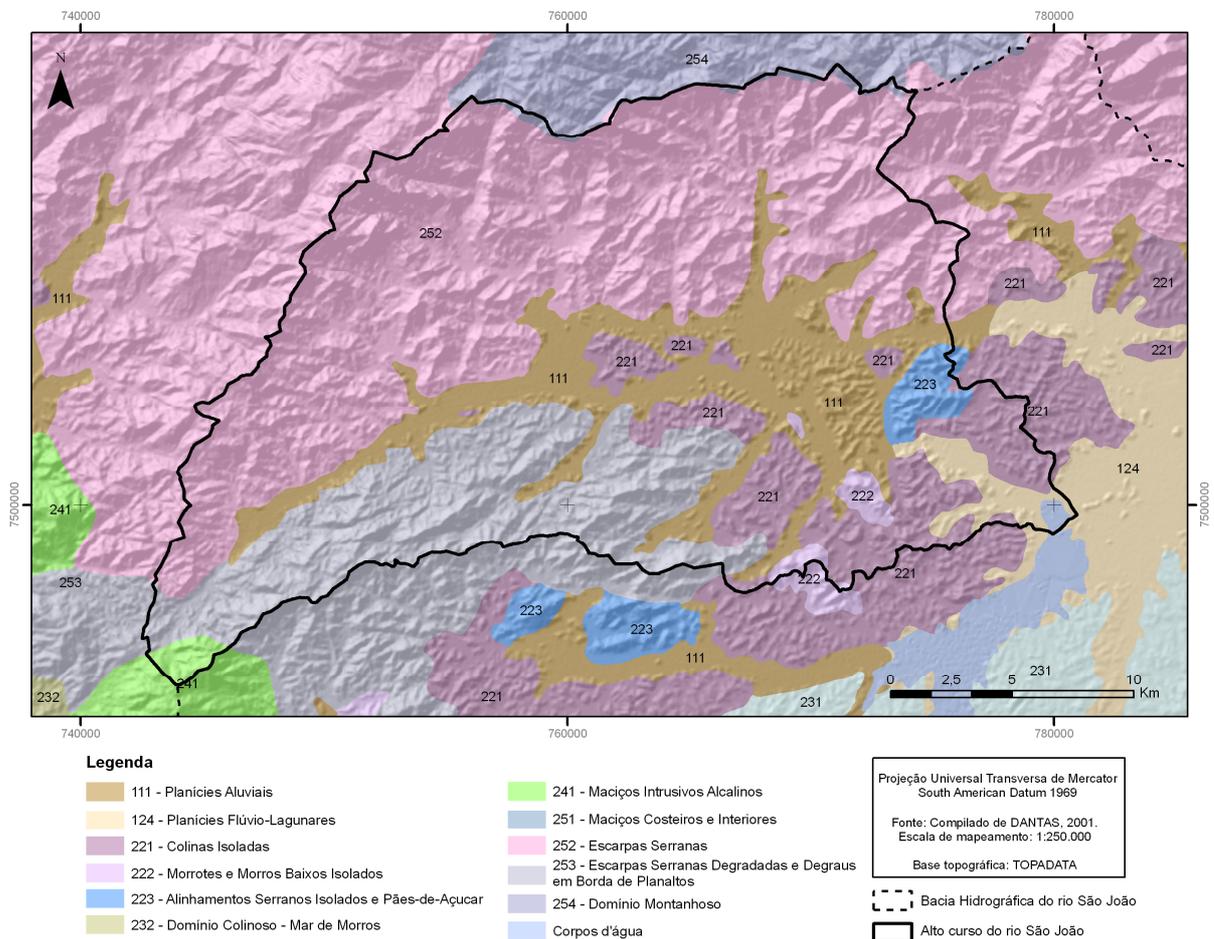


Figura 32 Geomorfologia da bacia do Alto Rio São João. *Layout* da autora.

SILVA (2002), em escala de maior detalhamento – 1:50.000 – também identificou para a área o compartimento topográfico das planícies fluviais, classificadas de acordo com a amplitude altimétrica de até 20 m e morfologicamente por apresentar feições de topografia plana horizontal a sub-horizontal. Estas unidades, as mais suaves na paisagem do Planalto Sudeste, são identificadas pela ruptura de declive existente em relação às encostas circundantes, onde predominam processos erosivos ou de dissecação e são portanto áreas-fonte para esta feição de acumulação ou retenção da sedimentação quaternária.

Quanto à sua rede de drenagem, o padrão dendrítico proveniente das vertentes, com bacia hidrográfica em forte assimetria e médias densidade e grau de controle estrutural evidenciada por cotovelos de drenagem (**Figura 33**), converte-se em nítida sinuosidade

pretérita nas porções planas, mas que atualmente encontram-se em canais fluviais retificados. As grandes contribuições de águas ao sistema proveniente das escarpas serranas e que chegam à planície e divagavam, provavelmente, em canal do tipo meândrico a anastomosado, que é denunciado por paleoformas que restaram na paisagem: meandros abandonados, atalhos em corredeira, lagos em ferradura e áreas inundadas (**Figuras 34 e 35**).

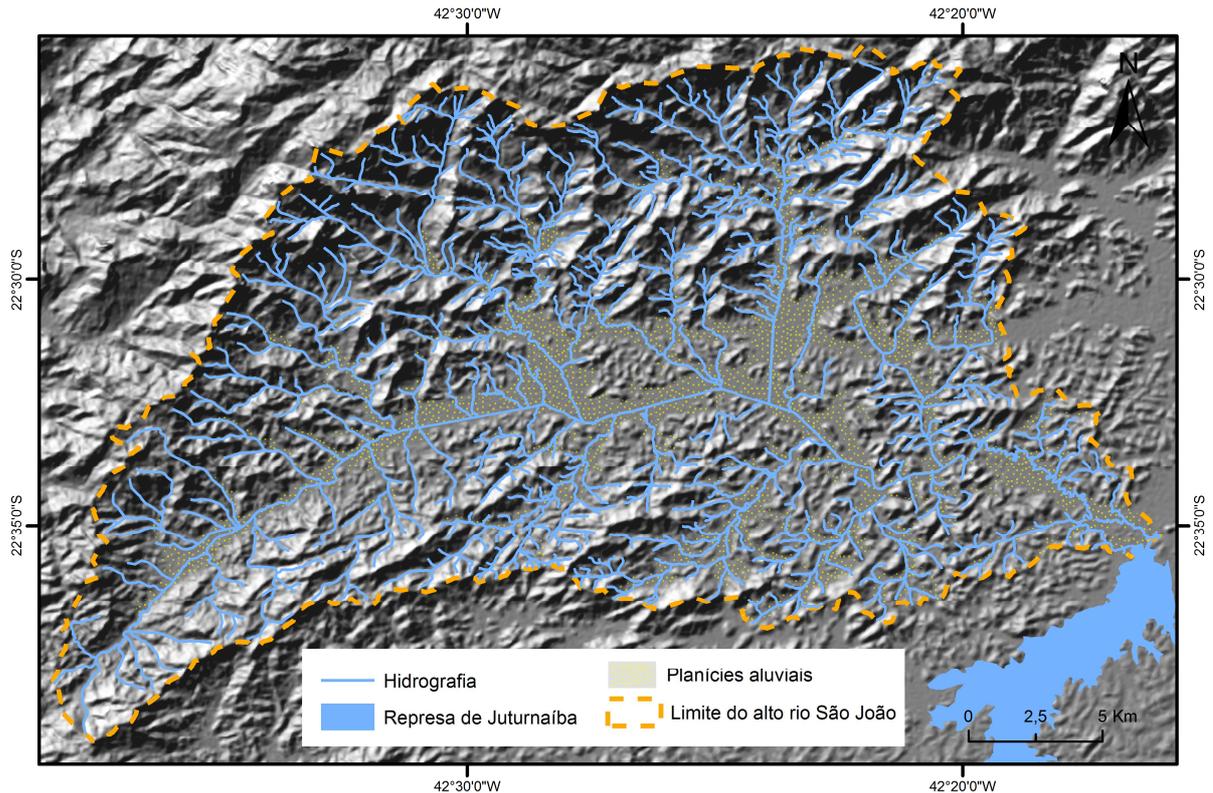


Figura 33 Rede de drenagem da bacia do Alto Rio São João.

Fonte: Dados IBGE, escala 1:50.000; modelo de elevação TOPODATA. Elaboração da autora.

Os índices de assimetria de bacias refletem a influência da estrutura geológica nos processos fluviais atuantes, sendo que o Fator de Assimetria da Bacia de Drenagem (FABD) quantifica o deslocamento de um rio em função de causas tectônicas e o Fator de Simetria Topográfica Transversal (FSTT) ademais considera a topografia. A partir do cálculo de ambos, pode-se ratificar que na bacia em estudo há importantes condicionantes estruturais: para o primeiro, o valor encontrado de 316,92 ($F > 50$) indica o forte deslocamento lateral do canal por forças tectônicas, indicando o basculamento à esquerda; já para o segundo – com variação de zero a um – o valor de 0,22 sugere incremento na assimetria topográfica, sendo esta concentrada na porção central da bacia onde na margem esquerda soerguem-se serras

com amplitudes altimétricas maiores que na direita com morros residuais de basculamento de blocos.



Figura 34 Lagos em ferradura (a) e meandros abandonados (b) na bacia do Alto Rio São João.

Fonte: acervo pessoal, abril/2010 e agosto/2009.

Além disso, como pode ser examinado na **Figura 33**, é uma região com alta densidade de discontinuidades e, na porção norte da bacia, das vertentes da Serra do Mar, a bacia apresenta maior número de evidências tectônicas. Nele, buscou-se destacar as principais

feições de drenagens alinhadas com fraturas e falhas produzindo segmentos lineares, de cotovelos de captura, onde o rio muda bruscamente de direção em geral formando um ângulo de 90° e que pode ser observado em diversas escalas, além dos topos alinhados na direção SW-NE, configurando possíveis altos estruturais.

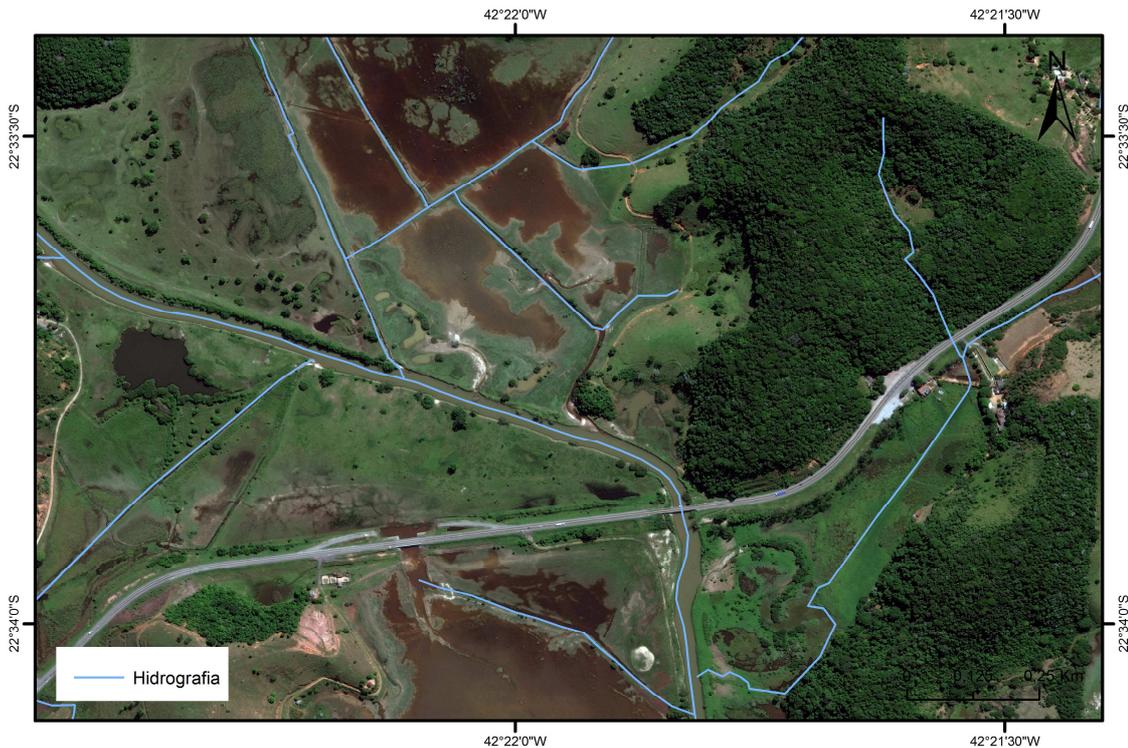


Figura 35 Paleoformas que evidenciam antigo tipo sinuoso de canal no Alto Rio São João.

Fonte: Dados IBGE, escala 1:25.000; imagem do *Worldview-2/2010*. Elaboração da autora.

Outrossim, a configuração das redes de drenagem fornece informações de maneira indireta acerca do terreno no qual escoam; por isso também procurou-se classificar os cursos d'água da bacia do rio São João com parâmetros definidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatístico (IBGE, 2009). Nela, pode-se notar que a área está inserida na paisagem tropical-atlântica de mares de morros, com controle estrutural das serras nela inserida: há médio grau de interação na drenagem, algumas em terrenos pouco permeáveis das cabeceiras e outras com ampla divagação na planície e também médio grau de continuidade variando em função da permeabilidade da superfície.

Também compreende-se que a média densidade de drenagem varia em função dos tipos de solos diferenciados nos dois compartimentos geomorfológicos supracitados (encostas e planícies, respectivamente); sendo que por apresentar médio grau de controle em função de falhas e fraturas, os rios exibem curvas multidirecionais com alguns trechos de mudanças

bruscas. Assim, expõe um padrão de sinuosidade mista, com estes segmentos de alta angularidade nos terrenos cristalinos e outros de menor controle nos depósitos quaternários; portanto, com grande quantidade de ângulos de junção retos. Por último, corroboram-se as evidências de atividade tectônica terciária ou recente na região devido ao forte grau de assimetria facilmente percebido inclusive em análise interpretativo-visual.

Em sua análise morfométrica, elaborada de acordo com a **Tabela 3**, de acordo com a forma da bacia, com índice de circularidade 0,42 e formato similar ao de uma pêra (**Figura 36a**), o tempo de resposta no canal fluvial das entradas de volume precipitado é sobremaneira rápido, resultando em altos caudais - em torno de 30m³/s à montante da Represa na estação úmida de verão (PIMENTA, 2012) - e conseqüente risco de enchentes, ainda mais em se tratando de canais fluviais alterados por obras de retificação.

Tabela 3 Índices e parâmetros morfométricos para análise da bacia hidrográfica.

	Índices e parâmetros	Fórmula	Discriminação	Descrição
A N Â L I S E	Índice de circularidade	$C = \frac{Ac}{A}$	C = índice de circularidade; Ac = área do círculo de mesma área que a da bacia; A = área da bacia considerada.	O resultado obtido apresenta valor máximo em 1,0, quando a área da bacia apresentaria sua forma circular.
	Densidade de drenagem	$Dd = \frac{L}{A}$	Dd = densidade de drenagem; L = comprimento total dos canais; A = área da bacia considerada.	A finalidade deste índice é comparar o comprimento dos canais drenadores existentes em uma área de tamanho padrão.
A R E A L	Relação de relevo	$Rr = \frac{H}{L}$	Rr = relação de relevo; H = amplitude altimétrica; L = maior comprimento paralelo ao canal principal.	O presente índice representa uma comparação entre o relevo relativo de uma bacia e o seu comprimento.
A N Â L I S E	Frequência de canais de primeira ordem	$F1 = \frac{N1}{A}$	$F1$ = frequência de canais de primeira ordem; $N1$ = número total de canais de primeira ordem; A = área da bacia considerada.	Indica a relação entre o número de cabeceiras de drenagens e a área da bacia.
L I N E A R	Gradiente dos canais	$Gc = \frac{ H}{L}$	Gc = gradiente dos canais; H = amplitude altimétrica; L = extensão do curso d'água.	A sua finalidade é indicar a declividade dos cursos d'água, podendo ser expressa em porcentagem ou em graus.

Fonte: Compilado de Christofolletti, 1969.

Além de ocorrerem em pontos próximos, este deflúvio analisado é intensificado devido à grande amplitude altimétrica na bacia (**Figura 36b**), sobretudo nos primeiros 5 km do perfil

longitudinal do canal principal (**Figura 37**), em torno de 400 m, e nas sub-bacias da margem esquerda, onde encontram-se as altitudes mais elevadas, desaguando ao longo do exutório; sendo assim, a Relação de Relevo considerando o seu canal principal é de 0,04, sendo que ela varia até 0,14 nestas sub-bacias serranas (**Tabela 4**).

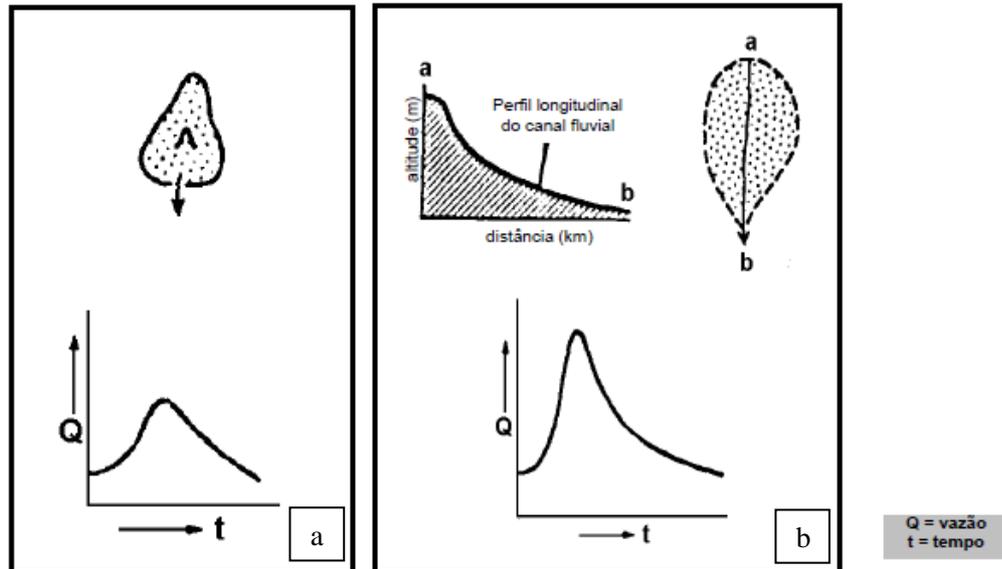


Figura 36 Forma da bacia (a) e formas de relevo da bacia (b) do rio São João.

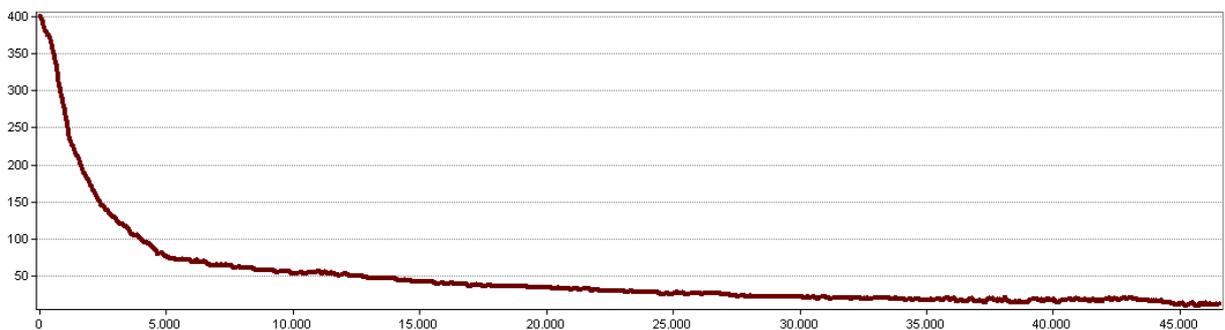


Figura 37 Perfil longitudinal do canal principal do rio São João. (os eixos X e Y estão em escala métrica).

Tabela 4 Análise morfométrica do Alto Rio São João.

$C =$	0,42
$Dd =$	1,54
$Rr =$	0,04
$F1 =$	0,99
$Gc =$	29,62

Já no que diz respeito ao Gradiente dos Canais, a bacia do rio São João apresenta valor de 29,62, que também se diversifica: ficam mais altos na porção montante, onde o caudal que flui das escarpas serranas deságua diretamente no canal principal; enquanto que as sub-bacias à jusante possuem uma ampla planície onde os cursos d'água divagam antes de atingir o coletor principal da drenagem (PIMENTA, 2012).

Quanto à densidade de drenagem, a análise em toda a bacia hidrográfica mostra um índice de 1,54, considerado um valor mediano; sendo que ele também apresenta variabilidade espacial: as sub-bacias das escarpas da Serra do Mar possuem maiores valores, devido à menor permeabilidade do terreno, enquanto as que drenam os patamares inferiores do relevo apresentam os menores valores (**Tabela 4**). O mesmo padrão é observado na Frequência de Canais de Primeira Ordem: com menores graus de integração nas maiores altitudes, estas possuem quantidade maior destes canais.

Esta complexa rede de canais fluviais flui por sobre a distribuição espacial das classes de solos condicionados pelo relevo da área, que traduz-se no mapeamento das unidades pedológicas homogêneas (**Figura 38**) por associações de neossolos flúvicos e gleissolos (CARVALHO FILHO *et al.*, 2001). Os primeiros são solos com argilas de atividade baixa e saturação por bases baixa, constituídos por material mineral ou orgânico pouco espesso, não apresentam horizonte B, e possuem pequena expressão dos processos pedogenéticos: a baixa modificação no material originário – sedimentos aluvionares em posição de planície – resultam em horizonte A sobre o horizonte C constituído de camadas estratigráficas, sem relação pedogenética entre si (EMBRAPA, 1999).

Mais a jusante, os gleissolos pouco húmicos são solos hidromórficos, com horizonte A (mineral) ou H (orgânico) seguido de outro de cor cinzenta chamado 'glei', resultado das modificações sofridas pelos óxidos de ferro existentes no solo em condições de encharcamento. Ou seja, eles são mal drenados e podem apresentar textura bastante variável, sendo bastante influenciados pela contribuição de partículas provenientes dos solos das posições mais altas e da água de drenagem, uma vez que são formados em áreas de deposição (EMBRAPA, 1999).

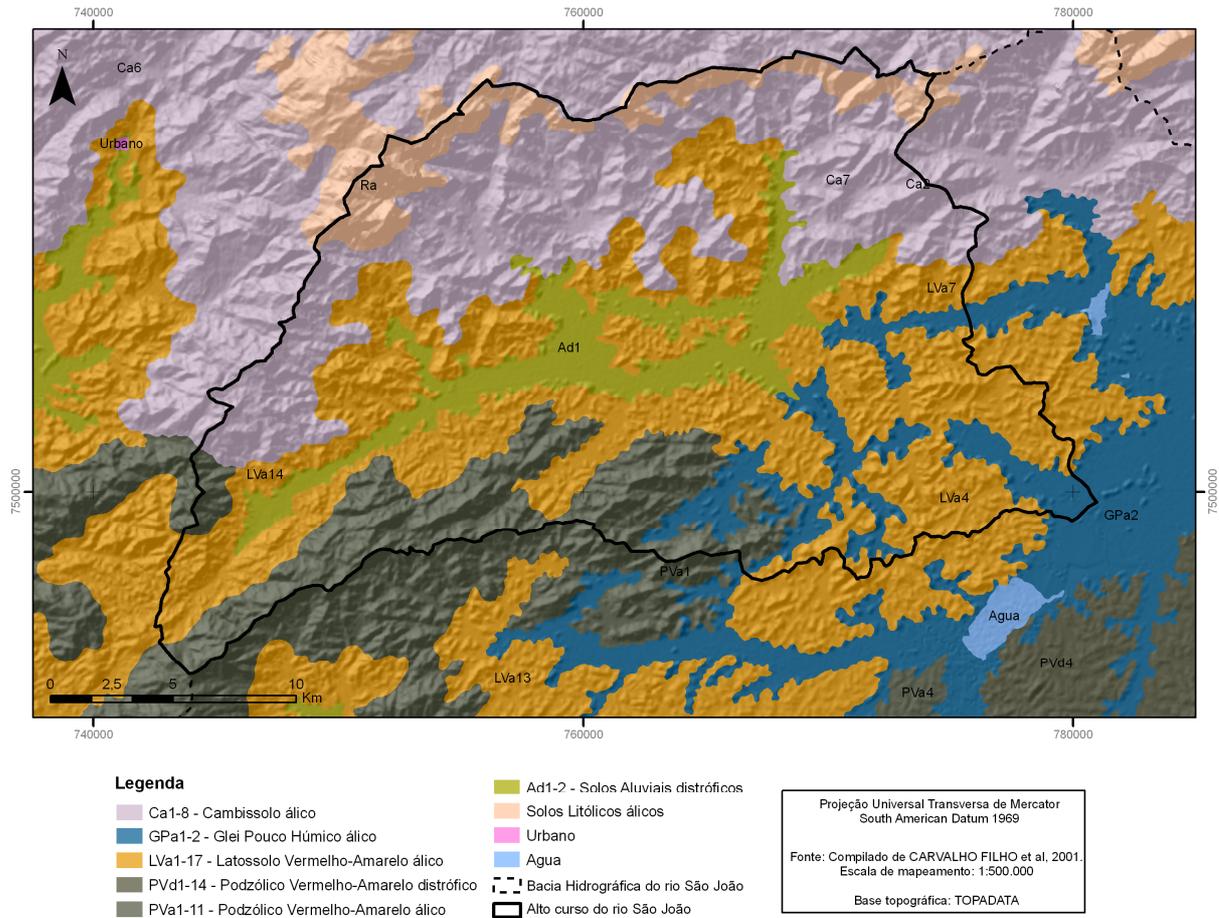


Figura 38 Distribuição das associações de solos na bacia do Alto Rio São João. *Layout* da autora.

Recoberto originalmente os solos, e representando um fator-síntese ambiental, o bioma da Mata Atlântica apresenta-se localmente com formações vegetais do tipo floresta ombrófila densa (RIZZINI *et al.*, 1988). Quanto à vegetação de baixada na vasta planície naturalmente hidromórfica, aparecem brejais dominados por comunidade vegetal peculiar de terrenos periodicamente inundados, que nas margens dos rios são de suma importância para a proteção da erosão e refúgio da fauna ripícola (CUNHA, 1995). Além disso, mantém as águas com adequadas temperaturas e fornecem matéria orgânica para os rios; mas atualmente é a mais devastada da bacia, com pequeno trecho preservado à montante da Represa de Juturnaíba sob proteção legal específica na Reversa Biológica Poço das Antas (BRASIL, 2000).

Atualmente, contudo, o uso da terra na bacia de drenagem apresenta-se como uma matriz de vegetação herbácea, utilizada principalmente pela pecuária extensiva, com pequenos fragmentos de outras coberturas como os cultivos temporários e permanentes (gramíneas e cítricos), a vegetação secundária inicial e pequenos aglomerados humanos. A floresta ombrófila densa restou em sua ampla maioria nas vertentes escarpadas das serras e

patamares, enquanto as formações pioneiras remanescente estão protegidas na REBIO; no restante da planície ocorrem raras manchas vegetação de baixada (**Figuras 39 e 40**).

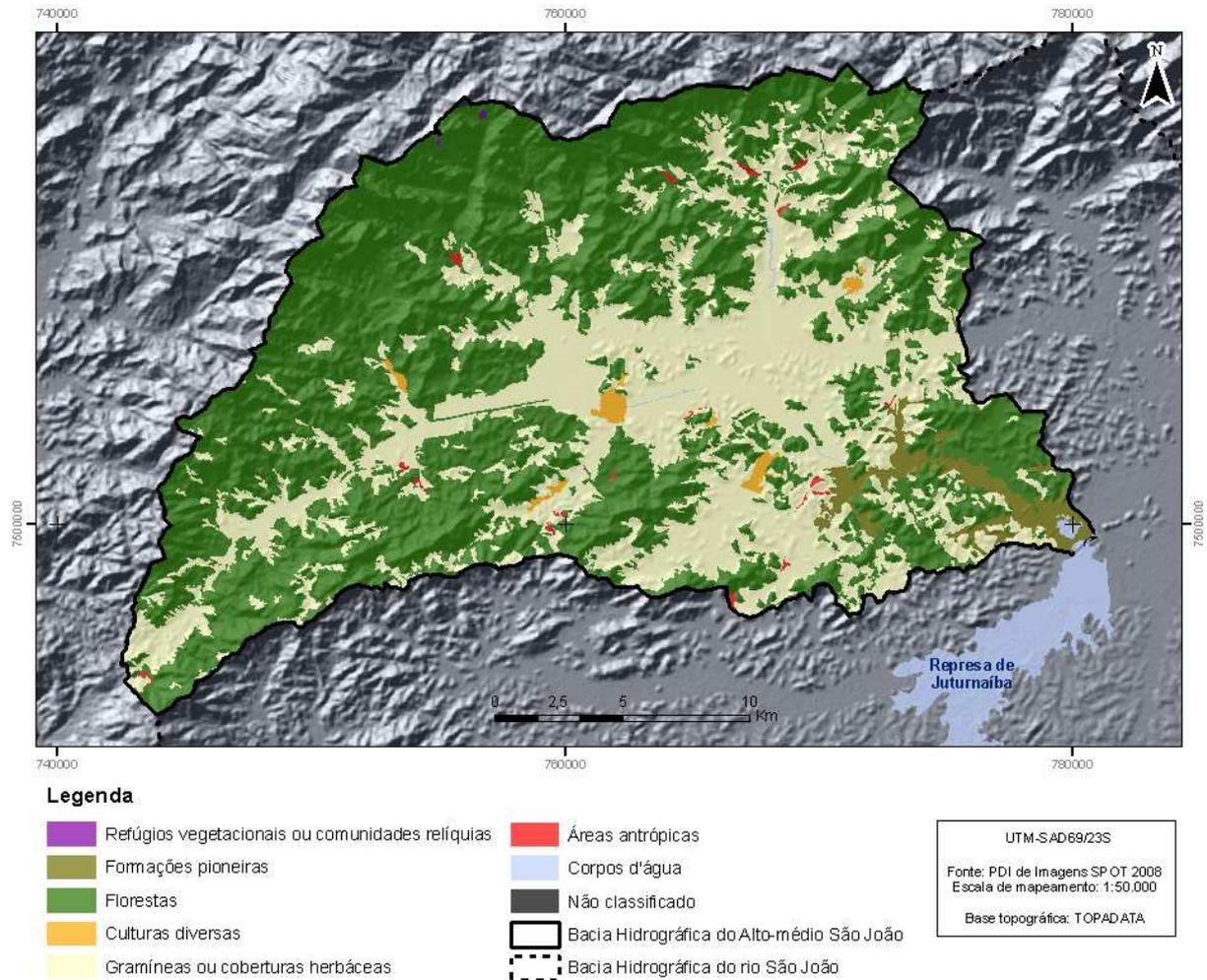


Figura 39 Uso e cobertura da terra na bacia do Alto Rio São João.

Fonte: Pimenta *et al.*, 2011.



Figura 40 Padrão de matriz herbácea e fragmentos florestais na bacia do Alto Rio São João.

Fonte: ZEE-RJ, 2008.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Visando alcançar os objetivos propostos neste projeto acerca do estudo da viabilidade da renaturalização fluvial do alto curso do rio São João, com ênfase na reconstituição paleogeográfica de sua drenagem para que sirva de estado de referência às possíveis futuras intervenções, foram realizadas as etapas metodológicas esquematizadas na **Figura 41**, pormenorizadas em seguida.

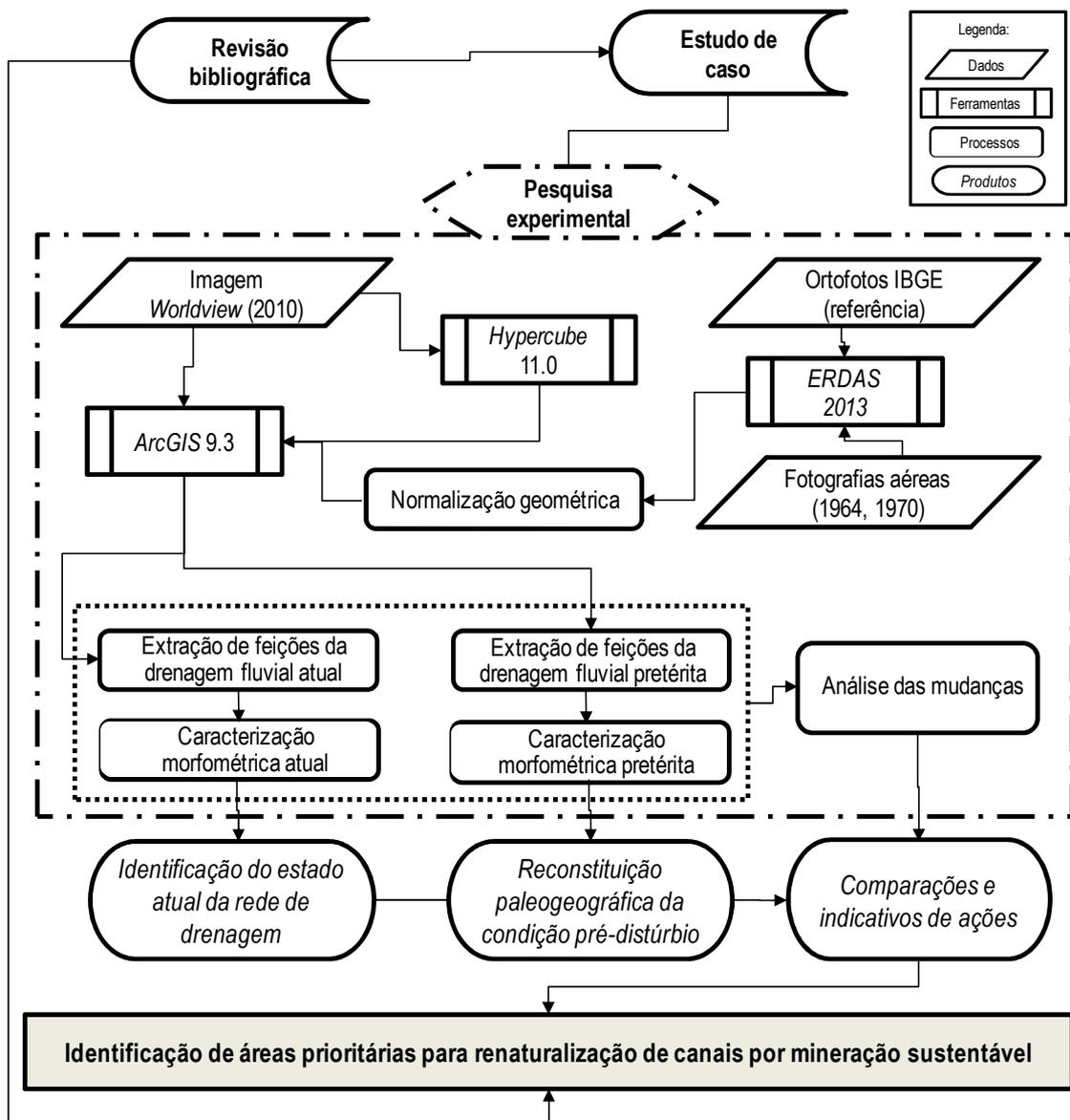


Figura 41 Fluxograma metodológico.

A pesquisa bibliográfica deu-se por meio de ampla compilação teórico-metodológica dos conceitos norteadores apresentados na base teórica desta pesquisa (ver 1.1), assim como

pesquisa de trabalhos similares pretéritos envolvidos na temática (ver 1.2); ambos em livros, artigos e demais trabalhos científicos. Além disso, foram coletados dados relevantes do objeto de estudo para seu reconhecimento no que diz respeito ao histórico do desenvolvimento da atividade mineradora na bacia, em suas formas e espacialidade (ver 2.2); visando contribuir futuramente para novas estudos da viabilidade de renaturalização fluvial.

Por meio de métodos de análises das geotecnologias e de investigação advindos de informações remotas, ferramentas do Sistema de Informações Geográficas (SIG) foram utilizadas para o reconhecimento do espaço geográfico e identificação das alterações geomorfológico-fluviais. A reconstituição paleogeográfica do traçado da rede de drenagem foi elaborada com apoio de fotografias aéreas para o ano de 1964 provenientes do voo AST-10 (**Figura 42**), executado pela *United States Air Force* em cooperação com a Diretoria de Serviço Geográfico pelo Acordo Brasil-Estados Unidos, na escala aproximada de 1:60.000, e de 1970 em 1:20.000 do levantamento aerofotogramétrico do Departamento Estadual de Minas e Energia (DEME-70) executado por Aerofoto Natividade S.A. (**Figura 43**).

Os conjuntos de fotografias aéreas históricas foram encontrados, respectivamente, nos acervos da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), na sede da cidade do Rio de Janeiro, e do Departamento de Recursos Minerais do estado do Rio de Janeiro (DRM-RJ) (**Figura 44**), gentilmente cedidos por estas instituições e digitalizados por aparelho *scanner* de mesa, na resolução de 1000 *dpi*, extrapolando o indicado para suas escalas – 600 *dpi* – para garantir a qualidade da informação, visto suas condições de armazenamento e estado atual.

Apesar de requerer substancial esforço, esta passagem dos dados espaciais do formato analógico para o digital foi fundamental para integração com outras imagens disponíveis para a área, assim como facilita futuras pesquisas na área. Armazenados em banco de dados, foram submetidas ao pré-processamento digital de imagens, com a etapa de correção geométrica realizada no módulo *AutoSync* do programa ERDAS 2013 e referenciada pelas ortofotos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) na escala 1:25.000 – atualmente a oficial para o estado do Rio de Janeiro, o que facilita a integração com seus dados – para o ano de 2008.

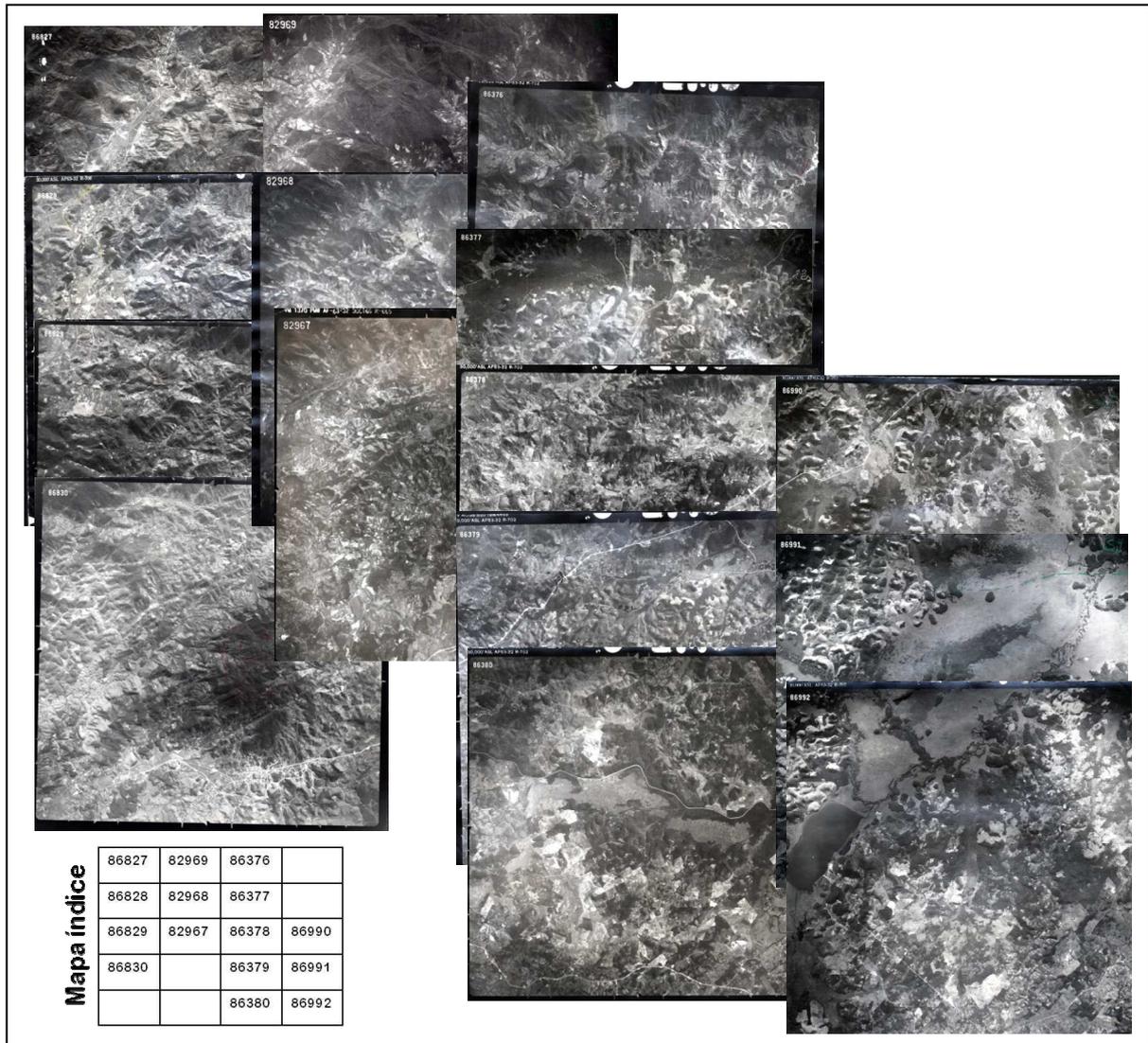


Figura 42 Mosaico de fotografias aéreas AST-10 para a bacia do Alto Rio São João.

A partir do georreferenciamento dos mapas-índice SF-23-R3 e SF-R4 (**Figura 45**), no estado do Rio de Janeiro (**Figura 46**), foi possível identificar a articulação numérica das fotografias aéreas que recobririam com plenitude a presente área de estudo (**Figura 47**). Esta separação foi mais detalhada e complexa de ser atendida para o voo DEME-70 do que para o AST-10, já que este por ter uma menor escala pode ser resolvido apenas visualmente completando um conjunto de 15 fotos. A sobreposição de camadas permitida pelos Sistemas de Informação Geográfica foi fundamental para o exercício de identificação e checagem das fotografias juntamente com as respectivas ortofotos de referência do IBGE (**Figura 48**).

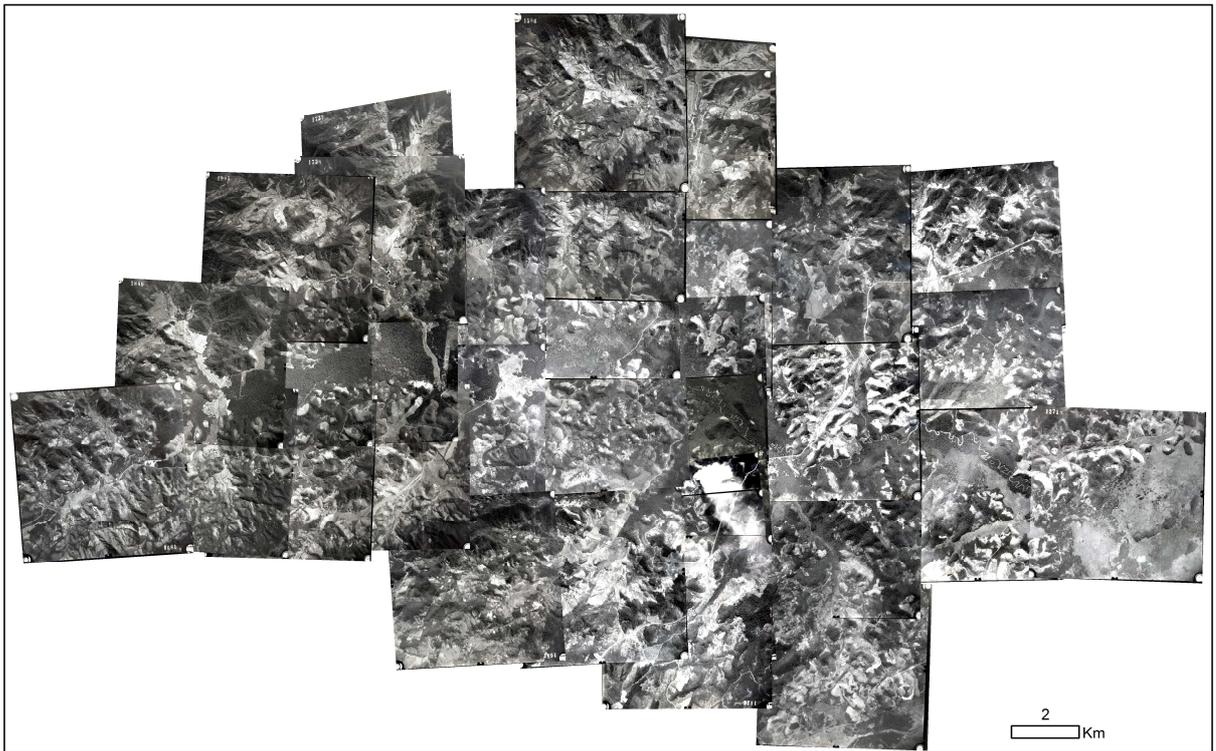


Figura 43 Mosaico de fotografias aéreas DEME-70 para a bacia do Alto Rio São João.



Figura 44 Compilação de fotografias aéreas históricas no DRM-RJ.

Fonte: Arquivo pessoal, 2013.

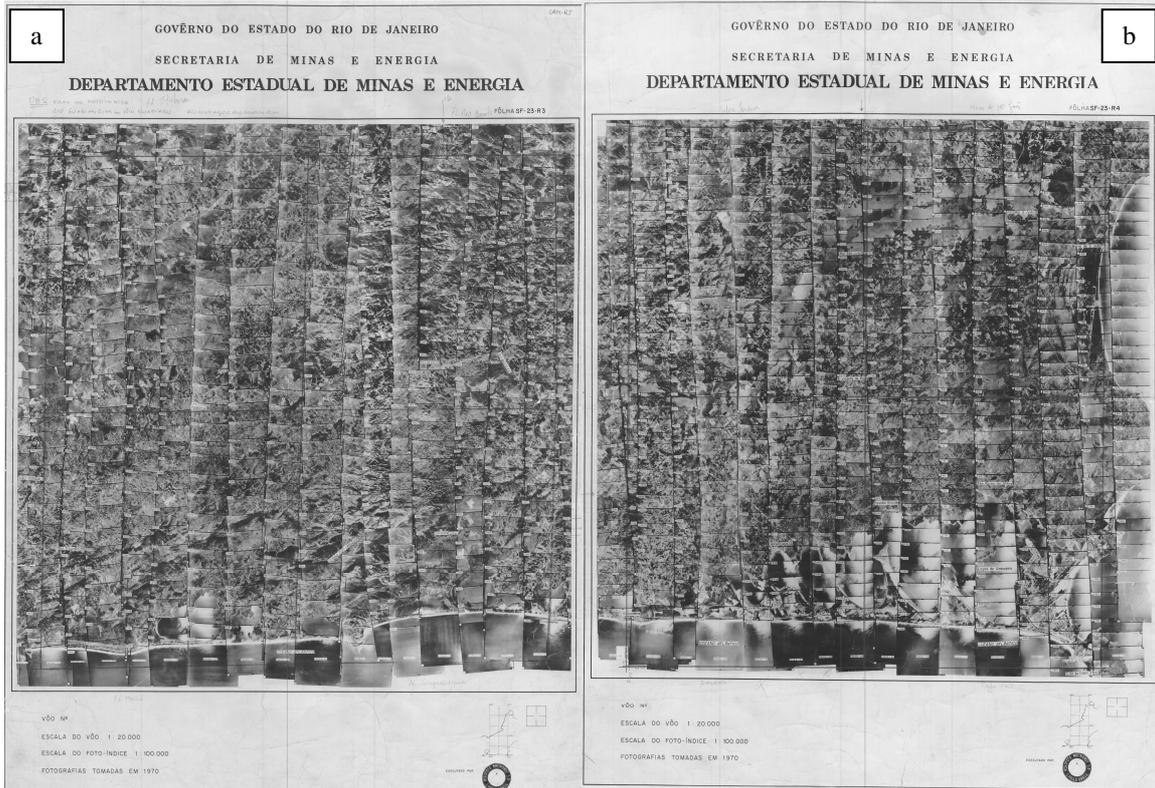


Figura 45 Mapas-índice R3 (a) e R4 (b) do voo DEME-70.

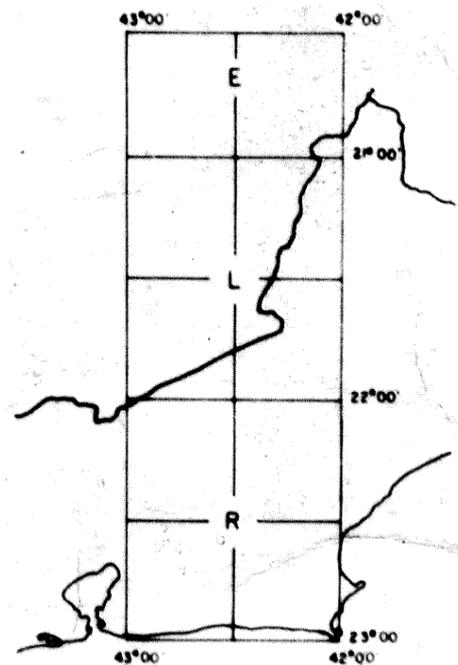


Figura 46 Situação dos mapas-índice no estado do Rio de Janeiro.

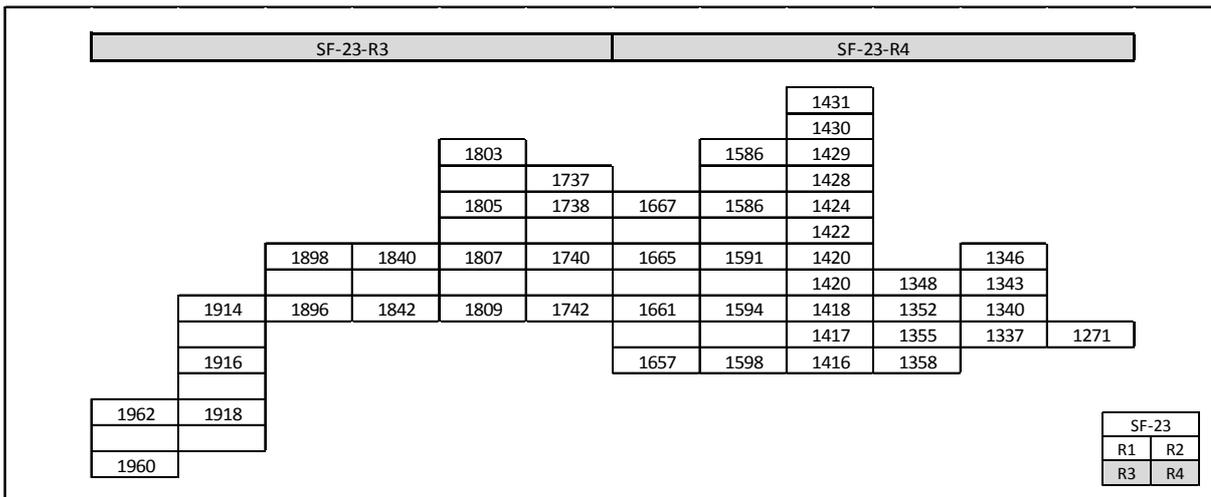


Figura 47 Articulação das fotografias aéreas DEME-70 utilizadas para recobrimento da área de estudo.

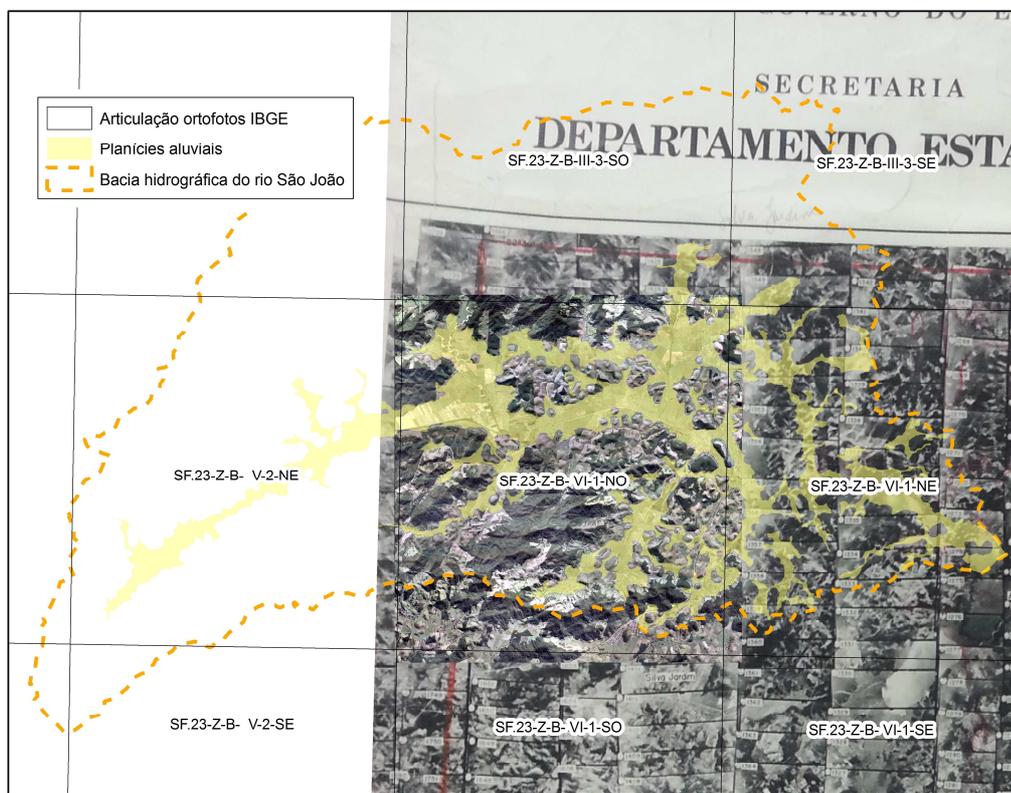


Figura 48 Mapa-índice R4 do voo DEME-70 sobreposto à área de estudo e à articulação 1:25.000 utilizada nas ortofotos do IBGE.

Em verdade, as fotografias AST-10 foram utilizadas apenas como apoio, e as 46 fotos DEME-70 foram então inseridas na extensão do ERDAS 2013 responsável pelo registro automático de imagens. Esta foi escolhida por possibilitar a correlação entre matrizes provenientes de diferentes sensores remotos e com resoluções espaciais também distintas, levando ainda em consideração a tarefa custosa do georreferenciamento de aproximadamente

duzentas imagens. O seu procedimento requer a intervenção primária do usuário para inserção de três pontos de controle e então por um modelo algorítmico gera pontos de amarração entre os produtos de entrada e a imagem-referência, alinhando estes dois conjuntos de dados (Figura 49).

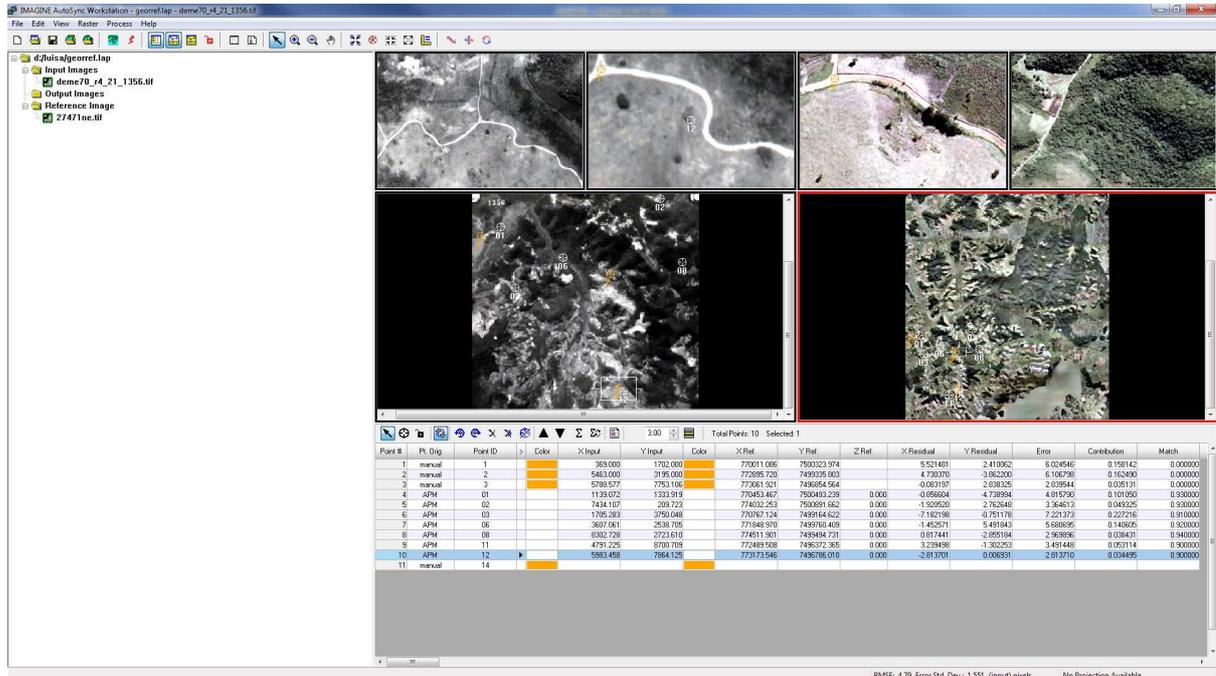


Figura 49 Interface do *AutoSync*, ERDAS 2013.

A interface do *AutoSync* permite que o usuário visualize, em forma de tabela, os valores das coordenadas de cada ponto na imagem de entrada e na referência, os deslocamentos em X e Y e o erro médio quadrático do modelo, além do índice de correlação entre eles. Assim, pode-se optar por manipulá-los, ordenando-os e excluindo aqueles que não atendem ao pretendido; para este estudo, foram utilizados os níveis de correlação acima de 0,9 no ajuste polinomial de primeira ordem. O uso deste módulo justifica-se pela eficiência em automatização e assim relativa rapidez, fundamental quando trabalha-se com grandes conjuntos de dados e ainda com a dificuldade na escolha de pontos de controle.

A reconstituição da paleodrenagem deu-se então com base nos arquivos das imagens DEME-70 de saída do *AutoSync*, escolhidas pela adequação de sua escala ao mapeamento final pretendido, além de possuir o recobrimento completo da área de estudo; já que no AST-10 foi encontrada uma falha de aquisição em uma faixa do voo na porção leste da bacia de drenagem, conforme pode ser visualizado na Figura 42 (Página 78). Assim, através do *ArcGIS*

10.0 foram vetorizados os cursos d'água possíveis de serem interpretados (**Figura 50**) para que este padrão fluvial sirva como referência da condição natural pré-distúrbio.

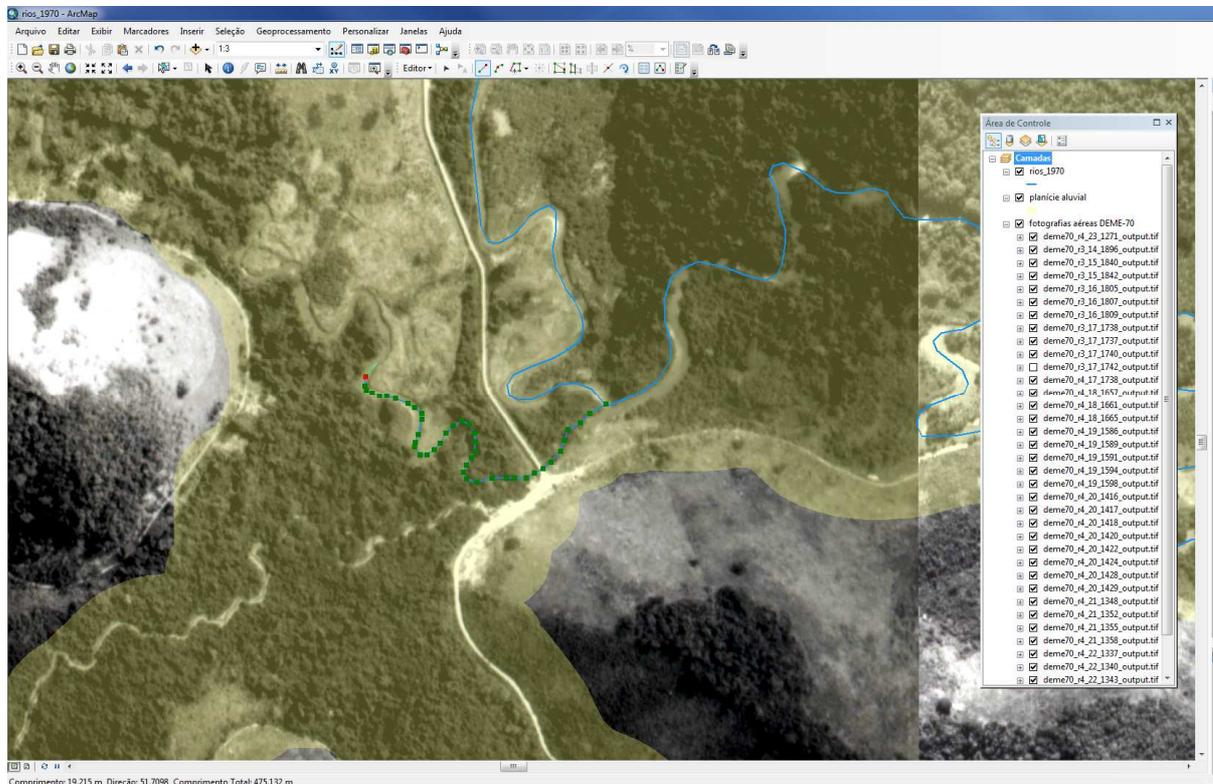


Figura 50 Interface do ArcGIS 10.0 com a ferramenta de vetorização.

Como forma de auxílio a esta interpretação visual, devido às fotografias aéreas históricas, apesar de possuírem resolução espacial adequada para a análise do fenômeno em questão, apresentaram baixa qualidade espectral, proveniente de sensor pancromático, além de já estarem desgastadas devido ao mau armazenamento; optou-se por balizar a reconstituição paleográfica também na imagem do *Worldview-2* que, apesar de estar-nos disponível apenas nas faixas espectrais do visível – azul, verde e vermelho – e uma banda no infravermelho próximo, possui também resolução radiométrica superior de 11 bits (**Figura 51**).

Isto é, o primeiro produto foi obtido em plataforma aérea e de forma analógica, qual ainda não possuía adequado estado de conservação, e recebeu método de digitalização, podendo imprimir mais distorções espaciais e radiométricas. Dada esta constatação, e tendo disponível um mosaico de imagens do *Worldview-2* de aquisição digital e orbital, que apesar de já tê-lo recebido com nítidas manipulações e sem este histórico em metadados, é um produto com melhores resoluções, e que atendia à esta pesquisa.

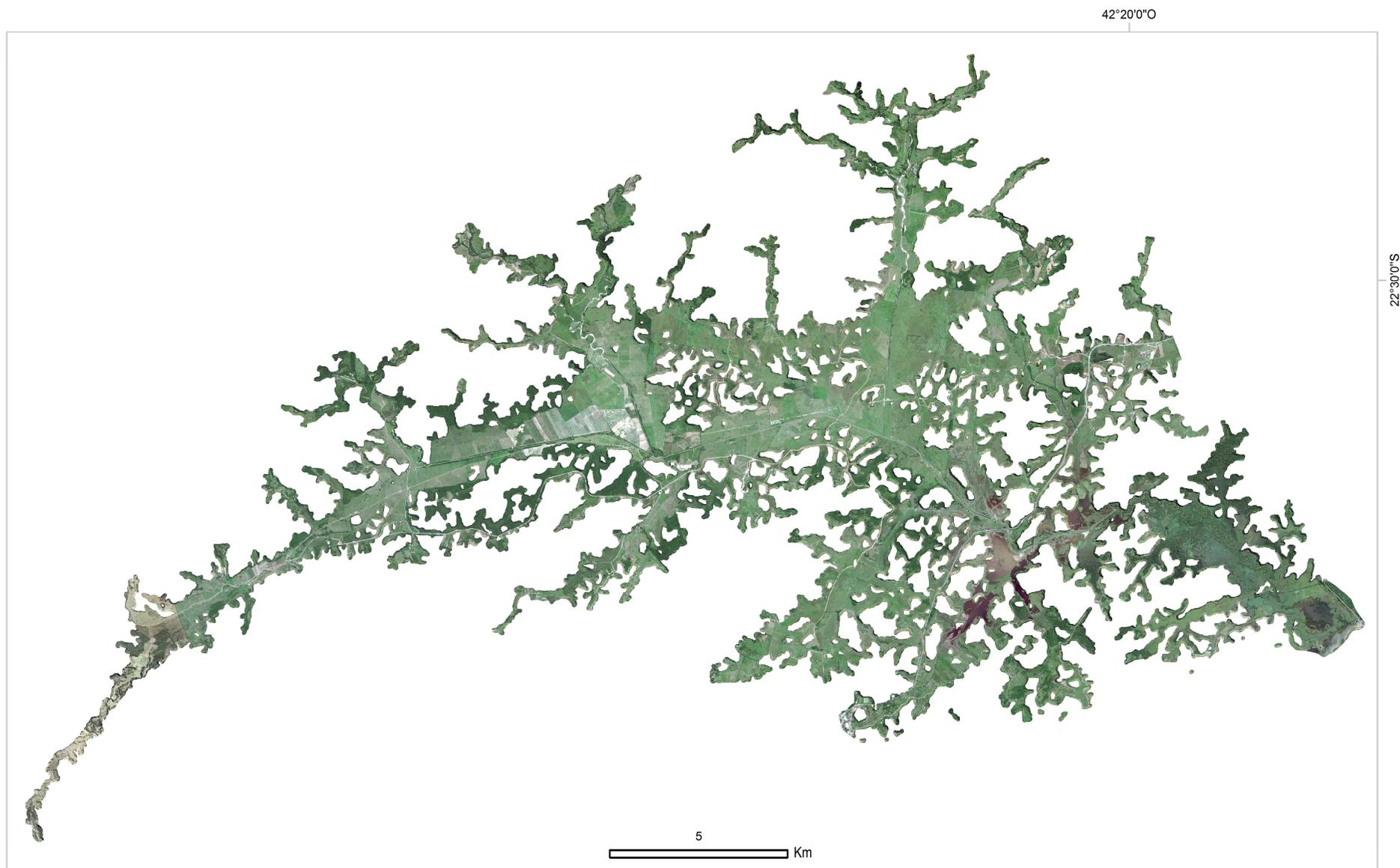


Figura 51 Mosaico de imagens do *Worldview-2* utilizadas para mapeamento da planície aluvial do Alto rio São João.

Esta decisão foi tomada já que de maneira bastante nítida era possível visualizar as marcas da paleodrenagem nesta imagem atual, que se apresentam de formas diversas; e, ainda, para aumentar sua interpretabilidade visual, buscou-se manipular os seus histogramas e o HSI (*hue-saturation-intensity*). Esta operação foi realizada no software livre *HyperCube* 11.0, desenvolvido pela *ERDC's Topographic Engineering Center* (TEC) para análises diversas em produtos do Sensoriamento Remoto e encontra-se disponível para download na página oficial do *Engineer Research and Development Center* - <http://www.erd.c.usace.army.mil/>.

A ferramenta escolhida para tal foi a '*Color Mapping*', que permite modificar o equilíbrio de cores de uma imagem através da manipulação do brilho e do contraste de cada cor em separado; assim, o software fornece gráficos cujo eixo horizontal representa os dados de entrada nos *pixels* e o vertical estes valores remapeados. A faixa de contraste é de -9 a 9, enquanto o intervalo do brilho é de -56 a 56; então, controles deslizantes podem ser utilizados de forma independente para o brilho do vermelho, verde e azul e o contraste manipulado de acordo com sua tonalidade, saturação e intensidade (HYPERCUBE, 2012).

Nota-se que a subtração de uma cor significa a adição de sua complementar, e vice-versa; desta forma, foram testadas diversas combinações até que pudessem ser realçadas as feições em questão, este resultado com os parâmetros utilizados está ilustrado nas **Figuras 52** e **53**. Ressalta-se ainda que este tipo de recurso seja bastante interessante para fazer sobressair as diferenças sutis buscadas nesta pesquisa e que apesar de alterar profundamente os valores originais, atendem perfeitamente à finalidade a que se propõem.

Em relação ao mosaico de imagens do *Worldview-2*, que recobrem a área de estudo, por este ter o recorte do limite político do município de Silva Jardim, a nascente principal do alto curso do rio São João – que localiza-se no município de Cachoeiras de Macacu – não foi contemplada por este recobrimento; conforme percebe-se contrastante na **Figura 53**. Desta forma, optou-se por realizar o mapeamento nesta área com base nas ortofotos do IBGE que foram utilizadas em outras etapas desta pesquisa, por constituir o dado de maior resolução espacial e data de imageamento compatível; contudo, elas não puderam ser processadas no *HyperCube* em função de alguma incompatibilidade desconhecida.

Para a identificação da rede de drenagem atual da planície aluvial do rio São João, foi elaborada também uma etapa metodológica de interpretação visual do mosaico de imagens do *Worldview-2* (**Figura 54**), com resolução espacial de 1 metro, do ano de 2010, com consulta 4do mesmo modo às ortofotos do IBGE. Buscou-se a documentação de todos estes dados e

uma comparação com o mapeamento pretérito para fins de proposição e caracterização de áreas prioritárias para o desenvolvimento de tal atividade atrelada ao processo de renaturalização dos paleocanais fluviais, esperando-se contribuir para uma proposta de reordenamento ge ecológico.

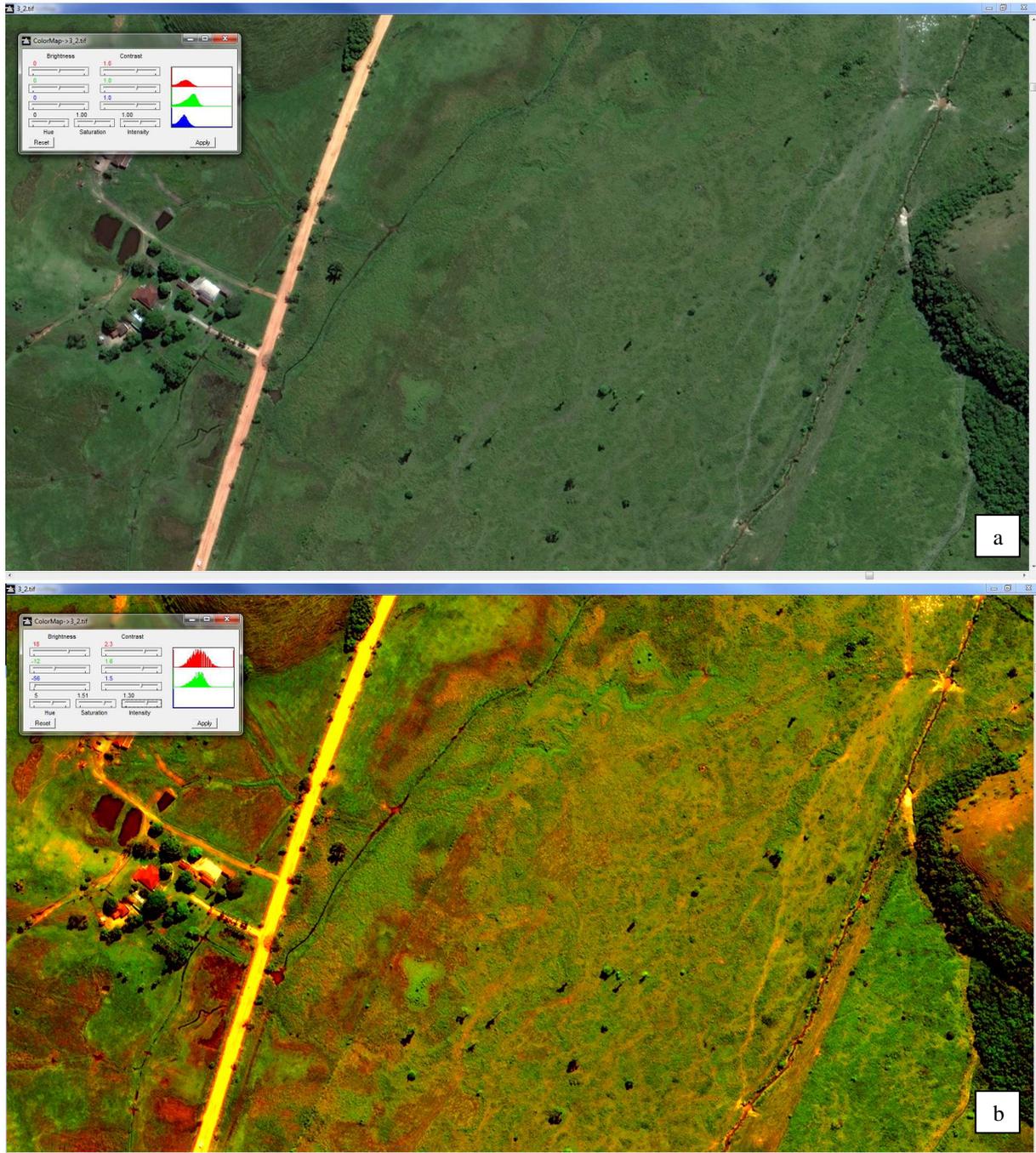


Figura 52 Manipulação radiométrica no *HyperCube* 11.0: antes (a) e depois (b).

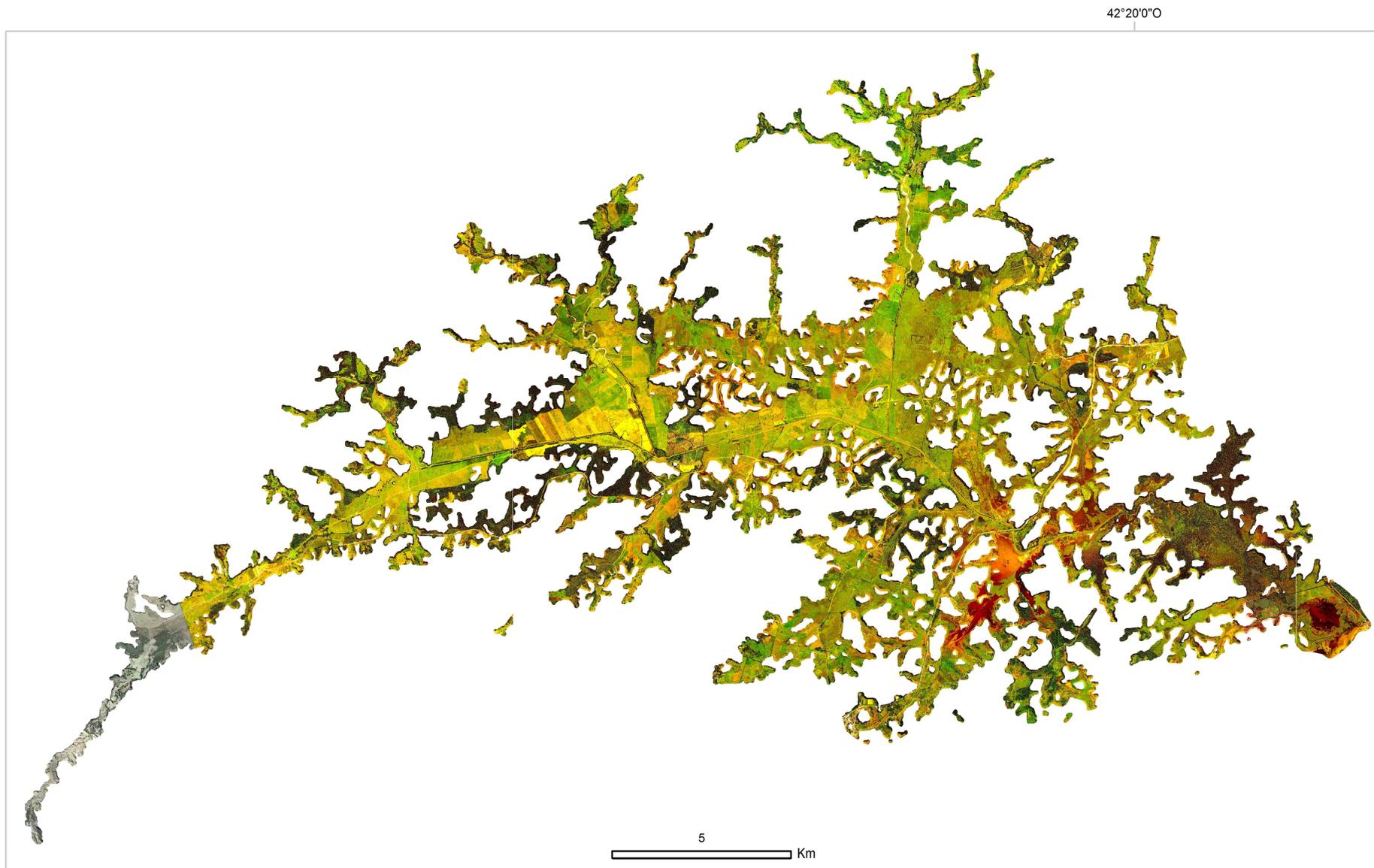


Figura 53 Mosaico de imagens do *Worldview-2* com tratamento radiométrico.

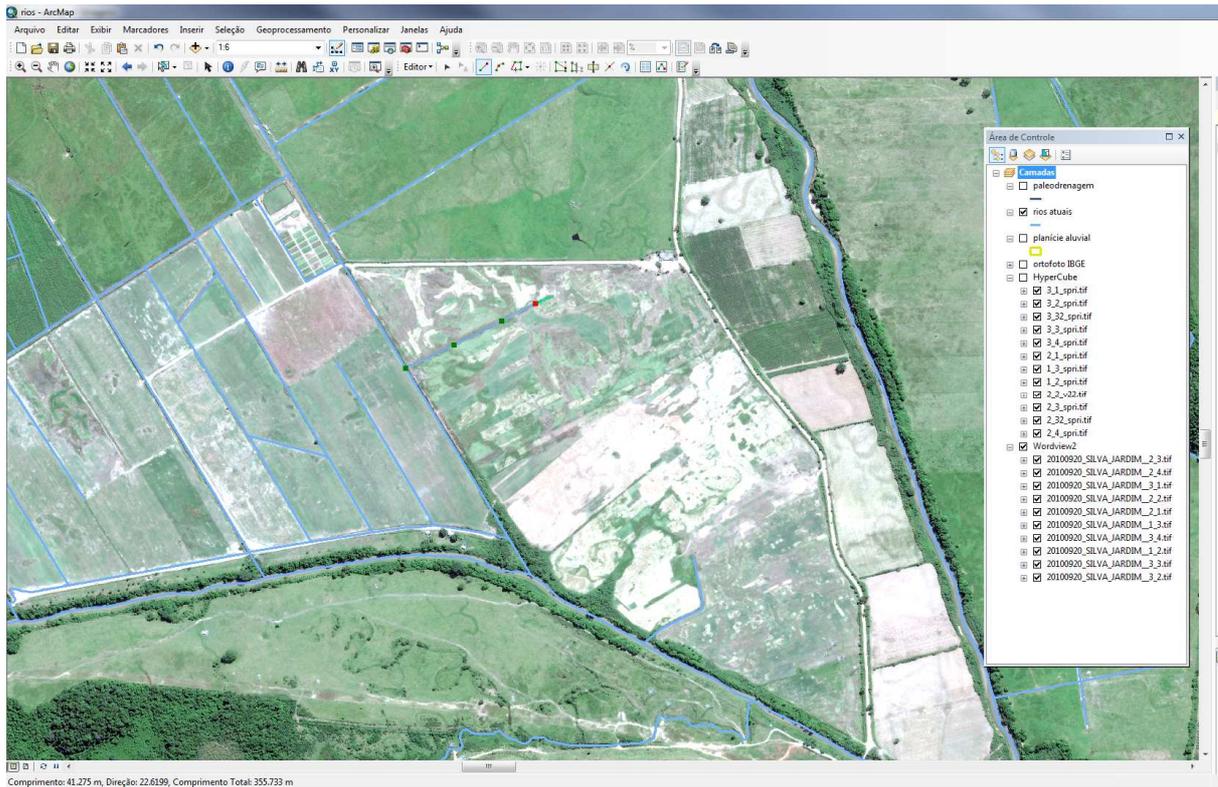


Figura 54 Vetorização da rede de drenagem atual.

Em uma perspectiva multitemporal, estabeleceram-se critérios de avaliação da estrutura da paisagem em diferentes cenários: pré-distúrbio e atual, utilizando-se de indicadores morfométricos, através de análises espaciais em Sistemas de Informações Geográficas. Esta análise foi elaborada a partir da aplicação das métricas Densidade de Drenagem, Sinuosidade da Drenagem, Complexidade do Canal, Média de Entrelaçamento e Desvio do Entrelaçamento especificadas na Tabela 2 da página 50; a partir do exposto (ver 2.5), estes índices foram escolhidos de acordo com os dados disponíveis para esta pesquisa – as redes de drenagens atual e pretérita – e com o foco em apresentar as mudanças no padrão do tipo de canal.

Com objetivo de espacializar os índices morfométricos de maneira que facilitasse a leitura e compreensão dos fenômenos, optou-se pela representação cartográfica anamorfose, e tomou-se uma metodologia amplamente utilizada em análises ecológicas, conforme expõe Birch *et al.* (2000), aquela que utiliza matrizes hexagonais como forma de integração de dados. A forma do hexágono foi adotada por apresentar inúmeras vantagens: seu espaçamento é mais regular que uma rede de quadrados de igual densidade; seu perímetro é menor que um quadrado de igual área; sua malha ainda fornece mais limites (cada um tem outros seis

adjacentes em posições simetricamente equivalentes e sem diferenciação entre vizinhos diagonais e ortogonais) (**Figura 55**); além de otimizar o processamento de diversos cálculos.

Tais vantagens vem incentivando o uso de redes hexagonais para estudos de sistemas ambientais e impactos diversos com ênfase na análise espacial; possibilitando ainda a interseção de dados de diferentes escalas, o que diminui erros de interpretabilidade. Seu uso também contribui para a utilização de recorte dos dados espaciais como amostras padronizadas, onde cada hexágono se caracteriza como uma unidade espacial de análise da paisagem representativa da área de estudo, sendo trabalhadas dentro de seus limites todas as análises espaciais de maneira discreta.

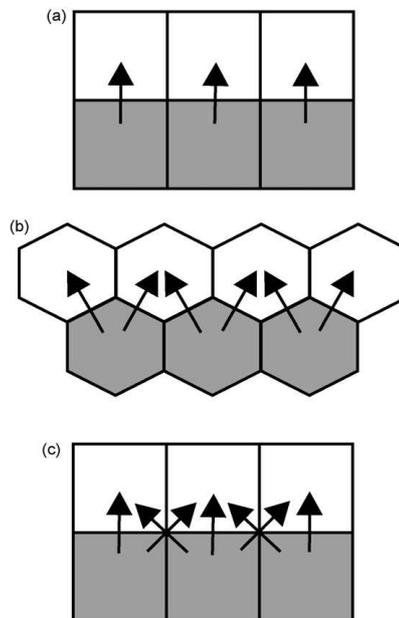


Figura 55 Interações potenciais dos vizinhos mais próximos nos limites de uma simulação baseada em grade: (a) uma célula com quatro vizinhos ortogonais, interações limitadas a pares de células; (b) no hexágono, as interações na grade são afetadas pela maior quantidade de vizinhos; (c) com oito células vizinhas, ortogonais e diagonais, as interações são afetadas por vizinhos em ambos os lados.

Fonte: Birch *et al.* (2000).

Destaca-se aqui a particularidade da presente proposta: a aplicação da análise por matriz hexagonal em estudos de Geomorfologia, especificamente de índices morfométricos da paisagem fluvial, tendo em vista que embora a maior parte da literatura aponte para pesquisas de âmbito ambiental, estas se concentram na Ecologia. Sendo assim, neste trabalho desenvolveu-se de forma inédita a utilização das unidades espaciais de análise da paisagem em hexágono, fazendo sobressair das publicações anteriores e estudos similares.

Para gerar a matriz hexagonal, utilizou-se a extensão '*Patch Analyst 5*' para ArcGIS 10 desenvolvida pelo *Spatial Ecology Program* do *Centre for Northern Forest Ecosystem Research*, com suporte de programação da *Thunder Bay Geomatics Service Centre* e apoio do *Ministry of Natural Resources* de Ontario, Canadá (REMPEL *et al.*, 2012). Esta extensão é um sistema que facilita análises espaciais na paisagem, além de modelagem de atributos, e sua ferramenta '*Make Hexagon Regions*' cria uma nova camada de polígonos que sobrepõe as extensões da área de estudo.

As suas células hexagonais podem ser cruzadas com outros temas e variados tamanhos em estudos multidisciplinares e multiescalares, com a vantagem de ser a forma mais próxima de um círculo e portanto minimizar os efeitos de borda artificiais. Além disso, a determinação do tamanho dos hexágonos é uma importante etapa, uma vez que é influenciada pela escala de análise do estudo, de apreensão do fenômeno e sua precisão gráfica além da própria natureza da análise, o que refletirá diretamente nos resultados da pesquisa, já que a percepção dos padrões espaciais é altamente dependente desta definição.

A partir de então, esta camada foi empregada para a integração da base de dados através da interseção dos dados espaciais necessárias ao cálculo dos índices – a saber: o tema da rede de drenagem e do limite da planície aluvial – através da ferramenta '*Intersect*' do ArcGIS 10 e posteriormente suas informações foram incorporadas à tabela da rede hexagonal por '*Join*'. Além disso, foram elaboradas estatísticas de dependência espacial por meio do cálculo do índice de Moran, no *software* livre *TerraView 4.2.2*, que mede a autocorrelação e a dependência espacial a partir do produto dos desvios em relação à média como medida de covariância.

A estatística espacial local foi desenvolvida para quantificar o grau de associação espacial a que cada localização do conjunto amostral está submetida em função de um modelo de vizinhança preestabelecido – no caso do presente trabalho, a malha hexagonal. Convencionou-se chamar de Indicadores Locais de Associação Espacial (LISA) os operadores estatísticos que apontassem a existência de proporcionalidade direta entre o valor da autocorrelação global e local, permitindo a decomposição em contribuições individuais e identificando porções do espaço de não-estacionariedade e aglomerações (CÂMARA *et al.*, 2001).

A aplicação direta dos LISA está relacionada a inferência de áreas de influência de determinadas variáveis, indicando a extensão de um padrão espacial dentro de um conjunto de dados onde há tendência de encontrar-se valores similares para tais amostras; estas podem ser superiores, onde aglomeram-se áreas com alta intensidade do fenômeno em questão –

classificadas como ‘alto-alto’ – ou inferiores onde tem-se as baixas – ‘baixo-baixo’. A capacidade de detecção de agrupamentos permite então identificar pontos onde predominam tais características ou então locais destacados a partir das diferenças, estes polígonos estranhos à sua vizinhança são interpretados como áreas de transição – ‘alto-baixo ou baixo-alto’ – (*ibid.*).

A articulação dos resultados entre a matriz hexagonal e o índice de Moran é de suma importância, já que a primeira discretiza a área de estudo e os dados nela trabalhados, deixando a percepção de continuidade espacial em segundo plano, e os índices dispõem-se dependentes em demasiado destes recortes. Enquanto o segundo resgata uma análise de vizinhança, e busca a clusterização das unidades de comportamento similar; sendo assim, a associação entre estes dois procedimentos foi fundamental para que a pesquisa lograsse, ao mesmo tempo, seccionasse os fenômenos e não perdesse seu viés de interação espacial.

Além disso, foram elaboradas análises estatísticas paramétricas primeiramente com objetivo de estabelecer o nível de correlação existente entre os índices morfométricos de cada momento histórico mapeado; para tal, adotou-se o coeficiente de Pearson, capaz de medir o grau de relação linear entre duas variáveis quantitativas. Em segundo lugar, para comparar os conjuntos de dados provenientes dos índices morfométricos da condição pré e pós-distúrbio, realizou-se um teste de hipótese para avaliar se houveram mudanças significativas entre elas; utilizando o Teste *t* de *Student* para amostras dependentes e o ANOVA (LANDIM, 2011).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 A reconstituição paleogeográfica para análise de mudanças

Os resultados provenientes do tratamento das imagens históricas selecionadas na presente pesquisa (**Figura 56**) para os mapeamentos que se seguirão mostraram adequabilidade da ferramenta escolhida: o módulo *AutoSync* do ERDAS 2013 possui interface amigável e a vantagem do controle do usuário sobre a distribuição de pontos para a correção geométrica. Por isso, é possível manejá-los e eliminar aqueles que estão interferindo negativamente para a escala pretendida; entretanto, nesta pesquisa – balizada pela razão 1: 50.000 – optou-se pela máxima automatização permitida e somente foi manipulado o índice de correlação (r) entre os níveis de cinzas dos *pixels* da para ser superior a 0,9 entre as bandas do vermelho da imagem do *Wordview-2* e a pancromática na DEME-70.



Figura 56 Exemplificação de fotografia DEME-70 (R4-201422) pós-registro sobreposta a ortofoto IBGE (ME-27471NO).

Esta decisão foi tomada após alguns testes com níveis de correlação menores, quais resultavam em uma numerosa e densa nuvem de pontos – p.e., $r = 0,8$ gerou cerca de 200 pontos por fotografia aérea – mas onde a maioria apresentava um resíduo muito alto e conseqüentemente inexatidão para o produto final. Sendo assim, optou-se por um número menor de pontos – cerca de 15 por foto – mas com qualidade posicional superior, o que proveu um menor erro quadrático calculado no modelo e assim maior satisfação para o processo de registro de imagens.

A exatidão final das imagens DEME-70 foi checada através da comparação entre pontos observados na base de referência – ortofotos do IBGE, na escala 1:25.000 – que corresponde ao maior detalhamento em dados cartográficos disponível atualmente para a área e nos novos produtos gerados (**Figura 57**). A classificação para adequabilidade à escala seguiu as Normas Técnicas da Cartografia Nacional (BRASIL, 1984), exemplificada na **Tabela 5**, que apresenta enquadramento na classe B do PEC⁶ da escala 1:100.000. Além disso, ressalta-se que a área de estudo possui declividades de até 3°, o que melhora a qualidade dos resultados obtidos e a exime de tratamento para ortorretificação.

Em relação à estatística elaborada para esta avaliação, ressalta-se que o número de pontos utilizados – 10 – é considerado uma pequena amostra, o que torna o cálculo muito instável devido ao limite de corte em 90% deles eliminar somente um ponto que, se mal selecionado, pode comprometer a análise elevando o seu limite. Este conjunto foi selecionado com dificuldade, devido à escassez de coincidências de feições lineares nas imagens duas datas consideradas; sendo assim, optou-se por realizar uma avaliação de exatidão nas fotografias aéreas considerando-as como um mosaico único.

De todo mundo, estes resultados já indicaram problemas recorrentes nas rotinas do georreferenciamento: as bordas apresentam maiores erros, naturalmente por conta da curvatura da lente do sensor de aquisição das fotografias aéreas, e agravados neste caso específico pela má distribuição dos pontos gerados no *AutoSync*, que comumente privilegiam estradas não-pavimentadas. Buscando contorná-los, foram utilizadas as áreas de sobreposição das fotografias, empregando como referência para o mapeamento temático aquela que melhor se adequava à base de referência.

⁶ Padrão de Exatidão Cartográfica, qual tolera erros de até 80 m em amostras com desvio-padrão de até 50 m.



Figura 57 Exemplo de avaliação da exatidão cartográfica em cena DEME-70 (R4-201422) visualizada em ortofoto IBGE (ME-27471NO).

Tabela 5 Comparação quantitativa entre pontos nas imagens DEME-70 (R4-201422) e IBGE (ME-27471NO).

	Ortofoto IBGE		DEME-70		Diferença		Resultante (m)
	UTM (X) (m)	UTM (Y) (m)	UTM (X) (m)	UTM (Y) (m)	X (m)	Y (m)	
9	766791,91	7506078,21	766793,50	7506077,68	-1,59	0,53	1,67
4	767110,94	7506782,11	767111,14	7506779,27	-0,20	2,84	2,85
7	765886,37	7504279,55	765884,25	7504275,58	2,12	3,97	4,50
2	765985,95	7505094,02	765986,48	7505086,61	-0,53	7,41	7,43
1	767510,60	7502558,37	767514,57	7502546,86	-3,97	11,51	12,17
10	767563,49	7504642,33	767564,81	7504664,55	-1,32	-22,23	22,26
6	766895,37	7504069,11	766872,08	7504080,22	23,28	-11,11	25,80
8	768678,13	7505937,96	768686,59	7505992,57	-8,47	-54,61	55,26
5	769112,23	7505255,75	769138,02	7505318,59	-25,80	-62,84	67,93
3	769744,16	7505673,09	769787,02	7505750,09	-42,86	-76,99	88,12
						Média Aritmética	28,80
						Desvio Padrão	30,79
						Erro padrão	14,41

Contudo, tais imagens provenientes do IBGE somente foram utilizadas para fins de correção geométrica das fotografias DEME-70, eleitas por tratar-se de um dado oficial, e a seguinte extração de feições foi realizada com base no mosaico *Worldview-2*. Esta escolha foi pautada por este produto à disposição apresentar superior qualidade radiométrica (11 *bits*) e espectral (banda do infravermelho próximo), aumentando a interpretabilidade, além de possuir resolução espacial adequada à escala pretendida (0,5 m). Deste modo, foi necessário checar o posicionamento relativo entre as ortofotos do IBGE e as imagens do *Worldview-2*, qual pode ser visualmente aferido com satisfatório ajuste entre os produtos (**Figura 58**).

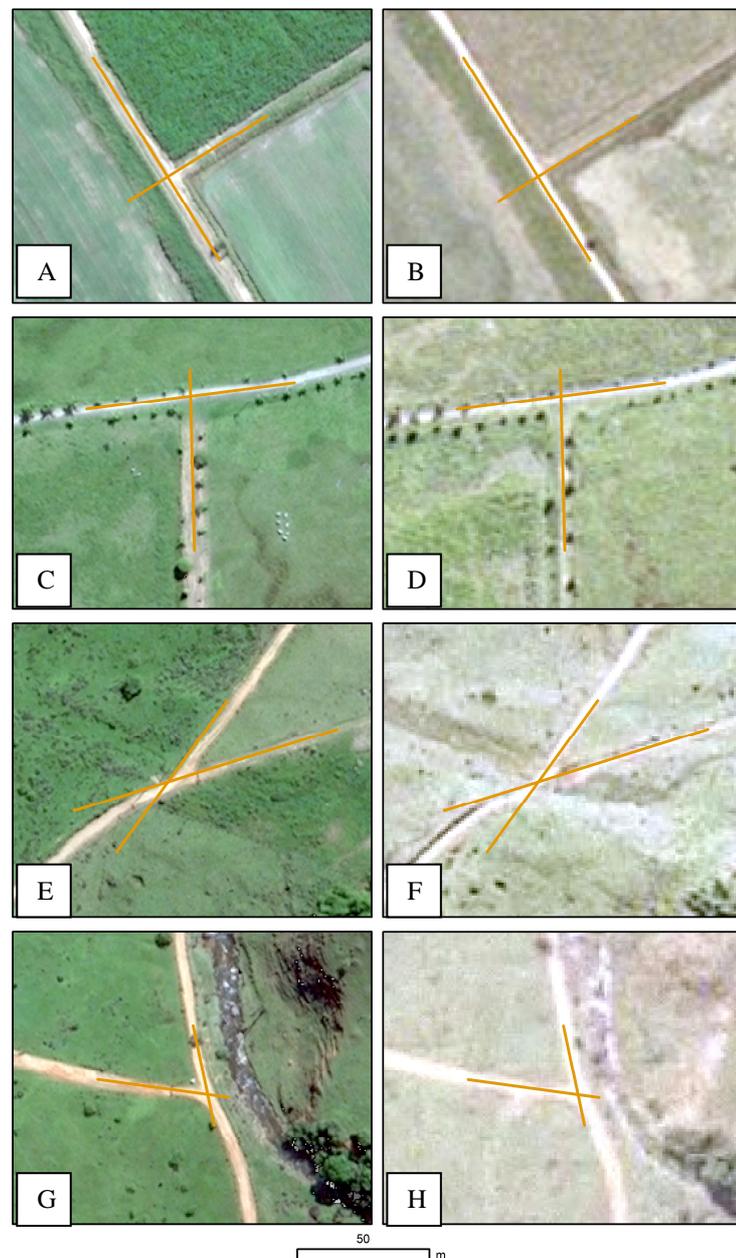


Figura 58 Checagem visual do posicionamento relativo entre as imagens do *Worldview-2* (A, C, E e G) e as ortofotos IBGE (B, D, F e H).

Sendo assim, entendeu-se que o georreferenciamento das fotografias aéreas históricas deveria ser avaliado em relação ao mosaico utilizado para restituir a drenagem atual, já que evidencia-se a importância do ajuste relativo entre os dois conjuntos de dados que serviram de base ao mapeamento. Para tal, considerou-se as fotografias aéreas DEME-70 como um mosaico único e coletou-se vinte e nove pontos de forma aleatória por toda extensão da área de estudo (**Figura 59**) quais foram comparados com as coordenadas das mesmas feições extraídas da imagem do *Worldview-2* (**Tabela 6**), resultando no atendimento à escala 1:50.000, classe A, conforme o Padrão de Exatidão Cartográfica.

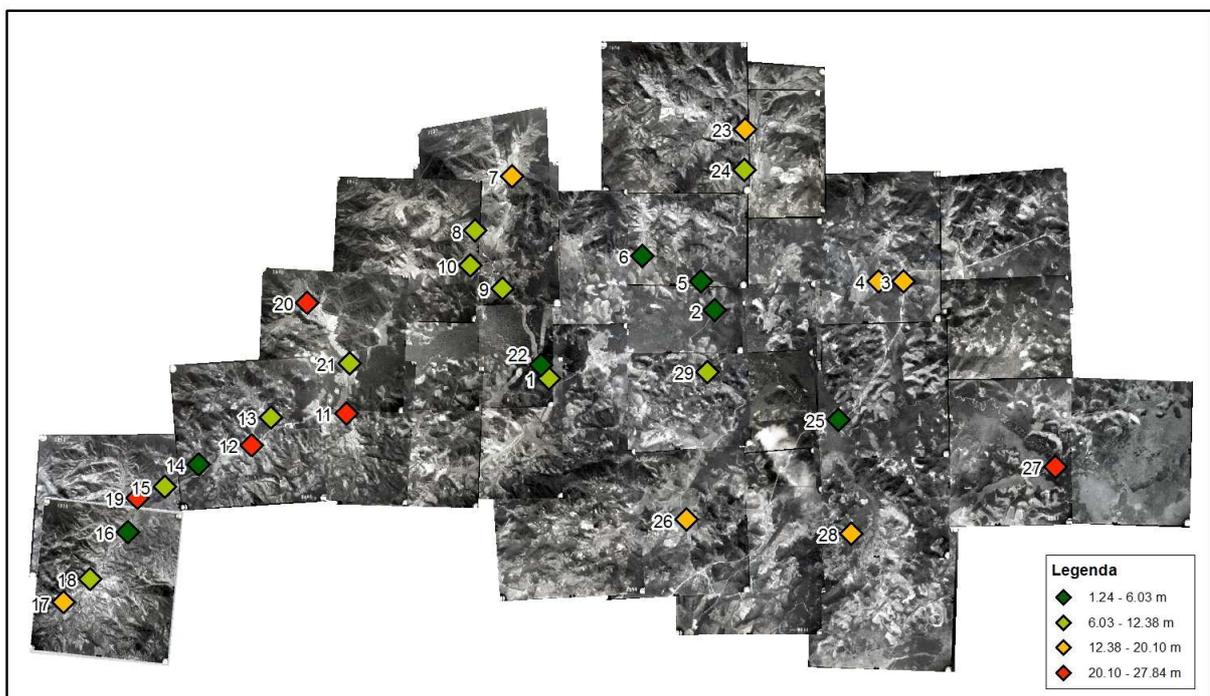


Figura 59 Mapeamento do erro de posicionamento entre os mosaicos *Worldview-2* e DEME-70.

Em relação à distribuição espacial dos pontos, estes concentraram-se ao longo das vias de circulação da bacia de drenagem – estradas não-pavimentadas – feição esta majoritariamente utilizada também no processo de registro das imagens, uma vez que se destacam nas paisagens de 1970 e 2010, além de manter em sua maioria o traçado em tal intervalo temporal. Além disso, o solo exposto é um tipo de cobertura da terra que se distingue do entorno sobretudo no intervalo eletromagnético do visível no vermelho, por sua resposta espectral com alta reflectância, além de ser uma feição linear com cruzamentos que permite o posicionamento dos pontos com maior precisão; devido à isso, os processos de registro e checagem do posicionamento das fotografias aéreas revelou-se com alta tendência à correlação.

Tabela 6 Comparação quantitativa entre posicionamento nos mosaicos *Worldview-2* e DEME-70.

	<i>Worldview-2</i>		DEME-70		Diferença		
	UTM (X) (m)	UTM (Y) (m)	UTM (X) (m)	UTM (Y) (m)	X (m)	Y (m)	Resultante (m)
2	766792.58	7506082.96	766793.54	7506083.75	-0.79	-0.95	1.24
5	766332.39	7507082.65	766330.27	7507082.12	0.53	2.12	2.18
14	748966.48	7500705.63	748969.50	7500708.49	-2.86	-3.02	4.15
6	764304.31	7507995.29	764304.57	7507990.69	4.60	-0.26	4.61
25	771085.31	7502271.19	771086.90	7502275.96	-4.76	-1.59	5.02
16	746529.34	7498357.64	746530.67	7498352.61	5.03	-1.32	5.20
22	760799.26	7504181.75	760804.03	7504185.45	-3.70	-4.76	6.03
24	767815.05	7510977.33	767816.64	7510983.68	-6.35	-1.59	6.55
1	761071.33	7503715.99	761064.80	7503715.00	0.98	6.52	6.59
10	758358.06	7507661.20	758353.10	7507655.58	5.62	4.96	7.50
18	745237.13	7496700.81	745232.05	7496694.68	6.14	5.08	7.97
13	751457.76	7502336.62	751460.67	7502328.95	7.67	-2.91	8.21
21	754184.43	7504224.65	754189.59	7504231.39	-6.75	-5.16	8.49
8	758519.66	7508859.05	758526.01	7508853.23	5.82	-6.35	8.61
29	766539.80	7503931.99	766532.92	7503938.60	-6.61	6.88	9.54
15	747792.66	7499936.84	747789.64	7499946.50	-9.66	3.03	10.12
9	759469.27	7506837.87	759480.92	7506833.64	4.23	-11.64	12.39
17	744308.03	7495889.27	744295.46	7495884.97	4.30	12.57	13.28
23	767853.29	7512407.93	767837.41	7512407.67	0.26	15.88	15.88
28	771512.85	7498301.29	771500.62	7498290.01	11.27	12.22	16.63
4	772460.82	7507092.47	772448.55	7507080.83	11.64	12.28	16.92
26	765822.47	7498776.57	765814.83	7498791.84	-15.28	7.64	17.08
3	773336.51	7507098.63	773334.13	7507079.58	19.05	2.38	19.20
7	759804.98	7510765.22	759812.79	7510783.74	-18.52	-7.81	20.10
11	754091.26	7502489.08	754102.69	7502506.86	-17.78	-11.43	21.14
20	752721.54	7506350.05	752703.82	7506336.56	13.49	17.73	22.28
12	750797.34	7501383.55	750819.56	7501395.62	-12.07	-22.23	25.29
19	746859.22	7499539.98	746871.60	7499516.96	23.02	-12.38	26.14
27	778571.71	7500614.41	778581.07	7500640.64	-26.22	-9.37	27.84
						Média Aritmética	12,28
						Desvio Padrão	7,61
						Erro padrão	2.85

Quanto à distribuição espacial do erro, notou-se que as maiores resultantes quadráticas foram encontradas nas bordas das fotografias aéreas, conforme já havia sido verificado no exame de uma imagem única, qual era um resultado esperado. Além disso, nas porções de relevo movimentado, onde mapearam-se os vales intramontanos, por conta das cenas abrangerem também amplitudes altimétricas de até 600 m - e com ausência da rotina da ortorretificação – acabaram-se por imprimir distorções em toda a cobertura da cena (~ 5 x 5 km) no seu ajuste final.

Assim, geraram-se fotografias aéreas DEME-70 georreferenciadas, base da interpretação visual com foco nos padrões fluviais da planície do rio São João, para originar a reconstituição paleogeográfica em condição pré-distúrbio, que foi posteriormente comparada com a atual. Notou-se que, para esta ação ser eficazmente concluída, a contínua comparação entre as fotografias aéreas e a imagem do *Worldview-2* foi absolutamente necessária, recorrendo tanto àquelas tratadas no *HyperCube* (**Figura 60a**) quanto à banda no infravermelho próximo isolada (**Figura 60b**), já que em alguns casos os paleocanais destacavam-se sobremaneira fora da faixa do visível.

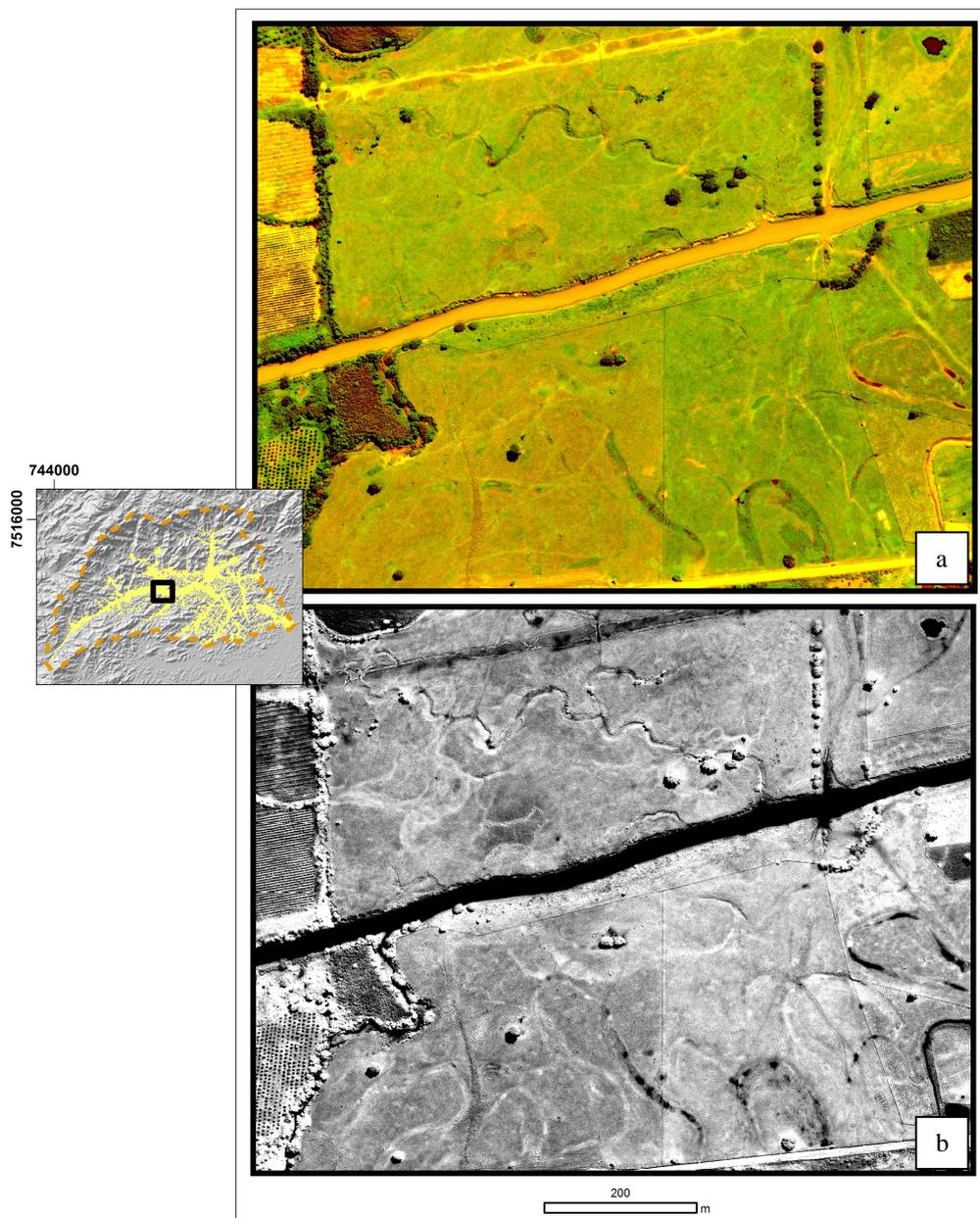


Figura 60 Paleocanais em diversas formas visualizados na imagem do *Worldview-2* tratada no *HyperCube* (a) e em sua banca espectral do infravermelho próximo (b).

Esta observação está pautada na dificuldade da reconstituição em fotografias aéreas antigas em médio estado de conservação e com condições diversas de brilho e contraste, o que era esperado considerando a tecnologia do sensor em meados do século XX assim como na plataforma aérea e suas condições de voo. Além disso, como a paleodrenagem apresentam-se de formas diversas em função da cobertura e uso da terra, buscou-se trabalhar com a maior quantidade de informação espacial disponível, para que se contemplasse a visualização ampla desta rede de canais e suas chaves de interpretação, conforme **Figuras 61 e 62**.

Neste sentido, o tratamento *ColorMapping* mostrou-se bastante eficiente para realçar estas sutis e diferentes maneiras com que tais feições apresentam-se na paisagem atual e assim bem apoiar o árdua e longa tarefa da reconstituição da drenagem; inclusive nas áreas de cobertura herbácea, onde existem menos “obstáculos” para a visualização dos objetos de interesse, e portanto onde o presente mapeamento resultou em maior detalhamento. A tonalidade mais clara – no caso de feições secas – ou mais escura – no caso de úmidas – que o entorno, a textura mais lisa, a forma curvilínea e o contexto espacial dentro da planície aluvial foram os elementos de interpretação comumente empregados para esta detecção, visto que os paleocanais assumiram combinações alternadas entre eles.

A interpretação da rede de drenagem atual deu-se com base na imagem do *Worldview-2*, datada de 2010, e notou-se que os canais atuais também resultaram destacados em função do tratamento radiométrico recebido, sobretudo aqueles de menor porte ou de intensa retificação. Estas feições também sobressaíram quando consultadas somente na banda espectral do infravermelho próximo, já que é uma faixa do espectro eletromagnético na qual há completa absorção pela água e esta apresenta-se em tonalidade escura, contrastante com o entorno (**Figura 63**).

Desta forma, deu-se origem aos mapeamentos das redes de drenagem atual e pretérita onde através de uma simples análise visual qualitativa já foi possível detectar que o padrão dos canais sofreu uma significativa mudança em função das intervenções humanas pelas obras de retificação (**Figura 64**). Estas modificações deram-se sobretudo ao longo do eixo do canal principal do rio São João e em menores trechos à montante das confluências de seus principais contribuintes, mas com influência da bacia hidrográfica como um todo.

Através da observação dos dados mapeados, evidenciou-se que houve uma área preferencial à retificação dos canais, não só no trecho de aproximadamente 20 km do canal principal na porção central da bacia de drenagem, mas também uma densa rede foi criada nas primeiras duas sub-bacias contribuintes à montante da Represa de Juturnaíba. Localmente, estas drenam para os córregos Sítio D’Água e Cumbucas, ao sul, e do rio Maratuã ao norte; e

notou-se que na condição pré-intervenção estes sistemas não possuíam rede de drenagem organizada, aparentando ser uma zona permanentemente inundável.

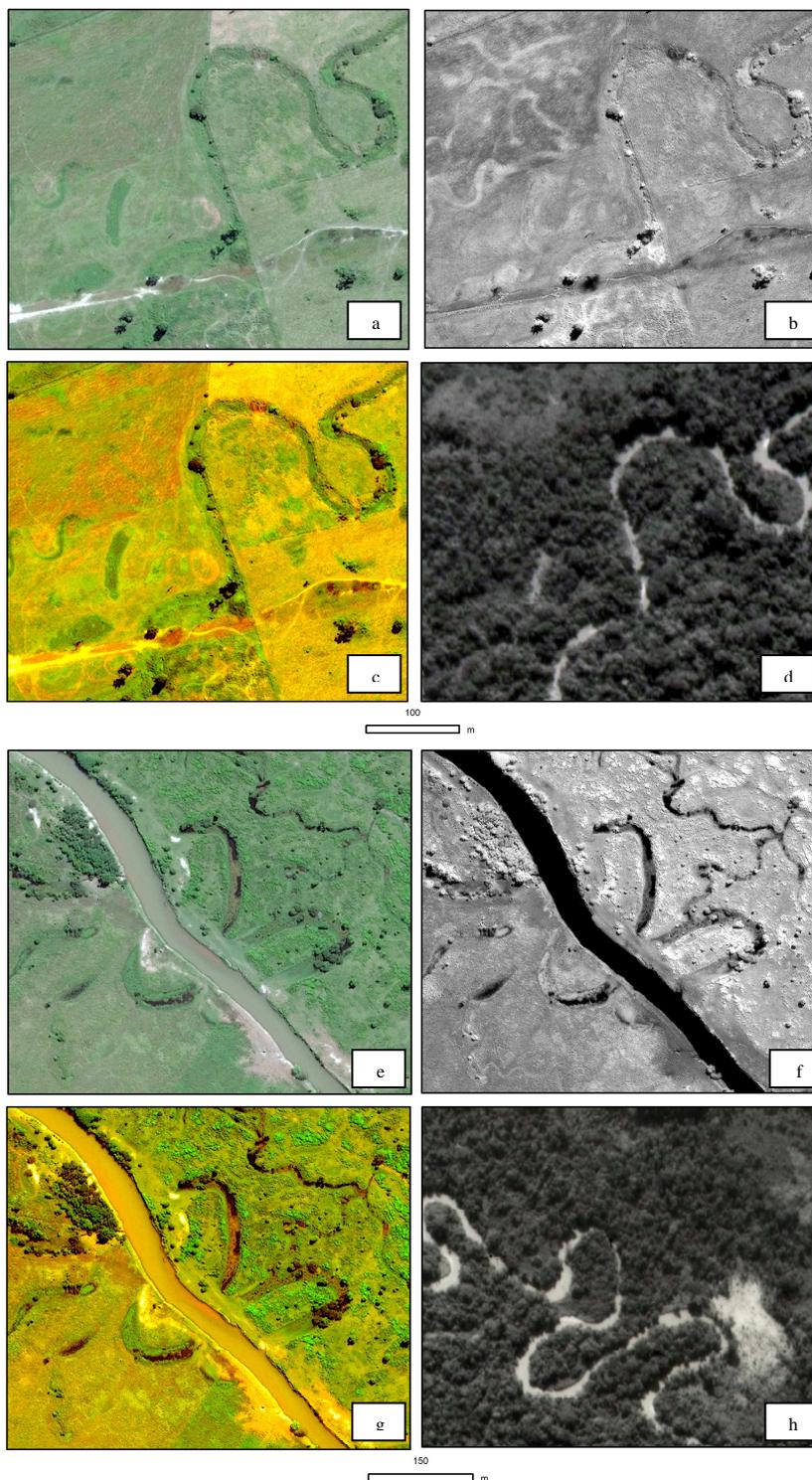


Figura 61 Formas diversas de apresentação da paleodrenagem no canal principal do Alto Rio São João com imagens do *Worldview-2*: (a) e (e) composição R(1) G(2) B(3); (b) e (d) banda espectral do infravermelho próximo; (c) e (g) com tratamento no *HyerCube* e ortofotografias aéreas DEME-70 (d) e (h).

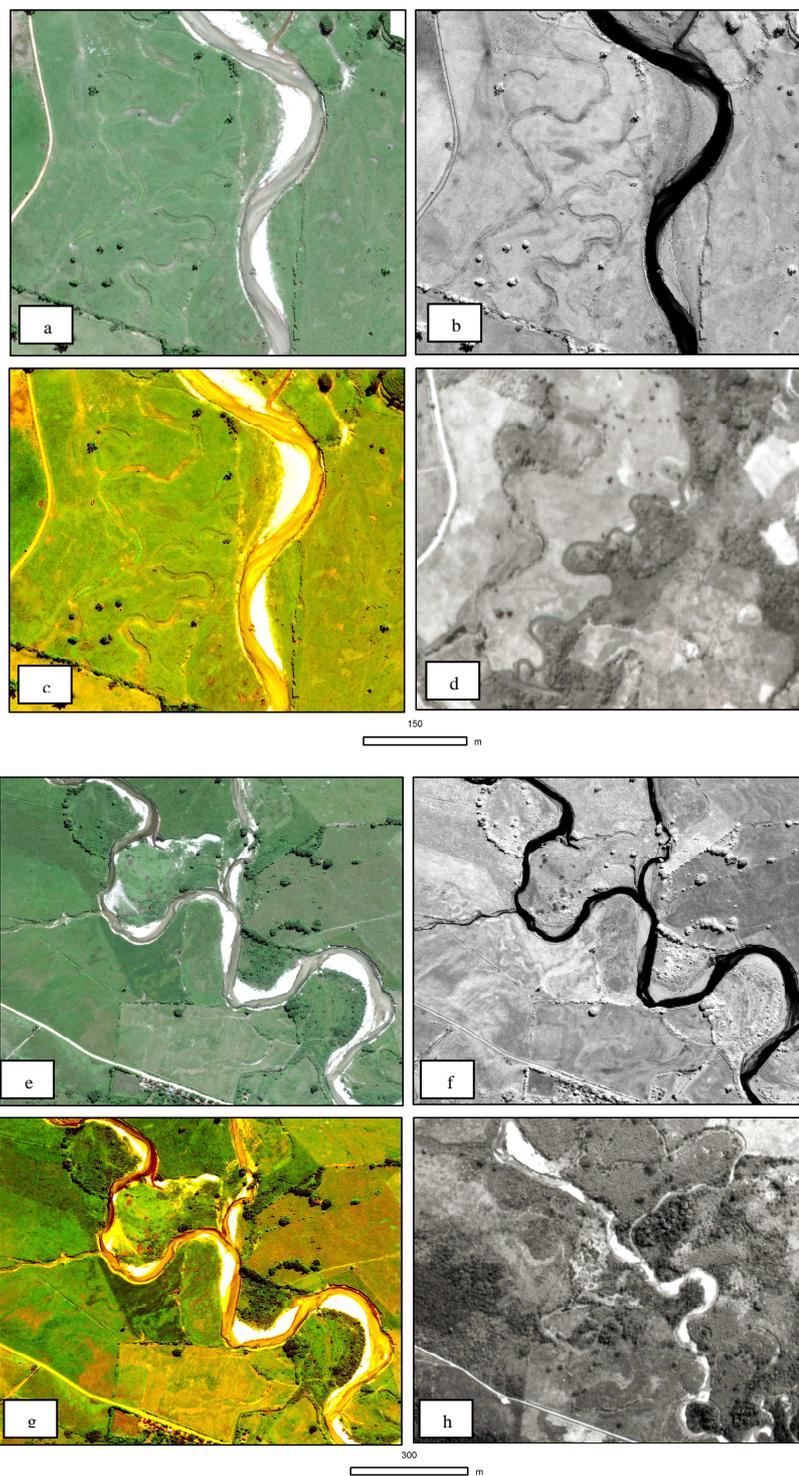


Figura 62 Formas diversas de apresentação da paleodrenagem nos canais tributários ao Alto Rio São João com imagens do *Worldview-2*: (a) e (e) composição R(1) G(2) B(3); (b) e (f) banda espectral do infravermelho próximo; (c) e (g) com tratamento no *HyerCube* e fotografias aéreas DEME-70 (d) e (h).

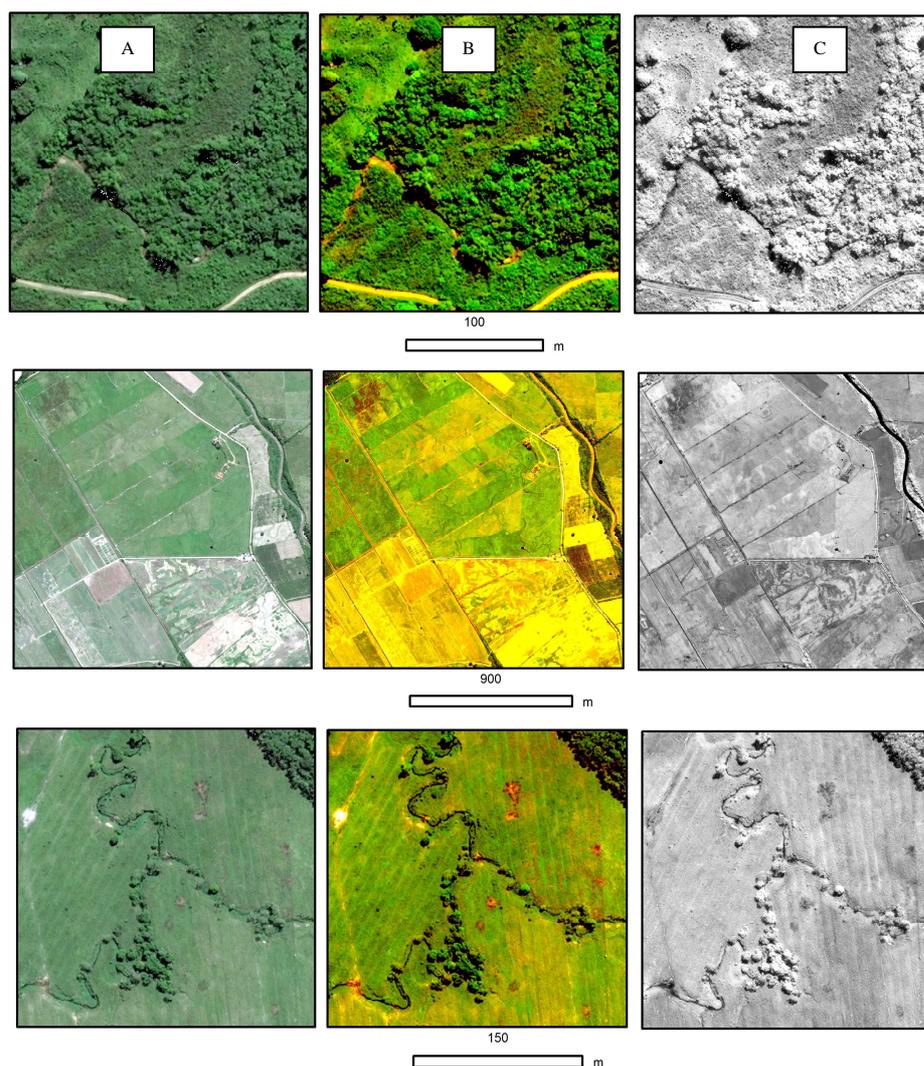


Figura 63 Canais fluviais atuais na imagem do *Worldview-2* sem (A) e com (B) tratamento radiométrico e sua banda do infravermelho próximo (C).

De fato, inclusive em imagens de satélites atuais – a exemplo da Figura 51 na página 84 – percebe-se que esta é uma extensão de terras com intensa retenção hídrica, onde em consequência disso desenrola-se um conflito socioambiental dos seus proprietários em relação à regulação exercida pela barragem. Assim, pode-se contemplar o esforço para tratar de escoar o deflúvio mais rapidamente para jusante, com uma notável concentração de canais retilíneos, inexistentes na restituição para a década de 1970, fazendo crer que estes sejam obras humanas.

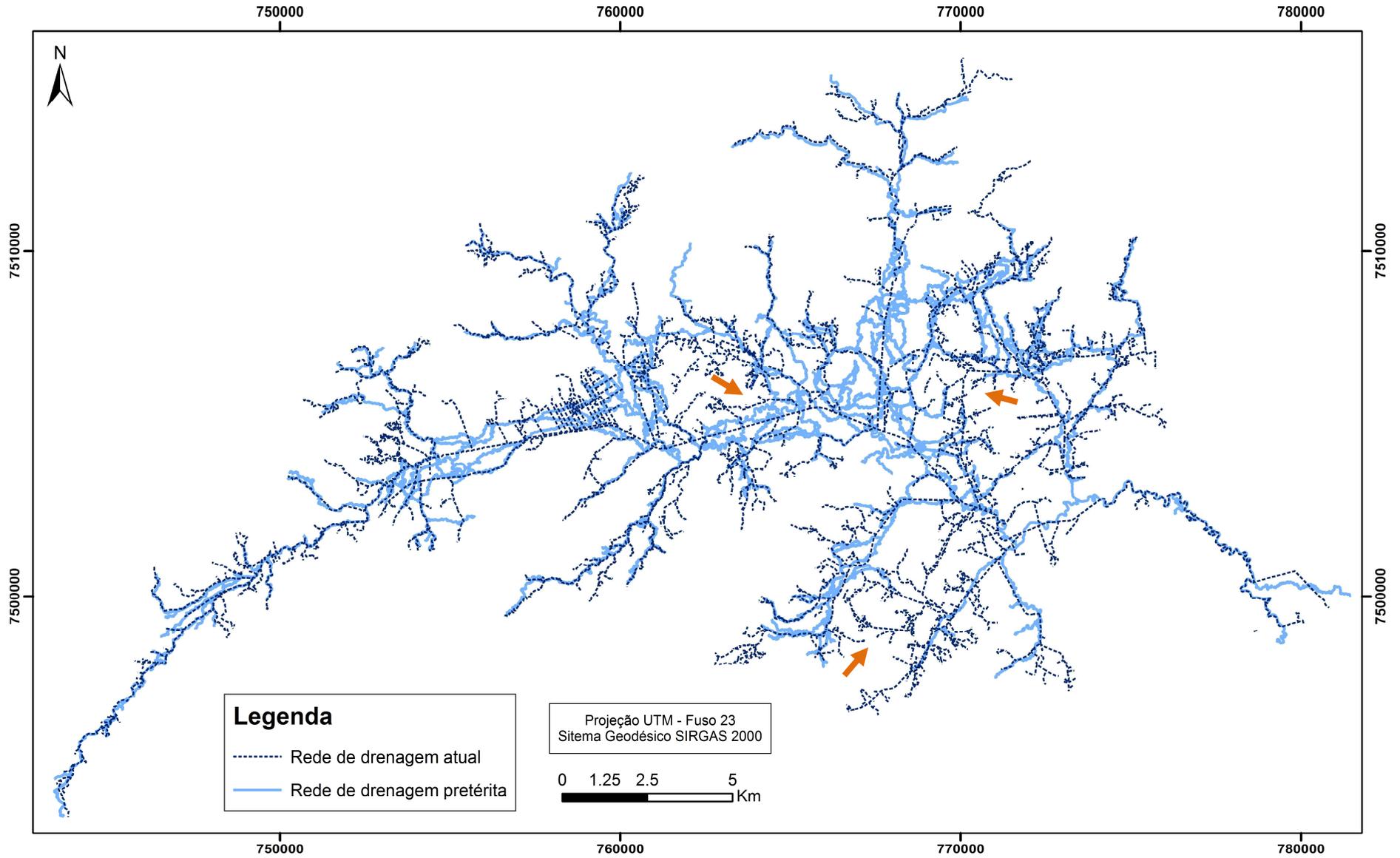


Figura 64 Rede de drenagem da bacia do Alto Rio São João pré e pós-distúrbio. As setas indicam as áreas preferenciais à retificação.

Ainda em análise qualitativa, um aspecto que sobrelevou-se na reconstituição dos canais fluviais em condição pré-distúrbio é que a forma do canal ao longo do coletor principal, além de apresentar situação curvilínea – como já esperado conforme marcas que se encontram na paisagem atual – bastante tortuosa, em alguns trechos há evidências de um padrão multicanais. É muito claro que existia um canal principal que se destaca em largura e que provavelmente era responsável por escoar a maior parte da produção de água e sedimentos na bacia; contudo, existem diversos outros canais de menor porte que drenam paralelamente àquele (**Figura 65**).

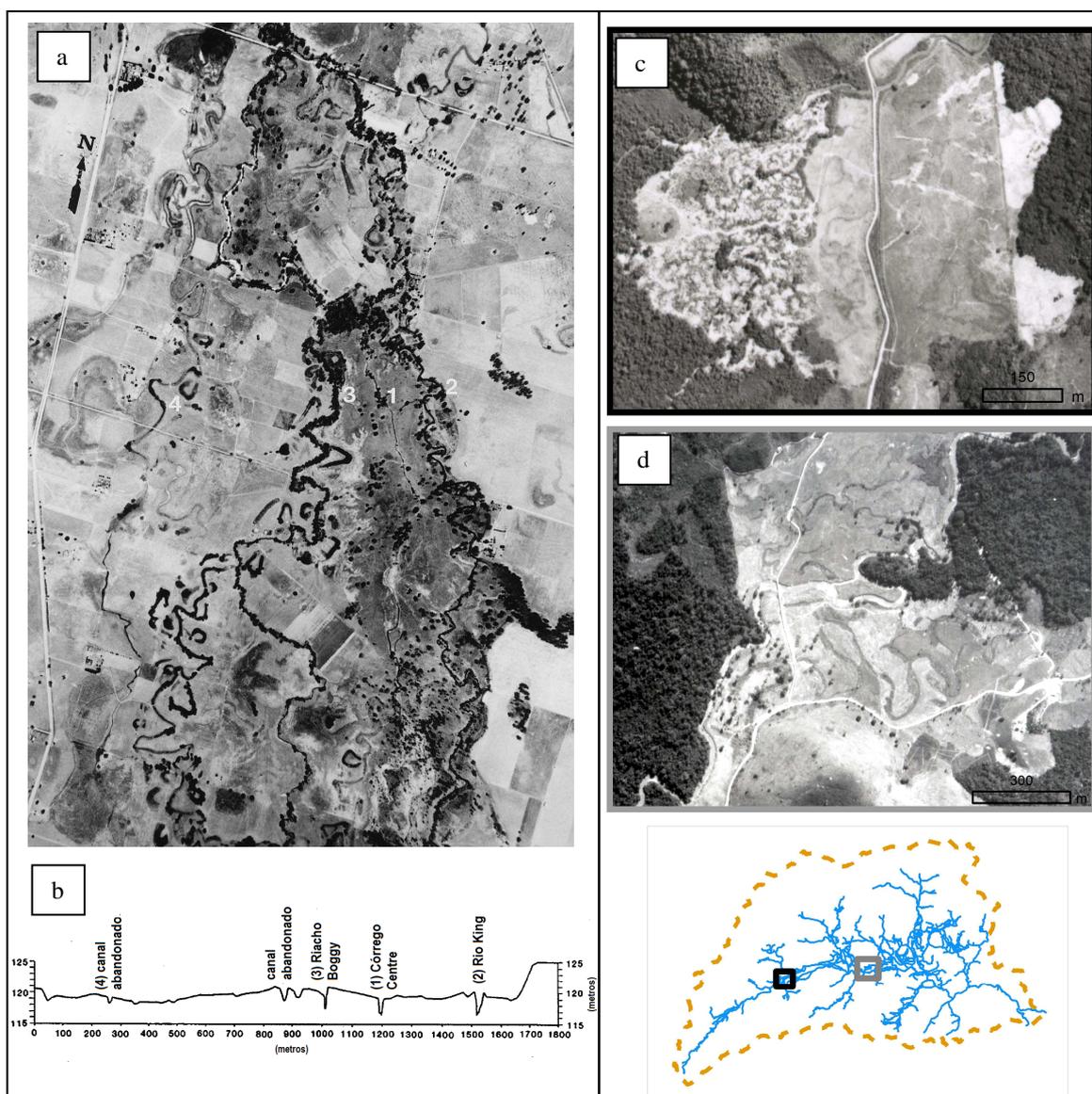


Figura 65 À esquerda, clássica fotografia aérea do rio King (sul de Oxley) com padrão anastomosado (a), os números indicam idades relativas de acordo com perfil em b (Fonte: Schumm *et al.*, 1996); à direita, recortes das fotografias aéreas DEME-70 da planície do rio São João (c) R3-151840 e (d) R4-181661.

Para investigação minuciosa das drásticas mudanças ocorridas na paisagem fluvial que se ressaltam em uma breve análise visual, e com objetivo de realizar uma contraposição qualitativa da diferença entre os dois momentos mapeados, tomou-se como ferramenta metodológica o cálculo de índices morfométricos. Procurou-se esclarecer que tipos de modificações ocorreram na rede de drenagem após as intervenções antrópicas, e por fim buscar identificar possíveis locais favoráveis à renaturalização, sendo necessárias diversas manipulações dos dados que foram gerados, assim como análises espaciais, em plataforma SIG.

As primeiras variáveis morfométricas determinadas, as mais simples e que serviram de base para o cômputo das demais, foram a área de drenagem – correspondentes às planícies aluviais – e a extensão total dos canais, através do *Calculate Geometry* do ArcGIS 10.1, sobre as quais a ‘densidade de drenagem’ pode ser estabelecida. O índice ‘complexidade do canal’ também pode ser estabelecido sem a necessidade de tratamento aos dados, somente elegendo como canais principais aqueles que fossem de terceira ordem de acordo com a hierarquização de Strahler; já a ‘média do entrelaçamento’ necessitou que os vetores dos canais fluviais atuais e pretéritos fossem submetidos a operações topológicas em arquivos de arquitetura de campos longos.

Para tal, exigiu-se a disposição dos dados em formato *geodatabase*, onde se puderam impor, verificar e solucionar regras topológicas; sobretudo no que diz respeito à existência de pseudo-nós, aqueles que relacionam geometricamente duas partes do que deveria ser feição única (**Figura 66**). Isto é, no processo de vetorização da rede de drenagem, a maior parte dos rios não foram traçados de forma contínua, o que fez com que cada um dele fosse representado com mais de um campo na tabela, e tornou-se então problemático para a contagem dos canais, conforme preconiza do índice morfométrico em questão.

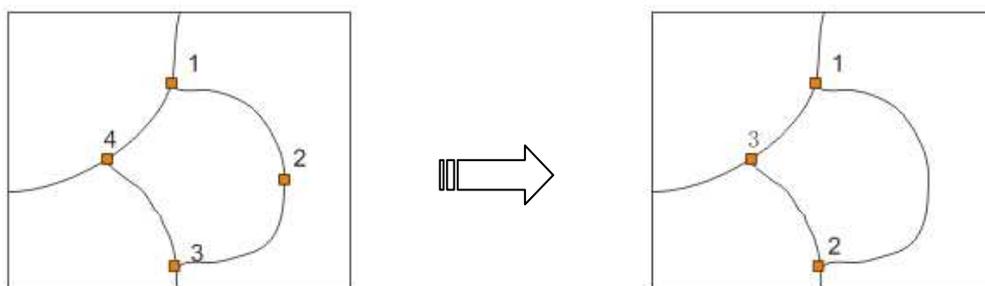


Figura 66 Exemplificação do processo de correção topológica de pseudo-nós.

Desta forma, a sua remoção foi indispensável para gerar um cálculo consistente, já que passou a considerar cada canal fluvial como uma entidade única; e, para tal, utilizou-se no módulo *Topology* do *ArcGIS* 10.1 o ‘Inspecor de Erros’, responsável por localizar, classificar e ajustar erros de topologia de acordo com as regras impostas ao *geodatabase*. Assim, foram mapeados os erros e checados para que pudessem ser aglutinados de forma automática a seus vizinhos; ao fim, a ferramenta ‘Validar Topologia’ salva a sessão e verifica se ainda há desajustes no arquivo.

Outra métrica que necessitou de manejo com precaução para seu cômputo foi o ‘índice de sinuosidade’, já que este pressupõe a existência do desenho do comprimento do vale para comparar com o do canal (**Figura 67**) por meio de uma razão. Desta forma, foram gerados alguns testes através da ferramenta *Simplify Line* do *Cartography Tools* no *ArcGIS* 10.1, responsável por remover as curvas externas consideradas insignificantes mas preservando a forma essencial e resolvendo possíveis erros gerados na topologia (ESRI, 2013).

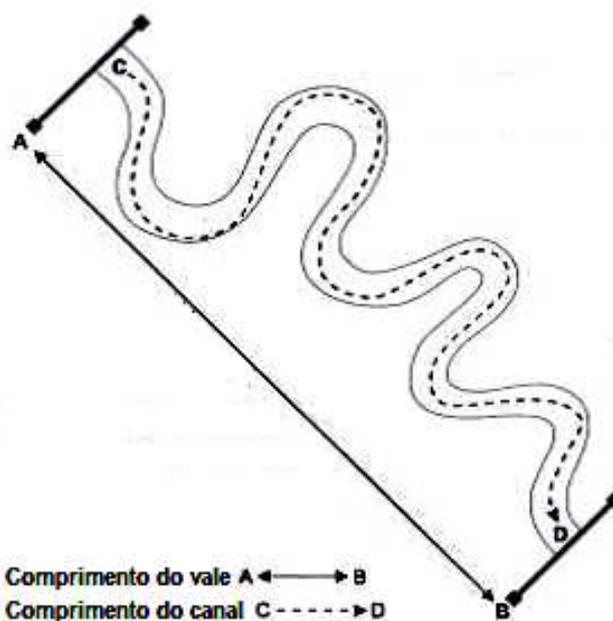


Figura 67 Esquema para cálculo do índice de sinuosidade.

Fonte: Adaptado de Doll et al., 2003.

Assim, foram gerados testes com limiares críticos para remoção das curvas de 200 a 500 m para a rede de drenagem pretérita (**Figura 68a**) e atual (**Figura 68b**) e por apreciação visual foi eleita aquela que melhor representasse o comprimento do vale, sem generalizar em excesso como mostra o exemplo de 500 m, nem seguir demasiado a linha do canal conforme a simplificação de 200 m. Os limites de 300 e 400 m mostraram resultados bastante similares,

mas optou-se pelo primeiro em ambos os mapeamentos por representar melhor o pretendido, sendo que foram submetidos à pequeno esforço de edição manual.

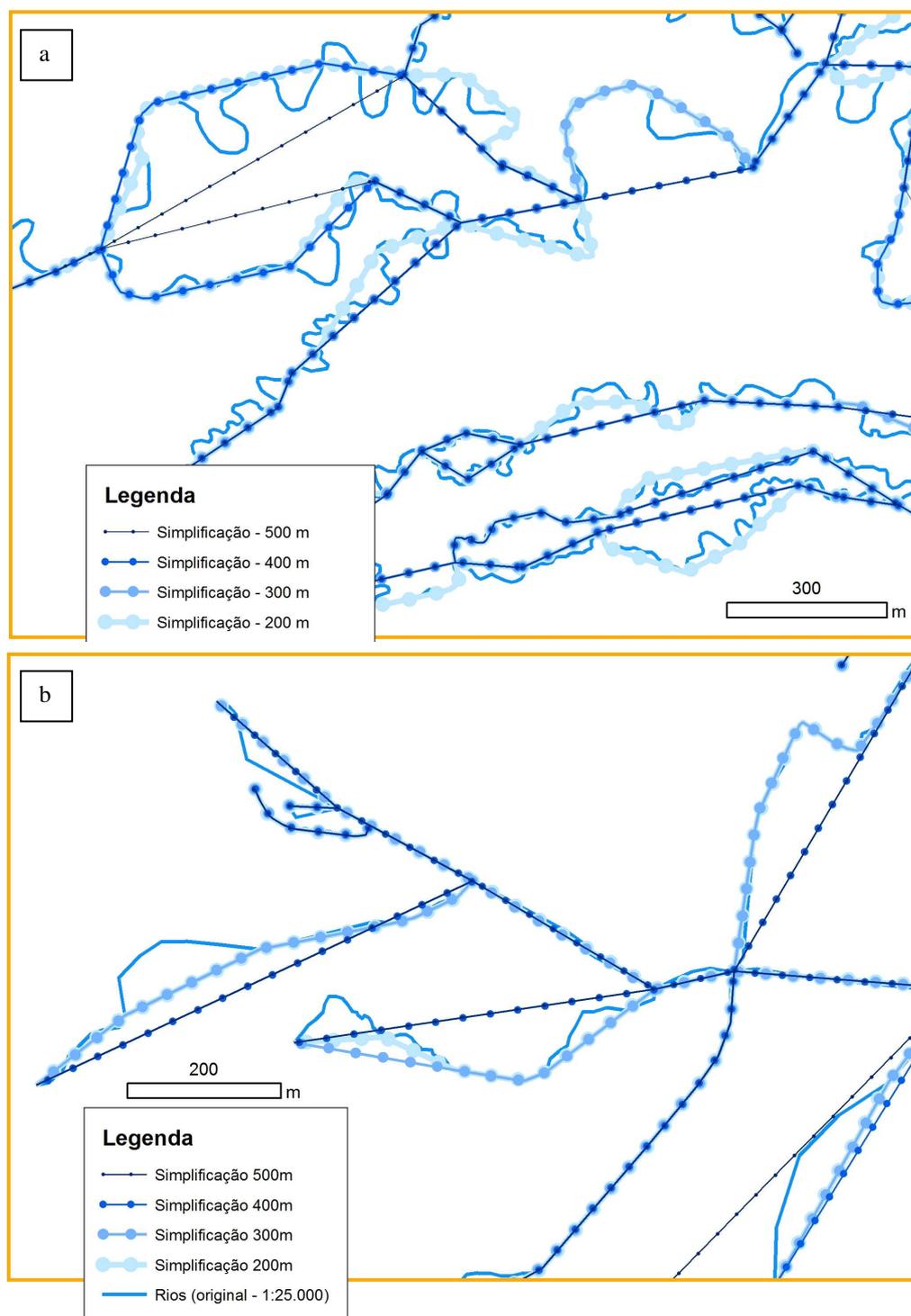


Figura 68 Testes de simplificação da drenagem (a) atual e (b) pretérita para cálculo do índice de sinuosidade.

No que diz respeito à rede de drenagem atual, a edição foi sobremaneira menor que nos rios da década de 1970 e bastante pontual, devido ao estado atual com a maior parte dos

canais retílineos e duas áreas meandantes: conservados no interior da REBIO Poço das Antas e na sub-bacia do rio Pirineus (**Figura 69**). Este segundo caso chamou a atenção pois o comprimento de onda dos meandros é muito maior do que a dos canais originais tortuosos dessa área, indicando ser uma construção humana com objetivo de retardar a chegada das águas neste local ao canal principal do rio São João.

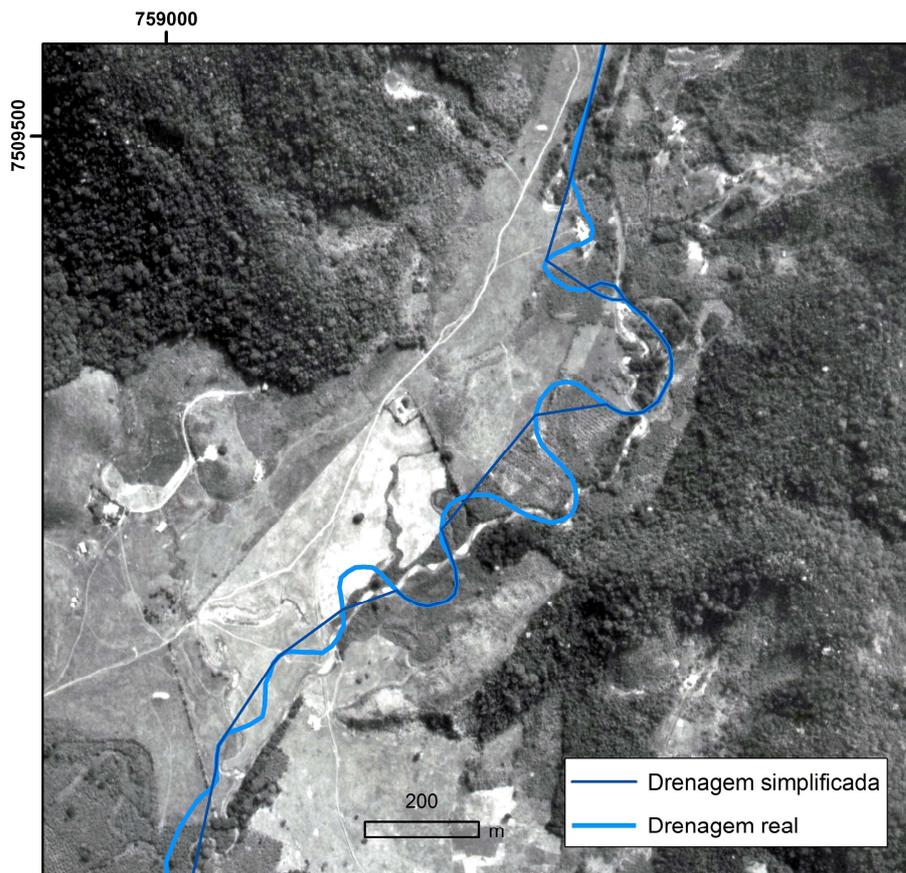


Figura 69 Edição manual na rede de drenagem atual simplificada. Imagem R4-171738 DEME-70.

Este tipo de obra foi vastamente relatada por Kondolf (2006), explanando que muitos projetos de reconstrução de canais objetivam a criação de um rio estável, com leito único e meândrico este último sendo uma sensata e óbvia meta em rios que historicamente perderam as suas curvas, à exemplo do córrego Uvas (**Figura 70**). Contudo, meandros vem sendo criados em diversos projetos onde os rios assim não o eram originalmente, o que leva a desbordamentos e sobrelavagem (*washed out*) ou, mesmo se estável, não provê um hábitat que naturalmente existiria naquele local.

Este é o paradigma reinante hoje em restauração fluvial na América do Norte, por sua suposta estabilidade somada à uma preferência cultural-estética herdada das paisagens

inglesas do século XVIII; assim, eles são tipicamente concebidos com a contenção das laterais das curvas dos meandros construídos com blocos de rochas e troncos de árvores, como mostra a **Figura 71**. Nela, podemos perceber as raízes das árvores voltadas para o canal, além de linhas de rochas no leito em forma de U – com a abertura para jusante – funcionando como barragem do fluxo.

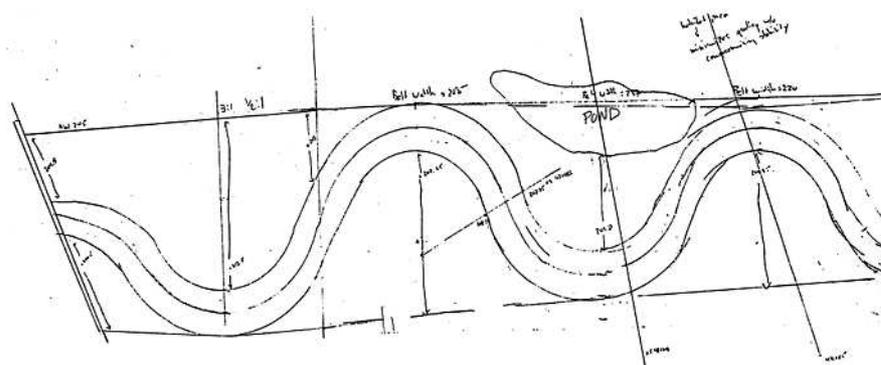


Figura 70 Plano para reconstrução do córrego Uvas (EUA) por consultores técnicos.

Fonte: Kondolf, 2006.

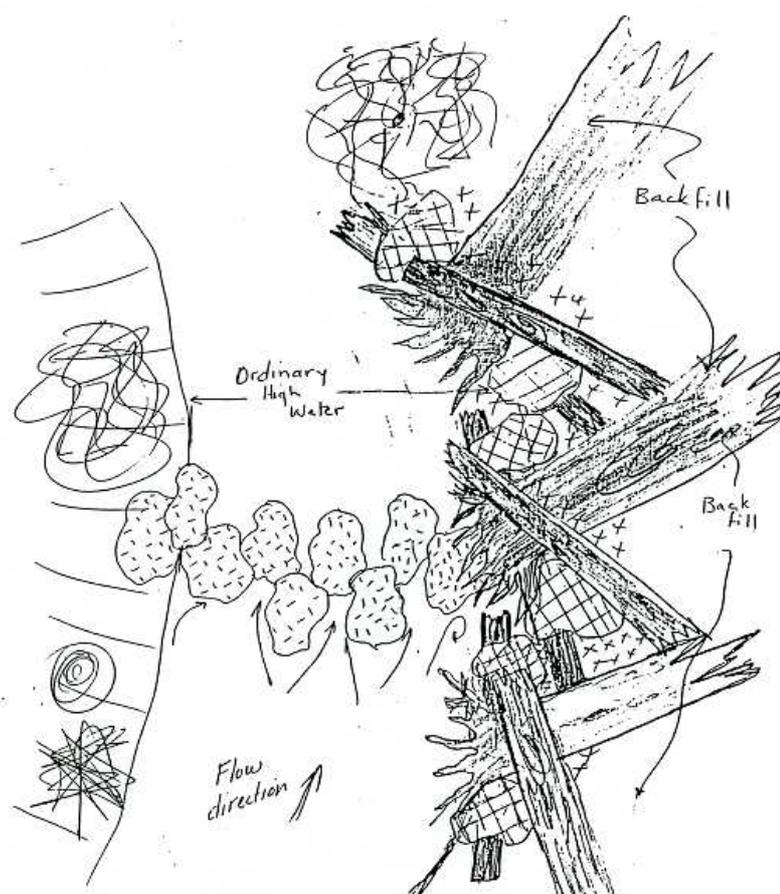


Figura 71 Diagrama de intervenção em projeto de restauração fluvial.

Fonte: Kondolf, 2006.

Ou seja, não existe uma solução única como prometem muitas cartilhas divulgadas entre os gestores e planejadores ambientais, e sua aplicabilidade é restrita inclusive nos ambientes dos trópicos úmidos, onde supostamente este “desenho ideal” seria facilitado em função das descargas de leito menor. O paradigma baseado essencialmente na forma não considera mudanças históricas, processos físicos ou variáveis relevantes que não podem ser facilmente observados, como o suprimento de sedimentos; desta forma, muitos projetos foram implementados, e grande parte falhou.

Já a rede de drenagem pretérita, de maior complexidade, exigiu sobremaneira um esforço para edição do vetor gerado em sua simplificação; e, ainda, somou-se à sua elevada tortuosidade a inexistência de um padrão de amplitude das curvas dos rios, fazendo com o que o processo automatizado com um único critério – de 300 m – não satisfizesse a totalidade dos diferentes setores fluviais (**Figura 72**). A opção adotada foi a de estabelecer um critério para simplificação das linhas com o parâmetro tal que representasse a maior parte dos rios da planície aluvial do rio São João na década de 1970.

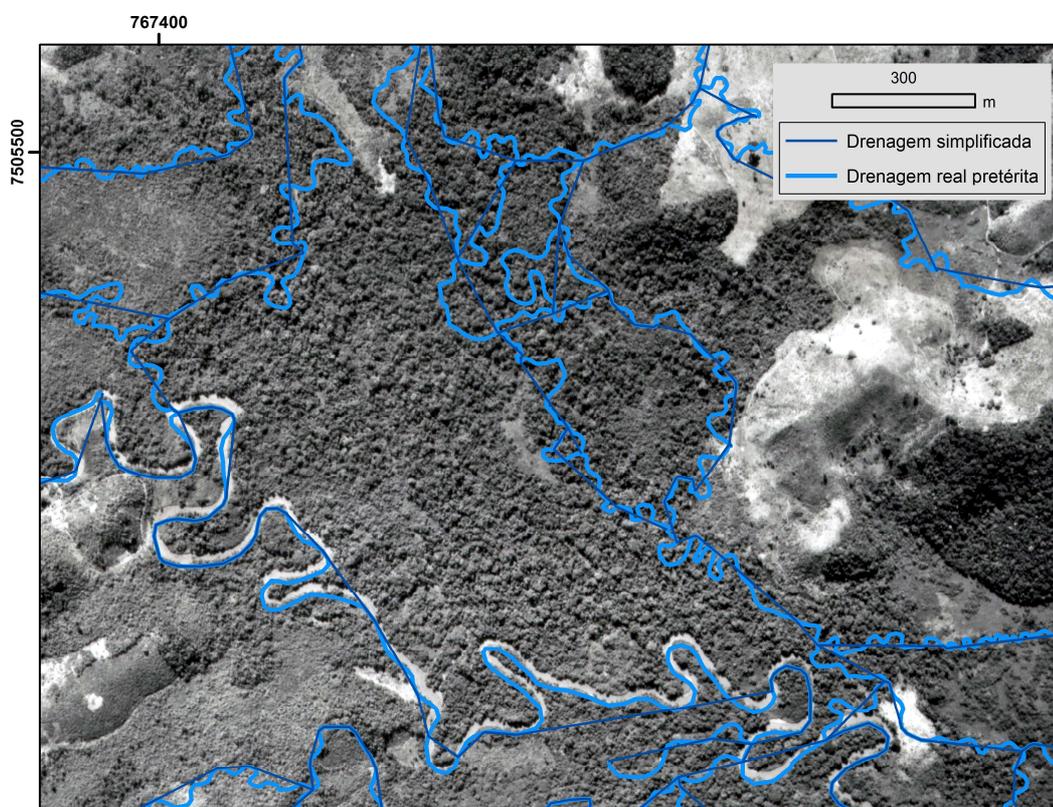


Figura 72 Edição manual na rede de drenagem pretérita simplificada. Imagem R4-201422 DEME-70.

Sendo assim, quase a totalidade da simplificação automática dos principais canais da bacia do Alto Rio São João na década de 1970, ou seja, aqueles de maior amplitude e largura e que provavelmente eram responsáveis por escoar o maior caudal, tiveram que ser estabelecidos por edição manual. Enquanto que os demais, correspondentes à ampla rede de canais secundários e terciários com alto nível de tortuosidade e complexas interligações que drena a maior parte da bacia, atenderam ao critério e não necessitaram de pós-processamento.

A partir deste tratamento em todos os dados de entrada para a pretendida análise, foi possível então calcular os índices morfométricos médios para a área de estudo em sua condição pretérita e atual (**Tabela 7**), onde já puderam-se notar algumas mudanças significativas no intervalo de 40 anos que as separam. Primeiramente, computou-se um aumento de 107,71 km no comprimento total dos canais na bacia do Alto Rio São João em relação ao mapeamento de 1970, o que incrementou a densidade de drenagem em 0,82 – considerando que a área da planície manteve-se inalterada.

Tabela 7 Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Alto Rio São João.

Morfometria da rede de drenagem	Condição pretérita	Condição Atual
Comprimento total dos canais	629,91 km	737,62 km
Área de drenagem	130,91km ²	130,91 km ²
Densidade de drenagem	4,82	5,64
Índice de sinuosidade	1,42	1,07
Complexidade do canal	0,61	0,67
Média de entrelaçamento	-	-

Esta detecção de crescimento pode estar em função da maior interpretabilidade permitida pelas imagens do *Worldview-2*, destacando-se os locais de canais fluviais de pequeno porte, de mais difícil detecção nas fotografias aéreas DEME-70, o que pode ter contribuído para esta diferença. Contudo, notou-se visualmente que houve de fato uma densificação de canais com a criação de novos escoadouros para áreas que sofrem com inundações devido ao lençol freático raso, coincidindo com a associação de gleissolos na bacia de drenagem, e uma provável drenagem das várzeas para sua utilização como pastagem.

Ou seja, aparentemente houve um esforço mais proeminente na área à montante da Represa de Juturnaíba no sentido de confinar os fluxos d'água em canais bastante retilíneos, o que fez o índice de sinuosidade reduzir de 1,42 para 1,07 em toda a bacia do Alto Rio São João no período analisado. Observou-se, também, que esta diferença foi sustentada não só

pelos novos canais criados nas áreas alagáveis, mas pela simplificação do traçado em trechos que já havia rede de drenagem organizada, sobretudo ao longo dos canais principais.

Por conta desta reflexão, esperava-se que a média do índice morfométrico da complexidade do canal não pudesse retratar estas duas alterações distintas, já que a primeira contribuiria para seu acréscimo enquanto a segunda redução; o que de fato ocorreu foi um pequeno aumento de cerca de 9%. De tal maneira, pode-se somente concluir que as obras em prol da criação de novos canais hierarquicamente secundários ocuparam maior extensão em comprimento do que aquelas intervenções em canais principais primários.

Por conta desta limitação e da dificuldade em selecionar transectos representativos e com intervalo ideal para o cômputo da média do entrelaçamento, optou-se por representar estas todas estas métricas de maneira setorizada, para que se pudesse entender a diferenciação espacial por toda a bacia hidrográfica. Assim, os padrões poderiam ser evidenciados de acordo com as distintas intervenções realizadas em cada porção deste sistema ambiental, o que vai ao encontro de possíveis futuros desenhos em um projeto de renaturalização, que comumente é aplicado na escala de trechos fluviais.

4.2 O uso de matrizes hexagonais na morfometria fluvial

A dificuldade de seccionar um sistema homogêneo do ponto de vista físico, sobretudo nos aspectos morfopedogenéticos, como uma planície aluvial levou à busca de uma forma de representação espacial que dividisse a paisagem de maneira matemática e objetiva. Neste sentido, aquela que se destaca nas análises ambientais pela potencialidade da conectividade entre os setores e da síntese dos dados dos quais serão abastecidos, além do nítido apelo visual-comunicativo, é a utilização de matrizes hexagonais que carreguem em cada uma de suas células os dados que dizem respeito à área que elas recobrem, podendo integrá-los a partir de diversas fontes.

Para eleger uma matriz que fosse representativa para a área total da planície do Alto Rio São João, assim como para as redes de drenagem atual e pretérita, foram utilizados critérios que se basearam na variação de todos estes dados disponíveis, privilegiando medidas de área do hexágono que favorecessem sua integração, assim como a sua representatividade como unidade espacial de análise da paisagem. O tamanho desta célula é uma etapa que necessita de muita atenção, já que pode comprometer todo o resultado da pesquisa se não for bem expresso; isto é, ela não pode ser generalista nem minimalista em excesso.

Os testes realizados (**Figura 73**) mostraram que matrizes com hexágonos de 5 ha recortavam de forma exagerada a presente área de estudo, e não privilegiavam a complexidade dos dados que iriam gravar; enquanto que aquelas com 30 ha já mesclavam em demasiado as distinções no interior de cada uma delas. Sendo assim, foi considerado satisfatório para cartografar o fenômeno da morfometria da rede de drenagem hexágonos entre 10 e 15 ha, sendo que nesta pesquisa adotou-se o maior tamanho por entender que os índices para ela escolhidos eram ali melhor representados.

A partir desta decisão, em uma plataforma SIG, passou-se a implementar rotinas de intersecção dos dados provenientes dos mapeamentos para extração de feições – redes de drenagem atual e pretérita e a delimitação da planície aluvial - e de seu tratamento – simplificações e correções topológicas - com o vetor da matriz hexagonal. Esta operação foi executada por meio da ferramenta *Intersect* do *Analysis Tools* do *ArcGIS 10.1*, que é responsável por unir espacialmente camadas distintas preservando todos os atributos de cada uma delas, qual foi essencial para realizar posteriormente as operações de divisão no cálculo dos índices morfométricos.

Diante disso, cada trecho da área de estudo passou a pertencer a um hexágono e assim possuir um código identificador a ele relacionado dentro da matriz, o que permitiu posteriormente a comparação espacial entre datas distintas e também a síntese das próprias métricas dentro de cada célula. Sendo assim, foram recalculados os índices por operações na tabela de atributos através da *Field Calculator* correspondente a cada registro do novo elemento geográfico gerado, onde destaca-se de forma ilustrativa a densidade de drenagem (**Figura 74**) e o índice de sinuosidade (**Figura 75**).

No primeiro caso, dentro de cada hexágono dividiu-se o comprimento total dos canais interiores à ele pela área de planície aluvial correspondente; enquanto que no segundo a razão foi entre o comprimento total dos canais reais e dos canais simplificados. Para os outros dois índices as operações foram mais simples: no cômputo da complexidade do canal, a divisão foi entre o comprimento dos canais secundários pelo comprimento total no interior de cada elemento da matriz; e já na média do entrelaçamento foi realizada uma contagem do número de registros dentro da mesma célula através da estatística da ferramenta *Dissolve* do *Data Management Tools* do *ArcGIS10.1*.

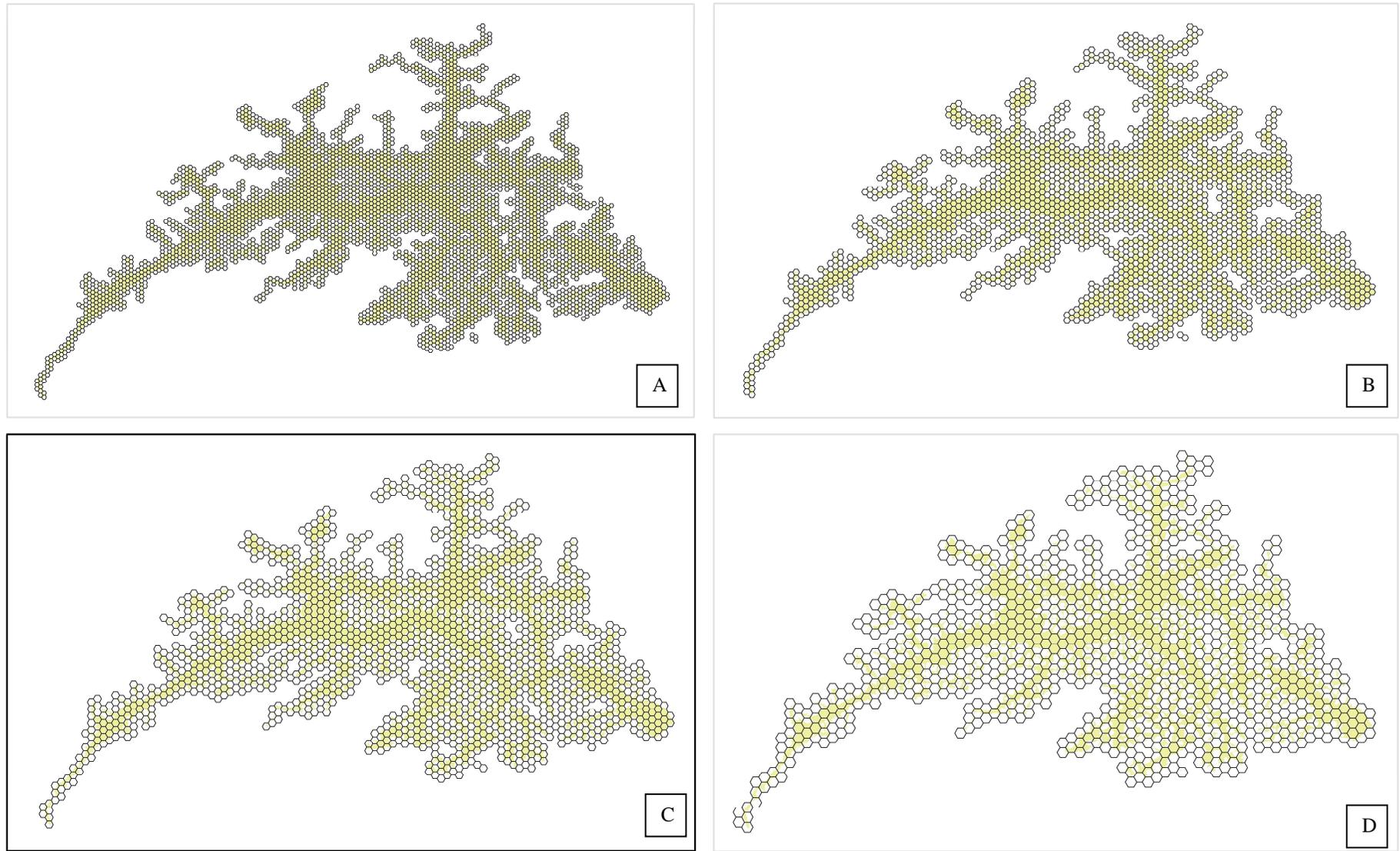


Figura 73 Matrizes hexagonais calculadas para a área de estudo com 5 ha (A), 10 ha (B), 15 ha (C) e 30 ha (D). O retângulo preto indica a eleita para o estudo.

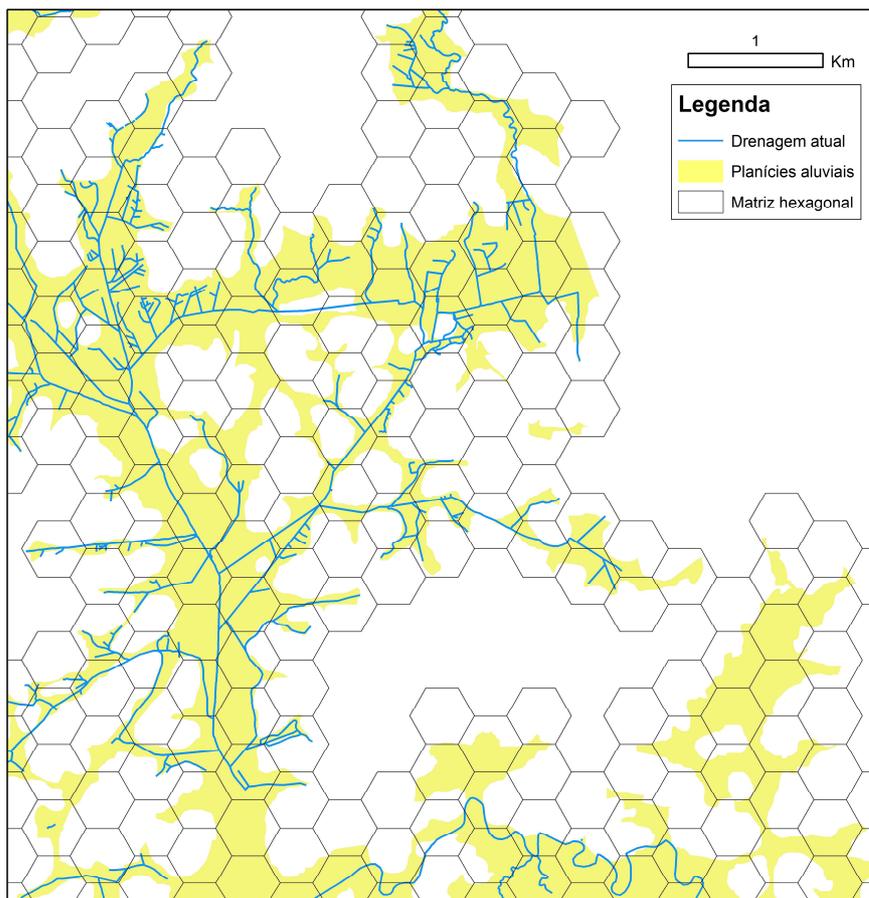


Figura 74 Exemplificação do cálculo da densidade de drenagem na matriz hexagonal.

Assim, surgiram os primeiros resultados espacialmente distribuídos da densidade de drenagem atual e pretérita (**Figuras 76 e 77**, respectivamente) da bacia do Alto Rio São João. O primeiro aspecto evidenciado foi a modificação nos locais nos quais se aglomeram as áreas de alta densidade: atualmente, elas estão concentradas nas primeiras sub-bacias logo à montante da Represa de Juturnaíba (**Figura 76d**), enquanto que no padrão original elas estavam nas sub-bacias dos rios Bananeiras e Pirineus (**Figura 77d**), aqueles que contribuem com maior vazão para o canal principal de acordo com Pimenta (2012).

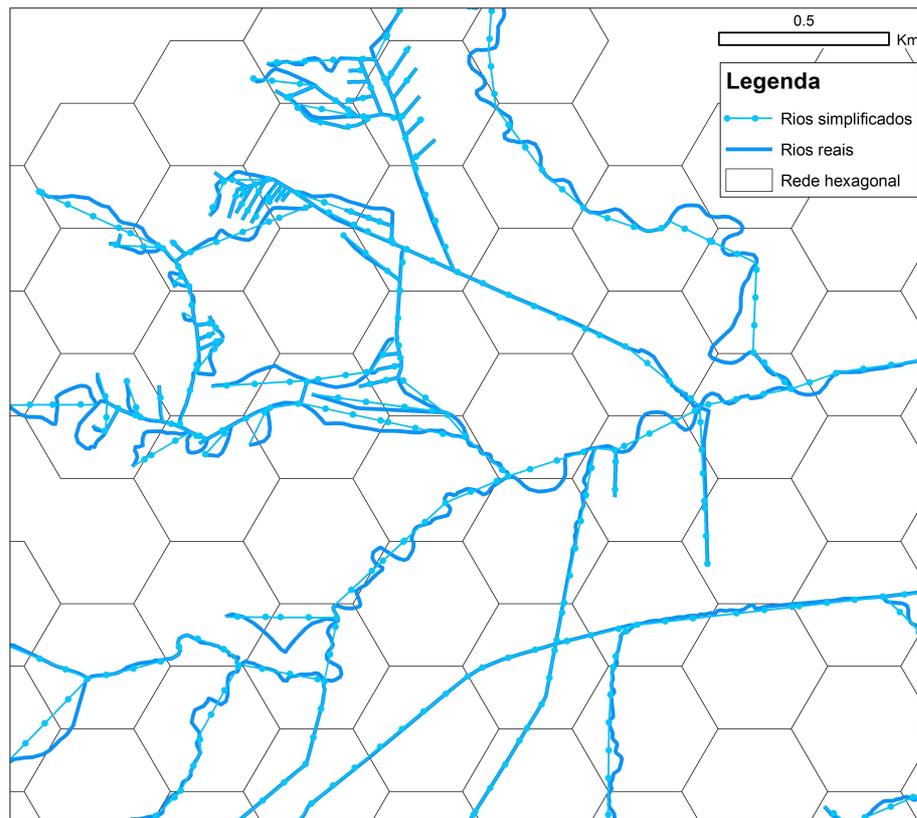


Figura 75 Cálculo do índice de sinuosidade em matrizes hexagonais.

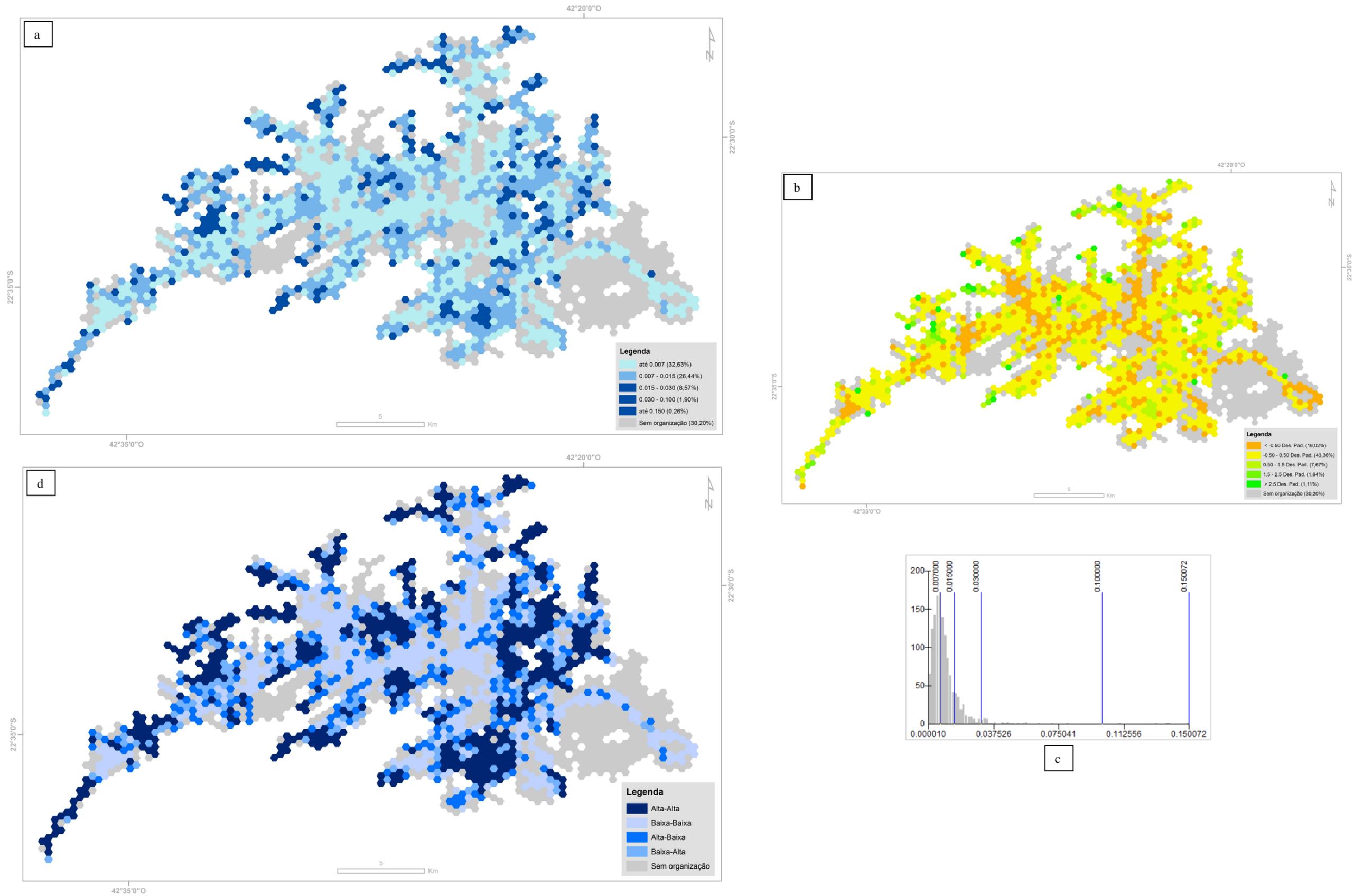


Figura 76 Densidade de drenagem atual: subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

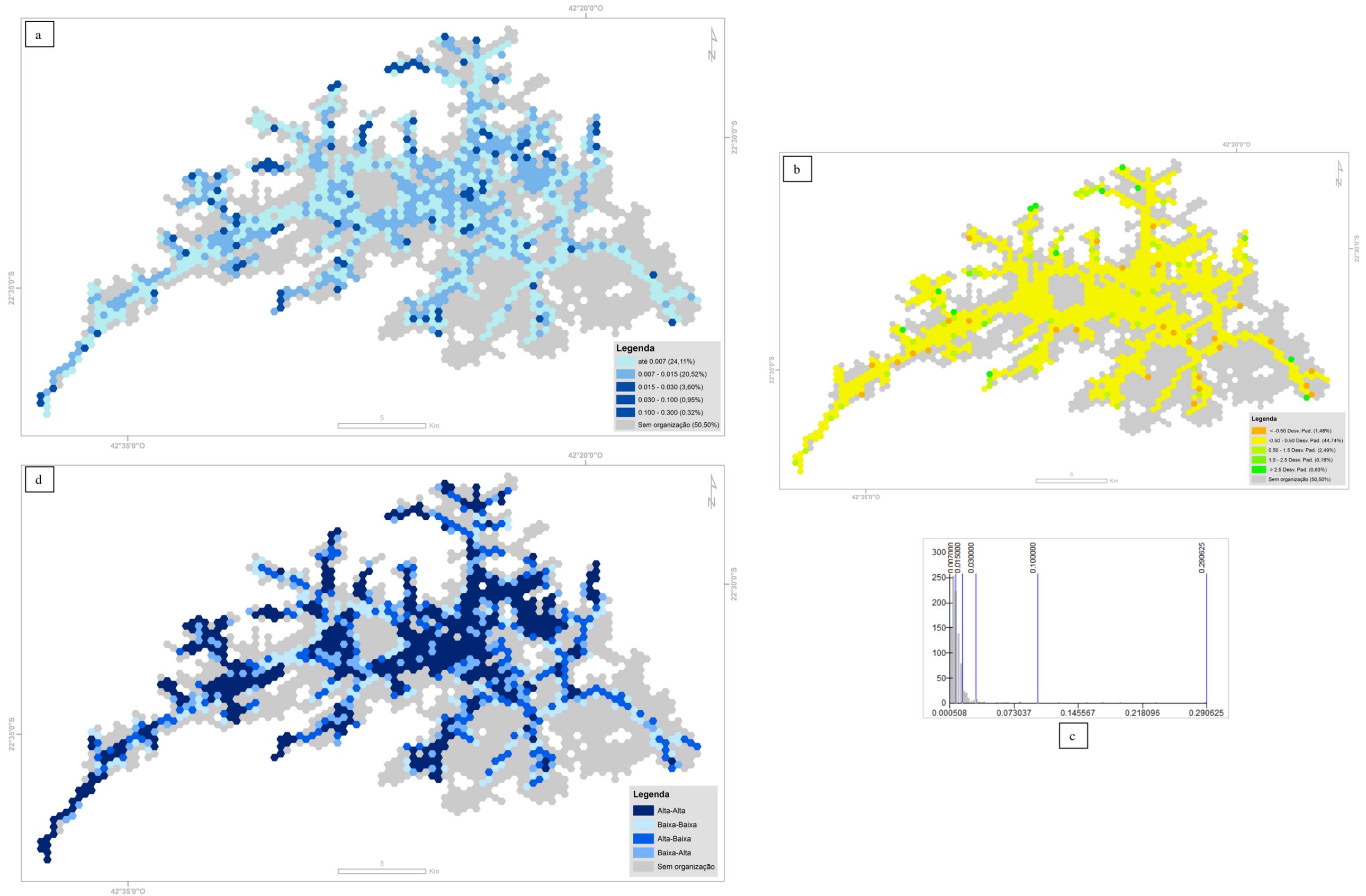


Figura 77 Densidade de drenagem pretérita. subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

É compreensível, portanto, que houvesse uma rede de canais mais complexa nestes subsistemas onde há maior produção de água: eles drenam terrenos montanhosos nas escarpas da Serra do Mar e dessa forma ganham também mais energia a ser dissipada nos tortuosos canais que se entremeiam ao chegar à ampla planície aluvial do São João. Em reação às baixas densidades, estas possuem uma abrangência espacial maior atualmente (**Figura 76a**) do que na década de 1970 (**Figura 77a**), sobretudo ao longo do canal principal, fazendo com que o intervalo de classe do índice até 0,007 tenha um incremento de cerca de 8% no período analisado.

Outra observação foi em relação ao desvio-padrão dos valores do índice de densidade de drenagem por hexágono: nota-se que originalmente havia uma homogeneidade muito maior em relação à condição atual. De acordo com mapeamento de 1970, quase que a totalidade da rede de drenagem organizada (44,74%) concentra-se em torno da média (**Figura 77b**), enquanto que atualmente a distribuição em torno da média acima de 0,5 desvio-padrão diz respeito à cerca de 27% da bacia hidrográfica (**Figura 76b**).

Acompanhando esta análise, o índice da média do entrelaçamento evidencia o número de canais identificados no interior de cada hexágono, e assim mostra que na condição atual houve um aumento de cerca de 20% de área da bacia de drenagem do Alto Rio São João na qual existem canais (>0), evidenciando que aí foram criados novos canais (**Figura 78**). Além disso, é possível perceber que este se deu de forma ramificada, uma vez que o incremento foi observado nos intervalos de classe acima de 2 (**Figura 79a**).

Espacialmente, este crescimento está nos locais anteriormente descritos que mostraram aumento também na densidade da drenagem, como é possível de ser observada na nítida *clusterização* de altos valores da **Figura 78d**; destacando, além das sub-bacias à montante da Represa (**Figura 80**), outra área que sofreu intensa ramificação onde atualmente presta-se à cultivos temporários (**Figura 81**). Já em sua condição original (**Figura 79d**), os locais da planície aluvial do Alto Rio São João que apresentava maior grau de bifurcação eram ao longo de todos seus principais canais, tanto dos distributários contribuintes quanto do exutório coletor.

Em relação à oscilação em torno da média, o entrelaçamento da rede de drenagem atual mostrou uma concentração 26,63% maior no intervalo de classe de -0.5 a 0.5 desvio-padrão do que no mapeamento de 1970 (**Figuras 79b e 79b**). A partir disto, pode-se afirmar que as intervenções realizadas na presente área de estudo no intervalo de tempo por ele considerado tornaram tal sistema ambiental mais homogêneo do ponto de vista do número de canais, com o impacto negativo da diminuição de áreas úmidas e habitats.

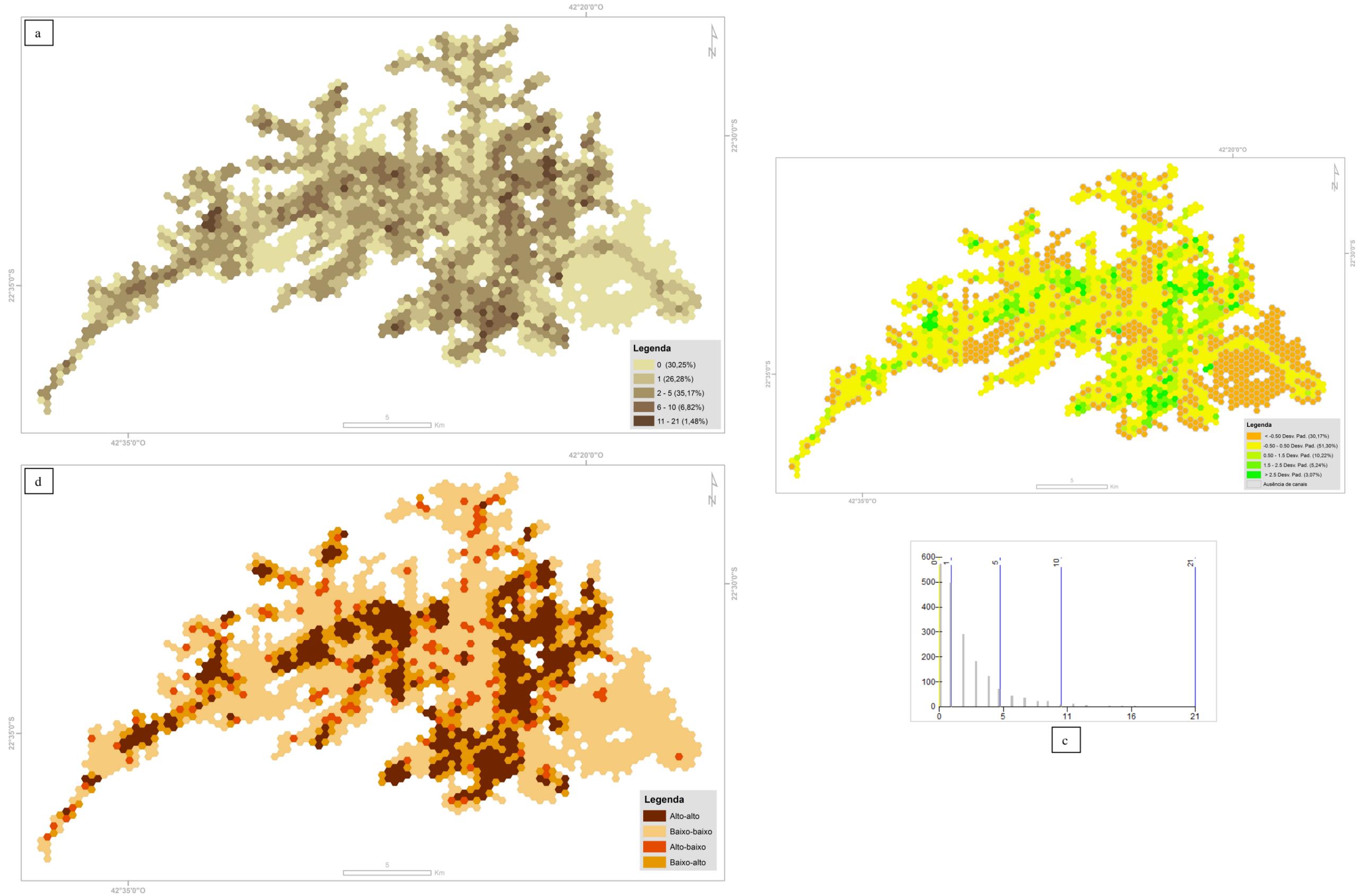


Figura 78 Média do Entrelaçamento atual: subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

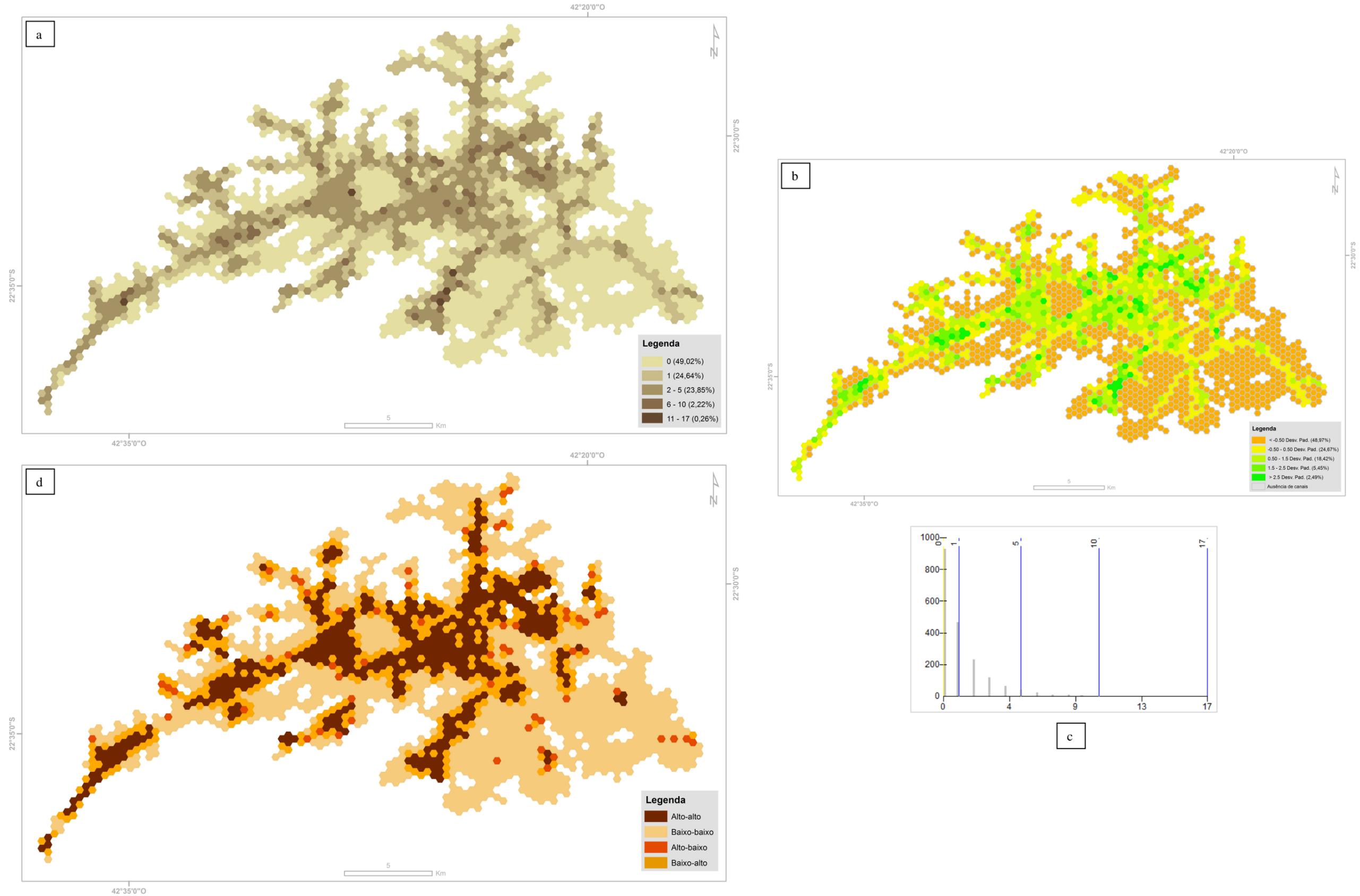


Figura 79 Média do Entrelaçamento pretérita: subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

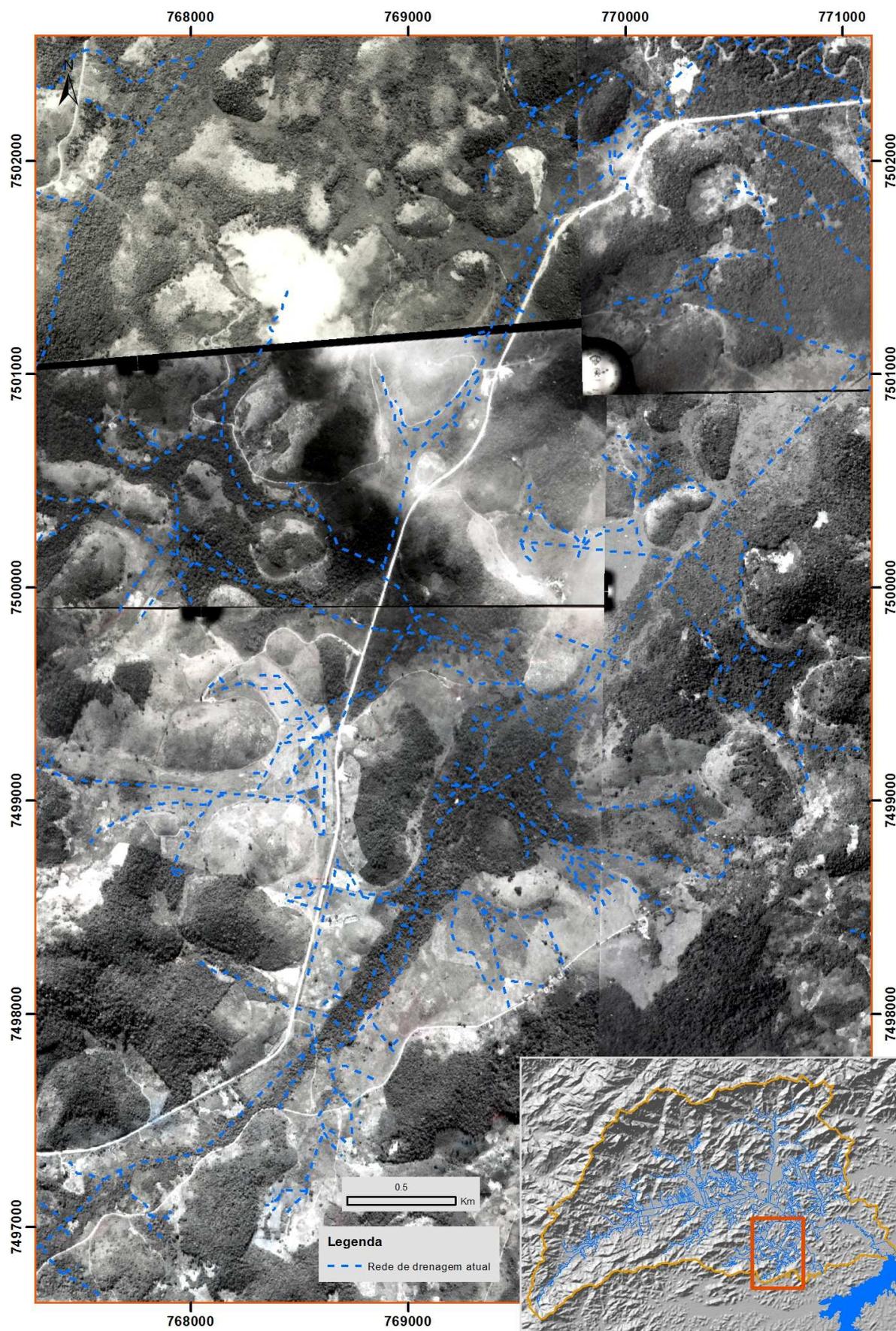


Figura 80 Comparação da rede de drenagem atual com as fotografias aéreas históricas DEME-70, evidenciando o aumento da densidade e do entrelaçamento da drenagem na sub-bacia à montante da Represa de Juturnaíba.

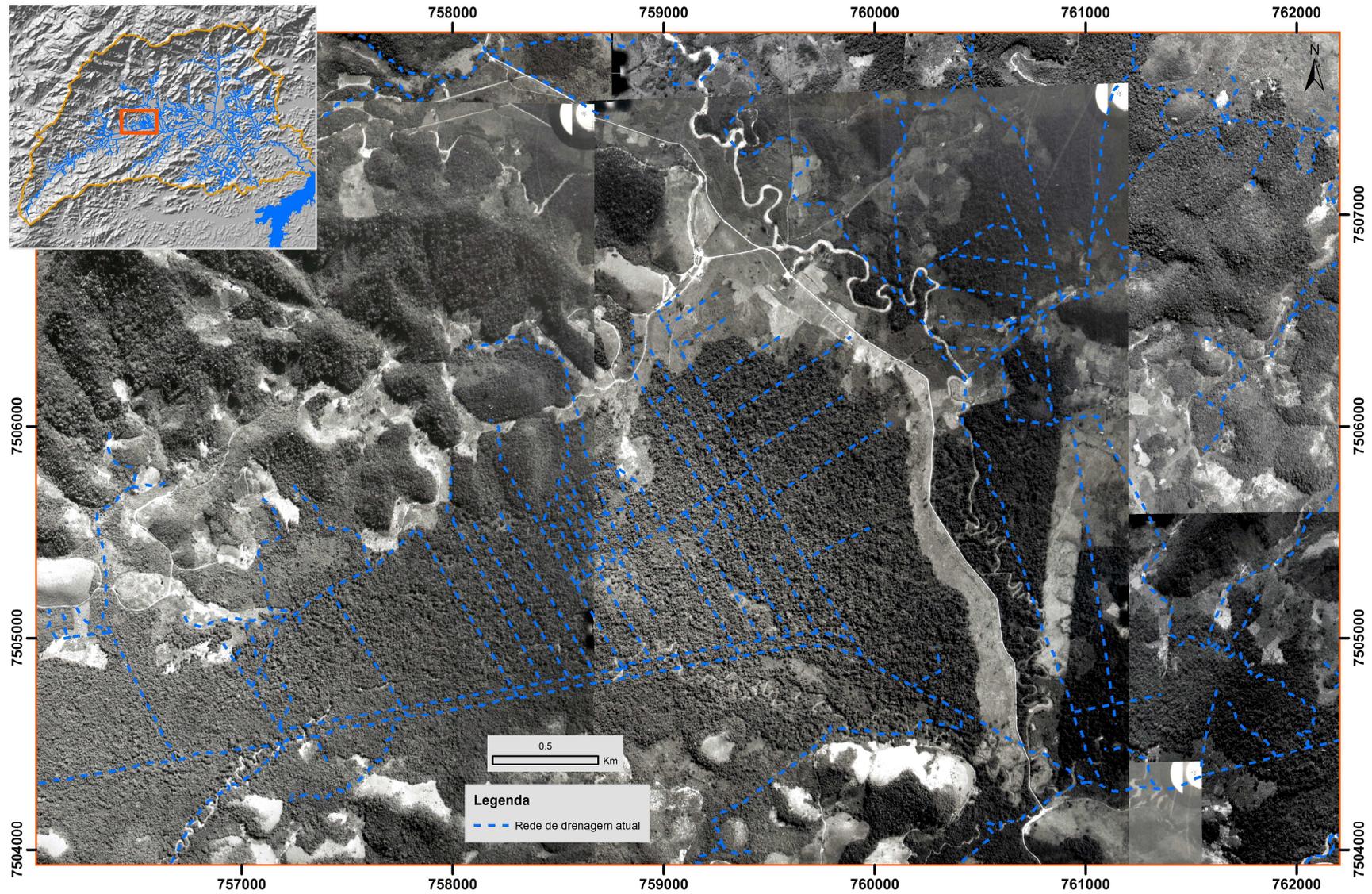


Figura 81 Comparação da rede de drenagem atual com as fotografias aéreas históricas DEME-70, evidenciando o aumento da densidade e do entrelaçamento da drenagem no médio curso do Alto Rio São João.

Quanto à complexidade do canal (**Figuras 82 e 83**), dos quatro índices calculados neste estudo, este é o que permite maior interferência do pesquisador, já que este indica os principais coletores da drenagem, o que pode levar a uma análise tendenciosa; por isso far-se-ão observações com maior cautela. O cálculo desta métrica indica trechos fluviais nos quais há hierarquização mais ou menos intensa da drenagem, destacando portanto aqueles canais que são únicos, os que recebem diversos contribuintes e por último somente os canais de ordem inferior.

Nesta pesquisa, foi interessante atentar para a maneira como as duas classes extremas se isolam bem quando ele é computado na malha hexagonal; isto é, através de sua distribuição espacial foi possível notar porções da bacia hidrográfica do Alto Rio São João que possuem canais principais isolados e aquelas outras que concentram apenas pequenos canais primários e secundários. Além disso, esta análise foi ao encontro da densidade de drenagem, pois percebeu-se que nas sub-bacias onde foram abertos novos canais houve re-hierarquização da drenagem.

Em sua condição original, o Alto Rio São João possuía apenas um pequeno trecho de canal único e sem contribuintes, que encontrava-se em sua porção terminal mais a jusante da bacia, drenando uma área permanentemente alagada; enquanto que, ao longo do restante dos coletores principais, estes não só recebiam diversos tributários como também subdividiam-se em outros, elaborando uma complexa rede (**Figuras 83a e 83d**). Comparando com o mapeamento do ano de 2010, examinou-se que aumenta a ocorrência de canais pouco complexos assim como diminuiu os de maior complexidade, em cerca de 5% cada.

Contudo, a diferença que mais sobressaiu foi o incremento de 13,11% em áreas drenadas somente por canais de hierarquia inferior (**Figuras 82a e 83a**), quais coincidem com aquelas de aumento da densidade de drenagem e do entrelaçamento; concluindo-se que a abertura de novos lineamentos para escoar a água de maneira concentrada promoveu uma considerável mudança. Esta porção da bacia, ainda, foi a principal responsável pelo aumento da frequência de áreas com desvio-padrão positivo, além do adensamento de pequenos canais nas terras servidas aos cultivos (**Figuras 82b e 83b**).

Com relação também a esta medida de dispersão, faz-se referência ao aumento de elementos geográficos em torno da média – de 7,04% para 13,28% - que concentram-se atualmente ao longo dos canais principais da bacia do Alto Rio São João, enquanto que originalmente estes mostravam maior complexidade. Assim, corrobora-se o aumento da homogeneidade no intervalo das quatro décadas neste sistema ambiental, conforme detectado na métrica do entrelaçamento – reunidos ao longo dos principais coletores de drenagem.

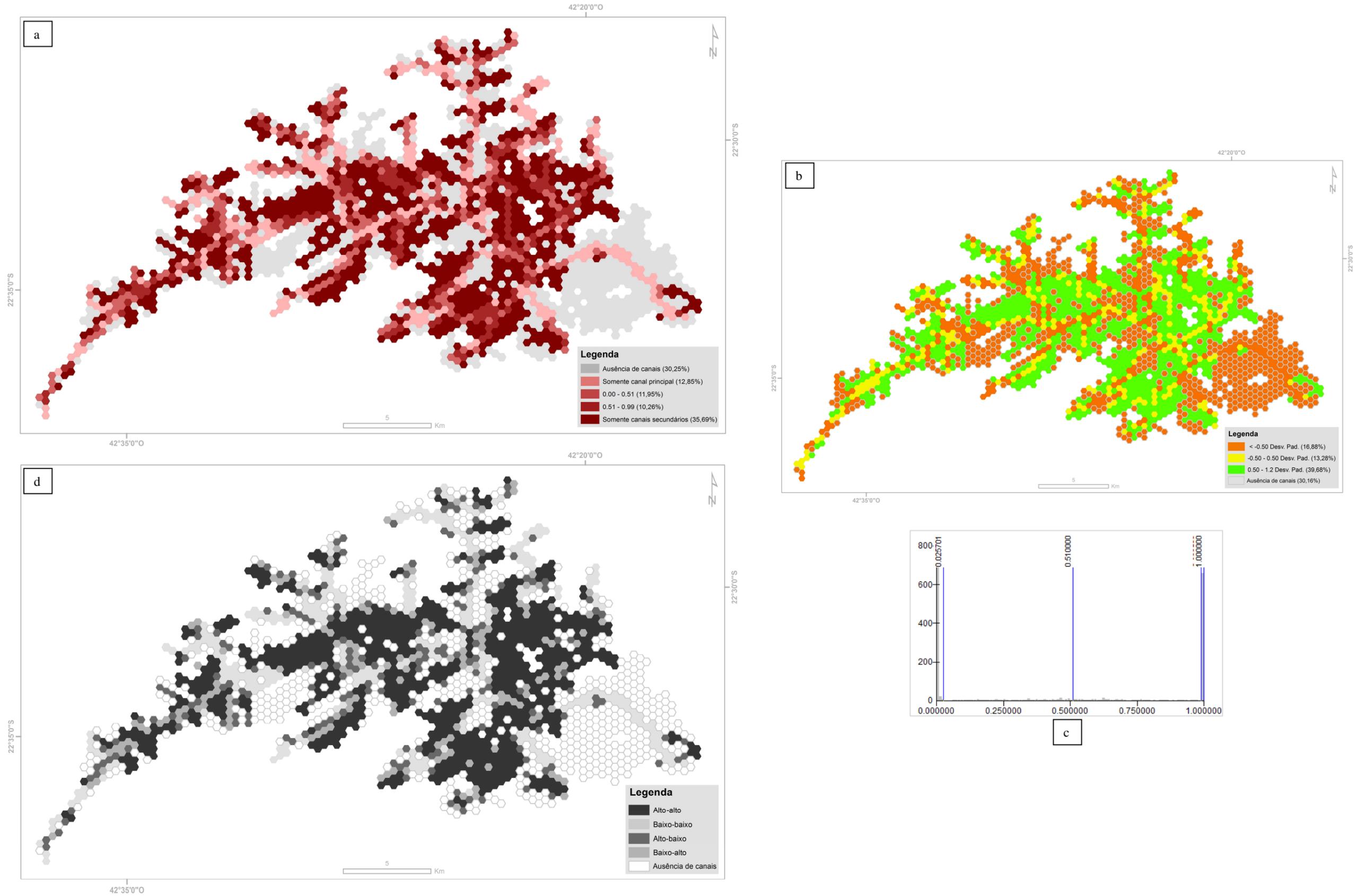


Figura 82 Complexidade do Canal atual: subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

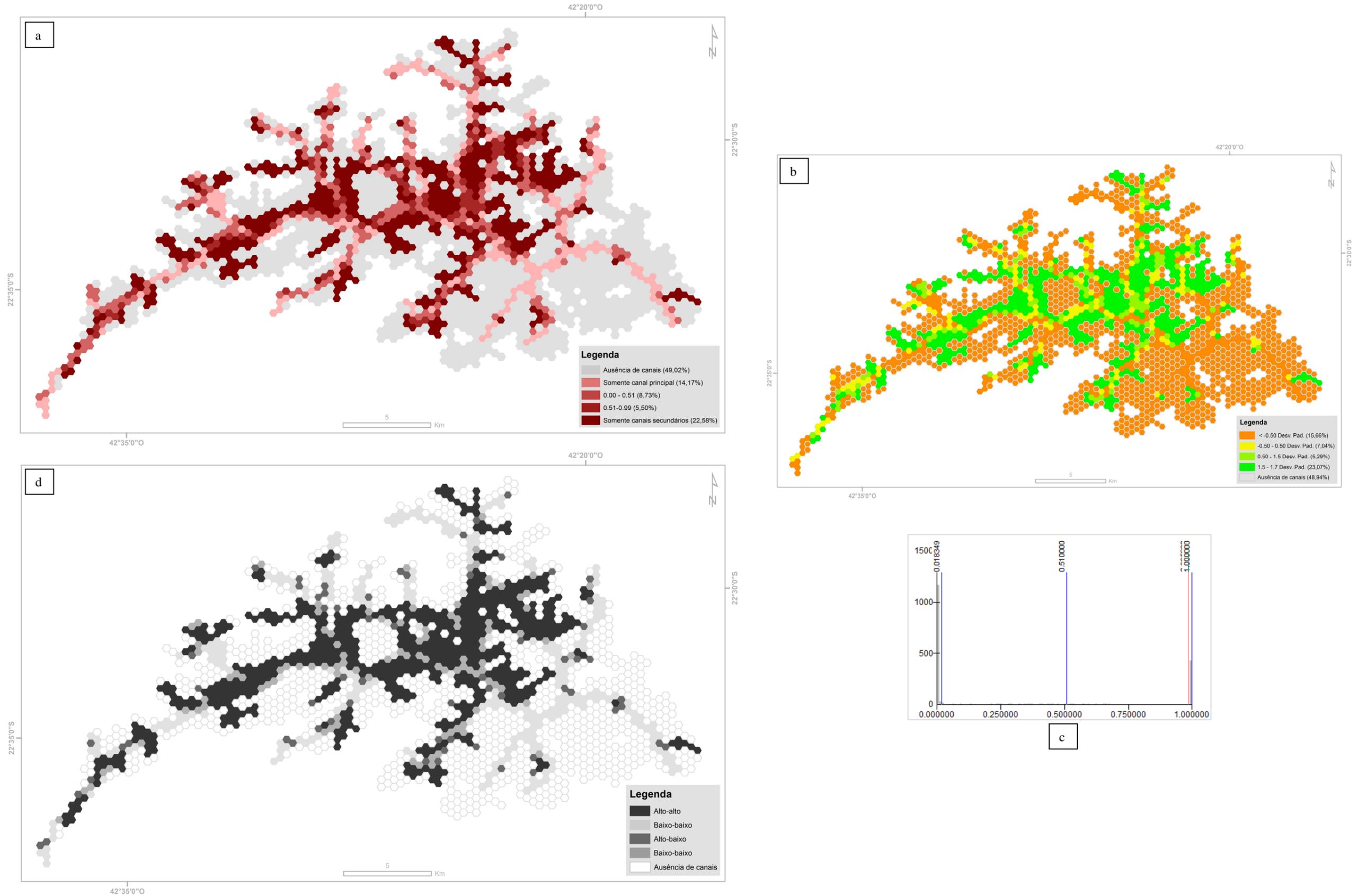


Figura 83 Complexidade do Canal pretérita: subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

Por último, o índice de sinuosidade foi o cálculo que se destacou dentre todas as métricas analisadas, pelas maiores e mais nítidas alterações nas redes de drenagem mapeadas (**Figuras 84 e 85**), o que era esperado frente às conhecidas obras de canalização na bacia em prol da retificação dos rios. Primeiramente, evidencia-se que em sua condição original havia uma distribuição muito mais ampla de estados de sinuosidade (**Figura 85c**) do que atualmente onde há uma clara concentração em torno de um intervalo de valores até 1.3 (**Figura 84c**).

Esta análise também pode ser determinada quando investiga-se a frequência nos intervalos de classes do mapeamento pretérito (**Figura 85a**) e atual (**Figura 84a**): dentro deste intervalo de tempo, houve um aumento de 43,34% de canais com índice de sinuosidade até 1,3, considerados retos de acordo com a classificação de Schumm (1963). Já os canais classificados atualmente como curvos ou sinuosos (> 1.3) obtiveram perdas de cerca de 20% quando comparados à condição original.

Além disso, observando a espacialização destas classes, é bastante visível que na década de 1970 não só havia áreas com condições distintas como estas espalhavam-se por toda a planície aluvial do Alto Rio São João (**Figura 85d**), indicando a provável existência de uma diversidade de ambientes maior e mais bem distribuída que atualmente (**Figura 84d**). Da mesma forma, neste mapeamento de 2010, clusterizam-se áreas de canais retilíneos pela maior parte da bacia de drenagem, enquanto os remanescentes curvilíneos reúnem-se sobretudo nos vales intramontanos e na porção mais a montante onde a planície se afunila, evidenciando um possível limite nos quais a canalização não atingiu.

Esta observação está ratificada pela variabilidade dos valores relativos à média (**Figuras 84b e 85b**): conforme enunciado, a maior parte dos canais fluviais (45,37%) após a intervenção por meio de obras de engenharia pesada apresentam sinuosidade entre 1.00 e 1.30, fazendo dispersar apenas cerca de 15% das amostras além do intervalo de -0.50 a 0.50. Enquanto que, em suas condições originais, a rede de drenagem concentrava-se levemente entre índices de sinuosidade de 1.2 a 1.6, caracterizando seu tipo fluvial, expondo também outros trechos mais retos ou sinuosos que tal.

Na paisagem, são notáveis estas áreas onde houveram drásticas diminuições no índice de sinuosidade, que estão acompanhadas das quedas do índice de densidade de drenagem anteriormente apresentado: nas sub-bacias dos rios Pirineus (**Figura 86**) e Bananeiras (**Figura 87**). Nelas, observa-se que o padrão tortuoso em uma complexa rede de drenagem pretérita foi substituído por um canal único e retilíneo, ou por vezes com indicativo de trechos meandantes mas não naturais, conforme discutido anteriormente (ver 4.1).

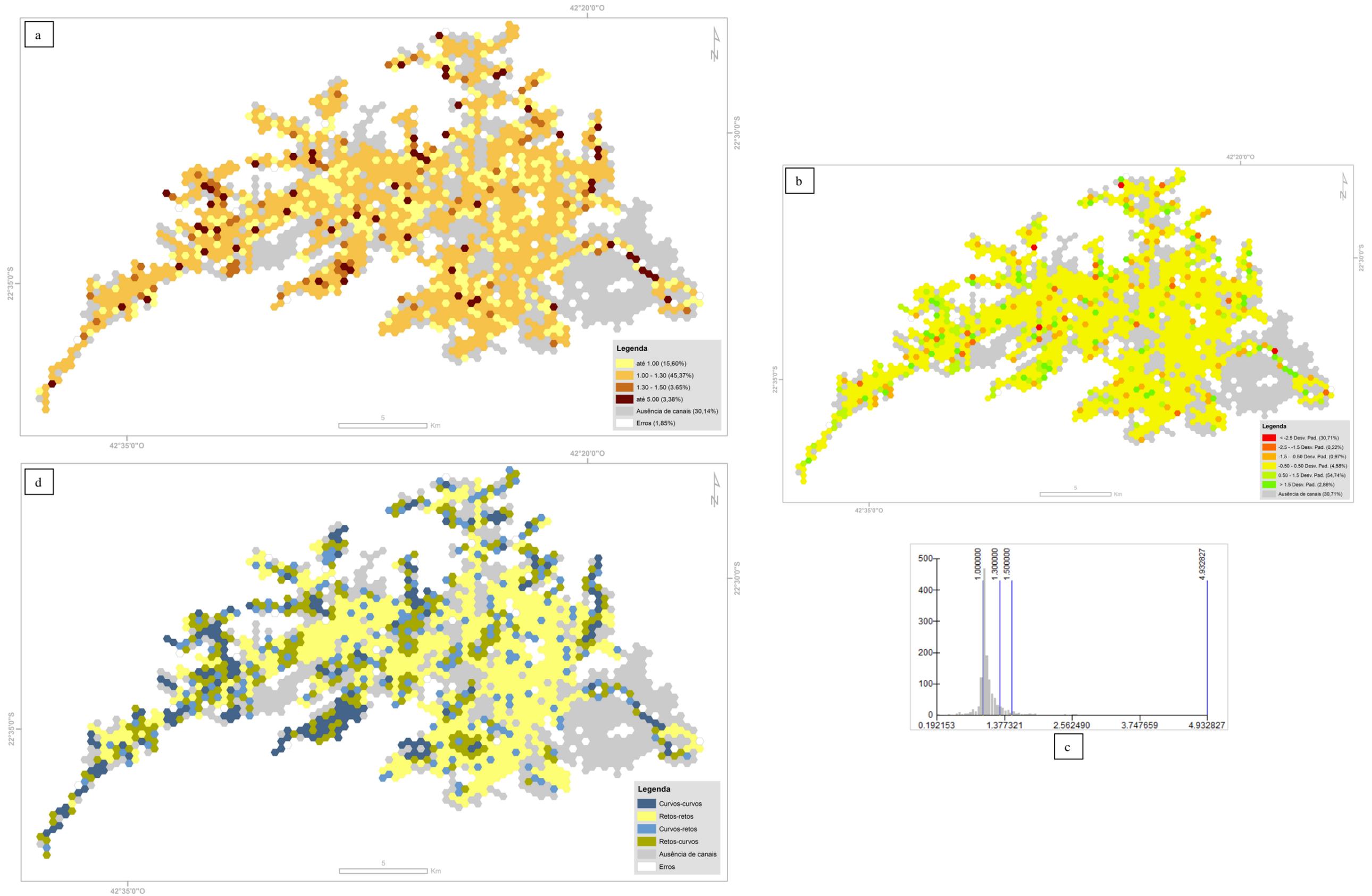


Figura 84 Índice de Sinuosidade atual: subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

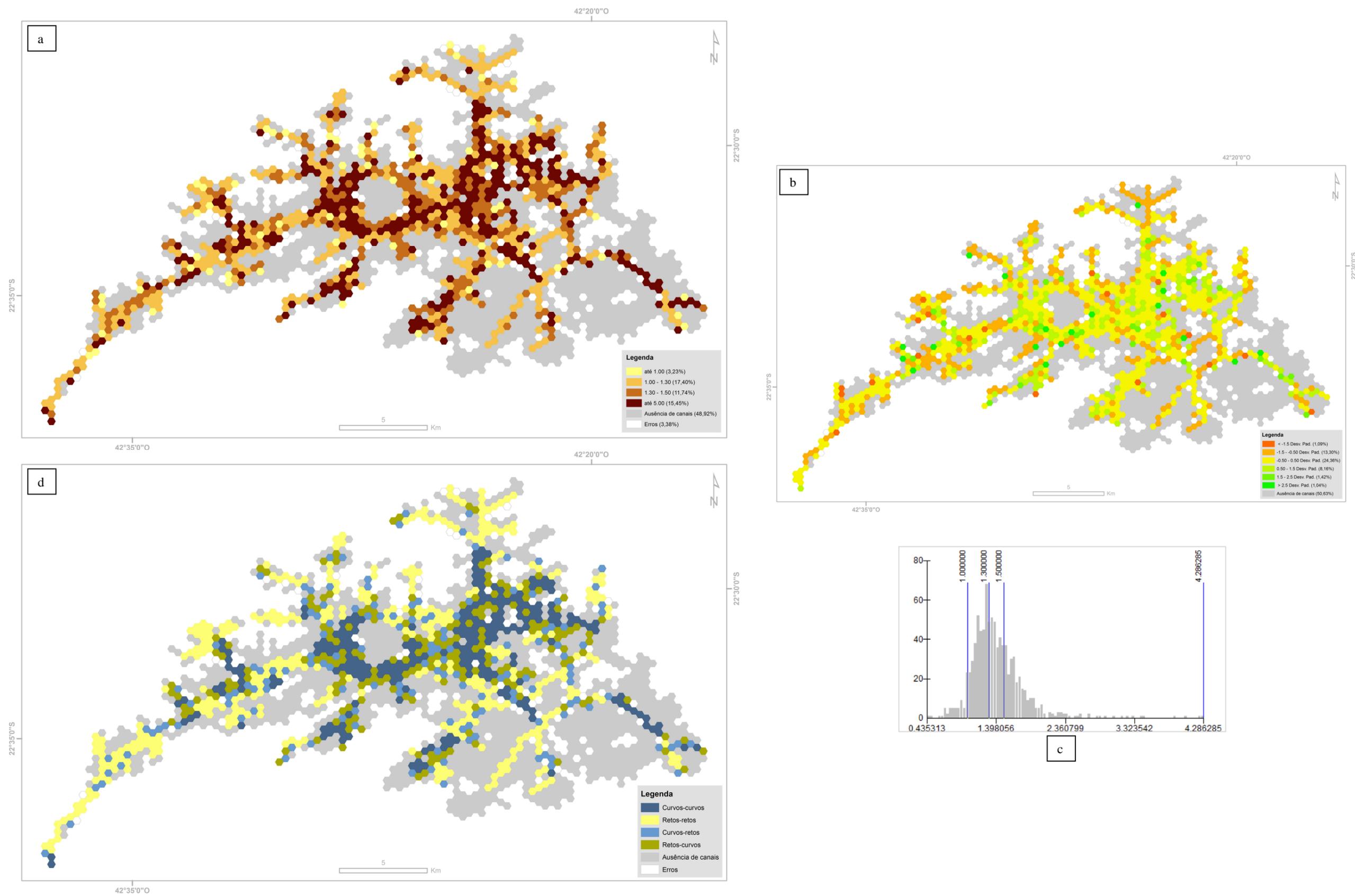


Figura 85 Índice de Sinuosidade pretérito: subdivisão em classes por quebras naturais (a) e desvio-padrão (b) com histograma de frequência (c) e índice de Moran (d).

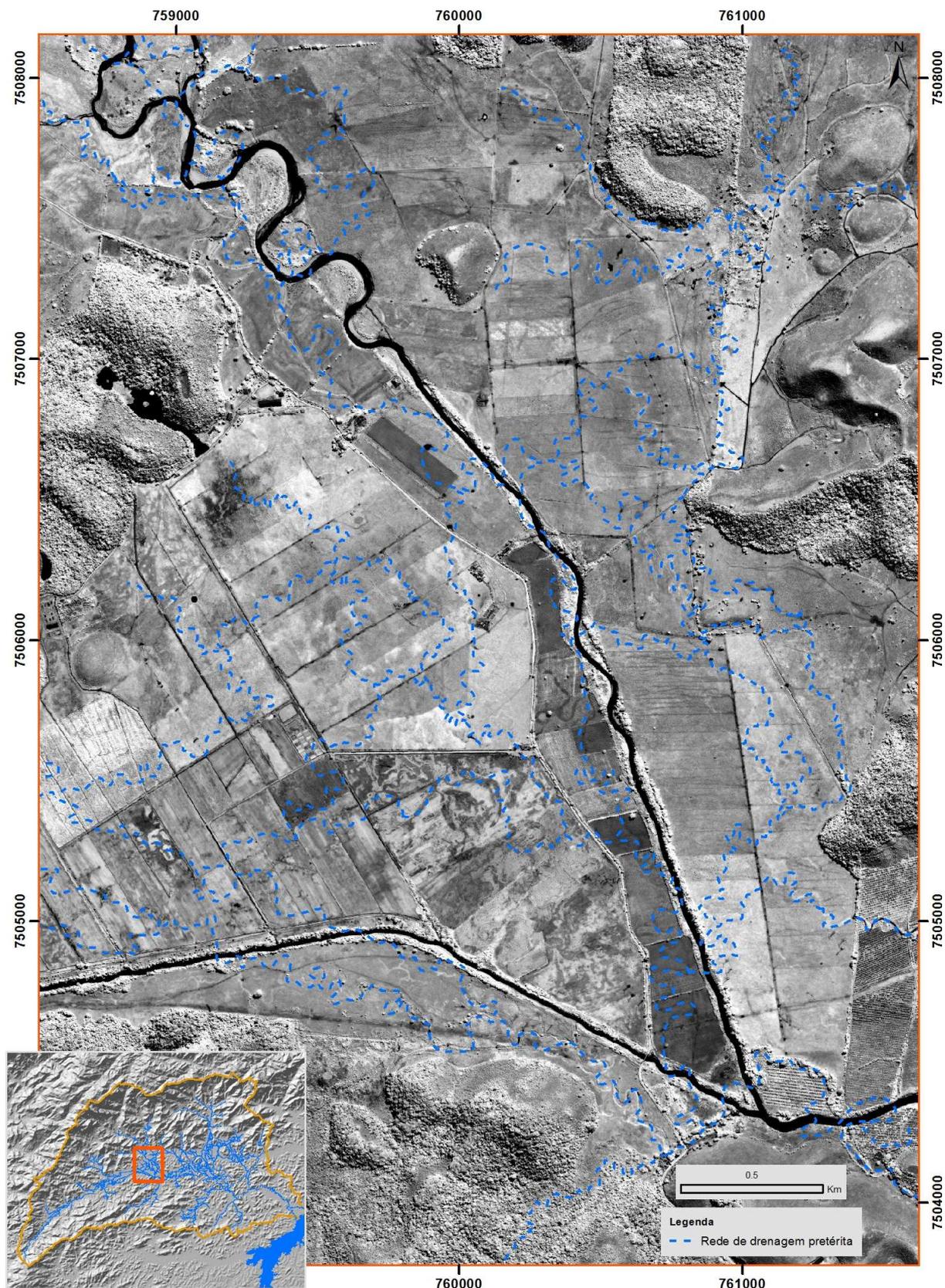


Figura 86 Comparação da rede de drenagem pretérita com imagens orbitais atuais (*Worldview-2*, banda do infravermelho próximo), evidenciando a diminuição do índice de sinuosidade na sub-bacia do rio Pirineus.

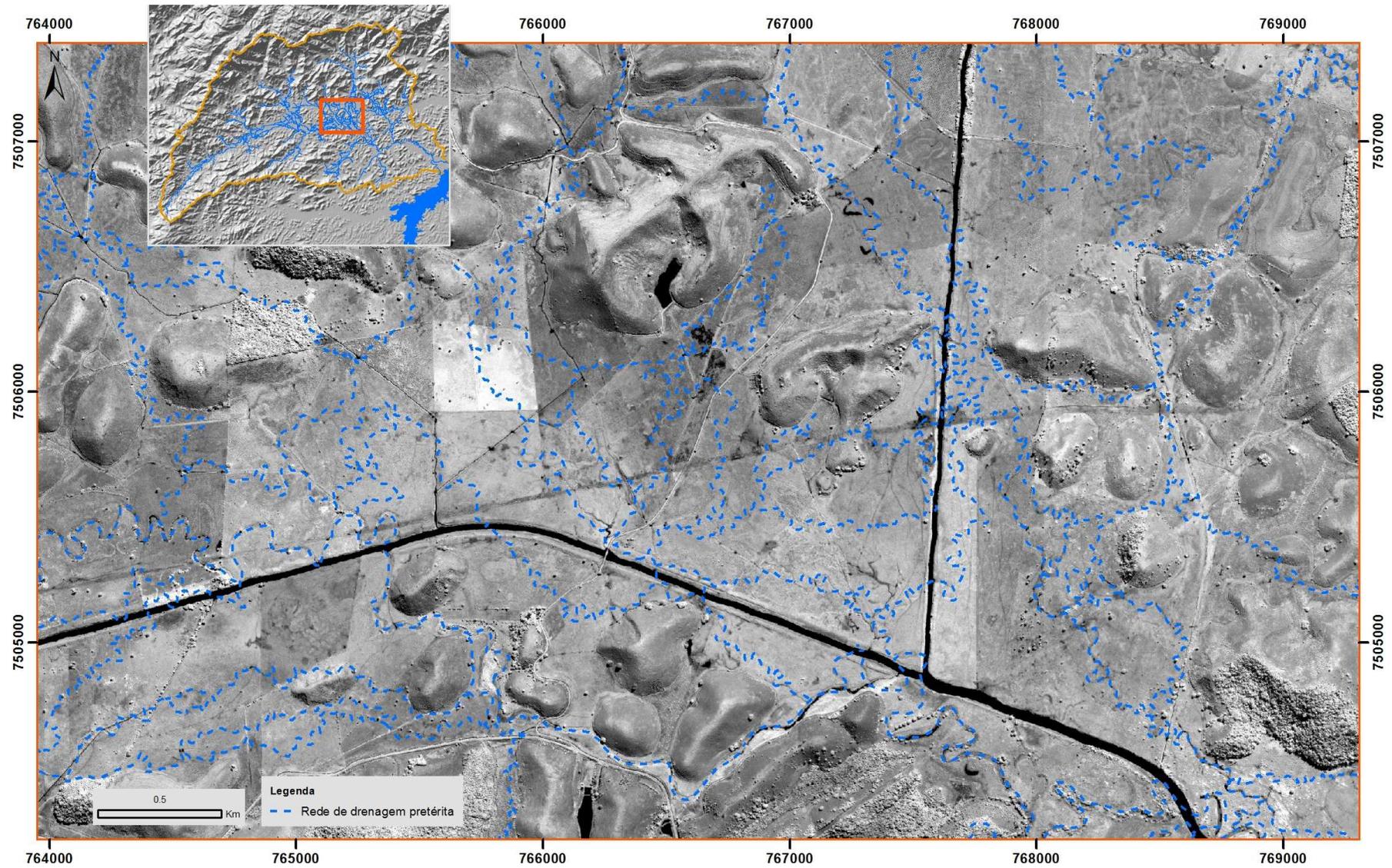


Figura 87 Comparação da rede de drenagem pretérita com imagens orbitais atuais (*Worldview-2*, banda do infravermelho próximo), evidenciando a diminuição do índice de sinuosidade na sub-bacia do rio Bananeiras.

Partindo para comparações diretas dentro de cada índice morfométrico entre os mapeamentos de datas distintas; para tal, realizou-se uma subtração dos valores encontrados na condição pretérita pelos atuais, com objetivo de destacar aquelas áreas que sofreram maiores modificações. Assim, foi aplicada a união dos atributos proveniente de diferentes camadas representativas dos índices em cada data por meio da ferramenta *Join* do *ArcGIS* 10.1; sendo que a geocodificação pelo código dos hexágonos possibilitou a operação entre as entidades em cada célula hexagonal através do *Field Calculator* da mesma plataforma.

A partir destes cálculos para os índices de densidade de drenagem e média do entrelaçamento, observou-se que em geral eles evoluíram de maneira conjunta, isto é, progrediram ou regrediram juntos em determinadas áreas da bacia do Alto Rio São João, por isso optou-se por realizar uma só análise reunindo ambos (**Figuras 88 e 89**). Destacam-se as porções onde se aglomeram o aumento da densidade de drenagem (até 0.14) e do entrelaçamento (até 21) (**Figuras 88a e 89a**), qual era esperado uma alta correlação, devido ao aumento do número de canais e manutenção da área de drenagem no período analisado.

Contudo, apesar de haver um indicativo de um proeminente aumento, as áreas com as maiores densidades de drenagem mapeadas em 1970 não foram encontradas atualmente, conforme mostra a **Figura 88c** com a queda do valor máximo deste índice de 0.29 para 0.15. Diante deste quadro, pode-se inferir que os novos cursos d'água criados configuraram baixas densidades de drenagem, qual é evidenciado pela elevação na mediana de 0.0004 para 0.0049 mostrando que houve incremento na ocorrência de valores inferiores a ela.

Já a análise estatística das mudanças encontradas nesta pesquisa para a média do entrelaçamento (**Figura 89c**) mostra que houve um aumento de amostras acima da mediana, indicando que foram encontradas mais áreas com o valor de tal índice no intervalo de 1 a 3. Espacialmente, elas coincidem com a classe de ampliação de 0.00 a 0.01 na densidade de drenagem, quais representam cerca de 35% da área de estudo; enquanto que as elevações no entrelaçamento de 4 a 21 e na densidade de drenagem de 0.02 a 0.14 correspondem a cerca de 10%.

Da mesma forma, os trechos dos rios que apresentaram decréscimo em densidade de drenagem dentro do período analisado (até -0,26) foram os mesmas nas quais o entrelaçamento diminuiu (até -14), sendo eles concentrados nas desembocaduras das principais sub-bacias contribuintes ao canal principal. Desta forma, entende-se a elevação das vazões fluviais em cerca de 140%, tanto na estação úmida quanto na seca, confirme mostrado na **Figura 27** (página 62), apesar da manutenção dos totais pluviométricos mensais no intervalo temporal de 1970 a 2010.

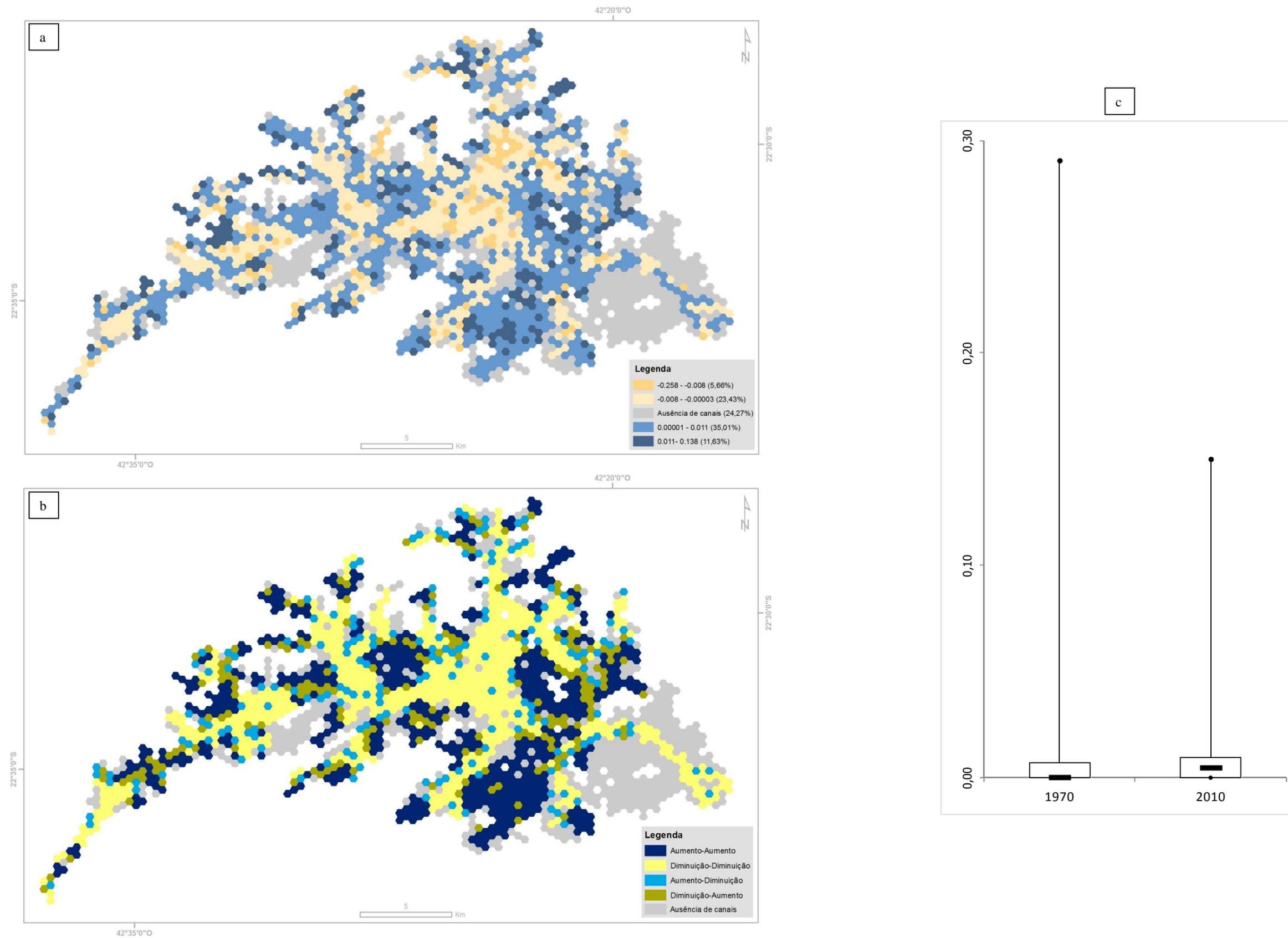


Figura 88 Comparação entre as densidades de drenagem atual e pretérita (a) com seu correspondente índice de Moran (b) e distribuição estatística (c).

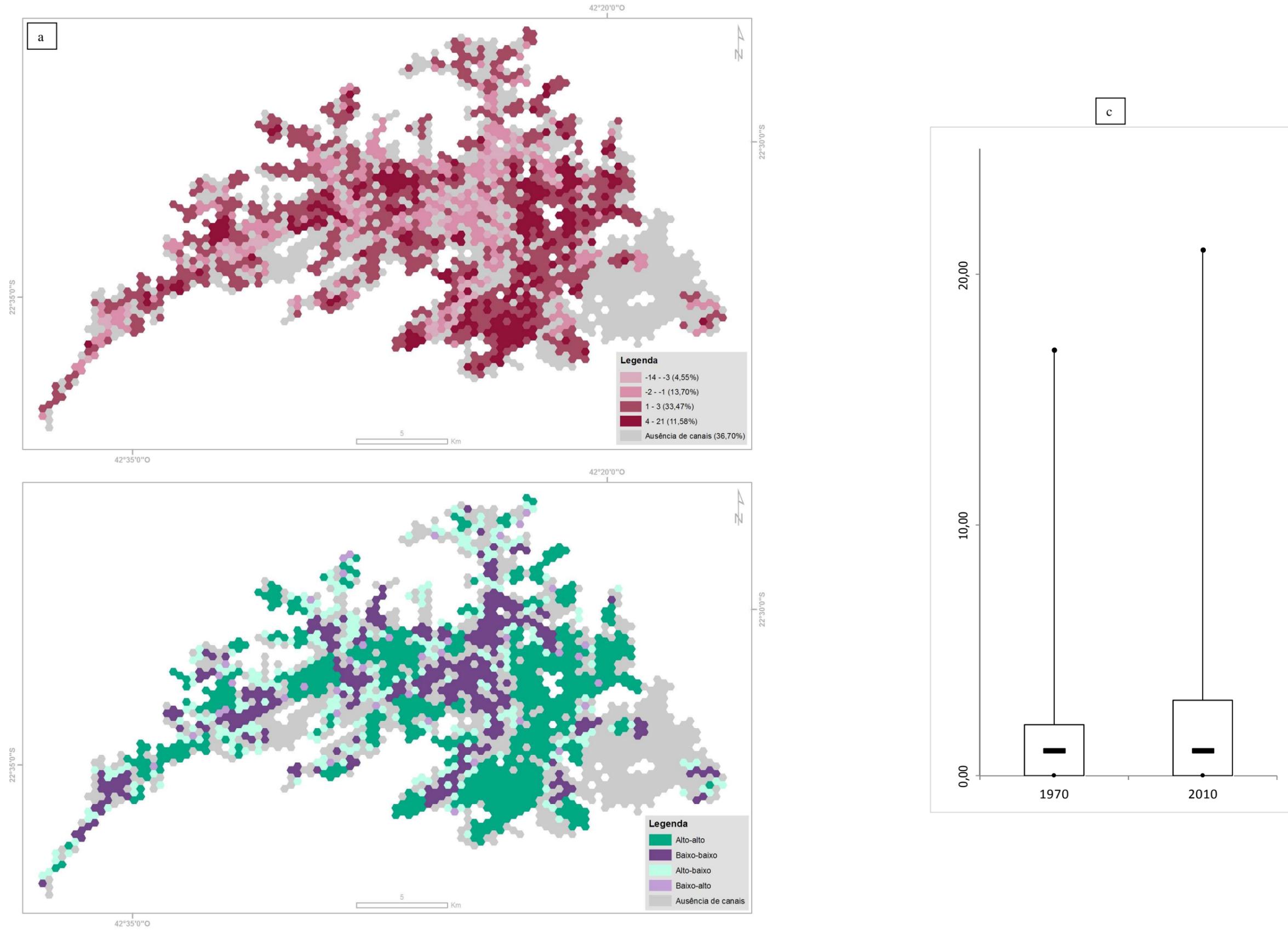


Figura 89 Comparação entre as médias de entrelaçamento atual e pretérita (a) com seu correspondente índice de Moran (b) e distribuição estatística (c).

As mudanças mensuradas para as planícies aluviais do Alto Rio São João a partir dos dois outros índices morfométricos eleitos pela presente pesquisa – complexidade do canal e índice de sinuosidade – também foram analisados conjuntamente devido as correlações espaciais percebidas em análise visual (**Figuras 90 e 91**). Esta foi mais forte para as áreas onde se aglomeraram as diminuições nas complexidades dos canais (**Figura 90b**), que corresponderam aproximadamente àquelas com redução índice de sinuosidade (**Figura 91b**).

Esta equivalência pode ser interpretada como uma consequência das mudanças ocorridas, dentro do período analisado, pelas obras de canalização: a perda das curvas dos rios, em algumas porções da área de estudo, foi acompanhada pelo abandono de ramificações e canais tributários. Este exame corresponde à cerca de 20% das planícies aluviais (**Figura 91a**), especialmente localizadas na desembocadura das principais sub-bacias contribuintes ao canal principal, onde se concentraram de maneira aproximada às maiores quedas no índice de sinuosidade (até -0.46).

Em aspectos gerais, houve uma considerável diminuição do índice de sinuosidade, conforme evidenciada pela análise estatística das mudanças entre 1970 e 2010 (**Figura 91c**): a mediana passou de 1.35 para 1.04, assim como o valor mínimo de 0.44 a 0.19, ou seja, foram criados trechos fluviais mais retilíneos do que em sua condição natural. Além disso, o mapeamento da rede de drenagem atual mostrou uma maior aproximação dos primeiro e terceiro quartis, indicando uma menor heterogeneidade no desenho em planta dos canais.

Foram encontradas áreas com aumento no índice de sinuosidade dentro do período analisado (34,53%), estas equivalendo aproximadamente àquelas com incremento também no índice de complexidade do canal (**Figura 90a**). Isto é, esta porção das planícies aluviais do Alto Rio São João, em sua maior parte, diz respeito à criação de novos cursos de drenagem hierarquicamente secundários, em áreas que em sua condição natural não havia rede de drenagem organizada – e os índices eram zero.

Em função disto, a análise estatística da mudança na complexidade de drenagem (**Figura 90c**) mostra um aumento de 0.31 no valor da mediana de 1970 para 2010, o que pode ser entendido pelo surgimento destas novas áreas que apresentam somente canais secundários. A condição atual do Alto Rio São João também apresenta uma maior quantidade de canais principais isolados, o que é visto pelo aumento do valor de quebra do primeiro quartil (de 0.01 para 0.26), mostrando que houve uma simplificação em alguns de seus trechos, alterando negativamente a geodiversidade de suas paisagens.

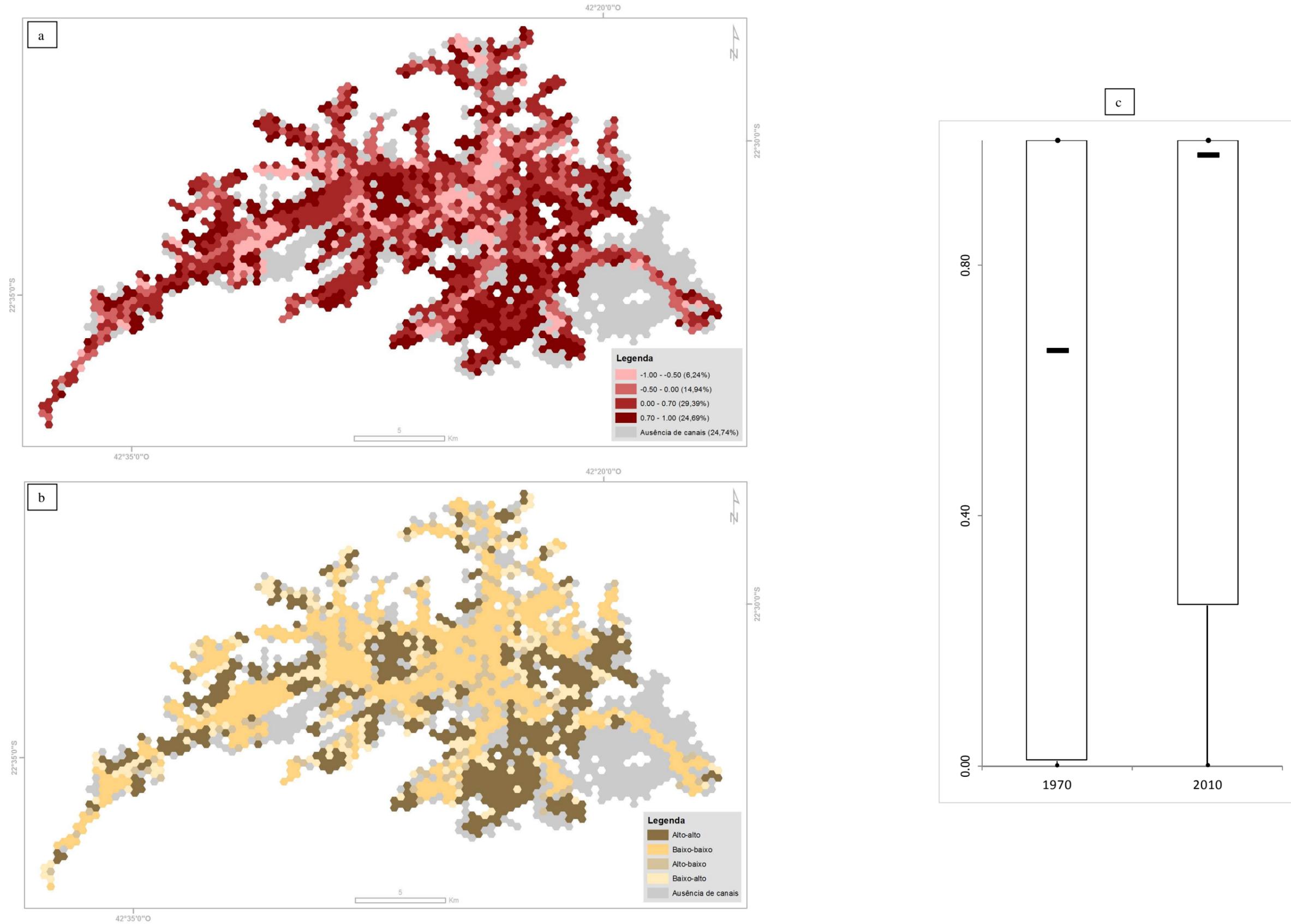


Figura 90 Comparação entre as complexidades do canal atual e pretérita (a) com seu correspondente índice de Moran (b) e distribuição estatística (c).

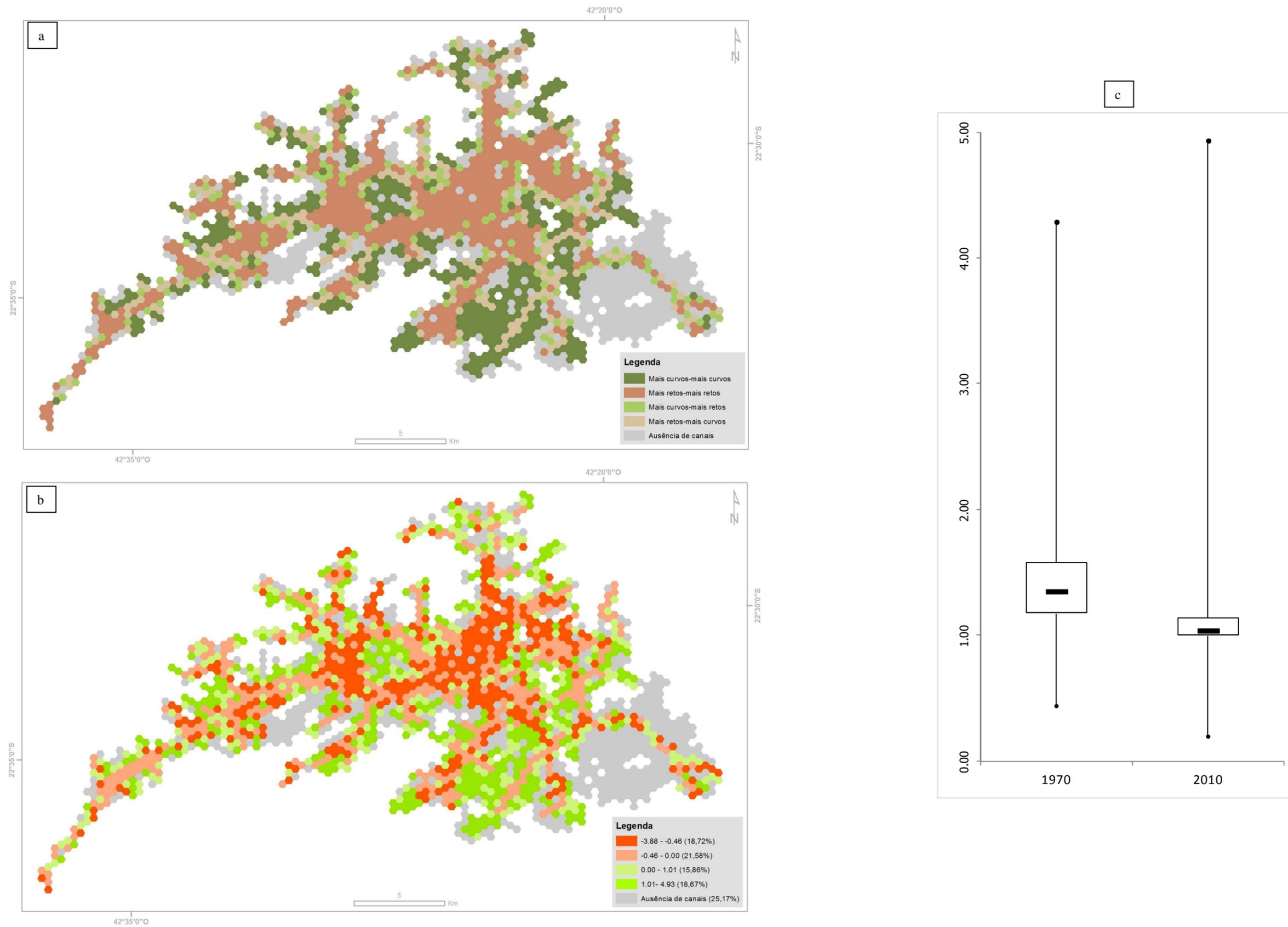


Figura 91 Comparação entre índices de sinuosidade atual e pretérito (a) com seu correspondente índice de Moran (b) e distribuição estatística (c).

Objetivando elaborar um teste de hipóteses para identificar se existem diferenças estatísticas entre cada índice morfométrico de um mesmo elemento geográfico – tomando a entidade do hexágono em momentos diferentes, as condições pretérita e atual – aplicou-se o teste *t* de *Student* e a Análise de Variância ANOVA ($\alpha = 0.01$). Ambos mostraram que as paisagens da planície aluvial do Alto Rio São João, analisadas a partir dos quatro índices morfométricos descritos anteriormente, apresentaram distinções significativas comparando-se seus desenhos de rede de drenagem entre os anos de 1970 e 2010 (**Tabela 8**).

Tabela 8 Diferença estatística entre a rede de drenagem de 1970 e 2010.

	ME	CC	DD	IS		
Teste t	14.75	13.34	5.64	4.31	2.58	t crít
Anova	173.50	25.19	27.20	434.12	6.64	F crít

Houve uma desigualdade, contudo, no grau de modificações identificadas por cada um dos testes: enquanto no *t* de *Student* as maiores transformações foram evidenciadas nos índices do entrelaçamento e da complexidade, no ANOVA sobressaíram a sinuosidade e o entrelaçamento. Tal diferenciação acredita-se existir em função do teste *t* não ser sensível em distinguir entidades com valores nulos (índice = 0) daquelas com inexistência de valores (ausência de canais) em cada hexágono da matriz, comprometendo a análise.

Ainda, com o intuito de esclarecer as possíveis redundâncias entre os índices morfométricos calculados, foi elaborada uma matriz com os coeficientes de correlação de Pearson calculados entre todos eles para o mapeamento da rede de drenagem atual (**Tabela 9**) e pretérito (**Tabela 10**), conforme proposto por Polvi *et al.* (2014) e Laub *et al.* (2012), entre outros. Estes autores argumentam que, para diminuir o número de variáveis em uma pesquisa, devem ser eliminadas aquelas colineares ($\rho > 0.4$), restando as que podem explicar a variabilidade das condições de maneira sintética.

Sendo assim, identificou-se que o índice morfométrico da densidade de drenagem foi o que atendeu ao condicionante anteriormente descrito, com os mais baixos níveis de correlação em relação as outras métricas calculadas e sendo o único a não apresentar substantiva correlação com nenhuma delas. Além disso, este comportamento foi observado tanto para o mapeamento dos canais fluviais na década de 1970 quanto atualmente, denotando seu caráter diferencial em relação aos demais índices.

Tabela 9 Correlação entre índices morfométricos para condição atual da planície.

	ME	CC	DD	IS
ME	1			
CC	0.47	1		
DD	0.33	0.33	1	
IS	0.45	0.58	0.39	1

Tabela 10 Correlação entre índices morfométricos para condição pretérita da planície.

	ME	CC	DD	IS
ME	1.00			
CC	0.54	1.00		
DD	0.27	0.20	1.00	
IS	0.64	0.62	0.37	1.00

Em um esforço na busca de uma síntese das mudanças encontradas nos quatro índices morfométricos calculados, foram utilizadas as duas análises estatísticas descritas anteriormente para eleger aquelas que melhor representassem as transformações ocorridas no intervalo de 1970 a 2010 na rede de drenagem do Alto Rio São João. A partir do teste ANOVA, elegeu-se aquela variável que mostrou maiores diferenças significativas entre os mapeamentos realizados – o índice de sinuosidade – e através da matriz de correlações foram eliminadas aquelas com altos coeficientes, restando a densidade de drenagem.

Foram então plotados em um gráfico de dispersão bidimensional os valores das mudanças encontradas para cada um destes dois índices morfométricos com objetivo de identificar comportamentos conjuntos ou tendência entre eles (**Figura 92**). Notaram-se três agrupamentos distintos: no grupo onde foi detectada a diminuição do índice de sinuosidade, houve áreas com incremento e com decréscimo da densidade de drenagem, e ainda aquelas que apresentaram aumento em ambos os índices.

O primeiro grupo diz respeito às porções das planícies aluviais do Alto Rio São João que apresentavam, em sua condição pretérita, canais sinuosos a tortuosos e que sofreram obras de retificação em todos eles, e ainda foram criados outros novos, fazendo incrementar a densidade de drenagem; estes foram classificados como de Intensa Retificação. No segundo grupo, apresentam-se aqueles rios que também eram sinuosos a tortuosos, mas com maior densidade devido às ramificações, e que foram substituídos por um canal único e retilíneo; nomeado de Simplificação de Rios.

Por último, as áreas que revelaram aumento tanto no índice de sinuosidade quanto na densidade de drenagem dizem respeito àquelas alagáveis que não apresentavam rede de drenagem organizada em sua condição pretérita, e que no mapeamento de 2010 exibiram

densa rede de canais retilíneos, criada em prol da Dessecação de Planícies. O primeiro quadrante do *scatter* (alterações negativas na densidade de drenagem e positivas no índice de sinuosidade) exibiram baixos valores na subtração dos índices morfométricos escolhidos entre 1970 e 2010, por isso foram considerados de Baixa Alteração.

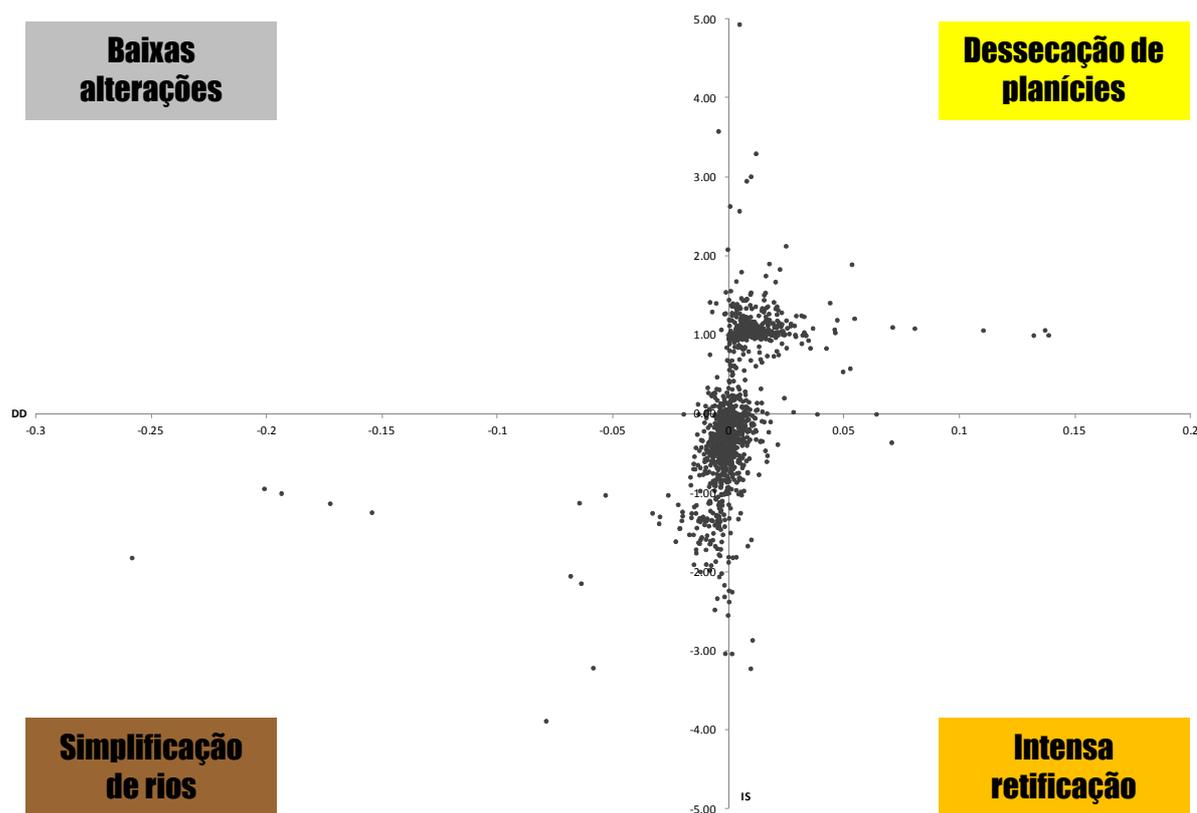


Figura 92 Gráfico de dispersão das mudanças temporais nos índices de sinuosidade e densidade de drenagem.

Estabelecida esta legenda, foi então elaborado um mapa-síntese qualitativo para que se pudessem espacializar estas principais alterações fluviais identificadas e que se prestasse ao indicativo de ações em prol de medidas de conservação, de controle ou de restauração (**Figura 93**). Chama a atenção as áreas de Dessecação de Planícies, exemplificadas na **Figura 94**, pois são áreas de difícil recuperação devido à natural ocorrência de alagamentos, e quais tem seus canais artificiais mantidos desassoreados pelos proprietários de terras para que tal não ocorra, conforme já visualizado *in situ* (**Figura 95**).

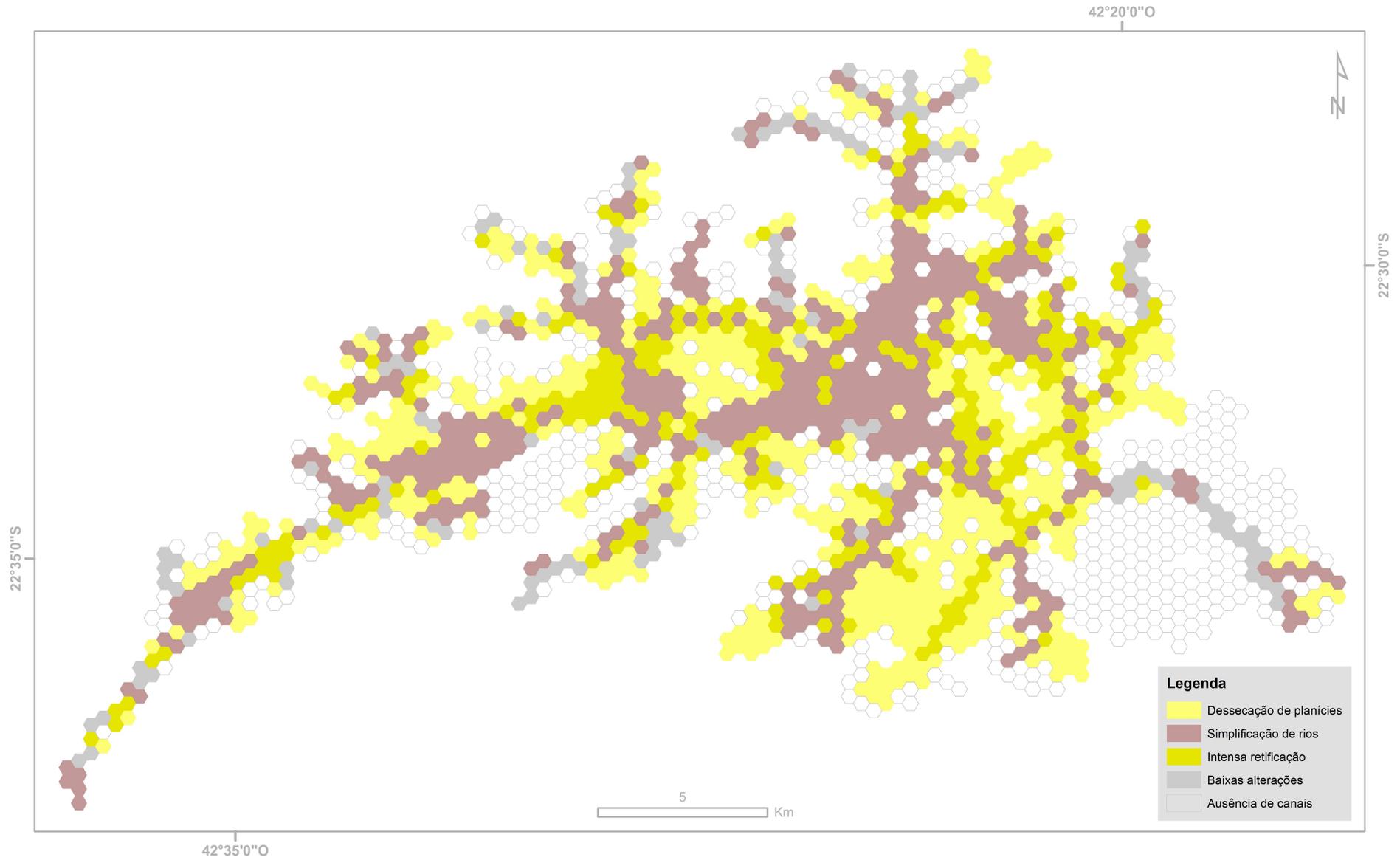


Figura 93 Síntese das alterações fluviais identificadas nas planícies aluviais do Alto Rio São João.

Já para os rios que sofreram Intensa Retificação (**Figura 96**) seriam adequadas investigações para diagnóstico de sua qualidade ambiental, esclarecendo o custo-benefício e o retorno de um investimento em restauração, já que podem ter ultrapassamos limiares críticos de funcionamento do sistema. Destacam-se, na presente pesquisa, as áreas de Simplificação de Rios (**Figura 97**), onde atualmente estão fortemente marcados na paisagem a drenagem pretérita, locais que poderiam servir a um estudo mais detalhado para desenho de um projeto de renaturalização.



Figura 94 Exemplos de áreas de dessecação de planícies.

Fonte: Arquivo Pessoal, 27/11/2010 (a) e 10/08/2010 (b).



Figura 95 Manutenção de iniciativa privada da rede de canais construída.

Fonte: Arquivo pessoal, 26/11/2010.



Figura 96 Exemplos de área de intensa retificação.

Fonte: Arquivo pessoal, 22/08/2008.



Figura 97 Exemplos de área de simplificação de rios, de montante (a) para jusante (c).

Fonte: Arquivo pessoal, 08/03/2012 (a), 27/03/2009 (b) e 23/08/2008.

CONCLUSÕES

A pesquisa apresentada neste trabalho diz respeito a uma temática emergente no Brasil e no mundo, por isso ela ultrapassou diversos obstáculos em seu percurso, começando pela própria dificuldade da acessibilidade global aos trabalhos de recuperação de áreas degradadas com ênfase nos processos fluviais. Como no país ela é pouquíssimo estudada, há reflexos na rara literatura nacional proveniente de pesquisadores e exemplos brasileiros, e também de áreas tropicais em geral.

Dessa forma, a base teórica da renaturalização fluvial aqui adotada possuiu forte influência das escolas da Europa ocidental e australiana, além de alguns clássicos da escola norte-americana; buscando adaptações e releituras para as condições socioambientais da área de estudo eleita. Outro obstáculo defrontado foi o biocentrismo existente dentro desta temática; isto é, há um grande foco no reestabelecimento do funcionamento ecológico dos sistemas ambientais, contudo, este estudo pretendeu ter ênfase nos aspectos físicos, da própria diversidade geomorfológica.

Sendo assim, firma-se a falta de trabalhos com diretrizes técnicas e ampla base teórica consolidados no Brasil, pois nos poucos existentes ainda há uma primitiva confusão de conceitos, qual é estimulada - e também estimula - pela legislação ambiental vigente pouquíssimo esclarecedora. Isto é, o país ainda necessita de cuidados básicos no estudo de problemas ambientais para que se possa estabelecer em arcabouço teórico-metodológico robusto para guiar o desenho de futuros projetos de restauração.

Dentre os projetos brasileiros consultados nesta temática, observou-se que não há neles uma visão processual intrínseca da problemática nem aquela holística no recorte de bacia hidrográfica, o pensamento ainda está seccionado em trechos fluviais. E, ainda mais, faltam articulações de equipes transdisciplinares para pensarem nestas iniciativas; pois não só o espaço e o tempo estão seccionados, mas também o próprio conhecimento, atravancando sua evolução.

Em relação aos materiais utilizados por esta pesquisa, ressalta-se a dificuldade na disposição e organização dos dados brutos oferecidos por diversas instituições oficiais brasileiras, que por vezes até desconhecem o tamanho e o valor do seu acervo. Sendo assim, um dos maiores esforços (e também legados) que este trabalho oferece é a própria disponibilização de imagens históricas tratadas para continuidade de pesquisas futuras que necessitem de reconstituições da paisagem.

Quanto à metodologia, a etapa fundamental para realização deste estudo foi a correção geométrica automatizada das fotografias aéreas pelo módulo *AutoSync* do *ERDAS2013*, qual permitiu otimização do processamento e a geração de resultados eficazes à continuidade dele. A sua exatidão cartográfica foi checada de forma relativa ao mosaico de imagens (do *Worldview-2*) utilizado para o mapeamento atual, atingindo a escala 1:25.000, classe A, do Padrão de Exatidão Cartográfica das Normas Técnicas de Cartografia Brasileira.

Os maiores erros em relação à qualidade posicional da articulação de fotografias aéreas DEME-70 consideradas como um mosaico único localizaram-se nas bordas das fotografias aéreas, comum neste tipo de imagem pela curvatura da lente do sensor, áreas estas que tentaram ser ignoradas no momento da extração de feições. Além disso, para as cenas que abrangiam os vales intramontanos, devido às distorções de relevo do entorno da área de estudo, o erro também acentuou-se, dificultando o mapeamento.

Quanto à radiometria, as fotografias históricas apresentaram oscilações diversas entre elas no que diz respeito ao brilho e contraste, devido à tecnologia do sensor e da aquisição, qual configurou impedimentos em sua interpretabilidade. Sendo assim, utilizou-se também como apoio do mapeamento pretérito a imagem do satélite *Worldview-2*, onde é possível observar paleo-feições fluviais, devido à maior resolução radiométrica (11 bits) e espectral (bando do infravermelho), sempre checando sua correspondência nas imagens de 1970.

Ainda, para realçar estas feições, assim como as atuais, que se apresentam de formas diversas, o tratamento *Color Mapping* do *Hypercube 11.0* mostrou-se bastante eficiente, além de ser consultada a banda fora da faixa do visível, onde se destacam os elementos hídricos. A partir deste conjunto de dados, foi possível realizar a extração das feições da rede de drenagem do Alto Rio São João para as datas de 1970 e 2010 de forma manual por meio do processo de vetorização na plataforma *ArcGIS 10.1*.

O uso dos Sistemas de Informações Geográficas foi absolutamente necessário não só para gerar estas informações, mas suas ferramentas foram também utilizadas para tratá-las e manipulá-las com objetivo de realizar os cálculos de índices morfométricas de forma precisa e eficiente. Destacam-se aqui a indispensabilidade da simplificação automática dos canais fluviais para cômputo do índice de sinuosidade, realizada pelo *Simplify Line* na mesma plataforma, e a remoção de seus pseudo-nós, permitida pelo *Topology* na estrutura *geodatabase*.

Sendo assim, foi possível checar por análise visual-qualitativa que havia diversos tipos de mudanças distintas em algumas porções da planície aluvial estudada, portanto a simples média dos índices morfométricos escolhidos não retraria toda sua complexidade. Optou-se

então por seccioná-la em unidades hexagonais, dentro das quais seriam calculadas as métricas e espacializasse em uma matriz os resultados encontrados, possibilitando sínteses e comparações entre as informações.

A matriz hexagonal de 15 ha foi a que melhor se adequou à disposição dos dados que seriam nela utilizados e ao tamanho e desenho da área de estudo, sendo então tomada como representativa do fenômeno que se pretendeu cartografar. Ainda no SIG, foram realizadas operações de interseções e cálculos em atributos para que se pudessem gerar os cálculos de cada índice morfométrico em cada data analisada na rede de drenagem do Alto Rio São João.

Quanto à densidade de drenagem, notou-se que as maiores modificações foram na disposição dos mais altos índices: enquanto na condição original estes estavam concentrados na desembocadura dos principais sub-bacias em produção hídrica ao canal principal, atualmente encontram-se à montante da Represa de Juturnaíba. Isto é, houve uma simplificação nos principais rios da bacia, quais abandonaram tributários e ramificações; enquanto que em áreas alagáveis que não havia rede de drenagem organizada, evidenciou-se um incremento no índice em função da abertura de novos canais em um esforço de drená-las.

Esta mudança também foi encontrada na métrica do entrelaçamento, mostrando que considerável porção das planícies aluviais tiveram intervenções em prol da criação de escoadouros lineares na tentativa de acelerar o escoamento para jusante. Além disso, este índice mostrou que, na distribuição espacial do número de canais em toda a área de estudo, esta tornou-se mais homogênea sobretudo devido às simplificações mencionadas.

No cômputo da complexidade do canal, estas áreas de dessecação de planícies também sobressaíram, já que os cursos d'água construídos são por ele considerados secundários - ressaltando que sua abertura causa uma re-hierarquização na drenagem - sendo assim, emergiu uma aglomeração dos mais altos valores do índice à montante da Represa. Enquanto que nas porções de simplificação de rios, os mais baixos valores do índice, especialmente ao longo dos principais coletores de drenagem da bacia, reafirmaram o aumento da homogeneidade de subambientes no intervalo temporal analisado.

Por último, o cálculo do índice de sinuosidade foi o que mostrou maior sensibilidade às transformações impressas nas paisagens das planícies aluviais do Alto Rio São João, qual passou de uma condição original de canais tortuosos a sinuosos para grande parte retilínea, diminuindo a geobiodiversidade da área. Sendo assim, há um nítido agrupamento destes canais atualmente na maior parte da área de estudo, enquanto as condições originais conservadas reservam-se aos vales intramontanos, de mais difícil acesso e menor ocupação humana.

Assim sendo, o presente trabalho objetivou realizar um mapeamento das mudanças impressas na rede de drenagem da bacia do Alto Rio São João no intervalo temporal de 1970 a 2010 e para isso utilizou-se de ferramentas das geotecnologias e métricas da paisagem fluvial. Ou seja, ele enfatizou um dos aspectos da Geomorfologia que necessita ser entendido para começar a se pensar em um projeto de renaturalização para a área, respondendo as perguntas: o que mudou no arranjo dos canais?, onde mudou?

Isto é, ainda existem muitas outras questões para ser alimentadas de reflexões, inclusive dentro da própria Geomorfologia Fluvial, a exemplo da importância de considerar as métricas da distribuição de sedimentos, do gradiente do perfil longitudinal e da forma da seção transversal. Entre tantas outras no campo da Geografia, como a adequabilidade às atividades socioeconômicas exercidas na área e a própria apreensão por parte da população, e também por outras ciências, como a Biologia e seus estudos de fauna e flora.

Este trabalho buscou, sobretudo, contribuir com a reconstituição histórica de um estado de referência pretérito que servisse como base para futuros de projetos de renaturalização, já que a tentativa de impor um desenho que não diz respeito aos graus de resistência da planície ao fluxo hidrossedimentológico deve ser questionada, porque o sucesso pode ser comprometido. Ou seja, os canais fluviais não devem ser restaurados criando fisicamente um desenho desejado, mas este deve estar baseado em preceitos científicos que evidenciam a forma e as dimensões dos rios como reflexo de seu suprimento de água e sedimentos.

Mesmo que ainda reine um paradigma higienicista em ambientes naturais, com reação às paisagens “desalinhasdas” de alto valor ecológico e valorização daquelas ordenadas com sucessão estagnada, como os amplos gramados e árvores bem espaçadas, é preciso ponderar os benefícios trazidos. A apreensão do belo pelo olhar humano está fortemente associada a curvas e simetria; e assim são raros projetos que reconstroem canais vistos como “ecossistemas desordenados”, patológicos e sob condições problemáticas tal qual o “excesso de sedimento”.

Uma abordagem complexa deve compreender contextos geomorfológicos e ecológicos, mudanças históricas, e as restrições e oportunidades resultantes, além disso, uma restauração das funções deve estar atenta aos processos que criam e mantêm os sistemas hidrográficos, para que eles sejam sustentáveis; mesmo que não possam migrar, erodir e depositar livremente devido aos conflitos usos humanos nas planícies aluviais. Assim sendo, é necessária uma visão temporo-processual e não somente aquela que baseia-se de maneira

simples na morfologia, para que sejam adaptados aos padrões fluviais compatíveis com o estágio evolutivo de cada sistema.

O projeto básico de renaturalização fluvial precisa primeiramente executar um amplo diagnóstico ambiental atual, com cartografia da geomorfologia fluvial do canal e da planície de inundação, de sua hidrossedimentologia e feições, além da fauna e flora e da cobertura e dos usos da terra, comparando-as com estados anteriores. Posteriormente, devem ser pensados os objetivos de sua renaturalização e as intervenções necessárias para tal, incluindo as técnicas de bioengenharia e indicação de locais mais adequadas para elas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA/SPR. Agência Nacional de Águas/Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Cadernos de Recursos Hídricos: **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília: ANA, SPR, 2005.

AMADOR, E. S. **Traços gerais da evolução quaternária da bacia do rio São João (RJ)** In Congresso Brasileiro de Geologia, 31, Anais, v.1, Camboriú, 1980. p. 542-556.

ANTIPOV, A. N. (Org.) *Landscape Planning: Tools and Experience in Implementation*. Bonn - Irkutsk: V.B. Sotchava Institute of Geography SB RAS Publishers, 2006. 149 p.

APA SÃO JOÃO. Mineração na APA São João e seu entorno. Brasília (Ministério do Meio Ambiente): Informação Técnica nº 108/2011.

ASMUS, H. E.; FERRARI, A. L. **Hipótese sobre a causa do tectonismo cenozoico na região sudeste do Brasil** In REMAC. Aspectos estruturais da margem continental leste e sudeste do Brasil. Rio de Janeiro: PETROBRAS, 1978.

BARTLEY, R.; RUTHERFURD, I. *Measuring the reach-scale geomorphic diversity of streams: application to a stream disturbed by a sediment slug*. River Res. Appl. 21, 2005. p. 39–59.

BERNHARDT, E.S.; PALMER., M. A. *River restoration – the fuzzy logic of repairing reaches to reverse watershed scale degradation*. Ecological Applications 21, 2011. p.1926-1931.

BERTALANFFY, L. *General System Theory. Foundations, development and applications*. New York: George Braziler, 1968.

BIDEGAIN, P. **Parques fluviais e lagunares: uma iniciativa pública inovadora para proteção e uso sustentado de nossos rios e lagoas**. Rio de Janeiro: Secretaria do Ambiente, 2007.

BIDEGAIN, P.; VÖLKER, C. M. **Bacia Hidrográfica dos rios São João e Ostras – Águas, Terras e Conservação Ambiental**. Rio de Janeiro: CILSJ, 2003. 177p.

BINDER, W. Rios e Córregos. **Preservar – Conservar – Renaturalizar**. A recuperação de rios. Possibilidades e limites da engenharia ambiental. Rio de Janeiro: SERLA, 1998. 39 p.

BIRCH, C. P. D.; OOM, S. P.; BEECHAM, J. A. *Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology*. Ecological Modelling 206 (3-4), 2000. p. 347-359.

BLANTON, P.; MARCUS, W.A. *Transportation infrastructure, river confinement, and impacts on floodplain and channel habitat, Yakima and Chehalis rivers, Washington, U.S.A*. Geomorphology (189), 2013. p. 55-65.

BRASIL. **Código Florestal**. Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.

BRASIL. **Reguladoras das Normas Técnicas da Cartografia Nacional**. Decreto nº 89.817, de 20 de junho de 1984.

BRASIL. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.

BRASIL. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Lei nº 9.985, 18 de julho de 2000.

BRIDGE J. S. *The interaction between channel geometry, water flow, sediment transport and deposition in braided rivers* in BEST, J.L.; BRISTOW, C. S. (eds). Braided Rivers, Special Publication 75 of the Geological Society of London, 1993. p. 13–71.

BRIERLEY, G; FRYIRS, K. A.; JAIN, V. *Landscape connectivity: the geographic basis of geomorphic applications*. Manchester: Area (38) 2, 2006. p. 165–174.

BRIERLEY, G.J.; FRYIRS, K.A. (Orgs.). *River Futures: An Integrative Scientific Approach to River Repair*. Washington: Island Press, 2008. 304 p.

BROCONELLI, P. F.; STUERMER, M. M. **Renaturalização de rios e córregos no município de São Paulo**. São Paulo: Exacta (6) 1, 2008. p. 147-156.

CÂMARA, G., MONTEIRO, A. M., FUKS, S., CAMARGO, E., FELGUEIRAS, C. **Análise Espacial de Dados Geográficos**. São José dos Campos, INPE, 2001.

CARVALHO FILHO, A.; LUMBRERAS, J. F.; LEMOS, A. L.; SANTOS, R. D.; CALDERANO FILHO, B.; WITTERN, K. P. **Mapa de solos do estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM, 2001.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

_____. **Análise Morfométrica de Bacias Hidrográficas**. Campinas: Notícia Geomorfológica 9 (18), 35-64, 1969.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA LAGOS SÃO JOÃO. Ata da 6ª, 7ª, 8ª **Assembléia Geral Ordinária do Sub-Comitê do rio São João e Ostras** nos dias 14 fev.(a), 29 abr.(b) e 27 jun.(c) 2008.

CORRÊA, R. G.; BARBOSA, G. L.; FALCÃO, M. M.; SOUZA, T. M. **Faixa Marginal de Proteção**. Rio de Janeiro: INEA, 2010. 37 p.

COSTA, R. C.; RACHE, R. P. **Memória socioambiental: subsídio para a educação ambiental e envolvimento comunitário no processo de renaturalização do Arroio Vieira, Rio Grande, RS** In: VII Seminário de pesquisa qualitativa: fazendo metodologia, 2008, Rio Grande. Anais do VII Seminário de pesquisa qualitativa: fazendo metodologia. Rio Grande: FURG, 2008a.

COSTA, R. C.; TASSI, R.; BALDONI, V. **Proposta de renaturalização para um arroio costeiro no município de Rio Grande-RS** In Anais do VI Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre: ABES/RS, 2008b.

COSTA, R. C.; TASSI, R.; BALDONI, V. **Proposta de renaturalização para o Arroio Vieira, RS** In: **Seminário de estudos limnológicos em clima subtropical**. I Seminário de estudos limnológicos em clima subtropical. Rio Grande: FURG, 2008c. v.1.

COVICH, A. P. *Water and ecosystems*. Oxford: Oxford University Press, 1993.

CUNHA, S. B. **Impactos das obras de engenharia sobre o ambiente biofísico da bacia do rio São João**. Lisboa: Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade de Lisboa, 1995.

CRONEMBERGER, F. M; VICENS, R. S.; BASTOS, J.S.; FEVRIER, P. V. R.; BARROSO, G. M. **Mapeamento Bioclimático do estado do Rio de Janeiro**. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 2011, INPE. p.5745-52.

DANTAS, M. E. **Mapa Geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM, 2001.

DIAKONOV, K. I.; MAMAI, I. *La escuela geográfica paisajística* in KASIMOV, N. S. (Orgs.) *Las escuelas científicas geográficas de la Universidad de Moscú* (Original em russo - Tradução de José Mateo Rodriguez). Moscou: Casa Editorial Gorodiets, 2008. 679 p.

DOLL, B. A.; GRABOW, G. L.; HALL, K.; HALLEY, R. J.; HARMAN, W. A.; JENNINGS G. D.; WISE, D. E. *Stream Restoration: A Natural Channel Design Handbook*. NC State University: NC Stream Restoration Institute, 2003. 128 p.

DRM – Departamento de Recurso Minerais. **Carta Geológica**, escala 1:50.000: Nova Friburgo (1980), Quartéis (1979), Rio Bonito (?) e Silva Jardim (?).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solo (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 1999, 412p.

ESRI. *Guide Book of ArcGIS Help 10.1*. 2013. Disponível em <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/>. Acesso em 29 de abril de 2014.

FISRWG – The Federal Interagency Stream Restoration Working Group. *Stream corridor restoration: principles, process and practices*. Federal agencies of the US gov't, 1998.

FRM. *Flood Risk Management*. Parlamento Europeu, Directive 60/EC, 2007.

FROLOVA, M. **A paisagem dos geógrafos russos: a evolução do olhar geográfico entre o século XIX e XX** in RAE GA. Curitiba: 27, 97, 2007. p. 159-170.

GALVÃO, R. S.; CUNHA, S. B. **Intervenções na bacia hidrográfica do rio João Mendes (Niterói/RJ): das alterações na drenagem ao projeto de renaturalização**. Porto Alegre: Anais do XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 2010.

GRECO, S. E.; PREMIER, A. K.; LARSEN, E. W. *A tool for tracking floodplain age land surface patterns on a large meandering river with applications for ecological planning and restoration design*. Landscape Urban Plann., 81 (4), 2007. p.354-373.

GUMIERO, B.; MANT, J.; HEIN, T.; ELSO, J.; BOZ, B. *Linking the restoration of rivers and riparian zones/wetlands in Europe: Sharing knowledge through case studies*. Ecological Engineering 56, 2013. p. 36-50.

HABITATS DIRECTIVE. *Council of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. Parlamento Europeu, Directive 43/EEC: 1992.

HETNER, A. *A geografia como ciência corológica da superfície terrestre* [Die Geographie als chorologische Wissenschaft der Erdoberfläche]. Niterói: Revista GEOgraphia, 13 (25), 2011.

HYPERCUBE. *User's Guide of Spectral Research Program*. Alexandria: US Amry Geospatial Center, 2012.

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.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual Técnico de Geomorfologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Manuais Técnicos em Geociências, N. 5, 175 p., 2009.

ICMBIO. *Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da bacia do Rio São João/Mico-leão-Dourado*. Brasília: ICMBIO/MMA, 2008. 349 p.

KONDOLF, G. M. *River restoration and meanders*. Ecology and Society 11(2): 42, 2006. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art42/>

LANDIM, P. M. B. *Análise estatística de dados geológicos multivariados*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LAKE, P. S. *Flows, floods, floodplains and river restoration*. Ecological Management & Restoration 3, 2012.

LAUB, B. G.; BAKER, D. W.; BLEDSOE, B. P.; PALMER, M. A. *Range of variability of channel complexity in urban, restored and forested reference streams*. Freshw. Biol. 57, 2012. p. 1076–1095.

LEOPOLD, L., WOLMAN, G., MILLER, J. *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco: W.H. Freeman and Company, 1964.

MATEO RODRIGUEZ, J. *Planificación ambiental*. Havana: Félix Varela, 2008.

MATEO RODRIGUEZ, J.; SILVA, E .V.; CAVALCANTI, A. P. B. *Geocologia das Paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental*. Fortaleza: UFC, 2007.

MEURER, M. **A restauração fluvial e a busca de reconciliação da Europa com seus cursos d'água: o que o Brasil deve aprender com esta experiência?** in GEOgraphia. Niterói: 12, 23, 2010. p. 124-139.

NATURA. *Centrepiece of EU nature & biodiversity policy*. Vários, 2000.

OJEDA, A. O. *Alteraciones geomorfológicas de los ríos en Europa y principios para la restauración de la dinámica fluvial* in Anais da Exposição Internacional Água e Desenvolvimento Sustentável. Zaragoza: BIE, 2008.

OLIVEIRA, F. L. **Avaliação ambiental e sustentabilidade da mineração de areia no curso médio-superior do Rio São João, RJ**. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005. 118 p.

OLIVEIRA, F. L.; MELLO, E. F. **Monitoramento com seções transversais ao rio São João em área de mineração de areia** in Anais do VI Simpósio Nacional de Geomorfologia. Goiânia: UGB, 2006.

PALMER, M. A.; MENNINGER, H. L.; BERNHARDT, E. *River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice?* Freshw. Biol. 55, 2010. P p. 205–222.

PIMENTA, M. L. F. **Aspectos hidrossedimentológicos da bacia do alto rio São João: uma análise com suporte das geotecnologias**. (Monografia de conclusão de curso) Niterói: Departamento de Geografia da UFF, 2012.

PIMENTA, M. L. F.; CRONEMBERGUER, F. M.; VICENS, R. S. **Mapeamento da cobertura do solo por unidade relevo na bacia do alto rio São João – RJ**. Anais do I Jornada de Geotecnologias do estado do Rio de Janeiro, 2011.

POLVI L. E.; NILSSON, C.; HASSELQUIST, E. M. *Potential and actual geomorphic complexity of restored headwater streams in northern Sweden*. Geomorphology (210), 2014. p. 98-118.

POLVI, L. E.; WOHL, E. *The beaver meadow complex revisited: the role of beavers in post-glacial floodplain development*. Earth Surf. Process. Landf. 37, 2012. p. 332–346.

REIS, A.P.; MANSUR, K.L. **Sinopse geológica do Estado do Rio de Janeiro – Mapa Geológico 1:400.000**. DRM-RJ. Niterói (RJ), 1995. 90 p.

REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D.; CARR, A. P. *Patch Analyst and Patch Grid*. Ontario Ministry of Natural Resources. Thunder Bay, Ontario: Centre for Northern Forest Ecosystem Research, 2012.

RIO DE JANEIRO. **Política Estadual de Defesa e Proteção das Bacias Fluviais e Lacustres do Rio de Janeiro**. Lei estadual nº 650 de 11 de janeiro de 1983.

RINALDI, M.; WYZGA, B.; SURIAN, N. *Sediment mining in alluvial channels: Physical effects and management perspectives* in River Research and Applications. Londres: 21, 7, 2005. p. 805–828.

RIZZINI, C. T.; COIMBRA-FILHO, A. F.; HOUAISS, A. **Ecosistemas brasileiros**. Rio de Janeiro: Editora Index, 1988. 200 p.

ROHDE, S.; HOSTMANN, M.; PETER, A.; EWALD, K.C. **Room for rivers: An integrative search strategy for floodplain restoration**. *Landscape and Urban Planning*, 78(1-2), 2006. p. 50-70.

RONI, P.; BEECHIE, T. (Orgs.) **Stream and watershed restoration: a guide to restoring riverine processes and habitats**. Nova Iorque: Wiley-Blackwell, 2013. 300 p.

ROSA, D.; PRIVITERA, R.; MARTINICO, F.; GRECA, P. **Measures of Safeguard and Rehabilitation for landscape protection planning: A qualitative approach based on diversity indicators**. *Journal of Environmental Management* 127, 2013. p. S73-S83.

SALGUEIRO, T. B. **Paisagem e Geografia** in Finisterra. Lisboa: 36, 72, 2001. p. 37-53.

SCHUMM, I. A. **The Fluvial System**. New York: John Wiley, 1977. 338 p.

SCHUMM, S. A. **Sinuosity of alluvial rivers on the great plains**. *Geological Society of America Bulletin*, v.74, n.9, p. 1089-1100, 1963.

SELLES, I. M.; RIKER, F.; RIOS, J. P.; BINDER, W. **Revitalização de rios**. Orientação técnica Projeto PLANÁGUA SEMADS/GTZ. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001, 78 p.

SILVA, L. C. **Manejo de rios degradados: uma revisão conceitual** in *Revista Brasileira de Geografia Física*. Recife: 03, 2010. p. 23-32.

SILVA, T. M. **A Estruturação Geomorfológica do Planalto Atlântico no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2002. 265 p. (Tese de Doutorado, Departamento de Geografia da UFRJ).

SILVA, L. C.; CUNHA, H. C. S. **Geologia do estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM, 2001.

SOTCHAVA, V. B. **Introducción a la doctrina sobre los geosistemas** (Original em russo – Tradução de José Mateo Rodriguez). Novosibirsk: Editorial Nauka, 1978. 318 p.

SUGUIO, K.; BIGARELLA, J.J. **Ambientes Fluviais**. Florianópolis: Editora UFSC e Editora UFPR, 1990.

TÁNAGO, M. G. **La restarió des llits i riberes fluvials**. Valência: *Métode* (38), 2003.

TÁNAGO, M. G.; JALÓN, D. G. **Recuperación de espacios degradados: cursos de agua desnaturalizados** In OREA, D. G (Org.). **Recuperación de Espacios Degradados**. Madrid: Mundi-Prensa, 2004.

TÁNAGO, M. G.; JALÓN, D. G.; ROMÁN, M. **River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive** *Environmental Management* 50, 2012. p. 123–139.

TIMASHEV, I. E. *El componente geoecológico principal del paisaje terrestre* In ALEKSEEV, B. A. (Org.) *El mundo de la Geoecología* (Original em russo – Tradução de José Mateo Rodriguez). Moscou: GEOS, 2008. 296 p.

VINSON, M. R.; HAWKINS, C. P. *Biodiversity of stream insects: variation at local, basin, and regional scales*. Annu. Rev. Entomol. 43, 1998. p. 271–293.

YANG, C. T. *Potential Energy and Stream Morphology*. Water Resources Research, v. 7(2), 1971. p. 311-322.

WFD. *The Water Framework*. Parlamento Europeu: Directive 60/EC, 2000.

ZEE-RJ. **Análise e Qualificação Sócio-ambiental do Estado do Rio de Janeiro** (escala 1:100.000): subsídios ao ZEE – Zoneamento Ecológico Econômico. Rio de Janeiro, Nov. 2008.