

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROSPECÇÃO DE POTENCIAL HIDRELÉTRICO REMANESCENTE

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia.

Dante Gama Larentis

Orientador: Dr. Carlos Eduardo Morelli Tucci

Co-orientador: Dr. Francisco Olivera

Banca Examinadora:

Dr. Albano Schwarzbold

Dra. Fernanda da Serra Costa

Dr. Marcelo Giulian Marques

Dr. Walter Collischonn

Porto Alegre, dezembro de 2009

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Dr. Carlos Eduardo Morelli Tucci.

Parte da pesquisa foi desenvolvida no Zachry Department of Civil Engineering, da Texas A&M University, no regime de estágio no exterior, sob a orientação do Prof. Dr. Francisco Olivera.

Ao longo de toda a pesquisa, foi de fundamental importância a participação do Prof. Dr. Walter Collischonn, do IPH. O Dr. Collischonn participou ativamente na orientação do desenvolvimento metodológico, da elaboração de ferramentas computacionais e na discussão de resultados.

No desenvolvimento das ferramentas computacionais, atribui-se ainda o devido crédito ao colega Engenheiro Adriano Rolim, autor de alguns dos algoritmos utilizados na metodologia.

Colaboraram também na etapa de qualificação do trabalho os Drs. Marcelo Giulian Marques, do IPH, Fernanda da Serra Costa, do Centro de Pesquisas de Energia Elétrica, e Dráusio de Freitas Belote, de Furnas Centrais Elétricas S/A.

A pesquisa contou com o apoio da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS, que contribuiu com o aporte de dados.

Sobretudo, foi essencial o apoio e contribuição de minha esposa Laura, que mesmo na reta final de gestação (da tese e de nossa filha Isabella), envolveu-se ativamente na conclusão do trabalho e confecção da tese.

Esta pesquisa teve o apoio do Fundo Setorial de Recursos Hídricos – CT-Hidro, através do Conselho Nacional de Pesquisa Científica – CNPq.

RESUMO

Estudos de inventário de potencial hidrelétrico no Brasil passaram recentemente por um período sem novos investimentos, limitando a oferta de curto e médio prazo de hidroeletricidade no país. Ao mesmo tempo em que não foram produzidos novos estudos de prospecção, os estudos existentes de inventário passaram a ser reavaliados sob a ótica ambiental, através de estudos de avaliação ambiental integrada. Esses estudos, no entanto, têm sido empregados de tal forma que aspectos energéticos e ambientais são avaliados em ocasiões diferentes, em análises totalmente desconexas.

Com esta pesquisa, propõe-se uma metodologia de prospecção de potencial hidrelétrico remanescente na escala de bacia hidrográfica. A metodologia estabelece critérios e procedimentos para a estimativa do potencial global na bacia, em uma etapa do planejamento em que a análise conjunta de aspectos energéticos e de fragilidades técnico-econômicas e ambientais é efetivamente incorporada na solução final de divisão de quedas.

A metodologia está implementada em uma ferramenta com base em um sistema de informações geográficas que permite a análise distribuída na bacia para a prospecção de potenciais. Através do processamento automatizado do modelo digital do terreno e de vazões regionais estatísticas, diversas alternativas de projeto são localizadas na bacia, caracterizando o tipo de operação (fio d'água ou reservação), *layout* (com derivação por túnel ou pela margem ou geração no pé) e altura do barramento no sítio. As alternativas de projeto são hierarquizadas e selecionadas e as análises energética e de fragilidades são realizadas em conjunto, com o foco na bacia hidrográfica, permitindo a estimativa do potencial global viável e a obtenção da divisão de quedas final.

A metodologia foi aplicada à bacia do rio Taquari-Antas no RS, visando a validação dos algoritmos de prospecção e do processo de seleção, com base em inventário de potencial hidrelétrico existente. A seleção de alternativas de projeto resultou em uma divisão de quedas diferente daquela do inventário existente, no entanto, com estatísticas globais de potencial bastante similares. Uma análise de sensibilidade dos pesos dos indicadores de fragilidade mostra a faixa de variação do potencial global em relação ao cenário base. Os resultados obtidos mostram o grande potencial das ferramentas de localização de sítios com vocação para produção de energia e comprovam a aplicabilidade da metodologia de prospecção do potencial hidrelétrico remanescente no planejamento de médio em longo prazo do setor elétrico.

ABSTRACT

Hydropower prospection studies in Brazil have recently passed through a period without any new investment, restraining the country's hydroelectric offer in the short-mid term. While no new studies were released, the existent hydropower inventory studies have passed through reassessment under an environmental point of view, through the so-called environmental integrated assessment studies. However, those studies have been employed in a way that energy and environmental aspects are assessed in different circumstances, with completely disconnected analyses.

In this research it is proposed a methodology for prospection of undeveloped hydropower potential in a river basin scale. The methodology establishes procedures and criteria for estimating the global hydropower potential in the river basin within a stage in planning in which the integrated analysis of energy aspects and technical-economic and environmental fragilities is effectively taken into account into the definitive solution of river partitioning.

The methodology is implemented within a GIS-based tool, allowing the distributed analysis of the river basin for hydropower prospection purposes. Through the automated processing of the digital elevation model and regional discharge maps a huge number of plant alternatives are located in the basin. Alternatives are characterized by type of operation (run-of-the-river or storage), layout (derivation by tunnel or through the river bank or at the toe) and dam height at the site. The hydro plant alternatives are ordered and selected and the energy and fragility assessment is integrated with the focus on the river basin, allowing the estimation of the feasible global potential and the configuration of the final set of hydropower plants.

This methodology was applied to Taquari-Antas river basin, in RS, in order to validate the prospection and selection algorithms based on an existing prospection study. The selection process resulted in a set of plants different from that of the previous studies, however, with very similar global statistics of potential. A sensibility analysis of the fragility indicators weights shows the variation over the total potential respect to the basis scenario. Results show the tool great potential for spotting sites endowed to hydropower production and reassure the applicability of the methodology of undeveloped hydropower prospection into the mid-to-long-term electricity sector planning.

ÍNDICE

APRESENTAÇÃO	ii
RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
ÍNDICE	v
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE ABREVIACÕES	xi
LISTA DE SÍMBOLOS	xii
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 MOTIVAÇÃO	3
1.2 OBJETIVOS.....	4
2 ÁGUA PARA ENERGIA	5
2.1 PANORAMA HISTÓRICO MUNDIAL E TENDÊNCIAS DE DESENVOLVIMENTO	5
2.1.1 <i>Vantagens da tecnologia</i>	6
2.1.2 <i>Principais obstáculos ao desenvolvimento</i>	7
2.2 POTENCIAL HIDRELÉTRICO BRASILEIRO	9
2.2.1 <i>Planejamento do setor elétrico</i>	10
2.2.2 <i>Avaliação Ambiental Integrada</i>	12
3 PROSPECÇÃO DE POTENCIAL HIDRELÉTRICO	16
3.1 ASPECTOS BÁSICOS DE PROJETOS HIDRELÉTRICOS	16
3.1.1 <i>Tipos de projeto hidrelétrico</i>	16
3.1.2 <i>Localização do potencial</i>	17
3.1.3 <i>Energia firme e benefício energético</i>	18
3.1.4 <i>Potencial total e hipotético</i>	21
3.1.5 <i>Potência instalada e custos</i>	21
3.1.6 <i>Viabilidade econômica</i>	22
3.1.7 <i>Impactos ambientais de usinas hidrelétricas</i>	23
3.2 NATUREZA DO PROBLEMA E ESTRUTURA DA SOLUÇÃO	27
3.2.1 <i>Metodologias de avaliação multicritério</i>	28
3.2.2 <i>Análise de atributos espacialmente distribuídos</i>	33
3.2.3 <i>Indicadores ambientais e econômicos</i>	34
3.3 PRÁTICA CORRENTE	39
3.3.1 <i>Recentes abordagens</i>	39
3.3.2 <i>Prospecção em escala nacional: a experiência dos EUA</i>	43
3.3.3 <i>Estimativa de Potencial e Inventário Hidrelétrico no Brasil</i>	46

4	METODOLOGIA E FERRAMENTAS COMPUTACIONAIS	49
4.1	ESTRUTURA GERAL	49
4.1.1	<i>Premissas metodológicas e aplicabilidade.....</i>	52
4.1.2	<i>Simplificações e limitações no uso</i>	54
4.2	DEFINIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	55
4.2.1	<i>Pré-processamento do MDT.....</i>	55
4.2.2	<i>População do sistema.....</i>	56
4.2.3	<i>Análise hidrológica</i>	57
4.3	AVALIAÇÃO TÉCNICO-AMBIENTAL DISTRIBUÍDA	59
4.3.1	<i>Atributos de estado</i>	60
4.3.2	<i>Atributos de resposta.....</i>	62
4.3.3	<i>Atributos de pressão.....</i>	64
4.3.4	<i>Indicadores de fragilidade.....</i>	65
4.4	AVALIAÇÃO ENERGÉTICA DISTRIBUÍDA	75
4.4.1	<i>Identificação do eixo do barramento.....</i>	76
4.4.2	<i>Definição do local da casa de força.....</i>	77
4.4.3	<i>Verificação do potencial bruto.....</i>	79
4.4.4	<i>Desenvolvimento da barragem e inundação do reservatório</i>	80
4.4.5	<i>Cruzamento de mapas de estado e pressão.....</i>	83
4.5	SELEÇÃO DE ALTERNATIVAS DE PROJETO	84
4.5.1	<i>Pré-seleção.....</i>	85
4.5.2	<i>Teste de interferência por inundação.....</i>	86
4.5.3	<i>Teste de interferência por curto-circuito.....</i>	86
4.5.4	<i>Aceitação quanto à interferência sobre APs implantadas</i>	87
4.5.5	<i>Cálculo do potencial das APs.....</i>	87
4.5.6	<i>Cálculo do potencial total da bacia</i>	93
4.5.7	<i>Cálculo de fragilidade das APs.....</i>	94
4.5.8	<i>Aceitação da AP quanto a critérios de corte de fragilidade.....</i>	94
4.5.9	<i>Cálculo da fragilidade total na bacia</i>	94
4.5.10	<i>Índices globais de potencial e fragilidade.....</i>	94
4.5.11	<i>Atualização do VAP.....</i>	96
4.6	AVALIAÇÃO AMBIENTAL E ENERGÉTICA INTEGRADA	96
4.6.1	<i>Definição dos pesos do indicador de fragilidade agregado.....</i>	97
4.6.2	<i>Obtenção do potencial e fragilidade totais hipotéticos na bacia.....</i>	97
4.6.3	<i>Definição do cenário base de potencial e fragilidade totais na bacia.....</i>	97
4.6.4	<i>Cálculo do potencial global viável para o cenário base.....</i>	98
4.6.5	<i>Análise de cenários de fragilidade</i>	100
4.6.6	<i>Definição da divisão de quedas final</i>	101
5	RESULTADOS.....	102
5.1	ESTUDO DE CASO DE VALIDAÇÃO: TAQUARI-ANTAS-RS.....	102

5.1.1	<i>Caracterização geral da bacia do rio Taquari-Antas</i>	103
5.1.2	<i>Definição e caracterização da área de estudo</i>	106
5.1.3	<i>Prospecção de potenciais</i>	111
5.1.4	<i>Avaliação ambiental e energética integrada</i>	115
5.1.5	<i>Discussão dos resultados</i>	130
5.2	ESTUDO DE CASO DE APLICAÇÃO: SUB-BACIA PILOTO	131
5.2.1	<i>Definição e caracterização da área de estudo</i>	131
5.2.2	<i>Prospecção de potenciais</i>	132
5.2.3	<i>Avaliação ambiental e energética integrada</i>	132
5.2.4	<i>Discussão dos resultados</i>	135
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	136
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	142
	ANEXOS	152
ANEXO I.	ETAPAS NA CONSTRUÇÃO DA METODOLOGIA.....	153
ANEXO II.	ALGORITMOS DO HYDROSPOT EM FORTRAN 90.....	171
ANEXO III.	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS.....	231

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Estágios de implementação de projetos hidrelétricos no Brasil (Fonte: adaptado de MME/CEPEL, 2007).....	10
Figura 3.1. Esquema da estrutura de um problema de decisão com múltiplos critérios (adaptado de Koo e O’Connell, 2006).....	28
Figura 3.2. Estrutura da matriz de atributos e alternativas da avaliação multicritério (adaptado de Malczewsky, 1999).....	30
Figura 4.1. Esquema geral da metodologia.	49
Figura 4.2. Esquema hierárquico de atributos, blocos temáticos e objetivos da AMC.	60
Figura 4.3. Esquema de procedimentos e critérios na fase de avaliação energética distribuída.	76
Figura 4.4. Procura de eixo de barramento com uma distância a jusante de 5 a 7 pixel.	77
Figura 4.5. Procura do local da casa de força na vizinhança do eixo do barramento.....	78
Figura 4.6. Procedimento de desenvolvimento do barramento.	82
Figura 4.7. Esquema de procedimentos e critérios na fase de avaliação energética integrada na bacia.....	85
Figura 4.8. Exemplos de casos de curto-circuito.....	86
Figura 4.9. Exemplo de cascata de reservatórios para computo da vazão regularizada e quedas acumuladas.	89
Figura 4.10. Esquema de reservatório para cálculo da máxima depleção e queda d’água média.	92
Figura 4.11. Casos típicos de interferência por inundação: (a) em planta, (b) perfil longitudinal.....	96
Figura 4.12. Curvas de potencial e de fragilidade totais acumulados relativos.....	98
Figura 4.13. Curva de diferença máxima entre potencial e fragilidade totais.	99
Figura 4.14. Curvas IPG-IFG para diferentes cenários de fragilidade de divisão de quedas.	101
Figura 5.1. Localização da bacia do rio Taquari-Antas.....	103
Figura 5.2 Localização das usinas hidrelétricas na bacia do rio Taquari-Antas segundo o inventário de 1993 da CEEE.	105
Figura 5.3. Discretização especial da bacia do rio Taquari-Antas.	107
Figura 5.4. Localização da UHE Castro Alves e das APs levantadas pelo Hydrospot.	112
Figura 5.5. Localização da UHE São Marcos e das APs levantadas pelo Hydrospot.	113
Figura 5.6. Localização das APs levantadas pelo <i>Hydrospot</i> nas proximidades do sítio da UHE Monte Claro (detalhe do inventário de 1993 da CEEE).....	113
Figura 5.7. Localização das APs levantadas pelo <i>Hydrospot</i> nas proximidades do sítio da UHE 14 de Julho (detalhe do inventário de 1993 da CEEE).....	114
Figura 5.8. Localização das APs levantadas pelo <i>Hydrospot</i> nas proximidades do sítio da UHE 14 de Julho (detalhe do inventário de 1993 da CEEE).....	114
Figura 5.9. Localização das APs implantadas no trecho baixo do rio das Antas.	117
Figura 5.10. Potenciais das APs selecionadas para teste ao longo do processo de seleção. ...	118
Figura 5.11. Localização das APs implantadas no trecho baixo do rio das Antas (excluída APs do sítio 1569 c/ $HB=49$).	120
Figura 5.12. Curvas de <i>IPG</i> e <i>IFG</i> para o cenário base do estudo de caso de validação.	121
Figura 5.13. Curvas de <i>IFG-IPG</i> dos cenários de fragilidade e <i>IPG</i> do cenário base do estudo de caso de validação.	123
Figura 5.14. DFQ no trecho baixo do rio das Antas no cenário base (excluída APs do sítio 1569 c/ $HB=49$).	126
Figura 5.15. Curvas de <i>IPG</i> e <i>IFG</i> para o cenário base do inventário de 1993 da CEEE.	130

Figura 5.16. Curvas de <i>IPG</i> e <i>IFG</i> para o cenário base do estudo de caso de aplicação.....	134
Figura 5.17. Curvas de <i>IFG-IPG</i> dos cenários de fragilidade e <i>IPG</i> do cenário base do estudo de caso de aplicação.	134
Figura I.1. Exemplo de ajuste no algoritmo de localização de casas de força do Hydrospot..	163
Figura I.2. Exemplo do processo de classificação de uso e ocupação do solo com base em imagens do Google Earth ^M	164
Figura III.0.3. Variação do potencial do inventário em função dos parâmetros.	233
Figura III.0.4. Variação do potencial e do tempo de processamento em função do número de APs obtido com a variação dos parâmetros.....	233

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Histórico e cenário de expansão do setor hidrelétrico em alguns países em desenvolvimento.....	6
Tabela 3.1. Valores de fator de capacidade de referência no Brasil por tipo de usina (fonte: Brasil, 2007a)	22
Tabela 3.2. Indicadores ambientais de avaliação de projetos hidrelétricos (Quintero e Ledec, 2003).....	39
Tabela 3.3. Análise ambiental e energética em função da fase do projeto hidrelétrico e do escopo do estudo.....	44
Tabela 4.1. Descrição das etapas da metodologia de prospecção de potencial hidrelétrico remanescente	51
Tabela 4.2. Atributos e mapas temáticos de resposta.....	62
Tabela 4.3. Atributos e mapas temáticos de pressão	65
Tabela 4.4. Indicadores de fragilidade e atributos e mapas temáticos de estado	74
Tabela 5.1. Características fisiográficas do sistema por sub-bacia	107
Tabela 5.2. Informações de entrada da metodologia.....	109
Tabela 5.3. Estações fluviométricas do rio Taquari-Antas.....	110
Tabela 5.4. Parâmetros regionais das vazões características da bacia.....	110
Tabela 5.5. Pesos iniciais dos indicadores de fragilidade	115
Tabela 5.6. Cenários de fragilidade.....	122
Tabela 5.7. Pesos dos indicadores para diferentes cenários de fragilidade.....	122
Tabela 5.8. Principais características das plantas selecionadas para a DFQ do cenário base	124
Tabela 5.9. Comparação de plantas levantadas pela metodologia e pelo inventário de 1993	127
Tabela 5.10. Evolução da AP 8509 (Monte Claro) durante o processo de seleção.....	128
Tabela III.1. Análise de sensibilidade dos parâmetros e da vazão ambiental sobre o <i>PTH</i> ...	232

LISTA DE ABREVIACÕES

AAI –	Avaliação Ambiental Integrada
ADE –	Atributos de Estado
ADP –	Atributos de Pressão
ADR –	Atributos de Resposta
AHP –	Analytical Hierarchy Process
AIA –	Avaliação de Impacto Ambiental
AMC –	Avaliação Multicritério
ANEEL –	Agência Nacional de Energia Elétrica
AP –	Alternativa de Projeto
ASCII –	American Standard Code for Information Interchange
B/C –	Relação Benefício / Custo
CMA –	Comprimento Máximo da Adução
CONAMA –	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CP –	Curvas de Permanência
CUR –	Custo Unitário de Referência
DFQ –	Divisão Final de Quedas
DOE –	Department of Energy (USA)
DPSIR –	D = força motriz (<i>driving forces</i>), P = pressão (<i>pressures</i>), S =estado (<i>state</i>), I = impacto (<i>impact</i>), R = resposta (<i>response</i>)
EEA –	Agência Ambiental Européia
EI	Estudos de Inventário (de potencial hidrelétrico)
EIA –	Estudos de Impacto Ambiental
EPE –	Empresa de Pesquisa Energética
FEPAM –	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS
IEA –	Agência Internacional de Energia
INL –	Idaho National Laboratory
MADM –	Multi-Attribute Decision Making
MCDA –	Multi-Criteria Decision Analysis
MDT –	Modelo Digital do Terreno
MME –	Ministério de Minas e Energia
MODM –	Multi-Objective Decision Making
MVR –	Máxima Vazão Regularizável
OECD –	Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
PCH –	Pequena Central Hidrelétrica
PTH –	Potencial Total Hipotético
RCV	Relação Cota Volume
SAD –	Sistema de Apoio a Decisão
SIG –	Sistemas de Informações Geográficas
SNUC –	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SSH –	Simulação de Série Histórica
UC –	Unidades de Conservação
UE	União Européia
UHE –	Usina Hidrelétrica
UOS –	Uso e Ocupação do Solo
UPI –	Unidades de Proteção Integral
USGS –	United States Geological Survey
UUS –	Unidades de Uso Sustentável
VAP –	Vetor de Alternativas de Projeto

LISTA DE SÍMBOLOS

<i>A</i>	Área total de um reservatório <i>j</i>
<i>AA</i>	Pixel alagado no par de coordenadas (x_a, y_a)
<i>Aag</i>	Área agrícola afetada pela alternativa <i>i</i> [ha]
<i>AE</i>	Valor do atributo de estado no par de coordenadas (x_b, y_b)
<i>Ala</i>	Área de lazer afetada pela alternativa <i>i</i> [ha]
<i>Aru</i>	Área rural afetada pela alternativa <i>i</i> [ha]
<i>Aur</i>	Área urbana afetada pela alternativa <i>i</i> [ha]
<i>CCpos</i>	Classificação CONAMA de pos-desenvolvimento
<i>CCpre</i>	Classificação CONAMA de pré-desenvolvimento
<i>CFT</i>	Concentração Fósforo Total
<i>CIEnq</i>	Classificação CONAMA 357/05 do enquadramento do rio
<i>CMA</i>	Comprimento máximo de adução
<i>CMAVR</i>	Comprimento máximo da alça de vazão reduzida
<i>CNT</i>	Concentrações média de Nitrogênio Total
<i>D</i>	Profundidade média do lago [m]
<i>DJ</i>	Distância a jusante
<i>D_{LT}</i>	Distância à linha de transmissão (de qualquer voltagem) mais próxima
<i>DMA</i>	Declividade mínima admitida
<i>D_{pa}</i>	Coefficiente de densidade populacional da área agrícola afetada pela alternativa <i>i</i>
<i>D_{pa}</i>	Coefficiente de densidade populacional da área de lazer afetada pela alternativa <i>i</i>
<i>D_{pa}</i>	Coefficiente de densidade populacional da área rural afetada pela alternativa <i>i</i>
<i>D_{pa}</i>	Coefficiente de densidade populacional da área urbana afetada pela alternativa <i>i</i>
<i>D_{RODO}</i>	Distância do eixo do barramento à rodovia (de qualquer classe) mais próxima
<i>E_f</i>	Energia firme
<i>F_d</i>	Número de Froude
<i>F_k</i>	Fator de capacidade
<i>F_{qamb}</i>	Fator de vazão ambiental (% da Q_{95})
<i>FRLD</i>	Razão entre L_{AVR} da alternativa <i>i</i> e L_{AVR} máximo do vetor de alternativas [%]
<i>FTA</i>	Fragilidade Total Acumulada
<i>FTH</i>	Fragilidade Total Hipotética
<i>H</i>	Queda d'água [m]
\bar{H}	Queda d'água líquida média [m] na seção
<i>Hacum</i>	Queda d'água líquida [m] acumulada a jusante da alternativa
<i>H_{AH}</i>	Queda d'água acumulada hipotética [m]
<i>H_{lm}</i>	Queda referente a depleção máxima no reservatório da alternativa [m]
<i>IAC</i>	Indicador de impacto potencial
<i>IAG</i>	Índice de aptidão global
<i>IART</i>	Índice de aptidão relativa total na bacia
<i>IFA</i>	Indicador de fragilidade agregado
<i>IFDLT</i>	Índice de Fragilidade por Distância a Linha de Transmissão
<i>IFDR</i>	Índice de Fragilidade por Distância a Rodovia
<i>IFE_{st}</i>	Índice de Fragilidade de estratificação
<i>IFE_{ut}</i>	Índice de Fragilidade de Eutrofização

<i>IFFI</i>	Indicador de fragilidade sobre ferrovias
<i>IFG</i>	Índice global de fragilidade
<i>IFIFL</i>	Índice de Fragilidade de Interrupção do Fluxo Longitudinal
<i>IFIPA</i>	Índice de Fragilidade por Infraestrutura Pública Afetada
<i>IFIUC</i>	Índice de Fragilidade por Inundação de Unidade de Conservação
<i>IFPAB</i>	Índice de Fragilidade de População Atingida por Barragem
<i>IFRH</i>	Índice de Fragilidade de Alteração de Regime Hídrico
<i>IFRI</i>	Indicador de fragilidade sobre rodovias
<i>IFRT</i>	Índice de fragilidade relativa total na bacia
<i>IPABP</i>	Índice de População Atingida por Barragem por Potencial
<i>IPG</i>	Índice de potencial global
<i>IPRT</i>	Índice de potencial hidrelétrico relativo total na bacia
<i>L</i>	Comprimento do reservatório [m]
<i>L_{AVR}</i>	Extensão da alça de vazão reduzida
<i>L_{DI}</i>	Trecho de rede de drenagem inundada
<i>LRI</i>	Razão entre L_{DI} da alternativa i e L_{DI} máximo do vetor de alternativas [%]
<i>MAT</i>	Máxima altura técnica (do barramento)
<i>MVR</i>	Vazão máxima regularizável [$m^3 \cdot s^{-1}$]
<i>Namax</i>	Nível máximo do barramento
<i>P</i>	Potência hidráulica [kW], potência hidrelétrica gerada por uma turbina, potência instalada (capacidade)
<i>PAB</i>	População afetada pelo barramento da alternativa i [habitantes]. PAB é adimensionalizado pelo máximo valor de PAB no vetor.
<i>PB</i>	Potencial bruto em termos de energia média [MWm]
<i>PBM</i>	Potencial bruto mínimo
<i>PGV</i>	Potencial global viável
<i>Pf</i>	potência firme
<i>PI</i>	Potencial médio líquido de geração da alternativa i [MWm]
<i>PTA</i>	Potencial Total Acumulado na bacia
<i>PTE</i>	Potencial Total Estimado da bacia
<i>PTH</i>	Potencial Total Hipotético
\underline{Q}	Vazão que passa pela turbina [$m^3 \cdot s^{-1}$]
\bar{Q}	Vazão média [$m^3 \cdot s^{-1}$]
<i>Q_{acum_M}</i>	Vazão regularizada nos reservatórios implantados a montante da alternativa
<i>Q_{cons_m}</i>	Vazão dos usos consuntivos realizados a montante da alternativa.
<i>Q_f</i>	Vazão firme natural na seção [$m^3 \cdot s^{-1}$]
<i>Q_{gant}</i>	Vazão garantida natural do rio na seção
<i>Q_{mlp}</i>	Vazão média de longo período
<i>Q_{reman}</i>	Vazão que deve permanecer a jusante do barramento da alternativa
<i>Q_T</i>	Vazão turbinada [$m^3 \cdot s^{-1}$]
<i>Q_{util}</i>	Vazão média regularizada no reservatório da alternativa
<i>Q₉₅</i>	Vazão de 95% de permanência
<i>T</i>	Período Crítico
<i>Tr</i>	Tempo de residência do reservatório [dias]
<i>V</i>	Volume normal do reservatório [m^3]
<i>V_{disp}</i>	Volume disponível para regularização [Hm ³]
<i>V_{util}</i>	Volume útil de uma alternativa i
<i>Z_{mon}</i>	Cota de montante do rio
<i>Z_{jus}</i>	Cota de jusante do rio

Γ	Peso específico da água [kN.m-3]
η	Fator de eficiência do conjunto turbina/generador

1 INTRODUÇÃO

As fontes de energia hidrelétrica desempenham papel de grande relevância na geração mundial de eletricidade. No início deste século, um terço dos países do mundo dependiam da energia hidrelétrica para mais de metade de sua oferta de eletricidade e grandes barragens respondiam por 19% da eletricidade mundial (IEA, 2000a; WCD, 2000).

Atualmente, o desenvolvimento do potencial hidrelétrico remanescente segue uma leve tendência de declínio em relação a outras fontes de energia, como térmicas a carvão e gás natural (IEA, 2000a). Os principais fatores para a diminuição relativa de fontes hidráulicas na matriz elétrica mundial são:

- Grandes potenciais já desenvolvidos em todo o mundo;
- A reestruturação e abertura do mercado de energia em escala global, propiciando um ambiente menos regulado pelos governos e mais inclinado a decisões puramente econômicas (IEA, 2000a; Victor e Heller, 2007);
- Os recentes avanços tecnológicos e barateamento da opção de geração elétrica a partir de gás (IEA, 2000a);
- Pressões da sociedade por alternativas de menor impacto socioambiental, principalmente no caso de projetos de Usinas Hidrelétricas (UHE) com extensas áreas de alagamento (Marinot, 2001; Li, 2002).

Há, no entanto, uma expectativa de continuado crescimento da demanda mundial por energia elétrica, particularmente em países em desenvolvimento. Este fato tem impulsionado a expansão do setor elétrico (hidrelétrico inclusive) em importantes mercados, como China, Brasil, Índia e Turquia (Balat, 2007; Ozturk *et al.* 2008; Mirza *et al.*, 2008; Victor e Heller, 2007; Brasil, 2007a; Brasil, 2007b).

O crescimento da demanda e os obstáculos ao desenvolvimento de grandes projetos hidrelétricos abrem espaço para exploração de fontes alternativas de energia, dentre elas as pequenas centrais hidrelétricas (PCHs). Em alguns países, como os pertencentes à Comunidade Européia, principalmente a Alemanha (Paish, 2002) e o Brasil, existem programas estimulando o desenvolvimento de pequenas centrais hidrelétricas. Os incentivos ocorrem por meio de reduções fiscais (Brasil, 2002; Punys e Pelikan, 2007) ou pela simplificação de procedimentos de aprovação (ANEEL, 1998a).

No Brasil, estudos de prospecção de novos potenciais hidrelétricos estiveram por um longo e recente período sem receber investimentos, o que deve limitar a oferta de curto e

médio prazo de hidroeletricidade no país (BIRD, 2008). Ao mesmo tempo em que não foram produzidos novos estudos de prospecção, os estudos existentes de inventário passaram a ser reavaliados sob a ótica ambiental (FEPAM, 2001; FEPAM, 2004; EPE, 2006; EPE, 2007, BIRD, 2008).

No início do novo século, surgiu na prática da análise de inventários de hidroeletricidade a figura da Avaliação Ambiental Integrada (AAI). A AAI seria a ferramenta necessária para proporcionar uma maior inserção da componente ambiental na etapa de prospecção de sítios com potencial hidroenergético na escala de bacia hidrográfica, permitindo que algumas decisões de projeto pudessem ser condicionadas por critérios econômicos, energéticos e socioambientais (MMA, 2005).

No entanto, a prática demonstrou que o instrumento AAI não tornou efetiva a “integração” prevista. Com base nos estudos de AAI revisados nesta pesquisa, é possível observar duas tendências em relação aos resultados obtidos, dependendo de quem está a cargo do estudo:

- Estudos a cargo do órgão ambiental (FEPAM, 2001; FEPAM, 2004): parte do potencial hidrelétrico inventariado é dada como inviável e não é passível a licenciamento (ocorreram perdas de 27 e 41% da capacidade total inventariada, respectivamente);
- Estudos a cargo do setor energético (EPE, 2006; EPE, 2007): não há conclusão sobre viabilidade, apenas recomendações para o processo de licenciamento ambiental.

Observa-se que, nos referidos estudos, foram aplicadas metodologias de avaliação multicritério contemplando aspectos ambientais, sem que, no entanto, estas análises produzissem qualquer efeito sobre as decisões anteriormente tomadas (divisão de quedas do inventário). A avaliação ambiental em ambas as abordagens foi aplicada sobre estudos existentes de inventário hidrelétrico, ou seja, totalmente desconexa dos estudos energéticos que definem a divisão de quedas em uma bacia.

As conseqüências da desconexão dos estudos energéticos e ambientais são claramente contra produtivas para ambos os lados. Depois de concluído o inventário de uma bacia, o potencial levantado é computado pelo planejamento estratégico do governo e passa a ser incluído nas estatísticas e projeções do setor energético. Desta etapa em diante, cada projeto passa a ser desenvolvido independentemente dos demais, de acordo com critérios políticos e interesses econômicos. Usualmente, os projetos mais rentáveis de um inventário são desenvolvidos antes. Quando uma usina tem sua licença ambiental negada, parte do

potencial previamente prospectado é perdido. Isto pode ocorrer muitos anos após a conclusão do inventário e outros projetos planejados para a bacia podem já ter sido desenvolvidos. Neste estágio, não é mais possível alterar o inventário no sentido de obtenção da divisão de quedas ótima.

Por outro lado, o setor ambiental pode também perder na ausência de uma avaliação ambiental adequada na etapa de inventário. No estágio do licenciamento ambiental, quando o foco da análise é o projeto, é tarde demais para se considerar decisões críticas de planejamento (Partidário, 2003). Assim, quando uma usina hidrelétrica é analisada e licenciada sozinha, qualquer estratégia ambiental em termos de bacia hidrográfica é abandonada. Segundo BIRD (2008), deve-se ainda considerar que os prazos internos de um empreendimento atendem a demandas comerciais e financeiras, sem qualquer vínculo com o trâmite do licenciamento ambiental, decorrendo disso a constante pressão sobre a análise técnica dos órgãos licenciadores.

1.1 MOTIVAÇÃO

Os estudos de inventário de potencial hidrelétrico estão sendo retomados com o foco em PCHs. Há atualmente, um extenso banco de dados *on-line*, com informações georreferenciadas de topologia, infra-estrutura de transportes, meio-ambiente, energia, saneamento, ocupação do solo, entre outros, que não existiam ou não eram disponíveis em décadas passadas. Com base neste tipo de informação, como se verifica em recentes estudos de prospecção hidrelétrica discutidos adiante, é possível, com um baixo custo e de forma rápida, identificar e caracterizar em larga escala o potencial remanescente desconhecido (ou estimado de forma teórica).

Observa-se ainda que outra fonte de incerteza de investidores são os obstáculos institucionais e de financiamento de projetos hidrelétricos. Parte da dificuldade está associada à questão ambiental, demandando novas metodologias de investigação hidroenergética que possam aproximar os tomadores de decisão, oferecendo a análise técnico-econômica integrada às avaliações ambientais.

Tais considerações, somadas à crescente demanda por energia, propiciam novas oportunidades para pesquisa e desenvolvimento na área de prospecção de hidroeletricidade e sustentam o desafio de redução de incertezas no planejamento dos recursos hidroenergéticos.

1.2 OBJETIVOS

Esta pesquisa propõe uma metodologia de prospecção¹ de potencial hidrelétrico remanescente na escala de bacia hidrográfica, voltada, mas não restrita, a potenciais de pequeno e médio porte (menores que 50 MW médios). A prospecção compreende, desde a localização e caracterização de sítios com potencial até a análise de viabilidade e seleção de projetos para compor a divisão de quedas final na bacia. O objetivo geral é a obtenção do potencial global viável na bacia.

A pesquisa tem como objetivos específicos:

- o desenvolvimento de um mecanismo de prospecção automatizada de potenciais hidrelétricos, com base em ferramentas computacionais de geoprocessamento e informação digital;
- a integração² da avaliação ambiental com as análises técnico-econômicas e energéticas na etapa de prospecção.

¹ Na metodologia desenvolvida neste estudo, a terminologia utilizada pode não ter exatamente o mesmo significado que a empregada por MME/CEPEL (2007) ou por outros autores. No entanto, visando evitar qualquer confusão com a nomenclatura já consagrada no Brasil, optou-se por utilizar o termo “prospecção” referindo-se *lato sensu* às atividades desenvolvidas nas etapas iniciais de planejamento hidrelétrico, conhecidas por “Estimativa” e “Inventário de Potencial Hidrelétrico”. O inventário hidrelétrico gerado pela metodologia, produto da seleção de alternativas de projeto, é referenciado como “divisão final de quedas” ou, simplesmente, “conjunto”.

²O conceito de avaliação ambiental integrada tem sido empregado na literatura com os mais diferentes objetivos. Particularmente, o termo “integrada”, pode denotar uma extensa relação entre componentes do sistema em análise, como qualidade e quantidade de água, montante e jusante, águas subterrâneas e superficiais, fontes difusas e pontuais de poluição, etc. (Biswas, 2004). Nesta pesquisa, os aspectos a que se refere a integração da avaliação ambiental são *timing* das análises (todas na mesma etapa de planejamento), abrangência espacial (toda a bacia), tomadores de decisão (múltiplos) e objetivos da análise (ambiental e energético).

2 ÁGUA PARA ENERGIA

2.1 PANORAMA HISTÓRICO MUNDIAL E TENDÊNCIAS DE DESENVOLVIMENTO

O uso da energia de correntes fluviais é uma das mais antigas formas de geração de eletricidade amplamente empregada no mundo (WCD, 2000). No início deste século, um terço dos países do mundo dependia da energia hidrelétrica para mais de metade de sua oferta de eletricidade e grandes barragens respondiam por 19% da eletricidade mundial (IEA, 2000a; WCD, 2000). De acordo com o relatório de 2000 da Comissão Mundial de Barragens (WCD), no mínimo 45.000 grandes barramentos haviam sido construídos no mundo até então para atender a demanda por água e energia (WCD, 2000).

Historicamente, as alternativas energéticas para produção de eletricidade mais exploradas no mundo são: carvão, nuclear, óleo, gás e hidráulica. A cota de hidroeletricidade na produção mundial de energia elétrica tem levemente decrescido, passando, no período de 1973 a 1995, de 21% a 18,9%, ainda que a produção de eletricidade no mundo tenha mais que dobrado no mesmo período (IEA, 2000a). Estudos recentes apontam para uma continuada diminuição da expansão hidrelétrica frente a usinas térmicas a carvão e a gás.

Punys e Pelikan (2007) observaram que, após um período de grande expansão no desenvolvimento hidroenergético nos anos 80, desde 1990 tem-se observado um declínio, especialmente nos 15 países da antiga União Européia (UE). De acordo com os autores, estes países já desenvolveram a maior parte de seu potencial, com um remanescente técnica e economicamente viável de aproximadamente 18%. Mesmo países em acelerado crescimento têm experimentado uma redução relativa de hidroeletricidade na matriz elétrica.

Há, no entanto, uma expectativa de continuado crescimento da demanda mundial por energia elétrica, particularmente em países em desenvolvimento. Obviamente, a expansão da demanda causará uma continua pressão na produção de energia elétrica. Este fato tem maior relevância quando se observa que uma importante parte do potencial mundial ainda por desenvolver está em alguns países em desenvolvimento, como China (Dickinson *et al.*, 1982; Victor e Heller, 2007), Turquia (Balat, 2007; Ozturk *et al.*, 2008), Índia (Victor e Heller, 2007), Paquistão (Mirza *et al.*, 2008) e Brasil (Brasil, 2007a; Brasil, 2007b). A Tabela 2.1 apresenta os cenários estimados de expansão de energia hidrelétrica e sua relativa importância em alguns países em desenvolvimento.

Tabela 2.1. Histórico e cenário de expansão do setor hidrelétrico em alguns países em desenvolvimento

País	Histórico (% na matriz elétrica)	Cenário Futuro (expansão estimada)
China	Constante nos últimos anos (28% em 1980, equivalente a 16GW ¹ ; ~25% em 2005, equivalente a ~110 GW ²)	80% de capacidade ainda remanescente. Compete com gás natural e carvão ²
Turquia	Crescimento até 1980 (49%) e declínio até 2000 (25% em 2003, equivalente a 12,2 GW de capacidade) ³	19 GW de capacidade (332 novas plantas no longo prazo) ⁴ . 80% do potencial viável ainda inexplorado ⁴
Índia	Declínio da década de 60 a 90. Constante desde então em ~25% (29,5GW em 2004) ²	13,7 GW (32 UHEs no curto-médio prazo) ⁵ . Compete com carvão. <i>Mix</i> ideal estimado em 40% hidro e 60% carvão ²
Paquistão	Constante (11MW em 1947 e 6,6 GW em 2008) ⁶	32,5 GW no médio-longo prazo dos quais 5 GW no curto-médio prazo ⁶
Brasil	Em declínio desde o fim da década de 90. 80% da matriz de hoje (75GW) ⁷	126 GW no longo prazo ⁷ , dos quais 37 GW no curto-médio prazo. Declínio em relação ao gás (73% da matriz em 2015) ⁸

Fontes: (1) Dickinson *et al.* (1982); (2) Victor e Heller (2007); (3) Balat (2007); (4) Ozturk *et al.*, (2008); (5) NHPC (2009); (6) Mirza *et al.* (2008); (7) Brasil (2007a); (8) Brasil (2007b)

Mesmo países desenvolvidos, como os Estados Unidos (EUA) e alguns países da Europa, com potencial ainda não explorado, planejam sua matriz energética contando com novos desenvolvimentos em hidroeletricidade. Os EUA, através do Departamento de Energia (DOE), têm mantido constante esforço no levantamento de seu potencial hidráulico não desenvolvido, atualmente estimado em torno de 60 GW de capacidade (Hall *et al.*, 2006), na maioria composto por pequenas e mini centrais hidrelétricas.

Na Europa, Punys e Pelikan (2007) relatam uma forte ascensão nas últimas décadas em alguns países da nova União Européia (UE), como a Polônia, e um crescimento constante em outros, como Eslovênia, Bulgária, Romênia e Turquia. A Associação Européia de Pequenos Potenciais Hidráulicos (ESHA/ SERO/ IEFE, 2001) previu um aumento de 29% na exploração anual de pequenos potenciais hidráulicos na produção de eletricidade no curto-médio prazo (11.5 TWh na antiga UE e 13.3 TWh em outros países da Europa). Em termos de capacidade, há um total de 2210 MW em implementação em, no mínimo, 23 países europeus e 8000 MW com possibilidade de realização no médio prazo (Ozturk *et al.*, 2008).

2.1.1 Vantagens da tecnologia

De acordo com o relatório “Hidroeletricidade e o Meio Ambiente” (IEA, 2000) da Agência Internacional de Energia (IEA), há uma indicação de preocupação da sociedade em relação à continuidade da expansão da energia nuclear e de térmicas a gás, principalmente em relação às incertezas sobre os impactos ambientais destas tecnologias. Comparada à térmica, a energia hidrelétrica apresenta uma série de vantagens (Ozturk *et al.*, 2008):

- é um recurso renovável (não consuntivo);

- amplamente distribuído pelo mundo;
- tem o menor custo de operação e manutenção e plantas de longa vida útil;
- usualmente, apresenta baixa emissão de gases de efeito estufa³.

Mesmo em relação a outras fontes renováveis, como biomassa, eólica e solar, a hidroeletricidade apresenta vantagens comparativas (Paish, 2002; Ozturk *et al.*, 2008):

- por ser uma tecnologia estabelecida e bastante avançada, com a maior taxa de eficiência de conversão (~ 90 %);
- apresentar flexibilidade na operação, podendo ser projetada para suprir tanto a demanda de pico quanto de base;
- energia é, normalmente, continuamente disponível à demanda;
- tecnologia de longa vida útil;
- não necessita de combustível e pouca manutenção é necessária.

Frente aos visíveis impactos na construção do barramento, com efeitos de inundação e segmentação do curso d'água, é discutível que hidrelétricas sejam classificadas como fontes de energia limpa. No entanto, pequenas centrais têm recebido maior atenção como alternativa, motivando algumas iniciativas governamentais em seu desenvolvimento, como a Diretiva de Eletricidade Renovável da UE, que estabelece que 21% da eletricidade dos países membros deve ter origem renovável (Punys e Pelikan, 2007) e a Lei Federal 10.438/2002, do PROINFA (Brasil, 2002), que visa aumentar a cota da geração elétrica de fonte eólica, pequenas centrais hidrelétricas e biomassa no Brasil (Brasil, 2007a).

2.1.2 Principais obstáculos ao desenvolvimento

Dois fenômenos em escala global são de grande importância na expansão ou retração futura do setor hidrelétrico (IEA, 2000):

- A reestruturação e abertura do mercado de energia em escala global;
- Os recentes avanços tecnológicos e barateamento da opção de geração elétrica a partir de gás.

O relatório da IEA observa que a reestruturação do mercado de energia é um fenômeno global, que pode ser verificado nos maiores países em desenvolvimento, como

³ Há inúmeras pesquisas em andamento sobre o tema (UNESCO, 2009) com resultados divergentes. Alguns pesquisadores defendem que o efeito de emissão de hidrelétricas é pouco importante frente a outras fontes (IHA, 2003) e outros defendem ser significante (McCully, 2004).

África do Sul, Brasil, China, Índia e México (Vitor e Heller, 2007). Junto com o recente desenvolvimento tecnológico, o qual levou a opção do gás a ser mais competitiva, o novo mercado aberto propiciou um ambiente onde as decisões são mais provavelmente tomadas em função de considerações puramente econômicas. Uma vez que as fontes renováveis de energia raramente são a opção mais atraente do ponto de vista econômico, com exceção de alguns aproveitamentos hidrelétricos de pequeno porte, seu desenvolvimento em um mercado aberto irá depender da disposição do governo ou da sociedade em subsidiá-las (IEA, 2000).

Outros importantes obstáculos têm sido observados na implementação de projetos hidrelétricos:

- o risco, tanto para pequenos quanto grandes projetos hidrelétricos, de variação do preço da eletricidade, principalmente em países em que não há uma estrutura que permita estabilidade dos preços (ESHA/ SERO/ IEFE, 2001);
- a falta de articulação entre órgãos governamentais e os longos processos de licenciamento ambiental, considerados uma barreira para o desenvolvimento de hidroeletricidade em muitos países, como República Checa, Eslovênia (Punys e Pelikan, 2007), Turquia (Ozturk *et al.*, 2008), Polônia (ESHA/ SERO/ IEFE, 2001) e Brasil (BIRD, 2008);
- políticas públicas ambíguas na promoção do desenvolvimento de fontes de energia renovável (ESHA/ SERO/ IEFE, 2001).

Obstáculos relacionados puramente a aspectos ambientais e conflitos com usos de água não comerciais são observados principalmente em países desenvolvidos. No Brasil, restrições desta natureza têm ocorrido não por força de lei, mas em estudos caso a caso, conduzidos na etapa de licenciamento ambiental. Restrições puramente ambientais estão relacionadas com:

- vazão mínima remanescente a jusante do barramento: existente por força de lei na Eslovênia e Alemanha (ESHA/ SERO/ IEFE, 2001), por exemplo;
- uso recreacional: protegidos legalmente em países como Finlândia, Áustria, Alemanha (ESHA/ SERO/ IEFE, 2001) e Irlanda (Hynes e Hanley, 2006);
- áreas de valor paisagístico e preservação da fauna: há regulamentação na Finlândia, Suécia, Noruega, Suíça, Áustria (ESHA/ SERO/ IEFE, 2001) e, através do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), no Brasil (Brasil, 2000);
- trechos de rio excluídos de desenvolvimento por força de lei: como nos EUA (Conner *et al.*, 1998); Latvia, Lituânia e Estônia (Punys e Pelikan, 2007).

Na viabilização de grandes projetos hidrelétricos, usualmente associados a impactos significativos na vizinhança do empreendimento, há ainda outros fatores fortemente relacionados e de considerável importância:

- grande investimento inicial exigido por usinas hidrelétricas, o qual, na maioria dos países em desenvolvimento, requer intervenção do governo junto a grandes instituições de financiamento para viabilização do empreendimento (Li, 2002);
- questões ambientais e desaprovação social desencorajam grandes instituições de financiamento, como o Banco Mundial (Marinot, 2001), a investir nos projetos (Li, 2002);
- custo e dificuldades com o deslocamento de populações das áreas alagadas. Scudder (2002) analisou 50 casos em todo o mundo e concluiu que o processo de deslocamento e reassentamento de populações atingidas por reservatório de usinas hidrelétricas é, via de regra, insatisfatório ou inaceitável.

Com base nos aspectos levantados sobre obstáculos de ordem econômica, financeira, institucional, social e ambiental no desenvolvimento dos potenciais hidrelétricos remanescentes, percebe-se que há uma tendência mais forte de crescimento na exploração de pequenos potenciais. Considerando que os grandes potenciais hidrelétricos mundiais tenham já sido desenvolvidos, ou, ao menos, bem identificados e estudados, a demanda por prospecção de novos potenciais deve se voltar cada vez mais para aproveitamentos de menor porte.

2.2 POTENCIAL HIDRELÉTRICO BRASILEIRO

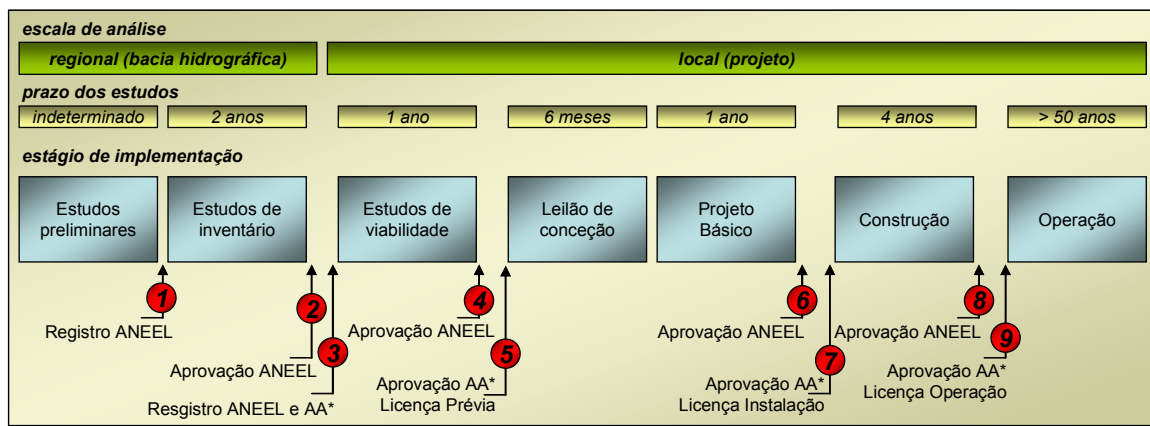
A produção brasileira de eletricidade é maciçamente proveniente de usinas hidrelétricas (75% da potência instalada no país). A porção da oferta interna de energia elétrica no país que corresponde à hidroeletricidade gira em torno de 90%, cerca de 380 TWh (incluindo a importação da metade paraguaia de Itaipu) (Brasil, 2007a).

O Brasil tem um Potencial Total Hipotético (*PTH*) de produção de hidroeletricidade, isto é, potencial teórico, estimado sem considerar restrições de qualquer ordem, de 260 GW de capacidade (Brasil, 2007a). Destes, aproximadamente 75 GW (30%) correspondem à capacidade instalada até o fim de 2006. Do total instalado, cerca de apenas 2% referem-se a 253 PCHs, com capacidade entre 1 e 30 MW. A maior parte se deve a 105 UHE (>30 MW de capacidade) conectadas ao sistema elétrico nacional (Brasil, 2007a).

2.2.1 Planejamento do setor elétrico

O Ministério de Minas e Energia (MME) é o responsável pelo planejamento da expansão do setor com base nas projeções da demanda. O desenvolvimento do setor é realizado com base em estudos de curto-médio prazo (10-15 anos), balizados pelas análises de longo prazo (30 anos) do plano nacional de energia (Tolmasquim *et al.*, 2001).

O ciclo de implementação de projetos de geração de eletricidade são similares para as diferentes fontes de energia, com fases de pesquisa, estudos de viabilidade, projeto, construção e operação. A Figura 2.1 apresenta um esquema com os estágios do planejamento e implantação de projetos hidrelétricos no Brasil.



* AA: Agência Ambiental (Estadual ou Federal)

Figura 2.1. Estágios de implementação de projetos hidrelétricos no Brasil (Fonte: adaptado de MME/CEPEL, 2007).

Segundo estudo do Banco Mundial (BIRD, 2008), nos últimos anos, devido aos elevados custos da etapa de prospecção e à falência do modelo estatal de produção de hidroeletricidade, o Brasil deixou de investir em Estudos de Inventário (EI) de bacias e análises de viabilidade de novos empreendimentos. No curto e médio prazo, o número de aproveitamentos hidráulicos já estudados e com Licença Prévia (LP) ambiental aprovada, que poderiam ser oferecidos nos próximos leilões, é limitado. A Empresa de Pesquisa Energética (EPE), criada em fins de 2004, retomou os EI de bacias, mas, segundo o referido estudo do BIRD, seriam necessários vários anos para recompor o portfólio de aproveitamentos hidráulicos.

Atualmente, de acordo com o esquema da Figura 2.1, a situação dos projetos de UHEs no Brasil é a seguinte (Brasil, 2007b):

- 7 projetos (1.2 GW de capacidade): aguardando LP (passo 5);
- 12 projetos (20 GW de capacidade): aguardando pela aprovação da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) (passo 4);

- 40 projetos (10.8 GW de capacidade) desenvolvendo estudos de viabilidade (passo 3).

Desta forma, 32 GW de capacidade provenientes de UHEs estariam aptos a ser adicionados ao sistema elétrico nacional até 2016. Considerando que o potencial oriundo de PCHs em estágio de construção ou licenciamento totaliza 5 GW de capacidade (Brasil, 2007b), a projeção é de que 37 GW sejam instalados até 2016. Isto corresponde a um incremento de aproximadamente 50%, levando a capacidade hidrelétrica instalada para 112 GW.

Por outro lado, a demanda por eletricidade em 2016 está prevista em, no mínimo, 73 GWm (Brasil, 2007b), o que equivale a um aumento de 62% em relação à demanda estimada em 2005. A capacidade aumentando em 50% e a demanda em 62%, em última análise, significa que a cota de energia elétrica proveniente de fontes hidráulicas no Brasil tende a diminuir no médio prazo, devendo ser compensada pelo aumento relativo de outras fontes de geração.

Considerando o planejamento de longo prazo (2030), as incertezas da expansão do setor hidrelétrico são ainda maiores. Do *PTH*, 32% correspondem a um potencial pouco conhecido, dito “estimado”, equivalendo a 84 GW. A projeção do governo é de que o país atinja uma capacidade de geração 174 GW em 2030 (aumento de 132%), quando a demanda, em um cenário econômico moderado, é prevista em 142 GWm (215% a mais que em 2007) (Brasil, 2007a). Isto significa uma redução ainda maior da proporção de hidroeletricidade na composição da matriz elétrica.

Deve-se ainda levar em conta que, na estimativa de 174 GW de capacidade em 2030, admitiu-se que o potencial remanescente no país não tem restrições econômicas ou ambientais. Se consideradas as interferências com parques nacionais e florestas a capacidade de expansão para 2030 reduziria em 5,7%, para 164 GW. Se consideradas também as interferências com comunidades indígenas protegidas, haveria uma redução de 39% do potencial hipotético, para 106 GW (Brasil, 2007a).

Observa-se que existem grandes dificuldades na obtenção de estimativas mais precisas para o desenvolvimento de hidroeletricidade devido à falta de informação sobre custos e viabilidade técnica do potencial remanescente. Principalmente em relação aos critérios ambientais vigentes, os estudos de potencial hidrelétrico existentes estão desatualizados e mesmo os estudos mais recentes não levaram em conta a otimização dos recursos naturais (Brasil, 2007a).

2.2.2 Avaliação Ambiental Integrada

A última revisão da Constituição Federal (Brasil, 1988) permitiu a consolidação das diretrizes ambientais que vinham se estruturando desde o início da década de 80. Em 1981, a Lei Federal 6938/81 estabeleceu a Política Nacional de Meio Ambiente, a qual previa a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) como o instrumento de controle no licenciamento ambiental. Em 1986, a resolução 001/86 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) definiu como seriam os Estudos de Impacto Ambiental (EIA) no país.

Na época, a questão ambiental já fazia parte da agenda para expansão do setor elétrico. Segundo BIRD (2008), inúmeras empresas concessionárias já haviam se capacitado na década de 80 para desenvolver estudos de impacto ambiental e social, configurando uma mudança de paradigma em relação à forma como as primeiras grandes usinas hidrelétricas (por exemplo, Furnas) foram construídas. A partir de 1986, obras hidráulicas para exploração de recursos hídricos como, por exemplo, barragem para fins hidrelétricos com potência instalada superior a 10 MW, seriam obrigatoriamente objeto de EIA.

Como um instrumento de AIA, aplicado no estágio de licenciamento ambiental, o EIA tem o foco no projeto, em uma escala local. Durante as décadas de 80 e 90, acreditava-se que o EIA poderia atender a todas as necessidades do planejamento ambiental e ser o instrumento definitivo na conciliação entre o desenvolvimento econômico, o bem-estar social e a proteção ambiental (MMA, 2005). No entanto, percebeu-se que as alternativas locais não eram frequentemente discutidas quando do processo de decisão de implantação dos projetos. Na prática, o órgão do setor elétrico definia o local do empreendimento com base em fatores principalmente econômicos e depois buscava justificar ambientalmente sua localização no processo de licenciamento (BIRD, 2008).

Posteriormente entendeu-se que a avaliação ambiental de projetos cujos impactos não são completamente independentes, ou seja, apresentam uma sobreposição de efeitos que pode ser cumulativa ou mesmo sinérgica (caso de um problema de recursos hídricos na escala de bacia hidrográfica), só poderia ser realizada de forma adequada em uma etapa prévia ao licenciamento ambiental. Esta preocupação apareceu no setor elétrico brasileiro de forma definitiva em 1997, com a metodologia publicada na forma de um manual pela Empresa Brasileira de Energia Elétrica (Eletrobrás) para a avaliação de impactos ambientais aplicada à etapa de inventário de potencial hidrelétrico (Eletrobrás, 1997).

Em meados de 2000, um controverso processo de licenciamento de um projeto localizado na bacia do rio Uruguai levou à realização de estudos de avaliação ambiental do conjunto de empreendimentos inventariados na bacia (EPE, 2006). Como qualquer rio fronteiro ou transfronteiro brasileiro, o rio Uruguai é de domínio da União. Desta forma,

os estudos de AAI foram conduzidos pelo governo federal ao invés das agências ambientais estaduais. No arranjo do governo federal, a condução dos estudos de AAI de inventário coube a recém criada EPE, empresa do MME.

Enquanto a EPE se estruturava e iniciava a elaboração do que mais tarde seria uma nova ferramenta de avaliação ambiental do setor, a Fundação de Proteção Ambiental do RS (FEPAM) aplicava sua própria metodologia de estudo ambiental de inventário hidrelétrico, resultando nas “Diretrizes para o licenciamento ambiental de hidrelétricas na bacia do rio Taquari-Antas”. A bacia havia sido inventariada em 1993 e vários empreendimentos haviam solicitado licença ambiental desde então. Como resultado do referido estudo, das 56 plantas hidrelétricas inventariadas na bacia, correspondendo a uma energia média de 467MWm, 17 foram consideradas inviáveis, causando uma perda de 28% (~131MWm) da energia firme inicialmente prospectada (FEPAM, 2001).

Evoluindo a metodologia do estudo de 2001, a FEPAM desenvolveu estudo similar em 2004, com a “Análise de Fragilidades Ambientais e da Viabilidade de Licenciamento de Aproveitamentos Hidrelétricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Ijuí e Butuí-Pitarinim-Icamaquã”. Tal estudo levou a uma perda de 41% do potencial previamente inventariado. De 34 plantas, com 200 MWm, 20 foram consideradas ambientalmente inviáveis, o correspondente a uma energia de 82 MWm (FEPAM, 2004).

Em 2006 foi concluído o primeiro estudo de AAI pela EPE, da bacia do rio Uruguai (EPE, 2006), e logo em 2007, foi concluída a AAI de outra grande bacia, do rio Parnaíba, no nordeste do país (EPE, 2007). Ambos os estudos realizados pelo MME apontaram a necessidade de monitoramento de qualidade da água, flora e fauna e levantaram problemas ambientais que possivelmente ocorreriam na implementação dos projetos e que deveriam ser estudados em mais detalhe na etapa de licenciamento ambiental.

Existe hoje no Brasil, uma série de estudos de AAI sob responsabilidade da EPE, alguns concluídos e outros em andamento. Nos estudos já concluídos, a AAI é aplicada em um inventário existente, em muitos casos, com parte dos projetos inventariados já em operação. Em alguns dos estudos ainda em andamento, a AAI está sendo realizada na mesma ocasião dos estudos energéticos, ambos pela EPE. Em 2007, a AAI foi formalmente definida e incorporada ao planejamento do setor elétrico através do Manual de Inventário Hidrelétrico (MME/CEPEL, 2007).

Ressalta-se, no entanto, que a metodologia de EI do Manual (apresentada desde a versão de 1997), do ponto de vista técnico, já contemplava uma avaliação ambiental e energética efetivamente integrada. As análises socioambientais, previstas para as etapas de Estudos Preliminares e Estudos Finais de Inventário, permitem quantificar os impactos

negativos de cada alternativa de divisão de quedas para a fase de tomada de decisão. A seleção de alternativas é feita tendo como critério básico a maximização da eficiência econômico-energética em conjunto com a minimização dos impactos socioambientais negativos, através de uma abordagem multiobjetivo (MME/CEPEL, 2007).

Neste contexto, a AAI acrescentou ao Manual apenas um artifício de cunho institucional, visando, segundo MME/CEPEL, 2007, permitir que os estudos socioambientais conduzidos ao longo dos EI possam ser transformados em um documento autônomo com a finalidade de prover informações aos órgãos ambientais para o futuro licenciamento dos projetos.

Do ponto de vista institucional, a articulação entre os órgãos de planejamento energético e de meio ambiente proporcionada pela AAI é importante. Do ponto de vista metodológico, no entanto, a fase em que a AAI é realizada nos estudos energéticos é o que deve garantir um efetivo melhoramento na proteção ambiental e no desenvolvimento energético sustentável. Observa-se nos estudos de AAI realizados sobre inventários existentes duas tendências, dependendo de quem está a cargo do estudo:

- Estudos a cargo do órgão ambiental (FEPAM, 2001; FEPAM, 2004): parte do potencial hidrelétrico inventariado é dado como inviável;
- Estudos a cargo do setor energético (EPE, 2006; EPE, 2007): não há conclusão sobre viabilidade, apenas recomendações para o processo de licenciamento ambiental.

Em ambos os casos relacionados acima a AAI não é efetiva, uma vez que os estudos não podem adequar a divisão de quedas já definida no inventário no sentido do ótimo aproveitamento na bacia.

Um dos motivos que pode ter desencadeado a reanálise de EIs de bacia através de AAIs foi a falta de regulamentação da metodologia do Manual de Inventário. Este fato pode ter levado à realização de estudos socioambientais menos rigorosos do que o previsto no Manual. Apenas em 2009, através de Portaria do MME (MME, 2009), o uso do Manual em EI e, conseqüentemente, da AAI foram tornados obrigatórios por força de lei. Outro motivo pode ser a natural caducidade de estudos antigos frente aos novos conceitos socioambientais vigentes.

Como observado na experiência brasileira e de outros países, a tendência dos estudos de estimativa de potencial hidrelétrico é de ter a avaliação ambiental integrada a este. No entanto, a aplicação de uma metodologia de AAI sobre um inventário de potencial hidrelétrico existente pode não ser o instrumento que responda à necessidade de integração entre análises

ambientais e energéticas (como o nome sugere), que resultaria em uma solução ótima de divisão final de quedas na bacia.

Com base nos aspectos levantados sobre a avaliação ambiental de EI, observa-se que, as análises energética e ambiental integradas em uma mesma fase de estudo, confrontando os interesses de diferentes atores desde a etapa prospecção de potenciais na bacia, poderia fornecer uma indicação de potencial viável mais apropriada para a proteção ambiental e mais confiável para embasar o planejamento energético.

3 PROSPECÇÃO DE POTENCIAL HIDRELÉTRICO

3.1 ASPECTOS BÁSICOS DE PROJETOS HIDRELÉTRICOS

3.1.1 *Tipos de projeto hidrelétrico*

Existem diferentes tipos de usinas hidrelétricas, cada uma com características de projeto específicas que permitem atender a diferentes tipos de demanda. Obviamente, cada tipo de projeto produz também diferentes tipos e magnitudes de impactos sociais e ambientais. Algumas importantes características de projeto são (adaptado de IEA, 2000):

- Queda d'água: alta ou baixa;
- Modo de operação: à fio d'água ou com reservatório;
- Propósito de uso: simples ou múltiplo;
- Porte: grande (UHE), pequena (PCH), mini, micro ou pico;
- Esquema: curto-circuito (túnel cortando meandro), derivação pela margem, geração no pé da barragem.

Esquemas à fio d'água utilizam a vazão natural do rio. Não há regularização de vazão, apenas o mínimo de reserva necessário para permitir a adução da água. Este tipo de projeto pode ter alta ou baixa queda d'água. Em rios com baixas vazões, normalmente uma usina à fio d'água tem uma grande queda, o que é comum em esquemas do tipo curto-circuito, nos quais um meandro do rio tem sua vazão (total ou parcialmente) desviada por meio de um túnel até a casa de força (IEA, 2000).

Em rios caudalosos, as usinas à fio d'água podem ter uma baixa queda e as turbinas são ancoradas no próprio leito do rio (EIA, 2000). Exemplos são as usinas de Jirau e Santo Antônio sendo instaladas no rio Madeira, na bacia amazônica brasileira, com uma queda bruta em torno de apenas 16 m e capacidades de 3300 e 3150 MW, respectivamente (Furnas/Odebrecht/Leme, 2005).

Sistemas com reserva implicam na construção de uma barragem e lago para regularização do fluxo do rio, no intuito de prover uma reserva de energia para suprir a demanda em períodos secos ou de pico no consumo e de criar uma queda d'água maior. Esquemas com reserva são freqüentemente utilizados nos trechos médios de rios com grande variabilidade no regime fluvial, ou em trechos mais altos da bacia como reservatórios de regularização para reservatórios situados a jusante (IEA, 2000).

Em reservatórios projetados para atender a usos múltiplos, demandas conflitantes irão conduzir a uma situação de negociação entre usuários e um plano de gerenciamento para o reservatório. No contexto de uma bacia hidrográfica, a energia hidráulica em uma dada seção do rio depende dos usos de água em toda a bacia definida naquela seção, e não apenas no reservatório da usina em questão. O nível de interferência de uma usina sobre outra varia, dependendo do regime hidrológico, localização e tipo de projeto. Uma planta com reservação pode trabalhar gerando energia e ainda regularizando o fluxo do rio para outras, à fio d'água, situadas mais a jusante, por exemplo (IEA, 2000).

3.1.2 Localização do potencial

O ponto inicial para a estimativa de potencial hidrelétrico é o conhecimento da queda d'água e da vazão garantida na seção de interesse. Consequentemente, estes parâmetros são fundamentais na escolha do sítio (ESHA, 2004). Outros importantes aspectos técnicos na avaliação da viabilidade e adequação de um sítio a ser explorado são (adaptado de Monition *et al.*, 1984; CEEE, 1993; ESHA, 2004):

- possibilidade de esquema com curto-circuito;
- características topológicas e geotécnicas da seção;
- características geológicas do local;
- uso do solo na área de projeção do reservatório;
- áreas protegidas e de interesse social (Unidades de Conservação);
- trechos de rios excluídos de desenvolvimento (livre de barramento), para preservação de espécies migratórias de peixes;
- interferência com centros urbanos e realocação de populações;
- interferência com infra-estrutura existente (pontes, viadutos, estradas, edificações, linhas de energia, túneis, etc.);
- acessibilidade ao sítio de construção;
- distância de jazidas e centros de distribuição de material para construção;
- distância a linhas de transmissão e centros consumidores de energia;
- áreas de interesse faunístico e corredores biológicos;
- ocorrência de espécies endêmicas;
- locais de lazer, turismo e contemplação;
- possibilidade de usos múltiplos.

Na localização do potencial hidráulico, as análises do sítio com relação à seção transversal e ao perfil longitudinal são distintas. A análise do perfil longitudinal do leito do rio deve indicar os locais de maior queda, influenciando o potencial. A seção transversal, por sua vez, indica a extensão do barramento, refletindo nos custos do projeto. Devem ser observados com especial interesse todos os trechos em corredeiras e quedas de água, além de todos os locais que apresentem estreitamentos acentuados do vale (MME/CEPEL, 2007).

Tradicionalmente, estas análises são feitas de forma preliminar com base em cartografia temática em escalas variando de 1:50.000 a 1:1.000.000 e levantamentos geotécnicos e topográficos específicos, em escalas de 1:5.000 a 1:20.000, complementadas por levantamentos de campo para conclusão dos estudos (Eletrobrás, 1997).

A topografia do terreno pode ser obtida por investigação de campo, ortofotografia ou imagens de satélite (ESHA, 2004). O primeiro resulta normalmente em um mapa de isolinhas, representando a altimetria por meio de linhas ligando pontos com mesma elevação. O último fornece como resultado uma matriz, ou um mapa com células quadradas contendo a informação de elevação, o chamado Modelo Digital do Terreno (MDT).

A crescente disponibilidade de imagens de satélite e a facilidade de processamento em ambientes computacionais do tipo SIG (Sistema de Informações Geográficas), têm permitido o desenvolvimento de uma série de metodologias para extração de características do terreno a partir de MDTs, como em Paz *et al.* (2008); Reed (2003), Olivera *et al.* (2002), Wang *et al.* (2000), O'Donnell *et al.* (1999).

Ferramentas computacionais têm sido usadas no auxílio à localização de potenciais hidrelétricos de uma forma rápida e com uma confiabilidade suficiente para estudos preliminares, com base em MDTs, como em Ávila *et al.* (2003), Hall *et al.* (2004) e Antonello *et al.* (2006), e com base em imagens de satélite, para avaliação do uso e cobertura do solo, como em Dudhani *et al.* (2006).

3.1.3 Energia firme e benefício energético

A potência hidrelétrica gerada por uma turbina pode ser obtida por

$$P = \gamma \cdot Q \cdot H \cdot \eta \quad (01)$$

onde P é a potência hidráulica [kW]; γ é o peso específico da água [$\text{kN} \cdot \text{m}^{-3}$]; Q é a vazão que passa pela turbina [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]; H é a queda d'água [m]; η é o fator de eficiência do conjunto turbina/gerador.

Energia é a integração da potência em certo período de tempo. A medida de energia produzida ou consumida é o kilowatt-hora (kWh). Uma energia de 1 kWh é obtida operando uma potência de 1kW durante 1 hora (Mason, 1988). O benefício energético de uma usina hidrelétrica ou um sistema composto por inúmeras usinas é composto por três fatores: (MME/CEPEL, 2007):

- Energia firme (ou de base): calculada com base no período crítico, visa atender a demanda de base;
- Energia de ponta (pico): produzida além da taxa de base para suprir a demanda de pico em períodos específicos (carga de ponta). É a máxima energia entregue por um sistema, diretamente relacionada à capacidade instalada;
- Energia secundária: corresponde à energia disponível apenas em períodos de hidrologia favorável, podendo ser utilizada no atendimento a consumidores de carga interrompível ou na substituição da geração de origem térmica, com o objetivo de economizar combustível.

O conceito de energia firme remete ao de período crítico. O suprimento de energia dito firme, é aquele garantido mesmo na ocorrência da seqüência de vazões baixas mais severa registrada no histórico (Kelman, 2004). Segundo Kelman (2004), este conceito, largamente aplicado no setor elétrico para o dimensionamento econômico de usinas hidrelétricas, foi substituído por uma abordagem probabilística, com o cálculo da energia assegurada. A energia assegurada é igual à máxima produção que pode ser mantida em uma determinada porcentagem do tempo, por exemplo, 95%. A vazão assegurada é obtida com base na série histórica de vazões, representada pela curva de permanência.

Para o propósito dos EI, as energias firme (ou assegurada) e de ponta são as variáveis mais importantes na análise dos benefícios de uma alternativa. Na metodologia de inventário do MME/CEPEL (2007), a inclusão dos benefícios de ponta é feita de forma indireta através de um fator de carga comum a todas as alternativas aplicado à energia firme. O benefício da geração de base (energia firme) pode ser obtido de forma preliminar com base em projeções do preço do kWh no mercado.

Com base na equação 02, a energia firme (E_f), medida em termos de kilowatt médio [kWa], é obtida por (MME/CEPEL, 2007).

$$E_f = \bar{Q}(T) \cdot \bar{H}(T) \cdot 8,85 \quad (02)$$

onde \bar{Q} é a vazão média [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$] e \bar{H} é a queda d'água líquida média [m] na seção durante o período crítico T . O valor 8,85 inclui o coeficiente de eficiência ($\eta=0,902$), o peso específico da água e um fator de conversão de unidades.

De acordo com MME/CEPEL (2007), o período crítico (T) de um sistema é definido como aquele período do histórico hidrológico em que os reservatórios desse sistema são plenamente utilizados, sem a ocorrência de déficits, considerando-se que, no início do período, estão cheios e, ao final do mesmo, totalmente deplecionados, sem reenchimentos totais intermediários.

A carga hidráulica (queda d'água) bruta em um trecho de rio é a distância vertical entre os níveis d'água na seção mais a montante e mais a jusante. Esta informação é obtida a partir da topografia da região e do nível da água no barramento.

Usualmente, para cada seção em que é definido um barramento no rio, deve-se calcular qual a máxima altura d'água possível (MME/CEPEL, 2007), permitindo a posterior otimização da geração na seção, testando diferentes quedas d'água e depleção do reservatório. O máximo nível de água em um reservatório depende de características geológicas, restrições à área de inundação e da máxima vazão regularizável na seção.

As abordagens básicas para obtenção do potencial hidrelétrico são baseadas em (USACE, 1985):

- Curvas de Permanência (CP);
- Simulação de série histórica (SSH).

A SSH permite a representação da regra de operação da usina. O método é utilizado para fins de operação e, caso a série seja de valores diários, pode incorrer em alto custo computacional (USACE, 1985). Uma CP mostra, para uma seção transversal do rio, a frequência com que um dado valor de vazão é igualado ou superado. Com base em CPs, a energia assegurada é definida como a energia que pode ser entregue por uma determinada usina com uma garantia de, no mínimo, 90 a 95 % do tempo (ESHA, 2004).

Para plantas com reservação, a descarga a ser usada no cálculo da energia é referente ao volume útil do reservatório e a queda varia em função do volume reservado. Neste caso, a obtenção do potencial com base em CPs deve ser considerada com cautela (USACE, 1985). Em projetos à fio-d'água, em que a queda está fixada ou limitada em um curto intervalo, o uso de CPs pode ser mais adequado (USACE, 1985).

Para propósitos de planejamento, estudos de regionalização de CPs podem ser adequados para uma rápida estimativa das vazões asseguradas em um potencial sítio (Kumar

et al., 2007). A regionalização de vazões é empregada e amplamente discutida nos estudos de Tasker (1982), Tucci *et al.* (1995), Tucci (2001) e Chalise *et al.* (2003).

3.1.4 *Potencial total e hipotético*

O potencial de geração de hidroeletricidade de uma planta isolada é dado em função da vazão firme na seção e da queda d'água, conforme apresentado na equação 02. Em um sistema, plantas localizadas a jusante podem ter parte de seu potencial atribuído a vazões regularizadas em reservatórios de plantas a montante e parte do potencial gerado nas plantas de jusante pode ser alocado nas plantas de montante, para que o incremento de sua adição ao sistema se justifique (USACE, 1985).

Desta forma, em uma bacia hidrográfica, o potencial total não é a simples soma do potencial de cada planta, mas a soma dos potenciais em cada sítio, considerados os efeitos sinérgicos de regularização de vazão na cascata de reservatórios ou de aproveitamento de quedas a jusante, levadas em conta as restrições técnicas, econômicas e ambientais. O Potencial Total Hipotético (*PTH*), ou teórico, de uma bacia, é o potencial total, não individualizado, considerando que não ocorram quaisquer tipos de restrições ao desenvolvimento de hidroeletricidade.

3.1.5 *Potência instalada e custos*

Uma usina hidrelétrica gera energia em uma proporção de sua capacidade instalada, dependendo do regime fluvial, características de projeto e eventuais falhas ou manutenção de rotina. Esta proporção é expressa por um fator de capacidade (F_k) como

$$F_k = \frac{Ef}{P} \quad (03)$$

onde Ef é a energia firme [kWa] e P é a potência instalada (capacidade) [kW].

De acordo com Hosseini *et al.* (2008), o F_k pode variar de 0,29 a 0,45 para plantas com capacidade entre 10 e 100 MW e pode ser ainda mais baixo que 0,25 para plantas de maior potência instalada. A metodologia do MME/CEPEL (2007) recomenda um F_k de 0,55 no Brasil. No entanto, o valor de F_k deve variar de região para região, dependendo do sistema elétrico a que uma usina esteja conectada. A Tabela 3.1 apresenta os valores médios de fator de capacidade das usinas ligadas ao Sistema Interligado Nacional (SIN) do Brasil.

Tabela 3.1. Valores de fator de capacidade de referência no Brasil por tipo de usina (fonte: Brasil, 2007a)

Tipo de usina	Fator de capacidade
Fio d'água	0,592
s/ regularização a montante	0,505
c/ regularização a montante	0,599
Com reservação	0,551
s/ regularização a montante	0,475
c/ regularização a montante	0,572

Os custos de uma usina hidrelétrica estão intimamente ligados à capacidade instalada. Particularmente em usinas à fio d'água, em que a produção de energia varia ao longo do ano, em função das variações naturais na vazão, a dificuldade na determinação da capacidade instalada da planta é um fator de criticidade na relação custo-benefício do projeto (Anagnostopoulus e Papantonis, 2007).

O custo total de uma usina é composto basicamente pelo custo do investimento inicial e pelos custos fixos anuais. Custos de investimento referem-se à construção civil, compra de terras e reassentamento, equipamento eletromecânico, rede de transmissão, e custos indiretos, como projeto e engenharia, administração e perdas com a inflação durante o período de construção. Custos fixos anuais se referem à depreciação dos equipamentos e operação e manutenção (Hosseini *et al.*, 2008).

Para a caracterização de locais para implantação de empreendimentos hidrelétricos, juntamente com a análise de custos e benefício energético, são avaliados os atributos que indicam maior ou menor propriedade de cada sítio para receber a atividade. Tais atributos representam aspectos ambientais, sociais, técnico-econômicos e legais e podem restringir os benefícios energéticos ou implicar em uma elevação dos custos de implantação.

3.1.6 Viabilidade econômica

A análise de viabilidade econômica de um projeto hidrelétrico refere-se, em última instância, à relação de benefício energético *versus* custo. Critérios relacionados com aspectos técnicos e econômicos são estabelecidos de modo a conduzir os estudos à maximização do potencial hidrelétrico economicamente viável, observando as restrições impostas por outros usuários de água e aspectos sociais e ambientais.

Existem inúmeros métodos para a análise econômica de empreendimentos hidrelétricos, como nas aplicações de Valor Presente (*VP*) (Anagnostopoulus e Papantonis, 2007; Hosseini *et al.*, 2008), Taxa Interna de Retorno (*TIR*) (Anagnostopoulus e Papantonis, 2007) e relação Benefício/Custo (*B/C*) (Hosseini *et al.*, 2008). Tais indicadores expressam a

viabilidade econômica do empreendimento sob o ponto de vista do investidor e não consideram custos e benefícios ambientais, sociais e econômicos na perspectiva da sociedade, chamados externalidades.

Além da tradicional análise B/C e sem mencionar as questões de viabilidade financeira, deve ser levada em conta na análise econômica de um empreendimento a competição de fontes alternativas de eletricidade. De acordo com a IEA (2000), em países com grande disponibilidade de gás natural, modernas plantas de ciclo-combinado podem produzir eletricidade a um custo bastante competitivo, com as quais apenas os mais eficientes projetos hidrelétricos poderiam competir.

Neste contexto, a metodologia do MME/CEPEL (2007) estabelece como parâmetro o Custo Unitário de Referência (CUR), expresso por custo [\$] por energia [MWh]. O CUR é adotado como um limite acima do qual uma nova contribuição energética ao sistema não é economicamente viável. Se o custo de geração da alternativa, seja uma nova usina ou a adição de uma turbina a uma planta existente, é maior que o CUR, o projeto não é atrativo. O CUR é composto por dois termos: um representando o custo marginal de longo prazo da energia de base (firme) e outro o da carga de ponta, ambos definidos pelo governo brasileiro para o sistema ao qual o projeto deve ser adicionado.

3.1.7 Impactos ambientais de usinas hidrelétricas

Embora considerada uma fonte limpa e renovável de energia, a hidroeletricidade está associada a uma série de impactos ambientais. Diferentes impactos estão associados a cada uma das fases de projeto de uma usina: construção, enchimento do lago, operação e remoção⁴ da barragem ao fim de sua vida útil. No atual estágio de pesquisa na área, o foco está principalmente sobre os impactos referentes às fases de operação e remoção de barramentos.

Os impactos preponderantes da construção do barramento referem-se à alteração do regime hidrológico da condição natural prévia ao barramento, com a modificação da sazonalidade, magnitude e frequência de baixas e altas vazões (Magilligan e Nislow, 2005). Outro efeito importante causado pela barragem é interrupção do fluxo, ou perda de conectividade dos trechos de rio a montante e a jusante do barramento (Petts e Amoros, 1996).

⁴ A negativa de renovação de licenças de operação de certas usinas hidrelétricas nos EUA tem gerado uma nova linha de pesquisa sobre impactos ambientais decorrentes da remoção de barramentos caso usinas sejam desativadas. Algumas referências sobre o assunto são Gowan *et al.*, 2006, Poff&Hart, 2002, Shafroth *et al.* 2002; Bednarek, 2001; Shuman, 1995. Orr *et al.* (2008) apresentam análises de barramentos removidos em 2003.

Ainda que, em última instância, os estudos de impacto ambiental tenham como objeto de estudo a condição da biota e o bem estar do homem, são utilizados diversos tipos de correlações para mensuração de impacto. A integridade do ambiente pode ser abordada com base em indicadores de:

- habitats;
- características físicas dos rios;
- regime hidrológico;
- qualidade da água;
- biota.

Tais indicadores estão intimamente ligados, com relações de causa-e-efeito, tornando difícil o isolamento de um tema dentro de um estudo de impacto ambiental em curso d'água. De forma geral, o regime fluvial é o maior determinante de habitats físicos em cursos d'água, o que por sua vez, é o maior determinante da composição da biota (Bunn e Arthington, 2002).

A correlação entre habitat e impacto sobre a biota é muitas vezes usada como métrica na quantificação de impacto ambiental (Allan e Castillo, 2007). As variáveis mais frequentemente associadas ao habitat de espécies aquáticas referem-se às características físicas dos rios, como a composição do substrato da calha e à batimetria do canal (Blettler *et al.*, 2008; Orr *et al.*, 2008; Shoffner e Royall, 2008; Rehn, 2009). Também as margens e a vegetação ripária são focadas em estudos de habitat (Lind *et al.*, 1996; Nilsson e Svedmark, 2002; Stevens *et al.*, 2006; Rehn, 2009).

Na associação de impactos ambientais às variáveis de habitat, é importante observar que as necessidades de uma determinada população por habitat variam ao longo do ano, não só em função das variáveis ambientais, mas também do ciclo de vida da espécie em análise (Cardwell *et al.*, 1996). Godinho e Kynard (2009) relacionam o ciclo de vida de diversas espécies migratórias de peixes no Brasil com a necessidade de habitat. A necessidade de correspondência entre as escalas espaciais e temporais dos dados de habitat e biota conferem maior dificuldade à análise (Shoffner e Royall, 2008).

Impactos diretos sobre a biota

A montante do barramento, ao longo de certa extensão, o rio é transformado em um lago. O reservatório formado pode ter características hidráulicas bastante diferentes do antigo trecho de rio. A jusante da casa de força, devido às características de operação da usina, a descarga em certos períodos pode ser mais uniforme do que na condição anterior, ou apresentar grandes picos de vazão durante os períodos de pico na demanda por energia.

Conseqüentemente o rio perde o padrão natural da flutuação de vazões e qualidade de água. Estes aspectos têm efeito direto sobre o comportamento da biota aquática (Bunn e Arthington, 2002; Allan e Castillo, 2007).

Fitoplâncton e macro invertebrados bentônicos são amplamente estudados por serem indicadores da qualidade do ambiente hídrico. Especial destaque é dado à fauna íctia e aos mais altos níveis da cadeia alimentar no rio, principalmente por sua importância comercial. Godinho e Kynard (2009) prevêem uma significativa redução na população de dourada do rio Madeira com a construção dos reservatórios de Jirau e Santo Antônio. Segundo os autores, o modelo conceitual de migração da espécie indica que os peixes jovens migram da foz do Madeira em direção às áreas de cabeceira onde desovam e deverá ocorrer uma grande mortalidade de ovos e larvas que deixarão de ser carregados pelas correntes para se dispersarem no lago.

Em outro estudo de caso, Godinho e Kynard (2009) relatam que, a jusante do reservatório de Três Marias, no rio São Francisco, a ausência de um dispositivo de passagem de peixes para montante acarretou em um aumento da população de zulegas (Curimatá-pacu) no local e isto atraiu grande espécies de peixes carnívoros como surubins e dourados. Cabe destacar que, a despeito dos impactos ambientais adversos, o mesmo estudo relata que as zulegas e seus predadores são hoje as mais importantes espécies comerciais na região de Três Marias.

Os impactos são verificados não apenas em grandes reservatórios. Mesmo pequenos barramentos à fio-d'água podem impor grandes impactos sobre comunidades de macro invertebrados bentônicos (Cortes *et al.*, 1998) e peixes (Poulet, 2007), quanto à estrutura, abundância e riqueza de espécies.

Além dos impactos sobre o lago e o trecho a jusante do barramento, outros compartimentos do ecossistema ribeirinho são estudados, como na diversidade de zôo e fitoplâncton na planície de inundação (Vranovsky, 1997) e sobre espécies que vivem ou desenvolvem parte de seu ciclo nas margens do rio (zona ripária) (Agostinho e Zalewisk, 1995; Stevens *et al.*, 2001; Gaeuman *et al.*, 2005).

Interrupção do fluxo longitudinal

A captura de sedimentos e material orgânico em uma barragem pode causar profundos ajustes no comportamento hidrológico e na ecologia do copo d'água a jusante do barramento (Poff e Hart, 2002; Poulet, 2008). A taxa de alteração da vazão e do transporte de sedimentos pode ser um importante fator no aumento da capacidade de erosão do leito do

canal e na mudança do processo de deposição de sedimentos, com uma conseqüente perda de habitat ripário (Lind *et al.*, 1996; Merritt e Cooper, 2000; Stevens *et al.*, 2001; EPA, 2001).

Em grandes usinas com reservação, se o reservatório excede uma determinada profundidade e o fluxo é lento o suficiente, pode ocorrer estratificação térmica, em consequência, uma grande modificação na densidade e no tipo das espécies presentes no corpo d'água (Poff e Hart, 2002). Neste caso, a água do fundo do reservatório é mais fria que a da superfície e com baixo oxigênio dissolvido, ou mesmo anóxica (Pett e Amoros, 1996), e, caso liberada por um extravasor de fundo, pode resultar em uma significativa alteração na qualidade da água a jusante, à qual espécies nativas de peixes podem não se adaptar (EPA, 2001; Godinho e Kynard, 2009).

Com a diminuição na velocidade do fluxo no lago e o aumento na deposição de sedimentos a disponibilidade de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, a taxa de crescimento de algas e plantas aquáticas pode aumentar. A decomposição do excesso de material orgânico tende a deplecionar o oxigênio dissolvido na água, resultando em mortandade de peixes e aspectos estéticos adversos (EPA, 2001). Cortes *et al.* (1998) observaram uma grande acumulação de matéria orgânica alóctone em um pequeno reservatório em Portugal, com consequência da diponibilização deste material à cadeia trófica a jusante da barragem.

Nas usinas com esquema tipo curto-circuito, há uma preocupação adicional com o trecho de rio situado entre o barramento (adução para as turbinas) e a casa de força (retorno das turbinas). Este tipo de usina visa a obtenção de uma maior queda d'água em uma determinada seção transversal do rio ao se derivar a descarga de um meandro do rio por meio de um túnel para uma seção de mais baixa cota. Se uma vazão remanescente adequada não é estabelecida para o trecho de rio a jusante da barragem, este trecho tenderá a secar em períodos de estiagem, quando o vertedor não estiver em operação. A magnitude dos impactos é função do ecossistema afetado, particularmente do meio biótico aquático, e do comprimento de rio atingido (IEA, 2000). Segundo Murchie *et al.* (2008), vários estudos sugerem que quando é estabelecida uma descarga remanescente consistente, populações de peixes respondem favoravelmente e o trecho de rio suporta uma maior abundância e diversidade de espécies.

Os aspectos discutidos neste item, como medidas de mitigação de impacto ambiental com a construção de escadas de peixes e estabelecimento de vazões remanescentes, são típicos problemas a abordar na etapa de licenciamento ambiental. No entanto, os estudos de impacto ambiental analisados contribuem também para o planejamento hidrelétrico na etapa de prospecção de potenciais, no momento em que possibilitam um melhor entendimento de processos bióticos fundamentais para a preservação ambiental.

3.2 NATUREZA DO PROBLEMA E ESTRUTURA DA SOLUÇÃO

A tomada de decisão em problemas de recursos hídricos é frequentemente caracterizada por um grande número de alternativas, incertezas, interações complexas e participação de múltiplos atores com interesses conflitantes (Hyde *et al.*, 2005). A prospecção de potencial hidrelétrico em uma bacia hidrográfica é tipicamente um problema desse tipo, com características intrínsecas de:

- múltiplos atributos (critérios): envolvendo aspectos econômicos, ambientais, como flora, fauna e qualidade de água, técnicos, como topologia, geologia e hidrologia, e socioeconômicos, quando da interferência direta com atividades e assentamentos humanos;
- múltiplas alternativas: um conjunto de alternativas deve ser escolhido com base na avaliação dos múltiplos critérios;
- múltiplos interesses (objetivos): conflitantes, como no caso de desapropriações e impactos ambientais, e convergentes, no caso de a barragem ser planejada para múltiplos usos que façam proveito da regularização do fluxo do rio;
- variabilidade espacial: os atributos do sistema variam no espaço.

As múltiplas dimensões expostas acima conduzem a diferentes forma de abordar o problema e ao desenvolvimento de metodologias com diversos níveis de compromisso entre precisão e custo na representação do sistema. Diferente de um problema de hierarquização de projetos planejados em uma bacia ou de análise de viabilidade de um único projeto, na prospecção de potencial hidrelétrico remanescente, a localização e características dos aproveitamentos não são conhecidos *a priori*. Desta forma, há necessidade de consideração da variabilidade espacial do sistema.

Como no início do estudo de prospecção os sítios não estão identificados, não se conhece o número de locais com potencial nem suas características, a complexidade e o custo de solução do problema se eleva consideravelmente com o número de aproveitamentos prospectados e com o nível de representação de interdependência. A dependência entre sítios pode ser representada, por exemplo, através da energia marginal gerada a jusante, em função de volumes regularizados a montante, e por relações de cumulatividade e sinergia de impactos ambientais.

O intrínseco conflito de interesses, notadamente entre preservação ambiental e geração de energia, torna o problema paradoxal. Poff *et al.* (1997) expõem este dilema, em que a necessidade de regularização do fluxo dos rios contraria completamente o princípio fundamental da conservação da integridade biológica do ambiente hídrico: o regime fluvial natural.

Dada a natureza multidimensional do problema, vários estudos estruturam a solução através de metodologias de avaliação multicritério (Wenstöp e Carlsen, 1988; Tangen e Støa, 1996; Özelkan e Duckstein, 1996; Almeida *et al.*, 2006; Þórhallsdóttir, 2007). A Figura 3.1 apresenta um esquema genérico da estrutura de um problema de decisão multicritério que pode ser aplicado a um estudos de prospecção hidrelétrica.

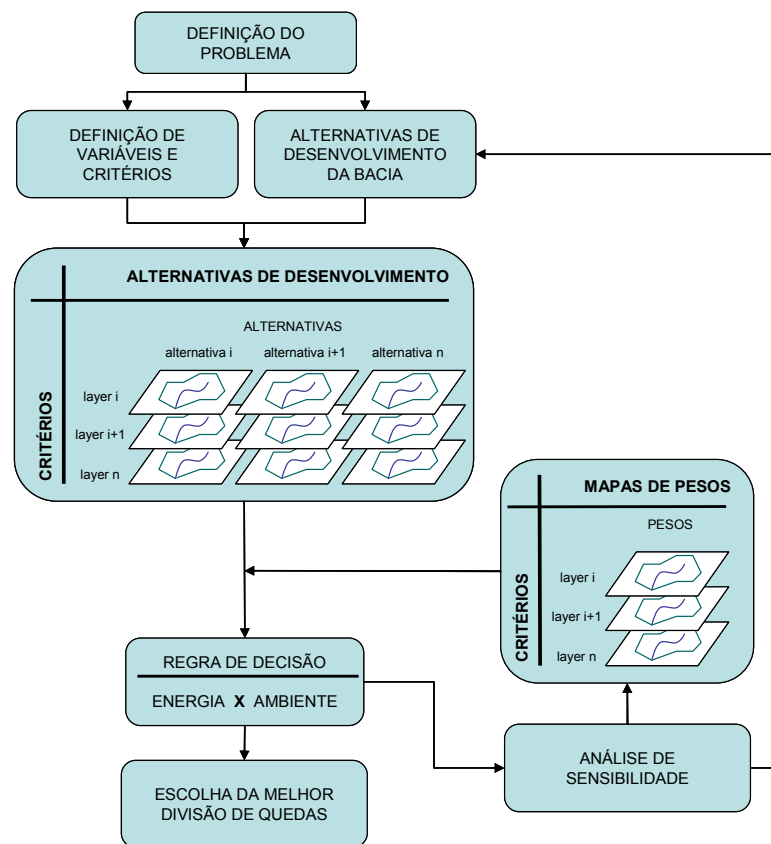


Figura 3.1. Esquema da estrutura de um problema de decisão com múltiplos critérios (adaptado de Koo e O’Connell, 2006).

3.2.1 Metodologias de avaliação multicritério

Metodologias de avaliação multicritério (*Multi-criteria Decision Analysis – MCDA*) são amplamente utilizadas no auxílio a tomadores de decisão em todos os níveis na análise de complexos problemas tipo multicritério (Saaty, 1990). De acordo com o autor, MCDA é especialmente útil quando apenas a intuição do tomador de decisão não é suficiente para analisar e decidir entre inúmeras alternativas de projeto qual é a mais desejável. Neste

contexto, metodologias MCDA ajudam a estabelecer um procedimento formal e coerente na tomada de decisão, permitindo a determinação de qual objetivo sobrepõe os outros.

A solução de um problema de prospecção e seleção de potencial hidrelétrico pode ser estruturada de acordo com as fases de uma metodologia MCDA, definidas como (Malczewsky, 1999): Fase de Inteligência, Fase de Projeto e Fase de Escolha. Em uma analogia com um EI, tais fases estão associadas respectivamente à (adaptado de Silveira e Cruz, 2005):

- Formulação do problema: com a identificação dos atores, definição de atributos de importância no sistema, estimativa de possíveis impactos e fragilidades e definição dos critérios de valoração e da estrutura de solução;
- Identificação de potenciais: levantando inúmeras alternativas de projeto, quantificando seus potenciais impactos e/ou fragilidades e procedendo à análise de viabilidade das alternativas;
- Seleção de alternativas: com a definição de regras de decisão e análise de sensibilidade para a escolha da divisão de quedas final.

Fase de Inteligência: formulação do problema

Na terminologia de MCDA, “critério” é um termo genérico que inclui ambos os conceitos de atributo e objetivo. Critério é, de fato, o padrão de julgamento, ou a regra com que é testada uma alternativa de projeto (Malczewsky, 1999). De modo a facilitar o entendimento do texto, a terminologia de MCDA é definida a seguir:

- variável: valor que descreve quantitativamente um fenômeno, variando no tempo e no espaço (Tucci, 1998);
- atributo: variável associada a um objetivo específico, descreve o estado do sistema;
- objetivo: declaração do estado desejado para o sistema (Malczewsky, 1999);
- sistema: ambiente para o qual as alternativas são projetadas;
- alternativa: uma ação proposta sobre sistema e suas características de projeto;
- bloco temático: grupamento de objetivos ou atributos em categorias, como uma forma de facilitar o entendimento do problema. Por exemplo: blocos meio físico, meio biótico e meio antrópico;
- tomador de decisão (ator): grupo interessado na ação proposta e/ou suas conseqüências;

- indicador: parâmetro ou valor resultante de um grupo de atributos que avaliam o estado do sistema e as conseqüências de ações empreendidas (Peris-Mora *et al.*, 2005);
- objetivo final: mais amplo que os objetivos, considerando o resultado final e as conseqüências da ação proposta.

Em problemas de MCDA as alternativas de projeto são avaliadas com base em critérios conflitantes e em diferentes escalas de mensuração (Malczewsky, 1999). Cada possível alternativa de solução do problema é avaliada de acordo com os atributos ou objetivos definidos. O resultado de cada par alternativa-atributo contribui para formar a matriz de decisão (espaço decisório), como apresentado na Figura 3.2.

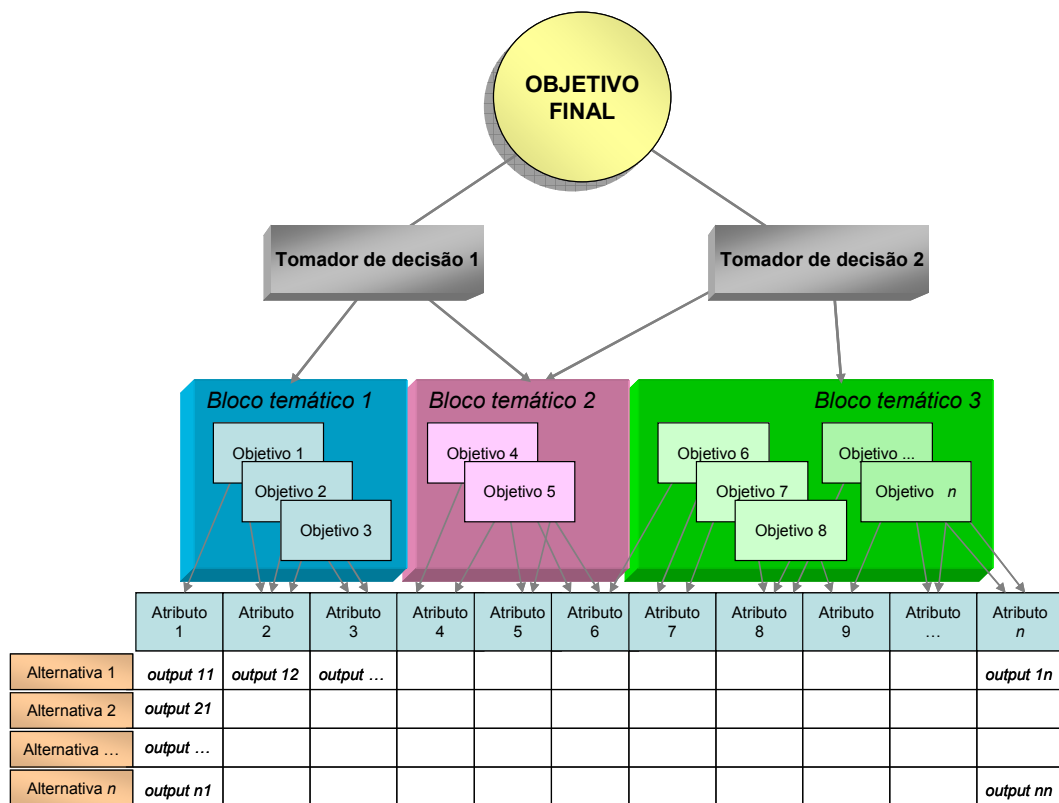


Figura 3.2. Estrutura da matriz de atributos e alternativas da avaliação multicritério (adaptado de Malczewsky, 1999).

O esquema apresentado na Figura 3.2 representa a Fase de Inteligência, ou seja, de estruturação do problema, em que são definidos atributos do sistema de interesse para a análise, objetivos e critérios de julgamento.

Fase de Projeto: identificação de potenciais

A Fase de Projeto corresponde à etapa de prospecção de potencial, quando são levantadas as alternativas de projeto na bacia. Nesta etapa, são utilizadas técnicas de avaliação multiatributo (*Multi-Attribute Decision Making* - MADM) para avaliar escalas de preferência, de modo a se obter um *ranking* de alternativas (Wenstop e Carlsen, 1988; Tangen e Støa, 1996; Mysiak *et al.*, 2005; Hyde *et al.*, 2005; Hajkowicz, 2006; Mendoza e Martinz, 2006; Thórhallsdóttir, 2007).

Métodos de MADM são designados para a seleção em um espaço decisório discreto (Malczewsky, 1999) e são expressos matematicamente por

$$u_a = \sum_{i=1}^I t_i \cdot w_i \quad (06)$$

onde u é o fator de preferência de cada alternativa a ; t é o valor do critério i ; w é o peso do critério i .

Um dos métodos de MADM mais utilizados em problemas envolvendo relação de *tradeoff* entre variáveis é o *Analytical Hierarchy Process* (AHP) (Saaty, 1990), desenvolvido pelo matemático norte-americano Thomas L. Saaty. O AHP é baseado em duas principais características:

- comparação par-a-par: cálculo do nível de preferência de um critério sobre outro em pares, permitindo uma verificação de consistência;
- estrutura hierárquica: permitindo o estabelecimento de uma clara relação entre variáveis, ajudando a estruturar o problema (conforme mostra a Figura 3.2).

Em um problema prático, a representação esquemática da estrutura de um problema multicritério, apresentada na Figura 3.2, pode assumir diferentes configurações e níveis de complexidade. Na gestão de bens públicos, como é o caso dos recursos hídricos, é razoável assumir que existem diversos atores com pontos de vista conflitante (Cohon, 2004). Uma análise ampla de um problema em recursos hídricos poderia envolver mais de um objetivo final, por exemplo, proteção ambiental e expansão hidrelétrica. Neste caso, o problema tipo multicritério é também classificado como multiobjetivo.

Quando o sistema é considerado espacialmente distribuído, a matriz de decisão na Figura 3.2 tem adicionada uma terceira dimensão. Ou seja, cada unidade de discretização do sistema tem específicos critérios de decisão, permitindo que se comparem diferentes locais na

bacia quanto a impacto ambiental e potencial energético, o que é necessário em problemas de locação de projetos hidrelétricos. Quando o sistema é tratado de forma homogênea, não há a possibilidade de avaliação de diferentes sítios para um projeto. A única abordagem possível é a verificação do impacto de um dado empreendimento.

Fase de escolha: seleção de alternativas

A fase de escolha remete à tomada de decisão propriamente dita. Em um problema de prospecção hidrelétrica, esta fase consiste essencialmente na escolha da melhor alternativa de divisão de quedas. A melhor alternativa é definida por uma relação de compromisso entre os interessados no projeto, sendo necessária uma análise multiobjetivo.

Métodos de avaliação multiobjetivo (*Multi-Objective Decision Making* - MODM) podem ser adequados a esta fase quando o espaço de decisão é contínuo, definido por um conjunto de condições de contorno (Mendoza e Martinz, 2006). A expressão matemática de um método MODM, também chamada de função objetivo, é dada por

$$L_p = \left(\sum_{i=1}^I w_i \left| \frac{t(i, a) - \min t(i)}{\max t(i) - \min t(i)} \right|^p \right)^{\frac{1}{p}} \quad (07)$$

onde u é o fator de preferência de cada alternativa a ; t é o valor do critério i ; w é o peso do critério i ; p é um fator de compensação entre desvios ($p=1$ compensação total, $p=\infty$ sem compensação); L é a função de distância (do ponto ideal $max t$) a ser minimizada.

Uma função objetivo agrega inúmeros atributos em um simples índice, o qual deve ser maximizado, minimizado ou atender a um nível mínimo desejável, dependendo do problema. Os níveis mínimos desejáveis de cada interessado no projeto, para cada indicador do sistema, são as condições de contorno do problema. Entre as metodologias de MODM, a programação objetivo (*Goal Programming* - GP) é a mais freqüentemente utilizada e estudada (Mendoza e Martinz, 2006).

Em problemas de prospecção de potencial hidrelétrico em uma bacia, no entanto, o espaço decisório dificilmente se aproxima ao contínuo. Em geral, há um número de sítios já conhecido e as combinações entre eles (alternativas de divisão de queda) são limitadas. As maiores dificuldades em aumentar o número de sítios e alternativas estão em:

- melhorar o conhecimento sobre o sistema (bacia) em estudo;
- garantir a representação dos diversos atributos do sistema que importem à análise;
- como tratar a informação.

A metodologia de inventário hidrelétrico de MME/CEPEL (2007) utiliza a equação 06 para a composição de dois índices: um índice socioambiental e outro custo-benefício, para a comparação (*ranking*) entre alternativas de divisão de quedas.

A natureza do problema com objetivos completamente conflitantes (proteção ambiental e geração de hidroeletricidade) dificulta a utilização de uma função objetivo como a da equação 07 para a solução da melhor divisão de quedas na bacia. Na prática, a seleção de alternativas é feita tendo como critério básico a maximização da eficiência econômico-energética, em conjunto com a minimização dos impactos socioambientais negativos (MME/CEPEL, 2007). Neste caso o problema é multiobjetivo, o espaço decisório é discreto, com um número finito de alternativas, e o sistema é espacialmente distribuído.

3.2.2 *Análise de atributos espacialmente distribuídos*

Em face da variabilidade espacial dos atributos do sistema, a aplicação de métodos de avaliação multicritério com base em ambientes de SIG tornou-se bastante popular nos últimos anos em problemas de avaliação ambiental, principalmente em problemas envolvendo gestão de recursos hídricos (McDonnell, 2000; Liu e Stewart, 2004; Silveira e Cruz, 2005; Almasri e Kaluarachchi, 2005; Hyde *et al.* 2005; Mysiak *et al.*, 2005; Gowan *et al.*, 2006; Souza *et al.*, 2001; Tucci e Mendes, 2006; Koo e O'Connell, 2006).

Metodologias que consideram múltiplos critérios são próprias para a avaliação distribuída do sistema, permitindo uma diferenciação entre diferentes áreas da bacia quanto à aptidão ou fragilidade do sistema para comportar o desenvolvimento de determinada atividade. Os critérios são as regras de relacionamento entre as variáveis, mensuradas em escalas de valores e ponderadas por pesos.

Dois tipos de critérios podem ser atribuídos a uma variável:

- *Boolean* ou binário: restritivo, do tipo sim ou não.
- *Trade-off*: qualitativo, permitindo uma compensação com outras variáveis.

As restrições à exploração do potencial hidrelétrico são impostas por força de lei ou no momento da negociação com os demais atores na bacia. Costuma-se representar as restrições legais por meio de mapas de atributos com escala booleana, com valores de 0 representando locais excluídos de desenvolvimento e valores de 1 em locais permitidos (Silveira e Cruz, 2005).

Outras variáveis, atributos do sistema, não têm caráter restritivo, mas qualitativo. Ou seja, sua análise permite estimar quais locais são mais ou menos frágeis ou aptos a

determinada atividade. Estes atributos são avaliados dentro de uma escala de valores, que pode ser quantitativa ou qualitativa. De qualquer forma, esta escala deve refletir a qualidade do sistema, sintetizado naquele atributo, para os tomadores de decisão.

A regra de relacionamento entre atributos pode permitir que haja uma relação de dependência em suas ocorrências, chamada de *trade-off*. Esta relação pode ser representada pelas mais diversas funções. Por exemplo, pode haver a compensação de um atributo mal graduado por outro bem graduado, ou dois atributos mal graduados podem conduzir a uma total restrição ao local. O relacionamento entre atributos implica na composição de indicadores, ou índices.

3.2.3 Indicadores ambientais e econômicos

Em estudos de sistemas complexos, há um número tão grande de variáveis envolvidas, que é excedida a capacidade de qualquer indivíduo interpretar adequadamente uma análise do sistema (Peris-Mora *et al.*, 2005). De modo a reduzir volume e complexidade da informação e conferir objetividade e relevância ao processo de tomada de decisão, faz-se necessária a substituição de variáveis por indicadores (ou índices) (Hajkowicz, 2006; UNEP, 2007; Donnelly *et al.*, 2007).

Dois tipos básicos de indicadores podem ser categorizados em função do nível de agregação da informação (Bockstaller e Girardin, 2003):

- Indicadores simples: resultando da medida ou estimativa de uma simples variável;
- Indicadores compostos: obtidos a partir da integração de várias variáveis ou indicadores simples.

No estabelecimento do conjunto de principais indicadores de sustentabilidade para a Europa, a Agência Ambiental Européia (EEA) classifica indicadores por (EEA, 2005):

- tipologia: descritivo, de desempenho (eficiência), de eco-eficiência, de efetividade política, de bem-estar geral;
- e segundo o esquema DPSIR: D = força motriz (*driving forces*), P = pressão (*pressures*), S = estado (*state*), I = impacto (*impact*), R = resposta (*response*).

A primeira classificação foi construída sobre o modelo existente da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2004), oferecendo uma base para a análise das inter-relações dos fatores que impactam o meio ambiente. Mysiak *et al.* (2005) e Giupponi (2007) utilizaram o esquema DPSIR para um sistema de apoio à decisão em recursos hídricos. O DPSIR facilita o estabelecimento da relação causa-efeito na avaliação de

impactos motivados por atividades humanas sobre o meio ambiente e das ações tomadas em resposta a elas. Indicadores enquadrados no esquema DPSIR proporcionam ao tomador de decisão e aos atores envolvidos a capacidade de explorar as complexas relações de causa-efeito entre atividades humanas e de meio ambiente (Giupponi, 2007).

Na segunda classificação, a EEA observa que todos os indicadores presentes em seu conjunto são ou descritivos ou de desempenho, considerando um desafio para o futuro o desenvolvimento de mais e melhores indicadores de eco-eficiência, efetividade política e bem-estar geral (EEA, 2005). A classificação de tipologia é particularmente útil no entendimento da natureza do indicador e ao decidir qual indicador usar em um dado problema.

Indicadores descritivos

Um indicador descritivo representa o próprio estado do sistema, sendo útil para propósitos de monitoramento e em problemas envolvendo a avaliação de cenários hipotéticos de desenvolvimento. Tais indicadores podem ser estabelecidos com base em características físico-químicas da água, características físicas, topológicas e hidrológicas do rio, ou em características diretas de biodiversidade e integridade da biota, através do monitoramento de Fitoplâncton, macroinvertebrados e peixes.

Alguns exemplos são indicadores de biodiversidade (Lovet *et al.*, 1997; Büchs, 2003; Buffagni *et al.*, 2004; Scholes e Biggs, 2005; Thórhallsdóttir, 2007), integridade biótica (Shoffner e Royall, 2008; Rehn, 2009), índice de vulnerabilidade (Li *et al.*, 2006) ou fragilidade ambiental (Fepam, 2004) e índices de qualidade de água (Hu *et al.*, 2004; Natale, 2005; Singh *et al.*, 2005; Sarkar e Abbasi, 2006; Kannel *et al.*, 2007).

Os indicadores descritivos são especialmente úteis na comparação de cenários pré e pós desenvolvimento. Índices de biodiversidade ou de qualidade de água, por exemplo, são utilizados com esta finalidade. Neste caso, os índices são calculados com base em levantamentos de campo em período prévio à construção do empreendimento e verificados com base em dados obtidos durante a operação. Alternativamente, o que ocorre com mais frequência, é a comparação de índices calculados ambos após a construção do empreendimento, sendo um na área de influência e outro em uma área considerada como livre de influência, caracterizando as condições pristinas do ambiente.

Alguns indicadores descritivos podem também ser utilizados na comparação de cenários de desenvolvimento, ou alternativas de projetos. Por exemplo, o tempo de retenção em um trecho de rio pode indicar a possibilidade de problemas de qualidade de água relacionados à eutrofização. O cálculo de tal indicador para diferentes configurações de

reservatório são frequentemente utilizados em estudos ambientais (Quintero e Ledec, 2003; Benetti e Tucci, 2006).

Da mesma forma, os índices de fragilidade ambiental são calculados em uma bacia com a finalidade de avaliação dos impactos que diferentes projetos poderiam causar se implantados (Fepam, 2001; Fepam, 2004; Silveira e Cruz, 2005). Silveira e Cruz (2005) apresentam o desenvolvimento de um estudo de caso em que foram gerados mapas de critérios para a seleção ambiental de barramentos. Tais mapas foram relacionados para a composição de um único mapa síntese, com a representação espacial das restrições ambientais e potencialidades para localização dos barramentos.

A composição de mapas-síntese é bastante comum quando se avalia múltiplos critérios e se visa facilitar a estruturação do problema. Segundo a metodologia de MME/CEPEL (2007) para inventário hidrelétrico, os critérios socioambientais são arranjados em blocos (componentes-síntese), em função de grandes temas: Ecossistemas Aquáticos; Ecossistemas Terrestres; Modos de Vida; Organização Territorial; Base Econômica e Povos Indígenas/Populações Tradicionais. Da integração de diversos indicadores representando as componentes-síntese, é obtido, nos moldes da equação 06, o índice de impacto socioambiental negativo (*IA*). O *IA* é calculado para cada alternativa de divisão de quedas na bacia conforme

$$IA = \sum_{i=1}^I IAC_i \cdot WP_i \quad (08)$$

onde *IAC* é o valor e *WP* é o fator ponderador da componente-síntese *i*, para aquela alternativa. *IA* e *IAC* variam de uma escala de 0 a 1 em que 1 representa o maior impacto ambiental. O *IAC* é um indicador de impacto potencial, ou seja, fragilidade. Um mapa composto pelos valores de *IAC* na bacia, quando cruzado com um mapa de alternativas de exploração de potencial, fornecerá o impacto estimado do conjunto de alternativas.

Indicadores de desempenho

Um indicador de desempenho expressa uma proporção entre dois indicadores ou atributos do sistema. Tais indicadores são úteis para propósitos de comparação e hierarquização de alternativas de projeto. Por exemplo, o índice de potência por área alagada pelo reservatório de uma usina hidrelétrica (kW/Ha), amplamente utilizado em avaliações de projetos hidrelétricos, é um indicador de desempenho. Apesar de não representar de forma direta qualquer aspecto ambiental, este indicador é bastante utilizado pelo poder público na análise de viabilidade de empreendimentos hidrelétricos.

Indicadores de desempenho são especialmente importantes na análise econômica de projetos hidrelétricos. Tal análise pode ser realizada sob o ponto de vista do empreendedor ou de diferentes segmentos da sociedade, como indústria, entes federados e sociedade em geral. Sob o ponto de vista do empreendedor, a análise econômica é tipicamente realizada com base em indicadores de desempenho, notadamente pela relação benefício/custo (B/C). Neste caso, benefícios são considerados apenas aqueles obtidos diretamente com a geração de energia. Na composição de custos são computados investimento inicial e custos fixos anuais (basicamente operação e manutenção).

Indicadores de eco-eficiência

Como proposto em Larson e Larson (2007), o indicador kW/Ha poderia expressar melhor preocupações socioambientais se modificado em uma relação de energia firme por área alagada (kWa/Ha). Desta forma o indicador expressaria, contra o potencial impacto da área alagada, o benefício energético ao invés da potência instalada, que é um parâmetro mais relacionado com custos de implantação e manutenção da usina do que com os benefícios da geração.

O indicador kWa/Ha introduz o conceito de eco-eficiência de um projeto hidrelétrico. Conceitualmente, eco-eficiência pode ser entendido como “o aumento na eficiência no uso dos recursos naturais em conjunto com a minimização dos impactos negativos advindos de sua exploração sobre o meio ambiente” (UNCC, 2008).

Ainda assim, o parâmetro área inundada pode não ser um indicador adequado de estado do meio ambiente. Fatores como fragilidade, vulnerabilidade, aptidão ou riqueza ambiental não são diretamente expressos pela medida da área inundada. Isto depende da qualidade da área inundada e da região em que está inserida, considerando aspectos de geologia, topologia, flora, fauna e outros aspectos que permitam a caracterização qualitativa da área em estudo.

No mesmo estudo de caso, Larson e Larson (2007) utilizaram, ao invés da medida de área, o custo de realocação de populações de área inundadas, obtendo uma relação de MWm/habitantes. Neste caso, o indicador poderia ser classificado como de socioeficiência.

Outro exemplo de indicador de eco-eficiência é encontrado em Benetti e Tucci (2006). Os autores propõem uma relação entre potência instalada e potencial de eutrofização do reservatório, obtida com base nas cargas de nutrientes afluentes ao reservatório e taxas de aplicação consideradas admissíveis para que não ocorra eutrofização do lago.

FEPAM (2004) utilizou o indicador kWa/Ha na hierarquização de projetos hidrelétricos em uma bacia. Adicionalmente, como forma de medir o potencial impacto

ambiental dos projetos, o estudo contemplou um Índice de Fragilidade (IF), agregando um amplo conjunto de aspectos relacionados à fauna, flora, meio físico e social. A análise final do conjunto de empreendimentos hidrelétricos projetados para a bacia foi realizada com base em ambos os índices, kW_a/Ha e IF. Com o devido tratamento estatístico, os dois índices foram agregados em um único índice de eco-eficiência, expressando a relação entre benefícios energéticos e custos ambientais.

Indicadores de bem-estar geral

Benefícios externos (ou externalidades positivas), que são percebidos pela sociedade, podem ser mensurados por meio de outros indicadores, como o Índice de Atração Econômica ou o Índice Econômico Global, propostos por Almeida *et al.* (2005). As externalidades negativas são os efeitos adversos dos projetos sobre o meio ambiente e as atividades humanas, normalmente difíceis de serem quantificados em termos monetários.

A valoração de impactos ambientais ou externalidades negativas pode ser feita com base em escalas qualitativas ou com base em valores monetários. Tolmasquim *et al.* (2001) apresentam uma metodologia e indicadores de quantificação monetária de externalidades negativas do setor elétrico sobre o meio ambiente (custos ambientais) e saúde pública (custos sociais). Os autores destacam que, em EIs de potencial hidrelétrico, quando as características de projetos ainda não estão definidas, abordagens que envolvem monetarização de aspectos ambientais têm ainda maiores dificuldades do que em estudos de viabilidade.

Um indicador de bem-estar geral frequentemente utilizado em estudos socioambientais é o IDH (Índice de Desenvolvimento Humano) que engloba variáveis de riqueza, educação e esperança de vida. Este índice pode servir como um indicador de pressão sobre o meio ambiente, no entanto, é difícil estabelecer a relação de causa-e-efeito na contabilização de externalidades de um projeto hidrelétrico sobre tais variáveis.

A Tabela 3.2 relaciona uma série de indicadores amplamente utilizados para avaliação de projetos hidrelétricos, compilados pelo estudo “*Good Dams and Bad Dams: Environmental Criteria for Site Selection of Hydroelectric Projects*” do Banco Mundial (Quintero e Ledec, 2003).

Tabela 3.2. Indicadores ambientais de avaliação de projetos hidrelétricos (Quintero e Ledec, 2003)

<i>Indicador</i>	<i>Unidades</i>	<i>Tipo</i>	<i>Descrição</i>
Área alagada por potência	ha/MW	Eficiência	Maior a área, maior a probabilidade de impactos ambientais e sociais
Tempo de retenção	Dias	Descritivo	Maior o tempo, maior a probabilidade de problemas com qualidade de água no reservatório
Biomassa inundada	Ton/há	Eficiência	Maior a massa, maior probab. de perda de habitats, fauna e emissão de CO ₂
Comprimento de drenagem inundada	Km	Descritivo	Minimizar para preservação de biodiversidade ripária e aquática
Comprimento de drenagem com vazão reduzida	Km	Descritivo	Minimizar para preservação de biodiversidade ripária e aquática e interferência com outros usuários de água
Afluentes livres de barramento a jusante	Número de afluentes	Descritivo	Quanto mais, maior a manutenção de habitats, regime fluvial e fluxo de massa
Probabilidade de estratificação	Número de Froude (F) (adimensional)	Descritivo	Maximizar F para uma menor probabilidade de estratificação do lago. F > 1, pouca probabilidade
Vida útil	Anos	Descritivo	Quanto maior, menor a deposição de sedimentos no lago. Define o horizonte de planejamento econômico do projeto
Estradas de acesso em floresta	Km	Descritivo	Procurar sítios com acesso para minimizar desmatamento pela construção de estradas
Reassentados por potência	Número de pessoas por MW	Eficiência	Minimizar problemas sociais com reassentamento de povos locais
Habitats frágeis afetados	Há	Descritivo	Minimizar impactos ambientais em áreas frágeis
Diversidade e endemismo de peixes	Número de espécies	Descritivo	Minimizar impacto em áreas com muitas espécies ou espécies endêmicas
Sítios culturais afetados	Número (por tipo, religioso, arqueológico,...)	Descritivo	Minimizar os impactos sociais e culturais com a inundação de patrim�nio cultural e histórico

3.3 PRÁTICA CORRENTE

3.3.1 Recentes abordagens

As novas abordagens de prospecção de potenciais são elaboradas com base em SIGs. A informação de altimetria é, em via de regra, tratada na forma de um MDT, permitindo a utilização de ferramentas automatizadas na estimativa das quedas. As vazões utilizadas para estimativa de potencial são tratadas na forma de médias ou valores da curva de permanência, regionalizadas de estações fluviométricas para as seções de interesse.

Silva *et al.* (2007) apresentam uma metodologia para a análise preliminar da potência residual disponível em cascatas de usinas hidrelétricas em operação, considerando pequenas quedas naturais, com desníveis hídricos entre dois e oito metros. Em um estudo de caso no rio Grande (formador do rio Paraná), os autores obtiveram as quedas entre o final do remanso de uma usina e o barramento de outra com base em dados de cadastro e o comprimento do trecho

com base em imagens de satélite. A vazão foi obtida por regionalização das curvas de permanência conhecidas em usinas em operação em função das áreas de drenagem.

Em outros estudos, como em Ávila *et al.* (2003) e Antonello *et al.* (2006), foram utilizados valores médios de vazão mensal ou anual na estimativa preliminar de potencial hidrelétrico em modelos com base em SIG. Em Ávila *et al.* (2003), na estimativa de potencial em uma bacia do rio Grande (formador do rio São Francisco) de aproximadamente 6.000 Km², a vazão média mensal foi obtida com base em estudos de regionalização de uma estação localizada no exutório da bacia em estudo.

Na obtenção da carga hidráulica, realizada com base em um MDT derivado de mapas com escala de 1:100.000, os autores identificaram duas situações distintas:

- queda ao longo da drenagem: a carga hidráulica é obtida da diferença de cotas entre dois pontos situados no leito do rio, como por exemplo, em cachoeiras;
- queda na seção transversal: o fluxo do rio é derivado pela margem até uma seção mais a jusante em que se possa aproveitar o declive natural da barranca do rio.

O potencial em cada sítio foi obtido pelo cruzamento dos mapas de declividade e vazão média na bacia. De acordo com os autores, os resultados obtidos com a metodologia estão de acordo com as plantas existentes na bacia.

Utilizando o software JGRASS (Antonello e Franceschi, 2006), Antonello *et al.* (2006) determinaram o potencial hidrelétrico de uma região de aproximadamente 1.000.000 Km² no Nepal. Com base em um MDT, a área foi subdividida em sub-bacias e foram calculadas curvas ipsométricas, que classifica a área de drenagem em faixas de altitude. A informação de vazão foi obtida com base na precipitação média anual e em um coeficiente de escoamento superficial constante de 0,5. O mapa de potencial foi obtido pela multiplicação da integral da curva ipsométrica de cada sub-bacia pela vazão média no período de um ano. Cada sub-bacia foi dividida em micro-bacias com um potencial de 10 TWh, o que, de acordo com os autores, foi adequado para plantas com capacidade instalada de 25 MW. O estudo produziu um mapa de densidade energética em que, quanto menor a micro-bacia com 10TWh, mais eficiente o sítio.

Os procedimentos de prospecção de potencial de Ávila *et al.* (2003) foram aprimorados em Júnior *et al.* (2008). Ao invés da vazão média, os autores utilizaram a Q_{90} , que foi regionalizada com base no ajuste de uma equação logarítmica, com a área de drenagem como variável independente. Em um estudo de caso na bacia do rio Preto (sub-bacia do rio São Francisco), o mapa de áreas potenciais foi gerado considerando os maiores

desníveis nas áreas de vazões acima de 4 m³/s. Observou-se que as localidades de maior potencial de queda localizaram-se em relação às margens (queda na seção transversal) e não em função da declividade do talvegue.

Dudhani *et al.* (2006) utilizaram imagens de satélite para avaliar locais para aproveitamento hidrelétrico em áreas montanhosas e de difícil acesso na Índia. A classificação de imagens RGB e a interpretação dos mapas classificados forneceu a informação de localização de corpos d'água e cobertura e uso do solo. O estudo, no entanto, não avaliou as duas principais características de prospecção de potenciais hidrelétricos: queda e vazão. A metodologia teve-se a análise de características de fragilidade do sistema, como a presença de corpos hídricos e o uso do solo nas adjacências destes, contemplando áreas habitadas, floresta e áreas cobertas por neve.

Com um nível de detalhamento mais apurado em relação aos demais estudos, apesar da menor escala (maior área de estudo) de aplicação, a metodologia desenvolvida pelo INEEL para o Departamento de Energia norte-americano (DOE) para a avaliação do potencial hidrelétrico dos EUA tem como foco aproveitamentos de baixa carga hidráulica e baixa potência. A metodologia é composta basicamente por 3 etapas (Hall *et al.*, 2006):

- identificação dos locais de aproveitamento nos EUA (etapa desenvolvida em 2004);
- estimativa do potencial de geração por unidade de discretização, considerando restrições de desenvolvimento;
- identificação dos locais viáveis com base em critérios de viabilidade ambiental e legal.

Na primeira etapa foi realizada a discretização espacial do sistema. Com base no MDT de resolução de 30 m, o território americano foi discretizado em mini-bacias hidrográficas com trechos de rio de aproximadamente 3 Km. Foram então selecionadas as mini-bacias com potencial bruto maior que 10 kWm (ao todo 500.000 locais, com aproximadamente 300 MWm). O cálculo de potencial é baseado na vazão média anual e no desnível montante-jusante do trecho de rio, sendo que

$$H = Z_{mon} - Z_{jus} \quad (04)$$

$$P = k \cdot \left[Q_{mon} \cdot H + \frac{(Q_{jus} - Q_{mon}) \cdot H}{2} \right] \quad (05)$$

onde H é a carga hidráulica [pés] entre o ponto mais de montante e o ponto mais de jusante do trecho de rio, dado pelas cotas Z_{mon} e Z_{jus} [pés], P é o potencial médio [KWa], k é um

coeficiente de correção de unidades igual a $1/11,8$, H é a carga hidráulica [pés] e Q_{mon} e Q_{jus} são as vazões de entrada e saída de um trecho de rio [$\text{pé}^3 \text{s}^{-1}$], respectivamente.

Na segunda etapa é definido o modelo de desenvolvimento, ou seja, as alternativas tecnológicas contempladas pelo estudo. Em um primeiro passo, verifica-se, com base em usinas existentes, qual seria o máximo comprimento possível do conduto de adução de água para cada região hidrológica do país para usinas com geração entre 1 e 30 MWm e usinas com $P < 1$ MWm. Calcula-se a posição do conduto no trecho de modo que o conduto tenha o menor comprimento e capte ao menos 90% da carga máxima H do trecho. Como simplificação no processo de otimização, o conduto é considerado sempre paralelo ao rio. Em seguida, obtém-se a vazão de projeto como o menor valor entre 50% da vazão média anual no trecho e a vazão requerida para gerar 30 MWm usando a localização e comprimento ótimo dos condutos, que é o limite de porte da usina considerado na metodologia.

Critérios ambientais, não formalizados por lei, foram aplicados somente na terceira etapa da metodologia, quando os potenciais já estavam identificados (Hall *et al.*, 2006). Desta forma, os estudos não permitiram a consideração de aspectos ambientais na análise de divisão de quedas, mas apenas uma indicação de quais dos sítios levantados no estudo anterior (Hall *et al.*, 2004) seriam viáveis do ponto de vista ambiental.

Com base nas iniciativas e estudos revisados, observa-se que, de forma geral, as metodologias são bastante simplificadas, mesmo quanto à estimativa das principais variáveis que permitem a estimativa de potencial: queda e vazão. De fato, são esforços no mesmo sentido, no emprego de tecnologias de tratamento de informação digital em estudos de prospecção de potencial hidrelétrico, que contribuem parcialmente para a elaboração de uma metodologia mais completa.

Em relação à análise de viabilidade técnica e ambiental, observa-se que os estudos são, via de regra, desenvolvidos sobre um espaço decisório discreto, ou seja, com base em um grupo de projetos existentes ou cenários de desenvolvimento pré-definidos. Nestes casos, o resultado é: ou uma hierarquização (*ranking*) destes projetos em função de critérios de valoração (Wenstöp e Carlsen, 1988; Tangen e Støa, 1996; Özelkan e Duckstein, 1996; Almeida *et al.*, 2006; Thórhallsdóttir, 2007), ou a simples atestação de (in)viabilidade de aproveitamentos prospectados (Conner *et al.*, 1998; FEPAM, 2001 e 2004; Hall *et al.*, 2006, EPE, 2006; EPE, 2007). Como identificado por BIRD (2008), os problemas, quando abordados do ponto de vista ambiental, já não são do tipo de prospecção, envolvendo identificação de potenciais ou alternativas locais.

A Tabela 3.3 apresenta uma síntese da prática corrente de análise ambiental de projetos hidrelétricos de acordo com o escopo e da fase dos estudos energéticos na qual a avaliação ambiental está inserida.

3.3.2 *Prospecção em escala nacional: a experiência dos EUA*

Possivelmente, o país mais avançado na estimativa e individualização de seu potencial hidrelétrico remanescente seja os EUA. Os referidos avanços dizem respeito a diferentes aspectos:

- Metodologia (descrita no item anterior): é uma estimativa de potencial remanescente de pequeno porte que avança em relação à estimativa teórica no sentido de individualizar sítios e analisar, ainda que preliminarmente, viabilidade técnica e ambiental;
- Ferramentas: utiliza o estado-da-arte no processamento de MDT e em SIGs;
- Dados de entrada: a informação de topografia disponível para todo país está em uma escala de aprox. 1:24.000;
- Atual estágio dos estudos: estudos encontram-se em sua 3ª revisão;
- Área de abrangência: estudos realizados para todo o território dos EUA;
- Sistema de informação: a informação sobre os potenciais remanescentes encontra-se completamente disponível em um SIG com interface *web* (INL, 2009).

O Departamento de Energia norte-americano (DOE) iniciou no final da década de 80 um esforço para identificar o potencial hidrelétrico disponível no país para suprir a crescente demanda por energia. Audiências públicas conduzidas na época como parte do processo de desenvolvimento estratégico indicaram que o potencial remanescente no país não estava claramente definido. Havia uma controversa estimativa da capacidade hidroenergética não explorada, com valores de 70 GW (da *Federal Energy Regulatory Commission*) até 580 GW (do *U. S. Army Corps of Engineers*) (Hall *et al.*, 2004).

Tabela 3.3. Análise ambiental e energética em função da fase do projeto hidrelétrico e do escopo do estudo

<i>Foco</i>	<i>Fase</i>	<i>Escopo</i>	<i>Multicritério</i>	<i>Multialternativa</i>	<i>Multiobjetivo</i>	<i>Distribuído no espaço</i>	<i>Integrado*</i>	<i>Produto</i>	<i>Caso</i>
Projeto	Projeto já definido	Estimar impacto ambiental, propor medidas de controle	Sim	Não	Não	Não (concentrado no entorno do projeto)	Não	Alteração (adaptação) do projeto	EIAs em geral
Bacia	Projetos já definidos	Estimar impacto e verificar viabilidade ambiental	Sim	Não	Não	Sim	Não	Ranking ambiental	Conner <i>et al.</i> (1998); FEPAM (2001 e 2004);
Bacia	Projetos já definidos	Mitigação de impacto	Sim	Não	Sim	Semi (por trecho de rio)	Não	Diretrizes para o licenciamento ambiental	AAIs de EPE (2006 e 2007)
Bacia	Projetos já definidos	Estimar benefícios e impactos, viabilidade econômica-ambiental	Sim	Não	Sim	Não (concentrado na rede de drenagem)	Sim	Ranking econômico-ambiental	Wenstöp e Carlsen (1988); Almeida <i>et al.</i> (2006)
Bacia	Prospecção e identificação de potenciais	Estimar benefício energético, sem avaliação ambiental	Sim	Não	Não	Sim	Não	Inventário e ranking energético	Ávila <i>et al.</i> (2003); Antonello <i>et al.</i> , (2006); Silva <i>et al.</i> (2007)
Bacia	Prospecção e identificação de potenciais	Estimar impacto ambiental, benefício energético e pré-viabilidade.	Sim	Sim	Sim	Sim	Não	Inventário e ranking ambiental-energético	Hall <i>et al.</i> (2004 e 2006)
Bacia	Prospecção e identificação de potenciais	Obter melhor divisão de quedas por critérios ambientais, econômicos e energéticos	Sim	Sim	Sim	Semi (por trecho de rio)	Sim	Inventário “otimizado” e ranking ambiental-energético	MME/CEPEL (2007)

* A coluna “Integrado” diz respeito à etapa em que os estudos ambientais são realizados, se de forma conjunta com os estudos de prospecção energética ou após a conclusão do levantamentos de sítios.

O grupo de trabalho interministerial estabelecido para realizar os estudos de avaliação de potencial produziu os primeiros resultados em 1990, indicando uma capacidade remanescente de 52,9 GW nos EUA (Conner *et al.*, 1998). Após críticas, revisão e correções, no final da década de 90 a estimativa do DOE é de que havia 5677 sítios com potencial hidrelétrico remanescente no país, com uma capacidade de aproximadamente 70 GW. Considerações de restrições ambientais, legais e institucionais levariam a capacidade viável remanescente em todo os EUA para 30 GW (Conner *et al.*, 1998), ou seja, um potencial de aproximadamente 17 GWm.

Com base naquela última estimativa, considerada pouco animadora, identificou-se a necessidade de avaliação de potencial menor que 1 MW de capacidade. Em 2000 o DOE iniciou um estudo de sítio de pequena carga (< de 10 m) e baixa capacidade (< 1 MW). Foram realizadas estimativas de disponibilidade de recursos hídricos nas 20 regiões hidrológicas em que o país é dividido. A análise espacial do MDT e de critérios de restrição ambiental foi realizada através do desenvolvimento de uma ferramenta em ambiente SIG (Hall *et al.*, 2004), posteriormente disponibilizada na Internet com o nome de *Virtual Hydropower Prospector* (VHP).

Tal estudo apresentou uma estimativa de potencial bruto hidrelétrico de aproximadamente 300 GWm de energia média. Deste total, 40 GWm já haviam sido desenvolvidos e 90 GWm foram excluídos por interferência com áreas de preservação federal, como terras indígenas, parques e rios protegidos. Isto resultou em 170 GWm de potencial não desenvolvido, o que em termos de capacidade instalada equivale a aproximadamente 300 GW e dez vezes o estimado por Conner *et al.* (1998). O estudo, porém, não contemplou uma análise de viabilidade técnica, econômica e ambiental, exceto pela consideração de áreas excluídas (Hall *et al.*, 2004).

Em 2006 foi aplicada uma análise de viabilidade aos resultados de estudo anterior, considerando diversos critérios técnicos e ambientais, como proximidade do sítio de linhas de transmissão e centros de consumo, acessibilidade ao sítio e vazão mínima a jusante do barramento. O último relatório concluiu que a energia média remanescente total nos EUA é de 30 GWm, o equivalente a 60 GW de capacidade (Hall *et al.*, 2006).

Ainda que considerada uma estimativa conservadora pelo DOE, o potencial do estudo de 2006 corresponde a apenas 18% do valor obtido em 2004, retornando a um patamar mais próximo ao da estimativa de 1998. A experiência norte-americana mostra, além dos avanços metodológicos e operacionais, a grande dificuldade e quantas são as incertezas envolvidas na estimativa do potencial hidrelétrico em uma escala nacional, ainda que se disponha de uma abrangente base de informação e poderosas ferramentas computacionais.

3.3.3 *Estimativa de Potencial e Inventário Hidrelétrico no Brasil*

A prospecção de potencial hidrelétrico no Brasil é realizada em duas fases já consolidadas na prática do planejamento energético:

- Estimativa de Potencial Hidrelétrico (EPH);
- Estudos de Inventário Hidrelétrico (EI).

A fase de EI tem procedimentos definidos formalmente pelo setor elétrico, descritos no “Manual de Inventário de Potencial Hidrelétrico” (MME/CEPEL, 2007). A metodologia de inventário proposta no Manual é bastante elaborada do ponto de vista técnico e encontra-se já inserida no planejamento do setor, legalmente e institucionalmente consolidada. Os estágios de um EI são:

- Planejamento do Inventário;
- Estudos Preliminares (EP);
- Estudos Finais (EF);
- Avaliação Ambiental Integrada (AAI).

O processo de inventário inicia-se formalmente com o registro do estudo junto à ANEEL, conforme apresentado na Figura 2.1. Na primeira etapa é realizado o planejamento dos estudos, incluindo um levantamento dos serviços necessários, cronograma e estimativa de custos, resultando em um programa de trabalho. Na fase seguinte, de EP, todas as possíveis alternativas de potencial hidráulico são prospectadas e avaliadas por critérios técnicos, econômicos e socioambientais. Nesta etapa, são propostas alternativas de divisão de queda e as mais atraentes são selecionadas para posterior análise (MME/CEPEL, 2007).

Nos EF, as alternativas de divisão de queda previamente selecionadas são avaliadas com mais detalhe com respeito a critérios energéticos, com a otimização de volumes dos reservatórios das usinas em toda a bacia, e econômicos, com uma estimativa detalhada de custos de cada projeto. Nesta fase, a alternativa final é selecionada e as usinas são ordenadas em função do custo-benefício marginal de suas adições ao sistema, definindo assim o cronograma de implantação (MME/CEPEL, 2007).

A AAI é um novo item no Manual de 2007 em relação à sua versão anterior, de 1997. Nesta fase dos estudos, são simulados cenários de desenvolvimento considerando diferentes estágios na implementação do inventário. A AAI do inventário visa fornecer recomendações e diretrizes para o processo de licenciamento ambiental.

Os estudos são concluídos com uma análise detalhada da alternativa de divisão de quedas selecionada, incluindo concepção dos arranjos, dimensionamento, estimativa de custos e orçamento dos projetos. Todo o processo é acompanhado por diferentes agências do governo e o relatório final do inventário é finalmente submetido à ANEEL para apreciação e aprovação (MME/CEPEL, 2007).

A metodologia do Manual está implementada na forma de um Sistema de Apoio a Decisão (SAD), o SINV (Damázio *et al.*, 1998). A ferramenta foi atualizada com a nova revisão do Manual (versão 6.0.2) incorporando novas funções e reformulando em relação à arquitetura computacional e sistema de armazenamento e acesso de dados (Costa *et al.*, 2009). O programa permite o dimensionamento energético, avaliação e análise de viabilidade econômica-energética, avaliação de impactos socioambientais (negativos e positivos) e comparação e seleção multicritério e multiobjetivo de alternativas de divisão de queda da bacia (Costa *et al.*, 2009). A localização e as características dos aproveitamentos são uma informação de entrada do programa, devendo ser obtidas independentemente do SINV.

A fase que precede os EI, de EPH, é a que menos possui diretrizes estabelecidas e ferramentas de análise desenvolvidas. É na fase de EPH que se procede à análise preliminar das características da bacia hidrográfica, especialmente quanto aos aspectos topográficos, hidrológicos, geológicos e ambientais, no sentido de verificar sua vocação para geração de energia elétrica. Essa análise, que é exclusivamente pautada nos dados disponíveis e feita em escritório, fornece uma primeira avaliação do potencial e estimativa de custo do aproveitamento da bacia hidrográfica e a definição de prioridade para a etapa seguinte, do inventário propriamente dito (MME/CEPEL, 2007).

Na fase de EPH o potencial hidrelétrico não é individualizado. Este é um importante fato do ponto de vista metodológico, uma vez que permite que as análises sejam bastante simplificadas em relação aos estudos de EI, como por exemplo, adotando coeficientes médio de deflúvio específico e curvas ipsométricas no cálculo de potenciais.

Metodologias de inventário específicas para usinas de pequeno porte também não são documentadas no país. A simplificação dos EI para bacias com potencial remanescente de pequeno porte, em relação à metodologia preconizada por MME/CEPEL (2007), recebeu o devido suporte legal com a Resolução 393 da ANEEL, de 04 de dezembro de 1998. Conforme previsto pela Resolução, em parágrafo único de seu Art. 4º (ANEEL, 1998a):

“Em bacias hidrográficas com vocação hidro-energética para aproveitamentos de, no máximo, 50 MW, os estudos de inventário poderão ser realizados de forma simplificada, desde que existam condições específicas que imponham a segmentação natural da bacia,

cabendo, nestes casos, ao interessado, a obrigação de submeter à ANEEL um relatório de reconhecimento fundamentando tecnicamente tal simplificação”.

A Resolução 393 (ANEEL, 1998a) prevê que estudos de inventário possam ser realizados pela iniciativa privada, inclusive, assegurando parte do potencial inventariado ao autor dos estudos e ressarcimento no caso de UHEs. As PCHs, no entanto, em função de seu porte (ANEEL, 1998b), são objeto de simples autorização e não são incluídas em programas de licitações (ANEEL, 1998c).

Assim, a iniciativa de executar estudos de inventário de PCH não traz qualquer tipo de benefício ou vantagem para o executante nas etapas seguintes do processo de autorização (Prado Jr *et al.*, 2008). Segundo os autores, este fato leva os empreendedores a minimizarem as despesas com os estudos de inventário além do razoável, como por exemplo, estudando trechos muito curtos de rios de grande porte de modo a abranger apenas um aproveitamento previamente identificado de forma intuitiva.

De forma geral, a estimativa atual do potencial nacional é bastante voltada para grandes aproveitamentos (>30MW) e não leva em consideração boa parte do potencial referente a PCHs (Silva *et al.*, 2007). Ferreira *et al.* (2005) estimam que o potencial brasileiro, considerando o desenvolvimento em tributários de ordens inferiores, possa ser 1,5 vezes o valor atual.

Os aspectos acima discutidos indicam que há espaço para o estudo e elaboração de metodologias de prospecção de potenciais hidrelétricos de pequeno e médio porte no Brasil. Considerando ainda que os grandes potenciais hidrelétricos mundiais tenham já sido desenvolvidos, ou, ao menos, bem identificados e estudados, os estudos de prospecção de novos potenciais devem se voltar cada vez mais para aproveitamentos de menor porte.

Em relação às ferramentas disponíveis no país, há uma lacuna entre os estudos de “Estimativa” e de “Inventário”, justamente na individualização do potencial remanescente, ou seja, na identificação e caracterização de sítios com potencial hidrelétrico. Recentemente, buscando apoio técnico internacional para a avaliação do potencial brasileiro, a EPE firmou contrato com as instituições norte-americanas envolvidas no desenvolvimento da ferramenta VHP e responsáveis pelos últimos avanços na estimativa de potencial hidrelétrico remanescente nos EUA (EPE, 2009).

4 METODOLOGIA E FERRAMENTAS COMPUTACIONAIS

4.1 ESTRUTURA GERAL

A metodologia de prospecção de potencial hidrelétrico remanescente é composta por 4 etapas principais, cuja sequência de execução segue o esquema mostrado na Figura 4.1.

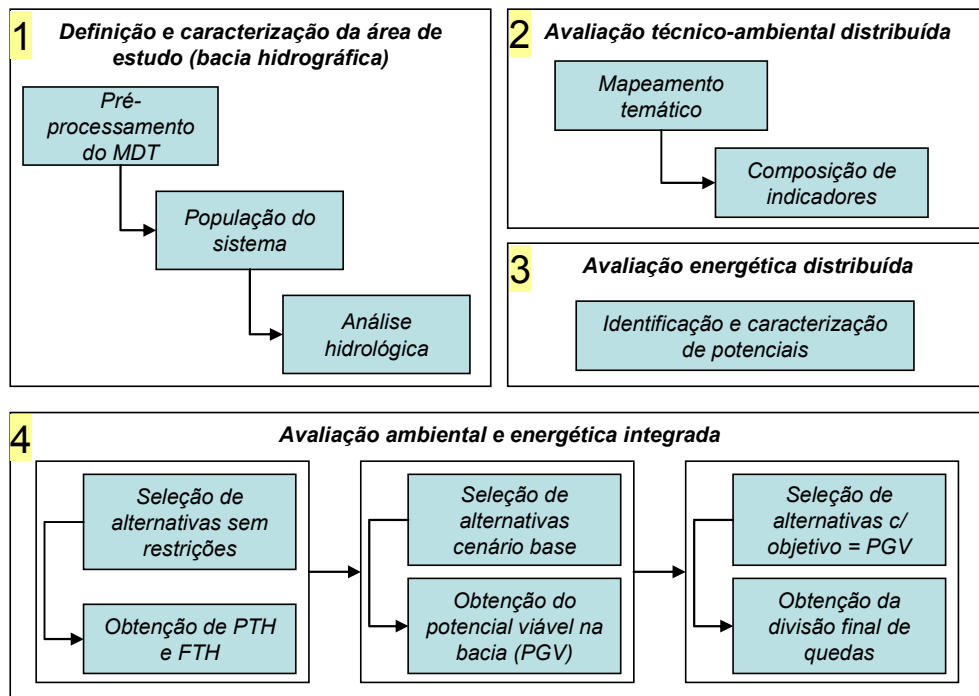


Figura 4.1. Esquema geral da metodologia.

Na etapa 1, são tratadas e introduzidas na ferramenta as informações necessárias para as análises. São, basicamente: a altimetria da região, na forma de um MDT, mapas temáticos e estatísticas regionais de vazão, obtidas de séries históricas.

A etapa 2 trata da estruturação do problema. Nesta fase são analisados os atributos do sistema e compostos os indicadores de avaliação de fragilidades. Em função do nível de automatização desta etapa, a ferramenta é capaz de levantar um número de **Alternativas de Projeto (AP)** muito superior a de análises tradicionais de EI de potencial hidrelétrico.

A etapa 3 consiste na identificação e caracterização de sítios com potencial, localizando barramentos e casas de força na bacia com base no MDT e nas vazões regionalizadas. O produto é um **Vetor de Alternativas de Projeto (VAP)** com inúmeras AP ainda em estado bruto de análise de viabilidade.

A etapa 4 contempla a seleção de APs para obtenção do potencial e fragilidade totais na bacia em três momentos distintos. A etapa de seleção é dinâmica e a cada nova planta

aceita para a divisão de quedas os indicadores de potencial e fragilidades ambientais e técnico-econômicas são recalculados para todo o VAP.

A seleção de quedas inicial é necessária para o conhecimento do potencial e respectiva fragilidade totais hipotéticos na bacia. A seguir, considerando as restrições técnico-econômicas e ambientais ao desenvolvimento e os critérios de fragilidade, são calculadas as curvas acumuladas de potencial e fragilidade totais na bacia. A análise conjunta das curvas de potencial e fragilidade conduz à estimativa do potencial global viável na bacia. O passo final consiste na obtenção da **Divisão Final de Quedas (DFQ)** para o objetivo energético definido.

A metodologia está implementada na forma de um conjunto de procedimentos computacionais com base em um SIG, denominado **HydroSpot**. A ferramenta permite a prospecção de potenciais hidrelétricos na escala de bacia hidrográfica e diferentes soluções quanto à escolha da melhor divisão de quedas, visando auxiliar na negociação entre as partes envolvidas na tomada de decisão.

O Hydrospot fornece resultados em dois formatos: matricial (*raster*) e vetorial (tabular). A informação matricial contém a localização dos barramentos e de casas de força e os mapas de alagamento e de alças de vazão reduzida. Estas informações são importadas pelo *software* de geoprocessamento para visualização em planta.

A informação vetorial é gerada na forma de tabela, contendo os registros (linhas) das APs e campos (colunas) com as características de cada AP: código da AP, código do barramento, código de Ottobacia, latitude e longitude da casa de força e eixo do barramento, comprimento do reservatório, área alagada, distância do eixo a cabeceira, queda bruta máxima, queda bruta média, depleção máxima, volume útil, volumes acumulados a montante, energia gerada no sítio, energia gerada a jusante, estradas afetadas, população atingida, entre outros.

Parte do histórico do desenvolvimento da metodologia é discutida no ANEXO I, com destaque para os procedimentos de localização da casa de força e critérios de seleção de aproveitamentos. As etapas e procedimentos metodológicos consolidados estão sintetizados no quadro da Tabela 4.1, destacando o nível de automatização e esforço computacional das tarefas.

Tabela 4.1. Descrição das etapas da metodologia de prospecção de potencial hidrelétrico remanescente

<i>Etapa</i>	<i>Tarefa</i>	<i>Descrição</i>	<i>Esforço computacional</i>	<i>Nível de automatização</i>
<i>Definição e caracterização da área de estudo</i>	Pré-processamento do MDT	Delimitação (divisão de bacias) e caracterização (extração de características a partir do MDT) do sistema (bacia) para aplicação da metodologia	Processamento da informação raster e vetorial em Fortran e visualização no ArcGIS. Custo computacional elevado, variando bastante com o porte da bacia.	Alto. A partir da definição dos valores dos parâmetros na interface do ArcGIS, a informação é processada automaticamente
	População do sistema	Levantamento de informação cadastral secundária	Introdução de informação vetorial no banco de dados SIG	Bastante baixo
	Análise hidrológica	Análise de séries temporais de vazão, obtenção de estatísticas e regionalização para toda a bacia	Processamento de informação vetorial e geração de mapas raster de vazões estatísticas para toda a bacia	Bastante baixo
<i>Avaliação técnico-ambiental distribuída</i>	Mapeamento temático	Definição de atributos do sistema e composição de mapas temáticos de estado e resposta	Processamento dos mapas temáticos em formato raster. Custo computacional médio, depende do porte da bacia	Baixo. Exige a análise da informação por equipe multidisciplinar e definição de critérios de importância de cada variável de forma manual
	Composição de indicadores	Definição da regra de relacionamento entre os atributos do sistema e escalas de mensuração	Bastante baixo	
<i>Avaliação energética distribuída</i>	Localização e caracterização de potenciais	Levantamento do maior número possível de sítios ao longo da drenagem estimando localização, tipo e esquema de aproveitamento e potencial hidrelétrico. Composição do mapa de pressão (áreas de alagamento)	Localização dos barramentos (eixo, barragem, casa de força) com base no MDT e outros mapas. Custo computacional bastante elevado, variando com os parâmetros de procura	Bastante alto. Após definição de parâmetros básicos na interface do ArcGIS, processo é totalmente automático
<i>Avaliação ambiental e energética integrada</i>	Seleção de alternativas de projeto	Obtenção do potencial e fragilidade totais hipotéticos na bacia, sem considerar e restrições ao desenvolvimento	Apesar da grande quantidade de informação, processamento basicamente de vetores. Esforço maior nos testes de inundação e redimensionamento de plantas. Custo computacional varia bastante com o tamanho do vetor de alternativas	Completamente automático, caso aceitas as hipóteses adotadas na metodologia
	Seleção de alternativas de projeto	Definição de um cenário base de fragilidades e potencial, obtenção das curvas relacionando potencial e fragilidade totais a cada nível de implementação da divisão de quedas		
	Seleção de alternativas de projeto	Teste de diferentes critérios de fragilidade do sistema e verificação da curva de potencial acumulado para definição do potencial global viável da bacia	Médio. Consiste análise das curvas de potencial e fragilidade e na execução da seleção final	Médio. Envolve a análise dos resultados, ajustes de parâmetros e tentativas de novos cenários. Processo de seleção é automático

4.1.1 *Premissas metodológicas e aplicabilidade*

O mecanismo de identificação de sítios com potencial com base no MDT permite a avaliação local de esquemas de aproveitamento à fio d'água e com reservação, qualquer combinação de potencial e queda d'água (grandes e pequenas) e diferentes *layout* de projeto no mesmo sítio.

Cada sítio possui mais de uma AP, cada uma diferenciada por pelo menos um dos seguintes aspectos:

- Altura do barramento (nível d'água máximo);
- Traçado do canal de adução;
- Localização da casa de força.

A ferramenta contempla a representação de esquemas de geração no pé da barragem e do tipo curto-circuito, com a derivação por túnel (em conduto de baixa pressão) ou pela margem (em canal), seguidos de conduto forçado.

O número de APs é grande o suficiente para que não seja possível a análise comparatória entre todas as combinações, tornando o espaço decisório virtualmente contínuo. Observa-se ainda que, quanto maior o número de APs, maior a probabilidade de ocorrer uma relação de dependência entre APs, quando uma planta interfere no funcionamento de outra ou mesmo quando há mais de uma alternativa de *layout* para um mesmo sítio, por exemplo.

No processo de escolha de APs para composição da DFQ, são consideradas as interferências diretas entre plantas, seja por inundação da casa de força de barramento a montante, como pelo curto-circuito de usina a jusante. Os efeitos cumulativos são computados, tanto no benefício energético quanto nos impactos ambientais, através da soma simples dos potenciais individuais e do índice de fragilidade agregado das APs que compõem a DFQ.

Ainda que a metodologia não utilize simulação dinâmica de séries de vazões, durante a etapa de seleção de alternativas os reservatórios são otimizados quanto à relação “queda X vazão regularizada” e os volumes acumulados a montante são computados para cálculo de energia em APs a jusante. Assim, quando potenciais de diferentes plantas são somados, já estão computados os efeitos sinérgicos da geração de energia, representados pela regularização de vazões nos reservatórios.

Os efeitos de sinergia na geração de uma determinada divisão de quedas tem impacto direto sobre a oportunidade de geração na inclusão de novas plantas. Desta forma, a ordem de

preferência das APs que compõem o VAP é alterada a cada nova planta incluída na bacia, o que influencia enormemente o resultado final em termos de potencial e fragilidade global na bacia.

A consideração direta de efeitos sinérgicos ambientais (fora a indireta, pela sinergia energética) é realizada através de um único indicador: de interrupção do fluxo longitudinal. O critério representa o impacto de um barramento instalado logo a montante de outro, que, do ponto de vista de retenção de sedimentos e obstáculo à migração de peixes, é apenas marginal. A cada nova alteração na partição de quedas, um trecho de rio torna-se mais ou menos frágil sob este aspecto. Outros efeitos sinérgicos podem ser considerados desde que sejam desenvolvidas funções específicas para o relacionamento das variáveis que representem tais impactos.

A metodologia proposta está inserida em uma etapa do planejamento ambiental e energético em que não há qualquer definição de projetos específicos. Como pré-requisito à aplicação da metodologia, é suficiente que haja uma “suspeita” de potencial hidrelétrico, ou seja, não são necessários estudos anteriores. Esta suspeita é justificada, por exemplo, pela existência de aproveitamentos hidrelétricos na bacia, atestando a vocação da bacia para exploração de hidroeletricidade, pressupondo a ocorrência de um potencial remanescente, ou por simples intuição do planejador. Neste contexto, a inserção da metodologia no processo de planejamento energético e ambiental vigente dar-se-ia na etapa de “Estimativa” de potencial hidrelétrico, ou diretamente no início da etapa de “Inventário” de potencial remanescente. Em ambas as aplicações, a metodologia contemplaria:

- a identificação dos locais com potencial e estimativa da energia assegurada;
- a avaliação de locais mais ou menos frágeis dos pontos de vista ambiental e técnico-econômico;
- a verificação da viabilidade de exploração do potencial da bacia como um todo;
- a estimativa do potencial total viável na bacia.

Na etapa de “Estimativa” de potencial, a aplicação teria um caráter de planejamento estratégico, em que a finalidade do estudo é o de reconhecimento da vocação ou da disponibilidade remanescente para a produção de hidroeletricidade. Neste caso, a escala de estudo tem abrangência de uma grande bacia hidrográfica, ou de uma determinada região, ou mesmo de todo o território do país.

Em comparação com estimativas teóricas, baseadas em índices regionais como, área de drenagem, densidade de drenagem, declividade média e pluviometria, a estimativa de potencial pelo Hydrospot avança em relação à:

- Identificação e localização de sítios com potencial (inclusive de pequeno porte);
- Caracterização dos potenciais (potencial, queda, área alagada, altura barramento, etc.);
- Análise de viabilidade preliminar dos sítios;
- Divisão de quedas considerando restrições econômicas, técnicas e ambientais.

No caso do estudo direcionado especificamente a uma bacia com comprovada vocação hidrelétrica, a aplicação seria para o “Inventário” do potencial remanescente. No caso de UHEs, esta etapa está consagrada no Brasil nos EI, antecedidos por uma estimativa preliminar de potencial (hipotético) e sucedidos pelos estudos de viabilidade de cada projeto inventariado.

Os EI para bacias com aproveitamentos de no máximo 50 MW de capacidade pode, por lei e desde que justificado, ser simplificado. Para esta finalidade, os EI de potencial remanescente poderiam ser compostos basicamente pelos procedimentos contemplados no Hydrospot, seguidos de uma análise simplificada de custos e viabilidade de cada projeto. A análise de viabilidade poderia indicar projetos a serem descartados da DFQ e a seleção de AP do Hydrospot seria novamente executada com estes projetos considerados inviáveis desde o princípio. Um processo iterativo conduziria ao ótimo aproveitamento do potencial hidrelétrico da bacia.

4.1.2 Simplificações e limitações no uso

Em relação às limitações e simplificações das ferramentas de análise, é importante destacar as seguintes premissas assumidas:

- Não há monetarização de custos e benefícios referentes à atividade de geração de energia;
- Não há representação de externalidades econômicas e ambientais positivas;
- Os custos socioambientais (externalidades negativas) são representados implicitamente pelas fragilidades técnico-econômicas e ambientais;
- A identificação e estimativa de potencial de plantas de pequena queda d’água e grande vazão turbinada, que podem ocorrer em regiões de topografia menos acidentada, pode ser dificultada dependendo da resolução do MDT;
- As descargas são estimadas com base em estatísticas de longo período (média e permanências), não sendo possível a representação do regime de descargas inter ou intra-anuais e de regras de operação das usinas;

- Como não há simulação dinâmica de uma série de vazões no cenário de alternativa final, não há otimização dos volumes úteis e conseqüentemente do benefício energético em toda a bacia ao final do processo;
- A componente de evaporação não é representada no balanço hídrico dos reservatórios.

Outra consideração importante é que os módulos de mapeamento temático e prospecção são completamente independentes, o que significa que não há um retorno do estágio de avaliação de cenários de desenvolvimento (com as APs implantadas) para o estágio de pré-desenvolvimento. As mudanças impostas pelos projetos ao cenário de pré-desenvolvimento poderiam ser verificadas por análises posteriores sobre a alternativa de DFQ, como na simulação de qualidade de água, por exemplo.

4.2 DEFINIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.2.1 *Pré-processamento do MDT*

A sequência de passos da metodologia inicia com a delimitação da bacia hidrográfica de interesse. Para isso, é necessária a definição de um retângulo envolvente da área de estudo: bacia ou região hidrográfica. Como, em um primeiro momento, os limites da bacia (divisor de água) não são conhecidos, o retângulo provavelmente extrapolará a área de interesse.

Nesta etapa, o MDT é submetido às operações tradicionais de processamento para fins de delimitação de bacia e rede de drenagem:

- Preenchimento de falhas e depressões naturais do terreno;
- Obtenção do mapa de direções de escoamento;
- Geração do mapa de áreas acumuladas;

Tais procedimentos são executados utilizando o menu *Hydrology*, da extensão *Spatial Analyst* do ESRI ArcGIS. O produto destas operações é o MDT sem depressões, o mapa de direções de fluxo e o mapa de áreas acumuladas. Estes mapas são exportados do ArcGIS no formato ASCII para processamento no Fortran 90.

Ainda na etapa de pré-processamento, com base nos mapas gerados na etapa anterior, a bacia principal é delimitada e subdividida em unidades menores. O programa de pré-processamento procede também à extração da rede de drenagem principal, ou seja, trecho de rio correspondente a cada sub-bacia.

O produto do processamento do MDT é um *grid* com a subdivisão da bacia em estudo em unidades menores. O procedimento de subdivisão foi operacionalizado conforme o método de Otto Pfastetter, descrito em Verdin e Verdin (1999). O método ordena as bacias de montante para jusante em ordem decrescente, em uma sequência lógica que depende dos principais afluentes do rio principal da bacia. Cada bacia é subdividida em outras nove sempre seguindo os mesmo critérios, iniciando pelos principais afluentes, rotulados com números pares (2, 4, 6 e 8), e, em função destes, subdividindo o rio principal, rotulando os subtrechos com números ímpares (1, 3, 5, 7 e 9).

A resolução da discretização especial do sistema em sub-bacias, ou seja, a ordem de divisão de Otto Pfasteter, define os afluentes do rio principal da bacia que serão prospectados. Devido ao critério do método, de escolha de apenas quatro afluentes principais em cada ordem de divisão, é possível que algum afluente de interesse para a análise não seja representado naquela ordem de divisão, necessitando redividir com uma ordem superior.

Uma vez definida a ordem de divisão, o critério de divisão de Otto não diferencia o processo de prospecção de potencial na bacia do caso em que fosse utilizado outro método qualquer de divisão de bacias. O procedimento é realizado basicamente com o propósito de criar um esquema hierárquico de drenagem, permitindo a definição da ordem em que cada algoritmo irá processar a rede de drenagem, evitando duplo processamento.

4.2.2 População do sistema

Consiste na entrada de informações vetoriais no banco de dados georreferenciado cujo MDT é a base inicial. Tais informações são:

- mapa de unidades federativas;
- mapas de estradas (ferrovias e rodovias);
- usinas hidrelétricas e reservatórios existentes;
- hidrovias;
- cadastro de outorga de uso de água;
- mapa de uso e ocupação do solo;
- unidades de conservação (preservação permanente ou uso sustentável);
- estações fluviométricas.

A informação levantada deve ter a atenção de todos os atores envolvidos na tomada de decisão e o foco deve estar somente no problema em análise. Para isso, deve-se ter em mente que a análise será de comparação de APs dentro de um determinado sistema (bacia

hidrográfica) e não entre diferentes sistemas. Assim, deve-se privilegiar a homogeneidade da informação à sua quantidade.

A precisão pode também ser importante, principalmente em regiões cuja topografia favoreça a formação de pequenos lagos ou quando o objeto de estudo sejam pequenas e mini centrais. Nestes casos, pequenos detalhes na localização de singularidades ambientais ou técnico-econômicas do sistema podem influenciar na opção por um ou projeto e bons potenciais podem ser negligenciados pela incerteza da informação.

É importante notar que, ao contrário da informação representada por uma imagem matricial (*raster*), a informação vetorial denota conhecimento pontual da área de estudo. Ou seja, há uma malha de pontos, linhas ou polígonos com informação preenchida por grandes espaços sem informação.

Esta característica deve ser tratada com precaução na etapa de avaliação técnico-ambiental distribuída para evitar a impressão de que a informação é limitada e que, um levantamento cadastral mais detalhado poderia alterar sensivelmente o resultado da DFQ no sentido de ser mais restritivo ambientalmente.

Um levantamento em uma escala menor pode, por exemplo, resultar no aumento de sítios de singularidade histórica, cultural ou ambiental em uma determinada área, bem como pode confirmar a inexistência destes.

Especial importância é atribuída ao mapa de uso e ocupação do solo, uma vez que a estimativa de fragilidades técnico-econômicas e ambientais tem forte dependência desta informação. Considerações sobre a obtenção de um mapa de classificação de uso do solo adequado à metodologia constam no item 1 do ANEXO I.

4.2.3 *Análise hidrológica*

A informação hidrológica utilizada na metodologia é bastante simplificada com relação aos estudos de Inventários preconizados pelo MME. Diferente daquela, que utiliza os registros históricos para representação de um período crítico de estiagem, nesta metodologia, os dados de entrada para a prospecção de potenciais são vazões estatísticas.

As vazões estatísticas são derivadas da média de longo período e da curva de permanência conhecidas em alguns postos fluviométricos na bacia, ainda na etapa de preparação de dados. Os valores característicos são então regionalizados para toda a bacia para utilização nas etapas de prospecção e seleção. As vazões características geradas na fase de preparação de dados são:

- média de longo período (Q_{mlp});

- vazão de 95% de permanência (Q_{95});
- máxima vazão regularizável (MVR).

A estimativa da Q_{mlp} e da Q_{95} é feita com base em um posto fluviométrico da bacia com série extensa (pelo menos 30 anos), verificando se o período é representativo do regime do rio, principalmente para períodos de estiagem prolongada. Para tal podem ser utilizados, caso ocorram, os dados de mais de uma estação fluviométrica na bacia. Neste caso, é realizado o balanço hídrico de um reservatório na seção de cada posto fluviométrico, verificando a capacidade de regularização das vazões com base na Relação Cota-Volume (RCV). A capacidade de regularização máxima, para fins do estudo, é aquela em que se maximiza o potencial de geração de energia na seção.

A RCV nas seções de interesse é obtida através do algoritmo de inundação do MDT, descrito adiante, no item 4.4.4. Com base na RCV e na série de vazões médias diárias, são calculados os volumes médios diários acumulados no reservatório.

Para o cálculo do potencial de geração, estima-se inicialmente um valor constante de demanda (vazão turbinada) e estes valores (média diária) são acumulados ao longo do período.

O balanço hídrico é realizado pela subtração da curva de volumes acumulados pela de volumes turbinados. O reservatório é idealizado com grande capacidade de acumulação de forma que ocorram poucos vertimentos e que o volume útil não seja um limitante à geração. A capacidade vertimento é assumida como infinita, caso ocorram excessos ao longo da série. Quando há excesso de entradas, ocorre a geração máxima, calculada por uma relação entre vazão regularizada (turbinada) e queda d'água, conforme explicitado na equação 02.

A queda é obtida diretamente da RCV. Assim, mesmo que a vazão turbinada seja constante, a geração flutua em função da cota no reservatório. Uma falha ocorre somente quando a geração é nula, ou seja, o nível d'água no reservatório é igual a zero. A potência média do período é o valor otimizado.

Elevando os valores de vazão turbinada desde o zero, ocorre um ponto na curva de potencial média em que, caso se aumente mais a vazão turbinada, passa-se a ter falhas ou níveis muito baixos no reservatório, diminuindo a potência média do período. Este é o ponto ótimo e a MVR na seção é igual à vazão turbinada, que deve ser uma fração da Q_{mlp} (em torno de 70 a 80%).

A relação entre as vazões características (MVR, Q_{mlp} e Q_{95}) pode variar para cada seção de análise ao longo do rio. Assim, deve ser ajustada uma equação de regionalização

para cada uma delas, relacionando a vazão à área de drenagem. A equação geral proposta é a seguinte:

$$Q = a \cdot A^b \quad (09)$$

onde a é o coeficiente que expressa a relação entre a vazão Q [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$] e a área de drenagem A [Km^2] em uma dada seção; e b é o coeficiente de regionalização, que expressa a variação na relação Q/A ao longo da drenagem.

As equações ajustadas devem ser testadas para valores de área de drenagem que extrapolem os utilizados no ajuste, verificando as relações MVR/Q_{mlp} e Q_{95}/Q_{mlp} e definindo os limites de validade das equações. A equação 09 é válida em regiões em que o regime pluviométrico possa ser considerado homogêneo e que outros fatores que atuem sobre o regime fluvial, como a vazão de base, transposição de bacia, reservatórios de regularização, entre outros, não sejam significantes.

4.3 AVALIAÇÃO TÉCNICO-AMBIENTAL DISTRIBUÍDA

A avaliação distribuída na bacia consiste no mapeamento e avaliação espacial dos critérios técnico-econômicos e ambientais por meio do estabelecimento das regras de relacionamento entre eles. Este procedimento, baseado nos conceitos clássicos de Avaliação Multicritério (AMC), é a base para o processo de seleção de APs.

De modo a permitir uma negociação clara e aberta entre tomadores de decisão e todos os atores envolvidos na análise, os atributos são classificados de acordo com um esquema de Pressão (Força Motriz)-Estado-Resposta (*Driving Force-State-Response* - DSR). Esta abordagem visa facilitar a estruturação do problema através do entendimento das relações existentes entre aspectos legais e institucionais (Resposta), a bacia hidrográfica e os recursos naturais (Estado) e as pressões sobre o sistema em função da demanda por energia (Força Motriz). A Figura 4.2 mostra um esquema hierárquico da metodologia de AMC e os tipos de atributos considerados, de acordo com os blocos temáticos de Pressão, Estado e Resposta.

No arranjo apresentado na Figura 4.2, os mapas de Pressão (Alteração do uso do solo e ocupação do solo, Alteração do regime fluvial) têm o mapa de restrições legais (Resposta) como uma condição de contorno. O mapa de Estado é tido como um qualificador, o qual representa a fragilidade de cada local na bacia de ter suas características de uso do solo ou regime fluvial alterados por inundação ou curto-circuito.

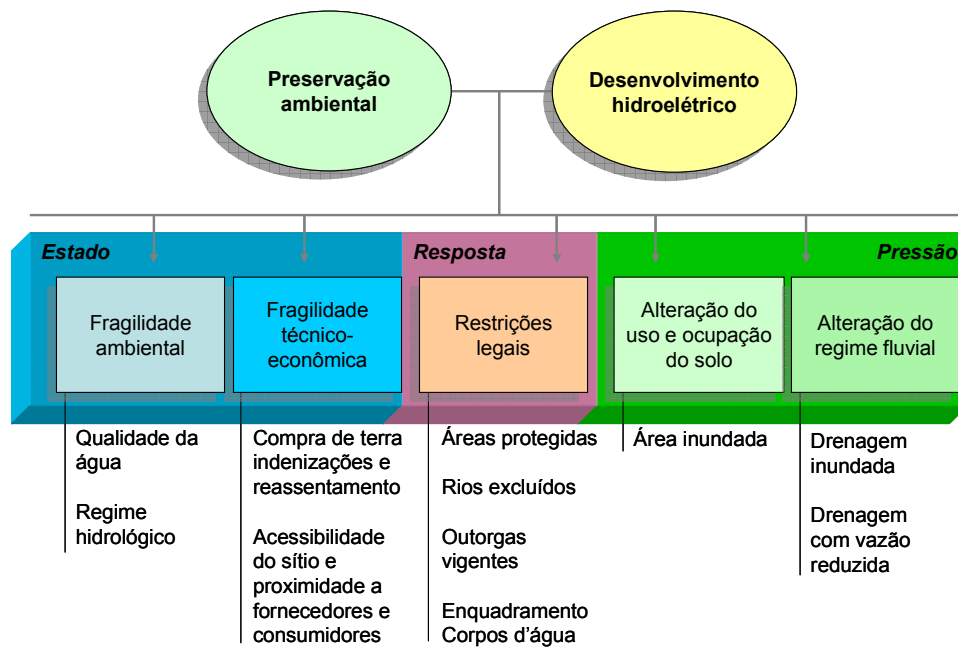


Figura 4.2. Esquema hierárquico de atributos, blocos temáticos e objetivos da AMC.

Os atributos apresentados na Figura 4.2 são espacialmente distribuídos pela bacia hidrográfica, originando mapas temáticos. Estes mapas são do tipo matriz (*grid*), com a mesma resolução do MDT e tendo como a Unidade de Análise (UA) o pixel, ou do tipo vetor, com a resolução de sub-bacia e a UA sendo o trecho de rio da sub-bacia. De acordo com a natureza dos atributos que compõem um mapa, estes podem ter um relacionamento do tipo troca (*trade-off*) ou restrição (*Boolean*).

4.3.1 Atributos de estado

Os Atributos de Estado (ADE) descrevem o sistema na situação de pré-desenvolvimento, ou seja, antes da implementação dos projetos propostos no estudo de prospecção. Em alguns casos, eles são estimados na situação pós-desenvolvimento em função das características da AP em análise. Tais atributos expressam o quão frágil (ou não adequada) é uma UA para ser afetada pelas ações impostas pela Força Motriz. Cada atributo é um indicador do estado do sistema e pode ser composto por uma ou mais variáveis. As variáveis que compõem um atributo podem ter uma escala numérica quantitativa, como distância ou intensidade, ou qualitativa.

Todos os ADE têm uma relação de troca entre si e variam em uma escala qualitativa de fragilidade entre os valores 0 e 1, onde o valor 0 está associado à menor fragilidade e 1 a maior. Esta metodologia contempla dois tipos de ADE: ambiental e técnico-econômico.

ADEs ambientais descrevem as condições físicas, químicas e biológicas da área de estudo. Tais aspectos são definidos pelo órgão de governo responsável pelas análises

ambientais da prospecção em uma determinada bacia e, desta forma, os ADE devem variar de caso a caso. São considerados os seguintes aspectos:

- Tempo de retenção: é a taxa de troca de água do reservatório, implicando diretamente nos processos de deposição de sedimentos e poluentes. Tem influência direta na qualidade da água do reservatório e na probabilidade de problemas com eutrofização. Representa ainda de forma indireta a capacidade de regularização do reservatório em uma determinada seção do rio e conseqüentemente o grau de interferência no regime fluvial natural;
- Concentração de nutrientes: os dois indicadores são a concentração de fósforo total e a concentração de nitrogênio total na água. O aumento da disponibilização de nutrientes à biota aumenta a produção primária e, em conjunto com o tempo de retenção, é avaliado no aumento da probabilidade de eutrofização no reservatório;
- Probabilidade de estratificação: em casos de grandes reservatórios, com elevados tempos de retenção, a probabilidade de estratificação pode ser um aspecto importante. Adicionalmente, em projetos com adução de fundo para as turbinas e extravasor de fundo, a água liberada a jusante do reservatório estratificado poderá apresentar características físicas e químicas inadequadas para a manutenção da biota aquática;
- Drenagem inundada ou com vazão reduzida: indicadores diretos da alteração do regime fluvial a montante (drenagem inundada) e a jusante (vazão reduzida) do barramento, na transformação de ambiente lótico em lântico, com reflexos na fauna aquática e ripária na área. Caso se justifique, deve-se fazer a distinção entre os potenciais impactos de cada tipo de alteração do regime fluvial, a montante e a jusante. Estes aspectos estão também diretamente relacionados com a perda de habitats naturais na bacia, seja pela inundação de praias fluviais e várzea de inundação, seja pela diminuição das trocas de água entre rio e várzea de inundação.
- Interrupção do fluxo longitudinal e segmentação do rio: alteração influencia diretamente espécies migratórias e no fluxo de biomassa e sedimentos ao longo da drenagem da bacia, refletindo de forma indireta no balanço da cadeia alimentar aquática e ripária e no potencial erosivo do fluxo a jusante.

Ainda que possam variar de caso a caso, propõe-se que os aspectos relacionados acima sejam considerados como requerimento mínimo na análise ambiental, uma vez que

estão relacionados com características básicas de preservação e são de fácil obtenção, mesmo em um estágio de estudo preliminar de Inventário.

ADEs técnico-econômicos dizem respeito às fragilidade e dificuldades associadas a uma UA sob o ponto de vista do empreendedor. Os mapas de ADE técnico-econômicos são completamente baseados na cobertura e uso do solo e a escala numérica representa e é proporcional ao esforço político e potenciais custos envolvidos com a utilização de uma dada UA.

Também os ADEs técnico-econômicos podem variar dependendo do estudo, neste caso, em função da necessidade de análise do empreendedor e da informação disponível. Podem estar incluídos, nos aspectos de esforço político e custos, a compra de terras agricultáveis, deslocamento e reassentamento de população, infra-estrutura pública afetada e proximidade de áreas de empréstimo de material para a obra. Em projetos de usinas de menor porte, podem ser importantes ainda os aspectos de proximidade da usina de linhas de transmissão ou centros de consumo e acessibilidade ao sítio de construção.

4.3.2 Atributos de resposta

Atributos de Resposta (ADR) estão relacionados com aspectos de controle do poder público, estabelecidos por instrumento legal. Estão previstos na metodologia um mapa do tipo matriz, com as restrições legais na bacia hidrográfica, e dois contendo informação vetorial, representando as restrições ao desenvolvimento na rede de drenagem, conforme apresentado na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Atributos e mapas temáticos de resposta

<i>Mapa-Atributo</i>	<i>Tipo mapa</i>	<i>Tipo dado</i>	<i>UA</i>
1-Áreas protegidas por lei	Raster	<i>Boolean-Trade-off</i>	Pixel
2-Rios excluídos por lei*	Vetorial	<i>Boolean</i>	Sub-bacia
3-Outorgas de uso de água vigentes	Vetorial	<i>Boolean-Trade-off</i>	Sub-bacia
4-Enquadramento dos corpos d'água*	Vetorial	<i>Boolean-Trade-off</i>	Sub-bacia

* Nos casos em que houver dispositivo legal. Caso contrário, verificar condicionantes do órgão ambiental.

O mapa de “Áreas protegidas por lei” pode ser composto por inúmeras variáveis do tipo *Boolean*, com valores de 0 e 1, onde os pixel com valor 0 representam as áreas protegidas e são excluídos de posteriores processamentos. As áreas associadas a valores 1 são submetidas às análises de cruzamento de mapas temáticos de estado e forças motrizes.

As variáveis que compõem o mapa 1 (da Tabela 4.2) são dadas pelas disposições legais vigentes na área em estudo, como decretos e leis estaduais ou federais definindo parques, áreas indígenas e áreas de preservação ambiental em geral onde o desenvolvimento de qualquer atividade relacionada à produção de hidroeletricidade é proibido por lei. A composição do mapa final é dada pela multiplicação dos mapas de cada variável, pixel a pixel.

Os ADR a considerar são definidos conforme o SNUC (Brasil, 2000):

- Unidades de Proteção Integral (UPI): objetivo é preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais:
 - *Estação Ecológica;*
 - *Reserva Biológica;*
 - *Parque Nacional;*
 - *Monumento Natural;*
 - *Refúgio de Vida Silvestre.*
- Unidades de Uso Sustentável (UUS): objetivo é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais:
 - *Área de Proteção Ambiental;*
 - *Área de Relevante Interesse Ecológico;*
 - *Floresta Nacional;*
 - *Reserva Extrativista;*
 - *Reserva de Fauna;*
 - *Reserva de Desenvolvimento Sustentável;*
 - *Reserva Particular do Patrimônio Natural.*

As UPI devem compor um mapa *booleano* em que os pixel nas áreas demarcadas o código 0 de cada pixel represente a completa restrição ao desenvolvimento. Estas áreas não devem receber previsão de construção de barramento e nem devem ter a projeção de alagamento ou de alteração no regime fluvial de curso d'água interno (meandro com vazão reduzida).

As UUS devem compor mapa de restrição qualitativa (*trade-off*), da mesma forma que os ADE, conforme descrito no item anterior. Sugere-se que os valores de restrição sejam altos, em função do caráter normativo destes atributos.

O mapa de “Rios excluídos por lei”, quando houver disposições legais neste sentido, deve ser considerado. No Brasil não há disposição deste tipo. Os rios que devem ser mantidos em condições prístinas, sem barramento, são definidos caso a caso, quando há demanda por

desenvolvimento de geração de energia. A sub-bacia correspondente a um trecho de rio excluído não será processada para fins de prospecção de potencial hidrelétrico, independentemente dos demais atributos associados à área.

Em relação às outorgas concedidas na bacia, a restrição a um empreendimento hidrelétrico está na interferência de uma ou mais usinas no atendimento as demandas de jusante e no atendimento a uma usina com relação às demandas já outorgadas a montante. Uma vez que o uso da água para geração de energia hidrelétrica não é consuntivo, os dois principais casos em que a interferência de uma usina deve ser mais conflitante são em relação à navegação, quando houver, e em trechos de rio com captações outorgadas submetidos à vazão reduzida em função de esquemas tipo curto-circuito. Nos casos em que houver uma vazão remanescente mínima estabelecida por lei, esta também deve ser observada. Desta forma, o mapa 3 (da Tabela 4.2) é composto por uma informação de tipo misto: restritiva (*Boolean*) e de troca ou compensação (*trade-off*). Para a faixa de valores de vazão em que são atendidas ou superadas as demandas de outorgas concedidas, o mapa não é *booleano* (restritivo), permitindo uma análise qualitativa.

Propõe-se que, em casos em que não se disponha de informação precisa por parte dos tomadores de decisão ou para uma análise expedita, o mapa 3 seja composto da seguinte forma:

- em casos de interferência com projetos de navegação, os trechos de rio sejam excluídos da análise de prospecção de potencial hidrelétrico;
- em casos de usos outorgados em trecho de vazão reduzida, os valores outorgados sejam somados e o potencial seja estimado considerando uma vazão remanescente, a jusante do barramento, igual ou maior ao resultado da soma dos usos outorgados.

O mapa de enquadramento dos corpos d'água deve ser utilizado quando houver tal normativa aprovada na bacia. O enquadramento tem o caráter de restrição quando a AP alterar a classe no corpo d'água de uma condição que atenderia a norma, no cenário de pré-projeto, para o não atendimento. A definição de um trecho de rio como Classe Especial, conforme a Resolução 357/05 do CONAMA, também restringe o aproveitamento do curso d'água. Demais situações têm caráter apenas qualitativo.

4.3.3 Atributos de pressão

Atributos de Pressão (ADP) representam o interesse de desenvolvimento dos recursos naturais e, conseqüentemente, estão diretamente relacionados com as modificações

impostas ao sistema natural pela construção de usinas hidrelétricas, ou seja, aos impactos sobre a bacia e os cursos d'água. Esta metodologia contempla três atributos de pressão, classificados em dois mapas resultantes, conforme Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Atributos e mapas temáticos de pressão

<i>Mapa</i>	<i>Atributo</i>	<i>Tipo mapa</i>	<i>Unidade</i>	<i>UA</i>
1-Pressão na bacia	Área inundada	Raster	Área (ha)	Pixel
2-Pressão na drenagem	Drenagem inundada	Raster	Comprimento	Pixel
	Drenagem com vazão reduzida	Raster	(Km)	Pixel

O mapa de pressão na bacia é composto pelo mapa de áreas inundadas na bacia (fora da drenagem). O mapa de impacto na drenagem é obtido pela superposição dos mapas de drenagem inundada e drenagem com vazão reduzida. Ambos os mapas têm a resolução do MDT, nos quais as áreas de bacia ou drenagens impactadas por qualquer um dos fatores são representadas por pixel com o valor 1.

O sentido físico dos ADP pode ser entendido quando estes são relacionados aos mapas de ADE. Os mapas de ADP, quando analisados contra as fragilidades ambientais do sistema, representadas pelos ADE, ganham sentido de potencial impacto ambiental.

4.3.4 Indicadores de fragilidade

Indicadores de fragilidade ambiental podem ser interpretados como potencial impacto ambiental sobre o sistema, causado pela formação do lago e alteração no regime fluvial de uma dada AP. Assim, quanto maior a fragilidade do sistema, maior a probabilidade e intensidade de impactos ambientais e menor a viabilidade do projeto.

No caso dos indicadores de fragilidade técnico-econômica, o sentido prático é simplesmente de viabilidade ao invés de impacto, ou seja, quanto maior a fragilidade do sistema, menor a atratividade e conseqüente viabilidade do projeto.

A área afetada e o tipo de interferência (inundação ou vazão reduzida) de cada AP são projetados sobre os mapas de fragilidades ambientais e técnico-econômicas permitindo estimar os possíveis impactos ambientais e desta forma a viabilidade ambiental e técnico-econômica da AP.

Dois tipos de indicadores são contemplados: descritivos e de eficiência. Os indicadores descritivos, ou qualitativos, são compostos exclusivamente por atributos de estado. Tais indicadores são relacionados entre si para a composição de um único indicador de fragilidade agregado, com a finalidade de caracterizar qualitativamente uma AP, podendo

também ser utilizados como critério de corte caso o atributo que representem possua um nível de aspiração definido.

Estes são colocados em uma mesma escala de mensuração, com amplitudes de variação de mesma ordem de grandeza para as ocorrências dentro de um dado sistema em análise. A escala varia de 0 (mínima fragilidade) a 1 (máxima fragilidade). Uma vez que tenham sido padronizados para aquele sistema, não podem ser utilizados para comparação com AP em outros sistemas.

Os indicadores de eficiência são compostos por um ou mais atributos de estado e um atributo de benefício energético, a energia média gerada. Estes indicadores podem ser utilizados como fator de corte e na comparação de APs de diferentes bacias ou regiões.

A composição dos indicadores de fragilidade técnico-econômica e ambiental é descrita a seguir, de acordo com o tipo de aspecto a que se referem. O cálculo dos indicadores é efetuado apenas na etapa de avaliação ambiental e energética integrada.

Alteração da qualidade da água

Índice de Fragilidade de Estratificação (IFEst): diretamente relacionado e inversamente proporcional ao número de Froude Densimétrico (Fd). O Fd expressa a relação entre características físicas do lago e a vazão afluente, conforme a equação (Ledec e Quintero, 2003):

$$Fd = 320 \cdot \frac{L}{D} \cdot \frac{Q}{V} \quad (10)$$

onde L é o comprimento do reservatório [m]; D é a profundidade média do lago [m]; Q é a vazão média de longo período [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]; V é o volume normal do reservatório [m^3].

Em uma escala de 0 a 1, quanto menor o valor de Fd , maior a probabilidade de ocorrer estratificação no lago. O valor de Fd tende a zero quando a vazão afluente for muito superior ao volume do lago e/ou quando o comprimento do lago for muito superior à profundidade média. Para valores superiores a 1, não há estratificação, ou a chance é muito pequena.

A regra para a composição do $IFEst$ de uma AP_i a partir de Fd é:

- Se $Fd(i) \geq 1$, $IFEst(i) = 0$ (recebe valor mais baixo de fragilidade);
- Se $Fd(i) < 1$, $IFEst(i) = 1 - Fd(i)$ (escala inversa ao número de Froude).

Índice de Fragilidade de Eutrofização (IFEut): relaciona o tempo de residência do reservatório, as concentrações médias de fósforo e nitrogênio total na água e os parâmetros estabelecidos na CONAMA 357/05 para condições tróficas de ambientes lóticos e lênticos.

Inicialmente, para cada AP, são calculadas as classes do CONAMA 357/05 em que se o corpo hídrico se enquadraria no cenário de pré-desenvolvimento, sem o conjunto de empreendimentos ($CCpre$), em função das concentrações média de Nitrogênio Total (CNT) e Fósforo Total (CFT) no trecho de rio (sub-bacia) da AP. Os valores de CNT e CFT são informação de entrada e podem ser obtidos a partir da regionalização de dados de monitoramento ou por simulação matemática de qualidade de água.

O cálculo de $CCpre$ de cada AP_i , das n AP do VAP, segue a seguinte regra:

Para $i = 1, n$

- Se $CFT(i) \leq 0,1$, $CCpre(i) = 1$;
- Se $CFT(i) \leq 0,15$, $CCpre(i) = 2$;
- Se $CFT(i) > 0,15$, $CCpre(i) = 4$;
- Se $CNT(i) > 2,18$,
 - Se $CCpre(i) < 3$, $CCpre(i) = 3$

O cálculo dos $CCpre$ de cada AP é realizado uma única vez, previamente ao processo de seleção de APs. Em seguida, durante o processo de seleção, o tempo de residência é calculado para cada AP, conforme:

$$Tr = 11,574 \cdot \frac{V}{Q} \quad (11)$$

onde Tr é o tempo de residência do reservatório [dias]; Q é a vazão média de longo período [$m^3 \cdot s^{-1}$]; V é o volume normal do reservatório [Hm^3].

Com base no Tr de cada AP_i , são calculadas as classes do CONAMA 357/05 em que se o corpo hídrico se enquadraria no cenário de pós-desenvolvimento ($CCpos$), de acordo com as seguintes condições:

Para $i = 1, n$ (fósforo total):

- Se $Tr(i) > 40$ (caso seja ambiente lêntico);
 - Se $CFT(i) \leq 0,02$ (limite classe 1), $CCpos(i) = 1$;
 - Se $CFT(i) \leq 0,03$ (limite classe 2), $CCpos(i) = 2$;

- Se $CFT(i) \leq 0,05$ (limite classe 3), $CC_{pos}(i) = 3$;
- Se $CFT(i) > 0,05$, $CC_{pos}(i) = 4$;
- Se $40 \leq Tr(i) > 2$ (caso seja ambiente de transição),
 - Se $CFT(i) \leq 0,025$, $CC_{pos}(i) = 1$;
 - Se $CFT(i) \leq 0,05$, $CC_{pos}(i) = 2$;
 - Se $CFT(i) \leq 0,075$, $CC_{pos}(i) = 3$;
 - Se $CFT(i) > 0,075$, $CC_{pos}(i) = 4$
- Se $2 \leq Tr(i)$ (caso seja ambiente lótico),
 - Se $CFT(i) \leq 0,1$, $CC_{pos}(i) = 1$;
 - Se $CFT(i) \leq 0,15$, $CC_{pos}(i) = 2$
 - Se $CFT(i) > 0,15$, $CC_{pos}(i) = 4$.

Para $i = 1, n$ (nitrogênio total):

- Se $Tr(i) > 40$ (caso seja ambiente lêntico),
 - Se $CNT(i) > 1.27$,
 - Se $CC_{pos}(i) < 3$, $CC_{pos}(i) = 3$
- Se $Tr(i) \leq 40$ (caso seja ambiente transitório ou lótico):
 - Se $CNT(i) > 2.18$,
 - Se $CC_{pos}(i) < 3$, $CC_{pos}(i) = 3$;

Assume-se, por simplificação, que os valores de CFT e CNT não variam ao longo do processo de seleção de APs em termos de reações cinéticas nem de diluição. Os valores médios de concentração de fósforo e nitrogênio poderiam ser convertidos em carga em função da Q_{mlp} na seção e novamente convertidos em concentração em função do volume do reservatório em cada AP considerada. No entanto, assumindo como premissa a hipótese de mistura completa, considera-se que, com o tempo, a concentração no reservatório deva se aproximar da concentração média do afluente.

Considerando-se a classe CONAMA 357/05 do enquadramento do rio ($ClEnq$), caso o rio possua enquadramento, a regra para a composição do IFEut de uma AP_i é:

- Se $CIEnq(i)=0$, a AP é eliminada (não pode haver alteração se o enquadramento determina classe especial (CONAMA357));
- Se $CIEnq(i) < CCpos(i)$, (classe do reservatório desrespeita enquadramento),
 - Se $CIEnq(i) > CCpre(i)$, (classe do rio não desrespeitava)
 - $IFEut(i)=(CCpos(i)-CCpre(i)).0,33$ (reclassifica, buscando a classe do rio pré-desenvolvimento)
 - Se $CIEnq(i) < CCpos(i)$, (classe do rio já desrespeitava)
 - $IFEut(i)=(CCpos(i)-CIEnq(i)).0,33$ (reclassifica, buscando a classe do enquadramento)
- Se $CIEnq(i) \geq CCpos(i)$, (classe do reservatório é melhor que a definida pelo enquadramento)
 - $IFEut(i)=(CCpos(i)-CCpre(i)).0,33$ (reclassifica, ainda assim, buscando a classe do rio)

Como a diferença máxima entre $CCpos$ e $CCpre$ ou $CIEnq$ é no máximo 3 (diferença entre classe 4 e 1), ao multiplicar o resultado por 0,33, tem-se o valor do indicador em uma escala de 0 a 1. Por exemplo, caso $CIEnq(i) \geq CCpos(i)$, $CCpos$ seja 3 e $CCpre$ seja 1, $IFEut$ é igual a 0,66. Ao final de cada ciclo de seleção, o $IFEut$ de cada AP i é escalado novamente, relativo ao valor máximo ocorrido no VAP, garantindo uma amplitude compatível com a dos demais indicadores.

Alteração do regime fluvial

Índice de Fragilidade de Alteração de Regime Hídrico (IFRH): é calculado com base nos valores de comprimento do reservatório e extensão do trecho de vazão reduzida da AP, conforme:

$$IFRH(i) = \frac{FRLD(i) + LRI(i)}{2} \quad (12)$$

onde $FRLD$ é a extensão da Alça de Vazão Reduzida (L_{AVR}) pela AP_{*i*} em relação ao valor máximo de L_{AVR} do VAP [%], expresso por

$$FRLD(i) = L_{AVR}(i) / \text{máximo}(L_{AVR}(i))$$

LRI é o trecho de rede de drenagem inundada (L_{DI}) pela AP_i em relação ao valor máximo de L_{DI} do VAP [%], expresso por

$$LRI(i) = L_{DI}(i) / \text{máximo}(LRI(i))$$

Índice de Fragilidade de Interrupção do Fluxo Longitudinal (*IFIFL*): ao longo do processo de seleção, no cálculo do *IFIFL* de uma dada AP_i pertencente a uma sub-bacia b de primeira ordem de Otto, são consideradas as seguintes situações:

- Se o trecho de rio não tem nenhum barramento,
 - Se é um dos afluentes pares ou o afluente 9, $IFIFL(i) = 0,5$
 - Se é afluente ímpar (rio principal),
 - Se os 2 trechos de montante já estão barrados, $IFIFL(i) = 0,4$
 - Se apenas o trecho logo a montante está barrado, $IFIFL(i) = 0,6$
 - Se nenhum está barrado, $IFIFL(i) = 0,9$
- Se o trecho de rio tem um ou mais barramentos,
 - Se é um dos afluentes pares ou o 9, $IFIFL(i) = 0,25$
 - Se é ímpar (rio principal),
 - Se os 2 trechos de montante já estão barrados, $IFIFL(i) = 0,2$
 - Se apenas o trecho logo a montante está barrado, $IFIFL(i) = 0,3$
 - Se nenhum está barrado, $IFIFL(i) = 0,5$
- Se é o último trecho de rio ou afluente principal sem barramento, $IFIFL(i) = 1$.

O *IFIFL* representa a fragilidade do sistema quanto à retenção de sedimentos nos reservatórios e à formação de um obstáculo ao trânsito de espécies de peixes migratórios. O indicador pode assumir diferentes valores para uma mesma AP , dependendo da configuração da divisão de quedas em um dado nível de implementação da divisão de quedas. Esta característica acarreta em uma não-linearidade no cálculo da fragilidade total na bacia.

A condição em que *IFIFL* é igual a 1 é utilizada como critério de corte quando o objetivo da simulação é a avaliação de cenários de fragilidade. Neste caso, representando a exigência ambiental de trecho livre de barramento, qualquer AP testada no último afluente principal ou trecho (sub-bacia) do rio principal sem barramento é descartada.

Qualquer que tenha sido a ordem adotada de divisão de bacia de Otto Pfafstetter, a definição de trecho de rio livre de barramento é sempre feita com base na discretização de 1ª ordem. Por exemplo, em um estudo de caso com bacias numeradas de 111 a 999 (ordem 3), caso apenas a sub-bacia 6 não tenha tido nenhum trecho de subdivisão (611 a 699) barrado,

estes trechos são considerados livres de barramento e qualquer AP neles localizada é eliminada.

Dificuldades políticas e aumento de custos

Índice de Fragilidade por Indenização de Terras Produtivas (IFITP): é calculado pela expressão

$$IFITP(i) = AAg(i) / \text{máximo}(AAg)$$

onde AAg é a área agrícola afetada pelo barramento da AP_i [ha]. AAg é adimensionalizada pelo máximo valor de AAg no vetor.

Índice de Fragilidade de População Atingida por Barragem (IFPAB): é calculado pela expressão

$$IFPAB(i) = PAB(i) / \text{máximo}(PAB)$$

onde PAB é a população afetada pelo barramento da AP_i [habitantes]. PAB é adimensionalizado pelo máximo valor de PAB no vetor.

O indicador qualifica a área inundada em função do tipo de ocupação (uso do solo) e as respectivas taxas de densidade populacional. Para uma AP_i , PAB é obtida por:

$$PAB(i) = AUr(i).DPau + ARu(i).DPar + AAg(i).DPaa + ALa(i).DPal$$

onde AUr é a área urbana, ARu é a área rural, AAg é a área agrícola e ALa é a área de lazer afetadas pela AP_i [ha]; $dpau$, $dpar$, $dpaa$ e $dpal$ são os coeficientes de densidade populacional dos respectivos usos do solo.

As classes de uso e ocupação do solo devem variar de caso para caso, em função da região de estudo. Os coeficientes podem expressar, não apenas o número de habitantes médio de cada classe, mas também a importância econômica e/ou social destas no contexto da região em estudo, como no caso das áreas de lazer. É difícil quantificar uma densidade populacional média em uma Ala , no entanto, há um grande interesse público nas áreas, no caso de parques, ou privado, no caso de moradias de temporada de alto padrão. Tais inferências são fruto das impressões de cada analista encarregado de definir os valores dos pesos.

Índice de Fragilidade por Infraestrutura Pública Afetada (IFIPA): leva em conta dois mapas de informação vetorial, rodovias e ferrovias, cujas informações são ponderadas por:

$$IFIPA(i) = \frac{IFRI(i) + IFFI(i)}{2} \quad (13)$$

Onde *IFRI* e *IFFI* são os indicadores de fragilidade sobre rodovias e ferrovias, respectivamente. O indicador contempla uma diferenciação qualitativa entre tipos de estrada. Para a composição de *IFRI*, são consideradas as seguintes condições:

- Se melhor rodovia atingida tem 2 pistas, $IFRI(i) = 1$
- Se melhor rodovia atingida está em duplicação, $IFRI(i) = 0,8$
- Se melhor rodovia atingida tem 1 pista (pavimentada ou não), $IFRI(i) = 0,6$
- Se melhor rodovia atingida é uma travessia, $IFRI(i) = 0,3$

No cálculo do *IFFI*, as condições são as seguintes:

- Se melhor ferrovia atingida está em tráfego, $IFFI(i) = 1$
- Se melhor ferrovia atingida está em construção, $IFFI(i) = 1$
- Se melhor ferrovia atingida está planejada, $IFFI(i) = 0,4$
- Se melhor ferrovia atingida está com tráfego suspenso, $IFFI(i) = 0,1$

Não são consideradas no *IFIPA* quantas rodovias ou ferrovias são atingidas (caso seja mais de uma é escolhido caso de maior impacto) e a extensão afetada. Uma análise mais detalhada poderia ainda considerar não a extensão afetada, mas a extensão que deveria ser construída para suprir o trecho inundado.

Podem ser introduzidas novas categorias de rodovia ou ferrovia, bem como alterados os valores dos indicadores *IFRI* e *IFFI* em função da região de estudo. Da mesma forma, categorias inexistentes em uma determinada bacia devem ser excluídas e as demais redimensionadas para que o indicador apresente amplitude de variação compatível com os demais.

Índice de Fragilidade por Distância a Rodovias (*IFDR*): indica a fragilidade da AP em função da acessibilidade ao sítio de construção. Para tal, é considerada a distância do eixo do barramento à rodovia (de qualquer classe) mais próxima (D_{RODO}). O indicador é colocado em relação ao máximo valor de distância entre barramento e rodovia existente no VAP, conforme:

$$IFDR(i) = D_{RODO}(i) / \text{máximo}(D_{RODO})$$

Índice de Fragilidade por Distância a Linhas de Transmissão (IFDLT): representa a fragilidade da AP em relação à distância à linha de transmissão (de qualquer voltagem) mais próxima (D_{LT}). O indicador é colocado em relação ao máximo valor de distância entre casa de força e linha de transmissão existente no VAP, conforme:

$$IFDLT(i) = D_{LT}(i) / \text{máximo}(D_{LT}(i))$$

Índice de Fragilidade por Inundação de Unidade de Conservação (IFIUC): considera as duas classes de UC: Unidades de Uso Sustentável (UUS) e Unidade de Preservação Integral (UPI), segundo as regras a seguir:

- Se lago atinge UUS, $IFIUC(i) = 0,5$
- Se lago atinge UPI, $IFIUC(i) = 1$

A segunda condição pode ser utilizada como critério de corte uma vez que se entenda que seja inegociável a inundação de parte de uma UPI.

A Tabela 4.4 sintetiza os indicadores de fragilidade, associando-os aos respectivos atributos e tipos de mapas temáticos ambientais e técnico-econômicos.

Indicador de fragilidade agregado (IFA)

Embora os indicadores técnico-econômicos e ambientais descritos tenham naturezas diferentes e refiram-se a distintos aspectos, nesta metodologia, tais indicadores são integrados em um único indicador. A agregação de informação de fragilidade ambiental e técnico-econômica torna tais aspectos indissociáveis ao final da análise. A agregação dos indicadores é expressa por

$$IFA = wa.IFEut + wb.IFEst + wc.IFRH + wd.IFIFL + we.IFITP + wf.IFPAB + wg.IFIPA + wh.IFDR + wi.IFDLT + wj.IFIUC$$

onde IFA é o indicador de fragilidade agregado de uma AP, variando em uma escala de 0 a 1, da menor para a maior fragilidade. Os coeficientes wa a wj são os respectivos fatores de ponderação (pesos).

Tabela 4.4. Indicadores de fragilidade e atributos e mapas temáticos de estado

<i>Mapa</i>	<i>Aspectos</i>	<i>Indicador de fragilidade</i>	<i>Escala análise</i>	<i>Atributos [Unidades]</i>	<i>Fonte de informação (dados de entrada)</i>	<i>Atributos de Resposta</i>
Ambiental	Alteração da qualidade da água	IFEst – Probabilidade de estratificação	Reservatório	Froude densimétrico [adimensional]	Hidrologia e topologia	-
		IFEut – Probabilidade de eutrofização	Reservatório	Tr [dias]; Concentração de NT [mg/L] e FT [mg/L]	Hidrologia e topologia; Monitoramento e simulação qualidade de água	Enquadramento dos cursos d'água
	Alteração do regime fluvial	IFRH – Drenagem inundada ou vazão reduzida	Trecho rio	Extensão trecho afetado [Km]	Hidrografia	Outorgas de uso de água vigentes
		IFIFL - Trecho de rio com barramento	Sub-Bacia	*Teste de cenários	Hidrografia	Rios excluídos por lei
Técnico-econômico	Dificuldades políticas e aumento de custos	IFITP – Indenização de terras produtivas	Local	Área classificada como agrícola	Mapa de uso e ocupação do solo	-
		IFPAB – Deslocamento de população	Local	População estimada por área em função do tipo de ocupação	Mapa de uso e ocupação do solo	-
		IFIPA - Infra-estrutura pública afetada	Reservatório	Rodovias inundadas (por tipo) e ferrovias inundadas (por situação de operação)	Mapa da malha rodo-ferroviária	-
		IFDL - Acessibilidade ao sítio de construção	Local-Regional	Proximidade de rodovia [metros]	Mapa da malha rodoviária	-
		IFDLT - Acesso a demanda	Local-Regional	Distância de rede de alta-tensão [metros]	Mapa da rede de transmissão de energia elétrica do sistema interligado nacional	-
		IFIUC – Alagamento de unidades de conservação	Local-Regional	Projeção da área (<i>boolean</i>)	Mapas de preservação permanente e uso sustentável	Áreas protegidas por lei

* Indicador depende do nível de implementação em que se encontra a divisão de quedas no momento de aceitação de cada AP.

Os pesos devem depender, além das características específicas da região, da qualidade da informação (resolução espacial, confiabilidade, representatividade) utilizada na composição de cada indicador relativo e no julgamento de cada envolvido no processo de análise. Inúmeros cenários podem ser compostos em função da variação dos pesos dos indicadores de fragilidade.

O indicador agregado fornece apenas um valor de fragilidade ao tomador de decisão, não sendo mais possível identificar qual fator torna determinado local na bacia mais ou menos frágil. Este processo visa:

- efetivamente integrar a análise de fragilidades ambientais e técnico-econômicas;
- reduzir a possibilidade de manipulação do resultado da DFQ por interesse parcial de determinado tomador de decisão;
- facilitar a análise dos resultados e o processo de seleção de APs.

Matematicamente, a agregação dos indicadores é conveniente, uma vez que todos deveriam ser minimizados. Estatisticamente é válida, porque todos possuem a mesma escala de valores e variam em amplitude de mesma ordem de grandeza. Teoricamente, é apropriada porque, ainda que aspectos ambientais sejam conflitantes com aspectos econômicos e os tomadores de decisão sejam diferentes, o papel de tais indicadores na análise é o mesmo: informar os locais mais apropriados para o desenvolvimento de hidroeletricidade em uma bacia.

Ainda, aspectos técnico-econômicos podem ter uma estreita ligação com impactos sociais. Na análise de custo de um projeto hidrelétrico, por exemplo, o empreendedor deve avaliar os custos envolvidos no reassentamento de comunidades e reconstrução de infraestrutura pública afetadas pelo empreendimento. Através de indicadores de fragilidade, esta análise é feita de forma qualitativa, sem monetarização.

4.4 AVALIAÇÃO ENERGÉTICA DISTRIBUÍDA

Este módulo é composto por uma série de procedimentos de análise de topologia e hidrologia, em conjunto com a análise dos mapas temáticos gerados na etapa anterior, visando a prospecção do maior número de sítios e APs de exploração do potencial hidrelétrico da bacia. O esquema dos procedimentos, critérios e parâmetros adotados na Etapa de Avaliação Energética Distribuída é apresentado na Figura 4.3.

Todos os processamentos de imagens tipo raster são realizados pixel a pixel. Mapas vetoriais têm a resolução de sub-bacia. A discretização espacial do sistema em sub-bacias é

realizada em uma etapa anterior de pré-processamento, conforme descrito anteriormente. A rotina *localiza.f90*, apresentada no ANEXO II, estrutura os procedimentos desta etapa.

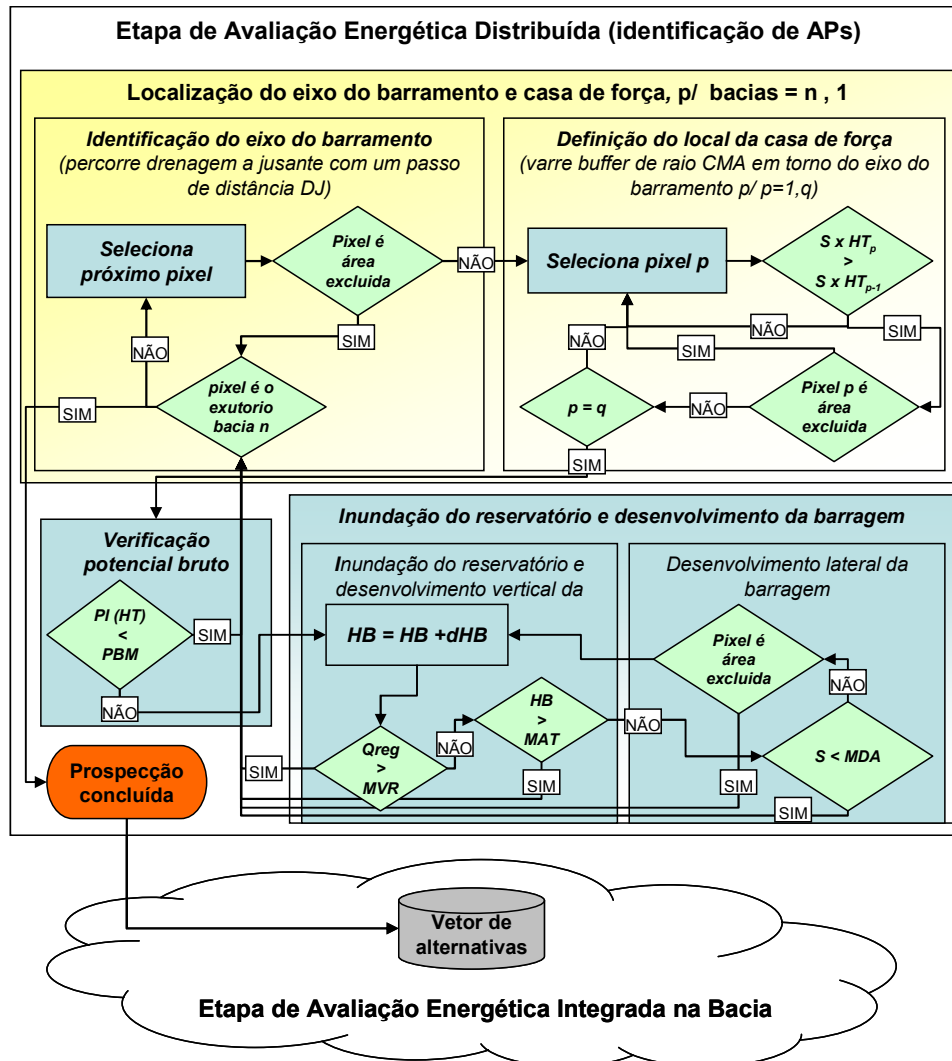


Figura 4.3. Esquema de procedimentos e critérios na fase de avaliação energética distribuída.

4.4.1 Identificação do eixo do barramento

O algoritmo procede a uma busca pelo *grid* da rede de drenagem com base no *grid* de direções de fluxo, percorrendo cada trecho de rio desde o pixel mais de montante até o mais de jusante. A análise é feita pixel a pixel, ou com um espaçamento definido por um parâmetro de Distância a Jusante (*DJ*). A Figura 4.4 ilustra o procedimento para um exemplo de um *DJ* igual a 600 m, correspondendo, em um MDT de resolução de 90 m, de 5 a 7 pixel, dependendo da orientação (lado ou diagonal). O valor de *DJ* não pode ser inferior à resolução do *grid* (tamanho do pixel).

O valor de *CMA* deve variar em função da área de estudo, dependendo das características topológicas, hidrográficas, geológicas e aspectos de engenharia. O mapa de AR é verificado de forma que cada pixel em análise possa ser validado ou excluído da análise. A busca na área definida pelo parâmetro *CMA* é restrita aos pixel pertencentes à rede de drenagem. Esta simplificação facilita a identificação dos trechos de vazão reduzida entre o eixo do barramento e a casa de força.

A solução mais simples para a busca do local da casa de força poderia ser obtida percorrendo a rede de drenagem a jusante do eixo do barramento. No entanto, a forma de procura do pixel da casa de força em uma área de vizinhança permite que sejam identificados esquemas tipo curto-circuito, conforme se observa na Figura 4.5 (caso 2). Essa solução funciona ainda que o ponto de maior queda d'água e maior declividade não seja o ponto da rede de drenagem mais distante do eixo do barramento na área circunscrita pelo raio de *CMA*. No exemplo do caso 2, apresentado na Figura 4.5, o ponto C tem uma diferença de cotas maior que a do ponto A e igual a do ponto B. No entanto, B está mais próximo do eixo do barramento e, desta forma, tem uma declividade maior que a de C. Neste caso, com base apenas nos critérios de maior diferença de cotas e maior declividade, B é um local mais próprio do que C para a casa de força.

A combinação dos parâmetros *DJ* e *CMA* é determinante na localização de esquema tipo curto-circuito. Se o valor de *CMA* é muito alto comparado ao comprimento dos meandros do rio ou o valor de *DJ* é muito baixo para as dimensões da rede de drenagem, as possibilidades de curto-circuito podem não ser identificadas.

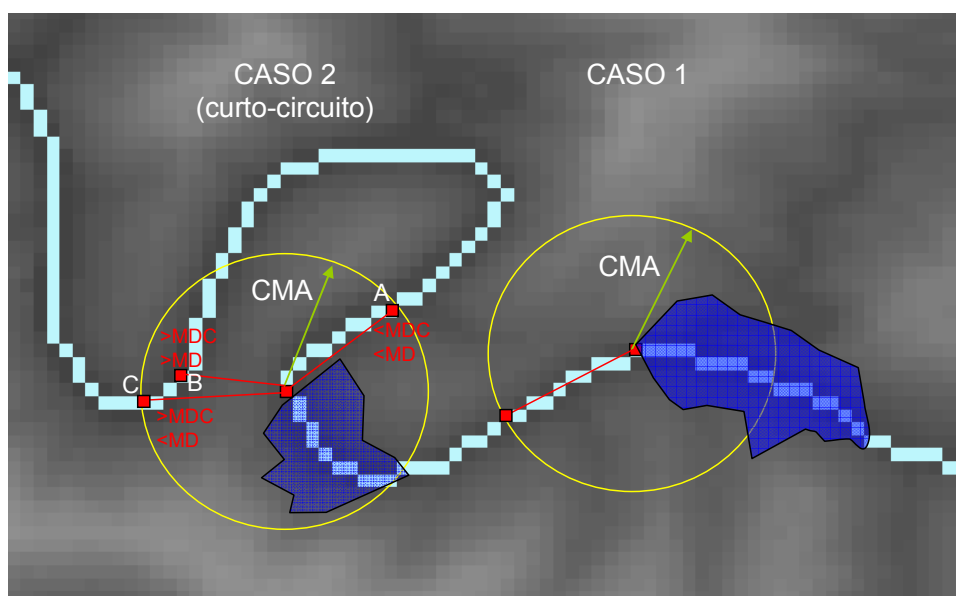


Figura 4.5. Procura do local da casa de força na vizinhança do eixo do barramento.

Cada AP definida com esquema tipo curto-circuito é também automaticamente considerada como se a geração fosse ao pé da barragem, ou seja, é definida uma AP cujas características do barramento são as mesmas, no entanto, a casa de força está localizada no mesmo pixel do eixo do barramento. Desta forma, o vetor final de APs dobra de tamanho.

4.4.3 Verificação do potencial bruto

Previamente à execução do próximo passo, a alternativa de eixo de barramento e de casa de força é testada de duas formas:

- verificando o potencial bruto do sítio considerando apenas a queda devido à diferença de cota do terreno. Se o potencial for menor que um Potencial Bruto Mínimo (*PBM*), previamente definido, o sítio é eliminado. O valor de *PBM* deve ser definido de forma a excluir sítios onde a topografia e a hidrologia são definitivamente pouco favoráveis para a produção de hidroeletricidade;
- verificando o mapa de AR, testando se qualquer um dos pixel contidos no trecho de vazão reduzida (meandro do rio) entre o eixo do barramento e a casa de força estão em zona de restrição. Em caso afirmativo, a AP é eliminada.

Com base na equação 02, o potencial bruto é calculado por

$$PB = Q_f \cdot HT \cdot 0,088 \quad (14)$$

onde *PB* é o potencial bruto em termos de energia média [MWm], Q_f é a vazão firme natural na seção [m^3s^{-1}], *HT* é a altura da queda d'água devido ao desnível do terreno [m] e 0,088 é um fator de conversão de unidades e eficiência do conjunto motor-bomba (0,902). *HT* é igual à diferença entre as cotas do pixel do eixo do barramento e do pixel da casa de força.

O período de tempo utilizado para o cálculo da energia média não é o período crítico utilizado na metodologia do Manual de Inventário de MME/CEPEL (2007) (equação 02), ou seja, o período de vazões baixas mais severo da série histórica. O período considerado nesta metodologia é um intervalo de tempo que compreende os consecutivos períodos seco e úmido na bacia (pode ser um ano), que se repete com diferentes intensidades ao longo de toda a série histórica. Desta forma, os valores adotados de vazão e, conseqüentemente, energia são médios de longo período.

4.4.4 *Desenvolvimento da barragem e inundação do reservatório*

O nível d'água em um reservatório (HB) é aumentado a cada passo em uma elevação incremental de dH , que é um dos parâmetros da metodologia. Cada novo nível, obtido por $HB+dH$, gera duas novas APs em um dado sítio. Tais APs são idênticas quanto a local do barramento e nível d'água no reservatório, porém, uma considera a queda HT referente ao desnível do terreno (derivação) e outra considera apenas a queda HB (geração no pé da barragem).

O processo de elevação e desenvolvimento lateral da barragem é iterativo com a regra de inundação do reservatório. A cada elevação dH no nível do reservatório e na altura da barragem, é gerado um mapa tipo *grid* de inundação (máscara) equivalente à projeção do lago sobre o terreno. Esta operação ocorre nos pixel que têm a cota inferior à cota de inundação, verificado no MDT, e têm um caminho de drenagem que termina em qualquer um dos pixel marcados na projeção do barramento, verificado no mapa de direção de fluxo. O incremento dH depende e deve ser maior ou igual à resolução vertical do MDT. Estes procedimentos são realizados pela rotina *inunda.f90*, conforme apresentado no ANEXO II.

A cada elevação de uma unidade dH , testa-se se o nível d'água do reservatório atinge a cota mais baixa do terreno onde são projetadas as ombreiras (esquerda e direita) do barramento. Na medida em que o barramento é elevado a uma cota superior à do terreno, verificado no pixel de cada extremidade (direita e esquerda), ocorre o desenvolvimento lateral da barragem, ou seja, a projeção do barramento sobre o pixel de maior cota adjacente ao mais extremo.

O desenvolvimento lateral da barragem é realizado na vizinhança do pixel do eixo do barramento nos sentidos horário e anti-horário, o que permite a distinção das margens direita e esquerda do rio, seja quais forem a direção que um trecho de rio se encontre e o sentido do fluxo. A direção e o sentido do fluxo em um pixel são obtidos a partir do mapa de direção de fluxo, que é informação de entrada. O procedimento, ilustrado na Figura 4.6, é iniciado no pixel do eixo do barramento. São executados os seguintes passos:

- (1) o pixel pertencente à rede de drenagem a jusante, adjacente ao do eixo, é identificado de acordo com o mapa de direção de fluxo;
- (2) partindo do pixel de jusante, o algoritmo procede a uma busca na vizinhança do pixel do eixo no sentido horário: a rotação no sentido horário se faz multiplicando a direção de fluxo do eixo por 2 (com exceção de quando a direção for 128, assumindo o valor 1);
- (3) verifica a cota no pixel em análise e repete a rotação a partir deste;

- (4) repete-se o passo (3) até que se encontre a drenagem (pixel marcado como tal);
- (5) seleciona o pixel de maior cota e marca como barramento. Caso todos tenham a mesma cota, marca aquele situado na direção perpendicular a direção do fluxo;
- (6) verifica se a cota do pixel selecionado é superior à cota de inundação (cota do terreno no eixo + HB). Caso seja, retorna ao passo 1 e repete os seguintes para o sentido anti-horário; Caso não seja, computa a distância horizontal (largura do pixel – lado ou diagonal) e continua o desenvolvimento (passo 7);
- (7) procura nos 8 vizinhos do pixel verificando a cota (despreza o pixel caso este já esteja marcado com barramento, drenagem ou área de exclusão (mapa de restrição));
- (8) seleciona o pixel de maior cota e computa a diferença de cota para o eixo e a distância para o pixel anterior;
- (9) repete os passos 7 e 8 até que a cota seja superior à de inundação ou até que o critério de parada seja alcançado. O critério de parada é definido pelo parâmetro de Declividade Mínima Admitida (DMA) comparado com a declividade do talude sobre o qual se desenvolve a barragem.
- (10) retorna ao passo 1 e repete 2 a 9 para o sentido anti-horário.
- (11) guarda o valor de cota da ombreira mais baixa (direita ou esquerda) para marcar o limite para o início de novo desenvolvimento.

No passo 9, é introduzido o parâmetro DMA . O que se pretende explicar com o parâmetro é o limite em que a declividade do talude da seção deixa de ser favorável para a construção de um barramento. Esta favorabilidade não é de fácil consenso e depende da geologia e da topologia da região de estudo, que pode ser bastante variável dentro de uma mesma bacia, do porte e finalidade do projeto, de aspectos econômicos, entre outros. Assim, os valores de DMA devem ser definidos em função de experiência na região de estudo e conhecimento do problema.

Ressalta-se que a declividade do talude é assumida como a diferença de cota dividida pela distância do início do talude (direito ou esquerdo) até o ponto mais remoto da ombreira. O ponto de início não é necessariamente o pixel do eixo do barramento, mas aquele em que a diferença de cota passa a existir. Esta consideração permite representar rios com calhas largas (extensão maior que resolução da imagem), nos quais, em MDTs adquiridos por satélite, normalmente ocorrem faixas de valores iguais de elevação.

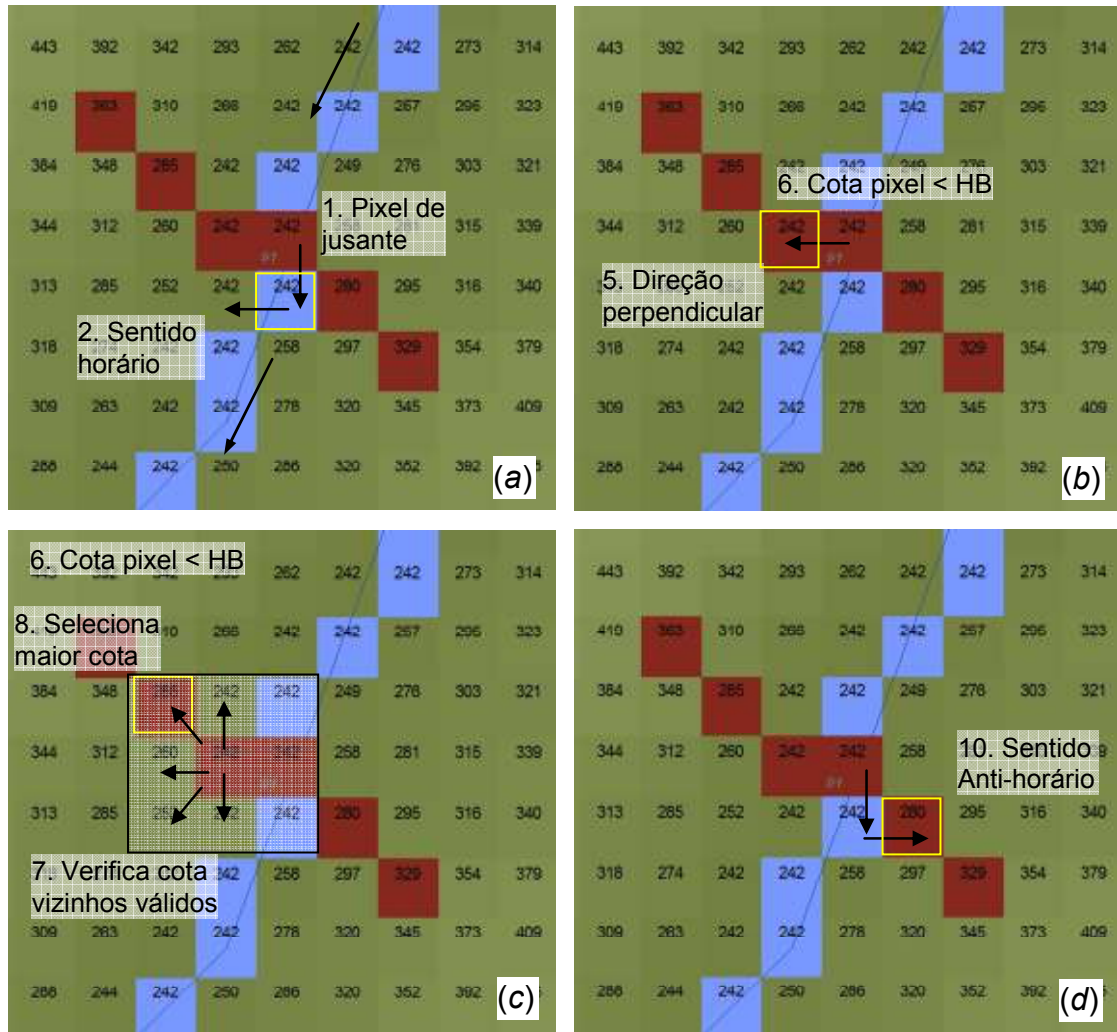


Figura 4.6. Procedimento de desenvolvimento do barramento.

Os procedimentos de desenvolvimento do barramento, conforme descrito acima, são realizados pela rotina *barra.f90*, apresentada no ANEXO II.

Durante o desenvolvimento da barragem e inundação do reservatório, a qualquer momento, quando um dos critérios de parada é atendido, o desenvolvimento vertical e lateral da barragem é interrompido e a projeção da barragem no terreno está definida. Além do MDA, descrito anteriormente, os parâmetros e critérios de parada são:

- a Máxima Altura Técnica (*MAT*): parâmetro que representa a altura máxima de um barramento considerada tecnicamente viável do ponto de vista construtivo, consideradas questões de geologia e engenharia. Quando a altura do barramento (*HB*) é igual ou maior que *MAT*, o critério de parada é atendido.
- a Máxima Vazão Regularizável (*MVR*) na seção: a *MVR* é uma fração da vazão média de longo período, calculada em cada seção de rio (pixel) na etapa de análise hidrológica e preparação de dados de entrada. O critério de parada é atendido quando o volume do reservatório obtido na seção no período (um ano), é maior ou igual ao

volume potencialmente acumulado no mesmo período pela *MVR*. Ou seja, não há sentido em um reservatório de regularização para vazões médias superiores a *MVR*.

Ao final do processo de desenvolvimento da barragem e inundação do reservatório de cada AP é gerado um *raster* de alagamento, contendo a projeção horizontal do lago da AP sobre o terreno. Esta informação compõe o mapa de áreas alagadas.

4.4.5 Cruzamento de mapas de estado e pressão

A informação de entrada na representação do estado do sistema é composta pelos mapas de Uso e Ocupação do Solo (UOS) e de Unidades de Conservação (UC). O mapa de pressões é o de áreas alagadas.

O mapa de UOS deve conter a informação de todas as classes significativas para o projeto e deve estar classificado de tal modo que cada classe possua um valor numérico distinto das demais. Este valor numérico é o identificador da classe, que é a forma com que o mapa é processado no SIG. O mapa de UC deve estar classificado por três códigos identificadores:

- Unidades de Uso Sustentável (UUS) (valor numérico inteiro positivo);
- Unidades de Proteção Integral (UPI) (valor numérico inteiro positivo distinto do de UUS);
- Área sem demarcação de UC (valor igual a 0).

O cruzamento do mapa de estado com o mapa de pressão consiste no somatório dos valores de cada pixel para classe de UOS e de UC na área alagada de uma determinada AP. Esta operação é realizada percorrendo a matriz AA , de área alagada, fazendo variar suas coordenadas x e y , verificando-se as seguintes condições na matriz AE , de atributo de estado (UOS ou UC):

$$AE(x_b, y_b) > 0 \quad (15)$$

$$x_a(AA) = x_b(AE) \quad (16)$$

$$y_a(AA) = y_b(AE) \quad (17)$$

onde AE é o valor do atributo de estado no par de coordenadas (x_b, y_b) do mapa de atributo de estado e AA é o pixel alagado no par de coordenadas (x_a, y_a) , referente ao centróide do pixel em análise no mapa de inundação. Caso todas as condições acima sejam verdadeiras, o pixel é

computado. A área total (A) de um reservatório j , ocupada por um determinado tipo de atributo de estado (AE) é calculada por

$$A_j = \sum_{i=1}^n AE \quad (18)$$

Esta operação é realizada individualmente para cada classe de UOS e UC. Se a resolução dos mapas raster de UOS e UC não for igual a do mapa de áreas alagadas (mesma do MDT), ou estes não estejam alinhados em sua origem, as coordenadas x_a, y_a e x_b, y_b serão diferentes. Caso a resolução dos mapas de UOS ou UC seja muito inferior à do MDT, ocorrerá uma reamostragem em que o valor de AE assumido por um determinado pixel de AA será o valor do pixel que contiver a posição definida por x_a, y_a .

Os resultados desta etapa são armazenados para serem processados na fase de avaliação técnico-ambiental integrada na bacia.

4.5 SELEÇÃO DE ALTERNATIVAS DE PROJETO

Quando as fases de Avaliação Energética e Técnico-Ambiental Distribuídas estão concluídas, procede-se à seleção de APs, em que o foco da análise é o conjunto dos aproveitamentos na bacia hidrográfica. Nesta etapa são selecionadas as AP que compõem a DFQ.

Os produtos do processo de seleção são:

- um vetor com as AP incluídas na divisão de quedas e suas características de projeto;
- os respectivos mapas de localização de barramentos e casas de força, lagos e alças de vazão reduzida;
- valores globais para a bacia de potencial fragilidade acumulados.

O processo de seleção é executado em três diferentes momentos na etapa de Avaliação Ambiental e Energética Integrada, com objetivos distintos:

- Cálculo do potencial total hipotético;
- Cálculo do potencial total com restrições ao desenvolvimento;
- Teste de cenários de fragilidade.

No início do processo de seleção, quando não há qualquer planta na bacia, as APs têm seu potencial otimizado no sítio (relação “queda X volume útil”) mas sem qualquer efeito sinérgico de regularização. Assim, a primeira AP selecionada tem seu potencial calculado de forma isolada do sistema.

4.5.2 Teste de interferência por inundação

Utilizando o algoritmo de inundação (descrito anteriormente), a AP tem seu reservatório representado como uma projeção horizontal no MDT. O VAP é percorrido de modo a verificar quais plantas possuem coordenadas no eixo do barramento ou da casa de força na área projetada do reservatório da AP em análise. Caso a AP apresente interferência com uma planta já aceita em um passo anterior da análise, ela é rejeitada (excluída) e o processo reinicia com a pré-seleção de outra AP. Caso contrário, prossegue a análise.

4.5.3 Teste de interferência por curto-circuito

Se a AP em análise é do tipo curto-circuito, o trecho de rio com vazão reduzida é obtido percorrendo a rede de drenagem do pixel do eixo do barramento ao pixel em que o fluxo derivado pela adução retorna ao rio com vazão reduzida. Os casos de curto-circuito que podem ocorrer são apresentados na Figura 4.8.

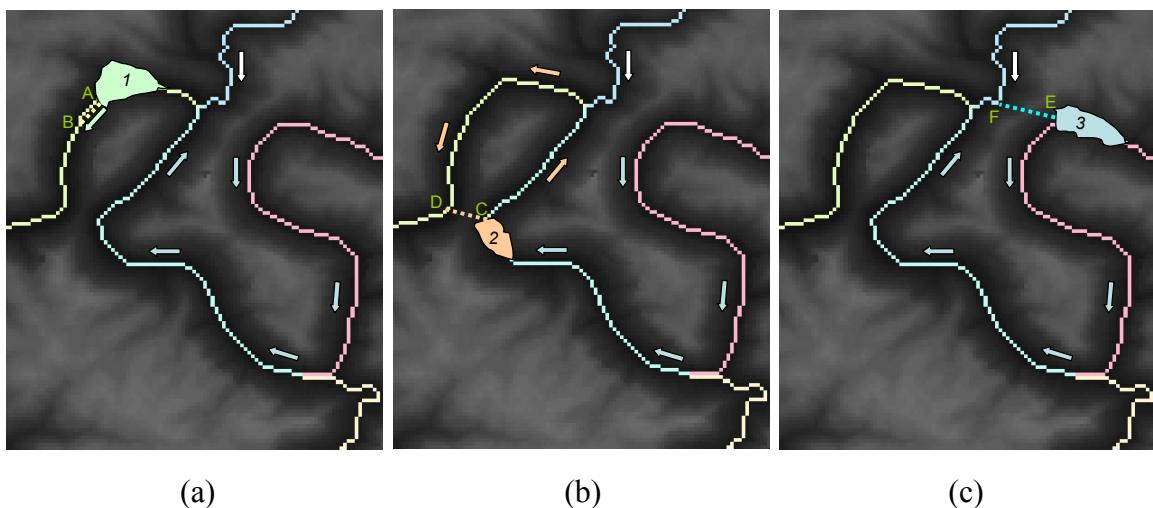


Figura 4.8. Exemplos de casos de curto-circuito.

A Figura 4.8 (a) mostra o caso mais simples de curto-circuito representado na metodologia, em que o fluxo do rio é derivado pela margem do rio por um canal, desce à casa de força em conduto forçado e retorna logo a jusante da barragem, em um esquema que utiliza

a declividade da seção transversal do rio para aumentar a queda d'água. Neste caso, há um curto trecho de rio com vazão reduzida (ponto A a B) e conseqüentemente a possibilidade de interferência com outras plantas é mínima.

No caso (b) da Figura 4.8, é representada uma situação bastante comum, onde a planta 2 deriva o fluxo do rio do ponto C para o ponto D, causando um longo trecho de vazão reduzida. Neste caso, ambos os pontos C e D estão localizados no mesmo curso d'água e sua localização coincide com a do eixo do barramento e da casa de força, respectivamente. Se a AP do sítio 2 estivesse em análise (pré-selecionada) e a planta 1 já tivesse sido aceita, 2 seria excluída.

A Figura 4.8 (c) ilustra o caso de curto-circuito em que os pontos que representam as extremidades da adução de água não estão no mesmo curso d'água. No ponto E, o eixo do barramento coincide com o início do trecho de vazão reduzida. No entanto, a casa de força (ponto F) não tem a mesma localização do ponto em que termina o trecho de vazão reduzida. O trecho de vazão reduzida termina na junção do curso d'água em que se localiza a barragem com o tributário que traz as águas derivadas para a casa de força de volta ao rio principal. Este é um caso de transposição que não é comum na prática, mas pode ocorrer e é representado na metodologia. Neste caso, se a planta 3 estivesse em análise, e a planta 2 tivesse sido aceita em um passo anterior, 3 seria excluída.

Em ambos os exemplos (b) e (c) da Figura 4.8, os trecho de rio “curto-circuitados” recebem um tributário em seu terço médio. Ainda que a contribuição dos tributários possa ser considerável, por simplificação, considera-se que o trecho a jusante da confluência continua caracterizado como trecho de vazão reduzida, sendo, igualmente ao trecho de montante, sujeito a avaliação de fragilidades.

4.5.4 Aceitação quanto à interferência sobre APs implantadas

Se a AP em análise não foi excluída em nenhum dos passos anteriores, por interferência com planta já aceita, ela é aceita e incluída na DFQ. Até este passo não são avaliadas interferências com projetos existentes e aspectos legais e ambientais.

4.5.5 Cálculo do potencial das APs

O potencial hidrelétrico líquido é calculado para cada AP de aproveitamento em termos de potencial médio [MWm], conforme

$$Pl = Q_T \cdot H_{AH} \cdot 0,088 \quad (19)$$

onde Q_T é a vazão turbinada [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$], H_{AH} é a queda d'água acumulada hipotética [m] e 0,088 é o fator de eficiência e conversão de unidades.

A vazão que gera energia (turbinada) em uma determinada AP é obtida por

$$Q_T = Q_{util} + Q_{acum_M} + Q_{garnat} - Q_{reman} - Q_{cons_M} \quad (20)$$

onde Q_T é a vazão turbinada; Q_{util} é a vazão média regularizada no reservatório da AP; Q_{acum_M} é a vazão regularizada nos reservatórios implantados a montante da AP; Q_{garnat} é a vazão garantida natural do rio na seção; Q_{reman} é a vazão que deve permanecer a jusante do barramento da AP; Q_{cons_M} é a vazão dos usos consuntivos realizados a montante da AP.

A estimativa das parcelas da equação 20 segue as seguintes hipóteses:

- A Q_{garnat} tem sido adotada como igual a Q_{95} em estudos de avaliação de disponibilidade hídrica e é o valor proposto nesta metodologia;
- A Q_{reman} é a vazão ecológica mais a vazão necessária para suprir os usos outorgados na alça de vazão reduzida de uma planta com *layout* tipo curto-circuito.
- A Q_{cons_M} pode, por simplificação, ser considerada como já contabilizada na vazão média de longo período (Q_{mlp}). Tal hipótese é razoável, considerando a fase de planejamento em que esta metodologia se insere e também o fato de que a série histórica de vazões utilizada para o cálculo da Q_{mlp} não representa o regime natural do rio, mas sim o remanescente das retiradas dos usuários existentes na bacia;
- A Q_{util} é a vazão correspondente ao volume útil (contido na porção deplecionável) do reservatório no período de um ano;
- A Q_{acum_M} é a vazão acumulada no reservatório de outras plantas, a montante de cada AP.

Nesta metodologia, a vazão ambiental é representada por uma fração da Q_{95} , obtida pela sua multiplicação por um Fator de Vazão Ambiental (FQ_{amb}). A parcela de vazão ambiental é desconsiderada em esquemas de derivação pela margem. O Comprimento Máximo da Alça De Vazão Reduzida ($CMAVR$), que dispensa a planta de manter uma vazão ambiental a jusante do barramento, é um parâmetro da metodologia.

O valor dos parâmetros FQ_{amb} e $CMAVR$ deve variar caso a caso, conforme a exigência do órgão ambiental.

O H_{AH} da equação 19 é composto pelo somatório de duas parcelas, conforme

$$H_{AH} = H_{lm} + H_{acum_J} \quad (21)$$

onde H_{lm} é a queda referente à depleção máxima no reservatório da AP [m]; e H_{acum_J} é a queda d'água líquida [m] acumulada a jusante da AP.

Substituindo as equações 20 e 21 em 19 e multiplicando os termos, ocorre que é gerada uma parcela equivalente à energia que seria produzida pela vazão acumulada a montante de uma AP, passando pelas turbinas de plantas situadas a jusante desta AP ($H_{acum_J} \cdot Q_{acum_M}$). Ou seja, esta parcela deve ser descontada no cálculo do potencial da AP, uma vez que nem a vazão nem a queda referem-se ao *site*. Assim, o cálculo do potencial líquido de uma AP, em MWm, é dado por

$$Pl = [Q_T \cdot (H_{lm} + H_{acum_J}) - H_{acum_J} \cdot Q_{acum_M}] \cdot 0,088 \quad (22)$$

O procedimento para obtenção de Q_{util} e Q_{acum_M} é iterativo, baseado em uma sucessão de ciclos de regularização de vazões (realocação de volumes úteis) na bacia e otimização do potencial no próprio *site*, conforme detalhado a seguir.

Regularização de vazões (realocação de volumes) na bacia

Com base no exemplo da Figura 4.9, são explicadas as duas situações de cálculo de vazão regularizada a montante (Q_{acum_M}) e queda acumulada a jusante (H_{acum_J}) que ocorrem com cada AP.

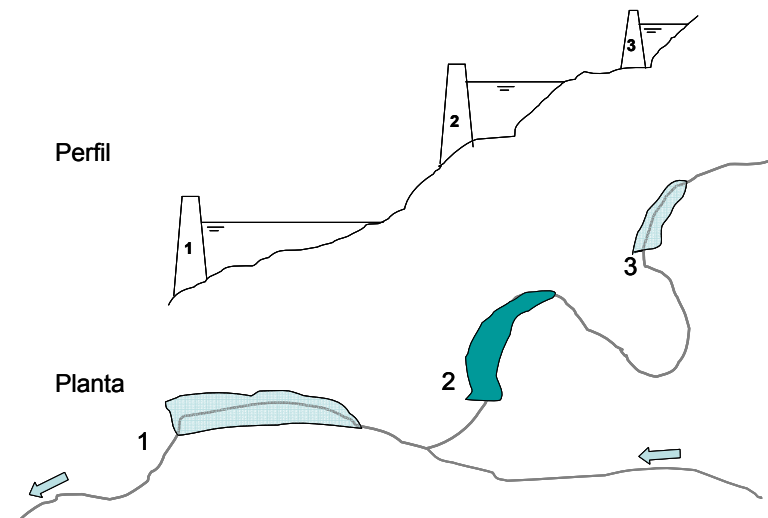


Figura 4.9. Exemplo de cascata de reservatórios para computo da vazão regularizada e quedas acumuladas.

Considerando as três possíveis plantas de um trecho de rio da Figura 4.9 e o caso em que a planta 2 tenha sido aceita e implantada na divisão de quedas. O algoritmo percorre o VAP, de montante para jusante (da 3 para a 1), atualizando a vazão turbinada e a queda líquida de cada planta, em função da posição desta em relação às demais. As plantas localizadas a montante de 2, como a planta 3, terão um $Hacum_J$ igual a Hlm de 2.

Já as plantas localizadas a jusante de 2, como a planta 1, receberão a vazão regularizada de 2, computando-as em seu ($Qacum_M$), caso exista regularização. Uma planta pode utilizar toda sua queda, com uma depleção nula, e gerar energia apenas com a vazão regularizada a montante por outras plantas. Caso a planta 1 seja também implantada, ela poderá regularizar uma vazão que será computada nas plantas a jusante dela.

Ainda considerando o exemplo da Figura 4.9, mesmo que 3 não tenha sido testada e pertença ao VAP, no cálculo de seu PI haverá uma componente referente às quedas acumuladas a jusante. Considerando 1 e 2 implantadas, o $Hacum_J$ de 3 será igual a $Hlm_2 + Hlm_3$. Em outro cenário, apenas com a AP 2 implantada, é necessário considerar no teste da AP 3, que esta tenha um potencial, oriundo da regularização de $Qutil$, que irá incrementar a geração a jusante caso ela seja implantada. Caso contrário, apenas 1 teria seu potencial incrementado pela vazão regularizada em 2. Ressalta-se que, conforme se observa na equação 22, é descontado do potencial de 3 a parcela referente à vazão regularizada a montante dela que passa pela cascata de reservatórios a jusante e que, uma vez que 3 seja aceita e implantada, seu $Hacum_J$ é zerado, evitando assim o computo de uma componente irreal no potencial total do conjunto.

O computo de $Hacum_J$, conforme a equação 22, é válido somente para APs ainda não testadas, componentes do VAP. Este é um artifício utilizado para agregar potencial a uma AP não testada que esteja a montante de outras já implantadas. Caso esta componente não fosse computada, haveria um desbalanço no critério de escolha das APs. Quando a AP ainda está a ser testada, seu potencial energético não é real e, portanto, computado no total do conjunto, mas é um valor potencial (daí a queda acumulada H_{AH} denominar-se hipotética). No momento em que uma AP é testada e aceita, para sua inclusão na divisão de quedas, seu $Hacum_J$ é zerado e o potencial da AP é calculado novamente pela equação 22.

O procedimento de regularização de vazões a montante e acumulação de quedas a jusante de cada planta é executado no programa pela rotina *regulariza.f90*, conforme apresentado no ANEXO II.

É importante ressaltar que o volume regularizado em um reservatório não está disponível para ser armazenado em outro situado a jusante. O volume disponível em uma dada seção é expresso por

$$V_{disp} = (MVR - Q_{acum_M}) \cdot 31,54 \quad (23)$$

onde V_{disp} é o volume disponível para regularização [Hm^3]; MVR é a vazão máxima regularizável [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$], obtida conforme a equação 09; Q_{acum_M} é a vazão regularizada [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$] por APs implantadas a montante; o fator 31,54 transforma as vazões ao longo de um ano em volume.

Desta forma, caso o volume útil de uma AP seja superior ao V_{disp} , esta AP é redimensionada, reduzindo o volume útil até que este seja igual ou inferior ao V_{disp} . Para verificar esta condição, com base no esquema da Figura 4.10, o volume útil (V_{util}) de uma AP i é calculado por

$$V_{util_i} = V_{max} - V_i \quad (24)$$

onde V_{max} é o volume máximo do reservatório, equivalente ao NA_{max} ; V_i é o volume no nível d'água definido pela AP_{*i*}.

Assim, dada a restrição imposta pelo V_{disp} , a regularização das vazões na bacia é feita de montante para jusante, garantindo que os volumes regularizados sejam alocados em locais mais altos da bacia e possam ser aproveitados em uma sequência de quedas. Quando os volumes regularizados na bacia são pequenos em relação à máxima vazão regularizável, esta condição não é um importante e provavelmente o limitante para a capacidade de armazenamento não será a MVR , mas sim, a MAT ou a DM . Porém, o volume armazenado em um grande reservatório pode limitar a capacidade de regularização de outro logo a jusante.

Otimização do potencial no site

A otimização do potencial de uma dada AP no próprio sítio, consiste no teste de diferentes depleções máximas. Os valores de Q_{util} e H_{lm} e, conseqüentemente, o potencial (PI) de cada AP, variam em função da depleção máxima do reservatório.

A Figura 4.10 apresenta uma planta com n APs (diferentes níveis d'água máximos), variando do nível mínimo (NA_{min}) ao máximo (NA_{max}), em passos definidos pelo parâmetro dH . O NA_{min} é definido pela vazão firme natural adotada (pode ser a Q_{95}), verificada na

seção. O NA_{max} de cada AP é igual à altura máxima que a barragem pode alcançar naquela seção, obtida no passo anterior.

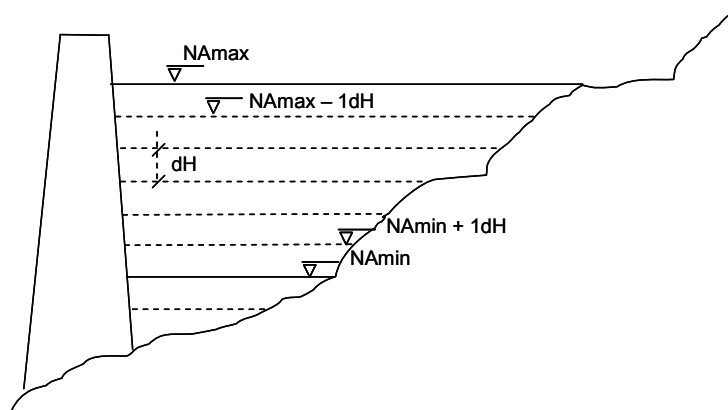


Figura 4.10. Esquema de reservatório para cálculo da máxima depleção e queda d'água média.

Considerando que a AP testada é n , configurada pelo nível máximo do barramento igual a NA_{max} (obtido com base na VMR), conforme apresentado na Figura 4.10. A primeira depleção testada é $1dH$. A vazão Q_{util} é então definida como o volume armazenado entre os níveis $NA_{max} - 1dH$ e NA_{max} pelo período de um ano. A queda média bruta é calculada por $[(NA_{max} - 1dH) + 1dH/2]$. Se a planta é do tipo curto-circuito, a diferença entre as cotas da base da barragem no eixo do barramento e da casa de força é somada à queda média bruta.

A H_{ml} é calculada aplicando uma perda de carga de 3% à queda bruta. De acordo com a equação 09, o Pl é calculado. Então a segunda depleção ($2dH$) é testada e o novo Pl é calculado. O processo é repetido até que se atinja o NA_{min} . O máximo Pl é dado pela relação ótima entre vazão regularizada e queda d'água, definidas em função da máxima depleção. Consequentemente a depleção máxima adotada é aquela que resultar no maior valor de Pl para uma AP.

O processo é reiniciado e testado para todas as APs da mesma planta. No exemplo da Figura 4.10, para a próxima $AP_{(n-1)}$ o nível máximo do barramento é $NA_{max} - 1dH$, como definido nos processos de desenvolvimento da barragem e inundação do reservatório. Para uma mesma planta, as APs são esgotadas quando o nível máximo do barramento atinge o NA_{min} , levando o volume regularizado ao máximo e a queda d'água média ao mínimo.

Este procedimento de otimização do volume de cada reservatório, para cada alternativa de nível d'água e depleção máximos é executado pela rotina *otimax.f90*, conforme apresentado no ANEXO II.

4.5.6 Cálculo do potencial total da bacia

O Potencial Total Acumulado na bacia (*PTA*) é definido como o somatório dos potenciais líquidos das n AP_i componentes da DFQ, conforme expresso por

$$PTA = \sum_1^n PI(i) \quad (25)$$

Durante o processo de seleção de alternativas, o cálculo do *PTA* é realizado, conforme a equação 25, a cada nova aceitação de uma planta para a divisão de quedas.

Toda vez que se executa a rotina *regulariza.f90*, ao fim de um ciclo de implantação de uma AP, a otimização de cada planta, expressa pela relação de $Q \times H$ é perdida. Uma planta que tinha calculada determinada depleção máxima para as vazões naturais do rio, quando passa a receber uma vazão regularizada de montante, poderia apresentar um maior potencial caso adotasse uma menor depleção, aproximando-se de um esquema à fio d'água.

Assim, após o processo de regularização, a otimização individual do potencial de cada planta é novamente realizada através da rotina *otimax.f90*. No entanto, quando se procede à otimização dos potenciais, as depleções máximas das APs e, conseqüentemente, os *PI*, são alterados, configurando um processo iterativo.

O processo de iteração, ilustrado na parte inferior da Figura 4.10, tem como função objetivo o potencial total estimado (*PTE*) do conjunto. O processo de regularização e otimização de todas as APs é encerrado quando a variação do *PTE* não é percebida de uma iteração para outra, dentro de uma tolerância. Para uma tolerância de 1.10^{-5} , a condição é expressa por

$$\left| 1 - \frac{PTA(n)_{i-1}}{PTA(n)_i} \right| < 1.10^{-5} \quad (26)$$

onde *PTA* é o potencial total acumulado da bacia para uma divisão de quedas com n APs implantadas; i é o número da iteração (número de ciclos de regularização e otimização). Observou-se que o número de iterações é sempre inferior ao número de APs implantadas do conjunto, ou seja, $k < j$.

4.5.7 Cálculo de fragilidade das APs

A cada AP selecionada, os indicadores de fragilidade ambiental e técnico-econômica são calculados para o conjunto de plantas já inseridas na solução de divisão de quedas. São calculados todos os indicadores descritos no item 4.3.4.

Os indicadores qualitativos de fragilidade são calculados para todas as APs ainda não testadas do vetor e serão utilizados para o cálculo da fragilidade total na bacia. Os indicadores restritivos são calculados apenas para a AP sob teste e serão utilizados nesta como critério de corte.

4.5.8 Aceitação da AP quanto a critérios de corte de fragilidade

Quando o objetivo é a avaliação de cenários de fragilidade, as APs sob teste são submetidas à verificação aos critérios de corte. Os indicadores que impõem restrição ao desenvolvimento, descritos no item 4.3.4, são a classificação de trecho de rio como “especial”, segundo o CONAMA 357/05, e a definição de um trecho de rio como livre de barramento.

Nesta etapa, caso a AP não passe em qualquer critério de corte, ocorre sua eliminação e nova busca no VAP. Caso contrário, a AP está definitivamente selecionada para a DFQ.

4.5.9 Cálculo da fragilidade total na bacia

O indicador de fragilidade agregado (*IFA*) é recalculado para cada AP e acumulado para o conjunto de plantas aceitas.

A fragilidade total acumulada na bacia é definida como o somatório das fragilidades, mensuradas pelo Indicador de Fragilidade Total Acumulada (*FTA*) das *n* APs componentes da DFQ, conforme expresso por

$$FTA = \sum_1^n IFA \quad (27)$$

4.5.10 Índices globais de potencial e fragilidade

Os índices globais de potencial e fragilidade são obtidos pela adimensionalização dos totais acumulados na bacia, respectivamente, *PTA* e *FTA*, em função de seus fatores de

ponderação. Os fatores de ponderação são os totais (acumulados) máximos que podem ocorrer na bacia (hipotéticos), tanto para impacto ou fragilidade, quanto para potencial de geração. A ponderação permite que os valores de potencial e fragilidade totais sejam comparáveis e que possam compor um único índice.

Potencial e fragilidade totais hipotéticos na bacia

O Potencial Total Hipotético (*PTH*) é obtido através da implantação do máximo de projetos na bacia. As únicas restrições consideradas no cálculo do *PTH* são de ordem legal, aquelas computadas na etapa de prospecção de potenciais, referentes aos atributos de resposta.

No mesmo cenário, de máximo potencial, assume-se que ocorram as maiores fragilidades (impactos ambientais e dificuldades técnico-econômicas). Assim, é possível estimar a Fragilidade Total Hipotética (*FTH*), representando o máximo, ou potencial, impacto que poderia ocorrer na bacia.

Índice de potencial hidrelétrico global na bacia (IPG)

O valor do Índice de Potencial Global na bacia (*IPG*) em uma divisão de quedas qualquer é uma porção do *PTH*. O *IPG* de uma divisão de quedas com n AP_i aceitas é expresso por

$$IPG = \frac{PTA}{PTH} \quad (28)$$

Índice de fragilidade global na bacia (IFG)

O Índice Global de Fragilidade (*IFG*) na bacia é relativo à *FTH*, calculada no cenário de *PTH*. Para uma bacia com n AP_i implantadas, o *IFG* é expresso por

$$IFG = \frac{FTA}{FTH} \quad (29)$$

Os índices globais são acumulados. Referem-se à soma dos valores da divisão de quedas na bacia em um nível qualquer de implementação da divisão de quedas.

4.5.11 Atualização do VAP

Quando uma AP é aceita e implantada, há um passo de atualização das plantas afetadas por ela. No caso de curto-circuito, as APs afetadas são excluídas, ainda que o potencial, devido à vazão remanescente (reduzida), não seja nulo. Se a interferência é por inundação, dois casos podem ocorrer, conforme exemplo da Figura 4.11:

- o pé da barragem é inundado: se a planta no sítio 2 é aceita, todas as APs referentes ao sítio 3 são excluídas;
- a casa de força é inundada, mas o pé da barragem não: se a planta do sítio 1 é aceita, o sítio 2 tem todas suas APs recalculadas em função do novo nível d'água a jusante. Neste caso, a vazão regularizada continua a mesma, mas a queda d'água é reduzida, alternado o Pl das APs.

Ao final da atualização, o VAP está pronto para nova pré-seleção e novo ciclo. Caso o vetor esteja vazio, ou seja, todas as VAPs foram testadas (implantadas ou descartadas), o processo de seleção é encerrado.

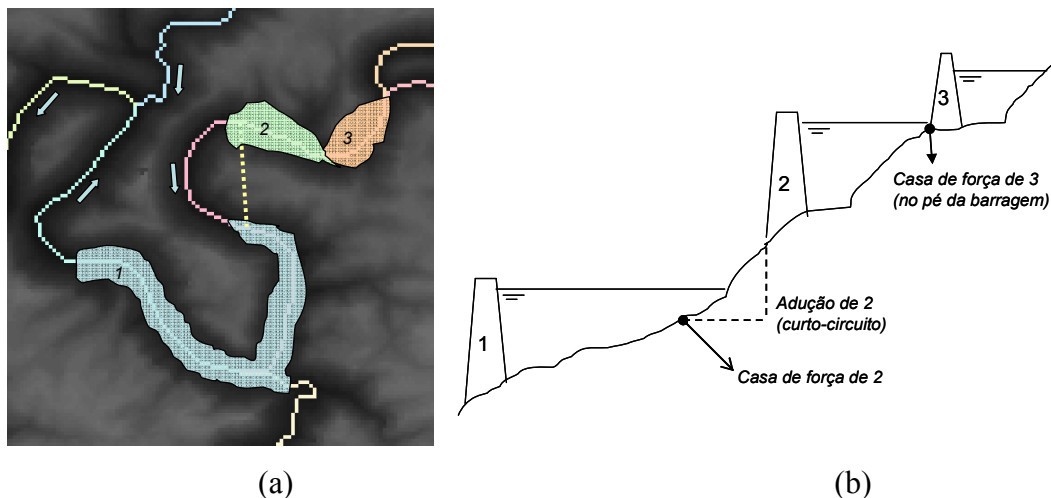


Figura 4.11. Casos típicos de interferência por inundação: (a) em planta, (b) perfil longitudinal.

4.6 AVALIAÇÃO AMBIENTAL E ENERGÉTICA INTEGRADA

A avaliação ambiental e energética integrada, no contexto da metodologia, consiste nas seguintes etapas:

- Definição dos pesos do indicador de fragilidade agregado;
- Obtenção do potencial e fragilidade totais hipotéticos na bacia;

- Obtenção do cenário base de potencial e fragilidade totais na bacia;
- Cálculo do potencial global viável para o cenário base;
- Análise de cenários de fragilidade;
- Definição da divisão de quedas final.

4.6.1 Definição dos pesos do indicador de fragilidade agregado

As fragilidades de cada AP, conforme descrito no item 4.3.4, são computadas pelo Indicador de Fragilidades Agregado (*IFA*). Os pesos w_i do indicador devem ser definidos para cada indicador i de fragilidade.

Esta etapa é fundamental no processo de tomada de decisão. É a ocasião da discussão técnica de todas as partes envolvidas e interessadas no projeto. Os pesos definidos serão utilizados em um cenário base para a obtenção do potencial viável, mas serão ainda submetidos a uma análise de sensibilidade por meio de testes de cenários de fragilidade.

4.6.2 Obtenção do potencial e fragilidade totais hipotéticos na bacia

Em uma primeira rodada do módulo de seleção de APs, o *PTA* é calculado considerando que não ocorram restrições de ordem técnica, econômica ou ambiental. Neste cenário, a vazão ambiental é nula, e os critérios de corte não são utilizados.

Ao final do processo de seleção, quando todas as APs foram testadas, o resultado é o Potencial Total Hipotético (*PTH*) da bacia e a respectiva Fragilidade Total Hipotética (*FTH*).

4.6.3 Definição do cenário base de potencial e fragilidade totais na bacia

Nesta etapa o *PTA* e a *FTA* são calculados considerando as fragilidades e as restrições técnicas e ambientais que possam impactar o potencial total na bacia. O cenário de potencial máximo com restrições é dito cenário base. As restrições do cenário base consistem em:

- Definir vazão ambiental remanescente a jusante de barramento;
- Definir vazão remanescente para outorgas vigentes no trecho afetado;
- Tornar ativo o critério de corte pro trecho de rio livre de barramento;
- Tornar ativo o critério de corte por rio de “Classe Especial” (CONAMA 357).

Via de regra, a definição de uma vazão ambiental reduz sensivelmente o número de plantas com esquema tipo curto-circuito na divisão de quedas. As suas pares no VAP, com

geração no pé, podem passar a ter maior potencial, uma vez que não têm subtraída parte da vazão turbinada.

Trechos de rio livres de barramento podem ser definidos no início da simulação ou através do critério *IFIFL*, descrito no item 4.3.4, com o qual a definição do trecho livre depende do desenvolvimento da divisão de quedas no processo de seleção.

Rios “Classe Especial”, definidos por enquadramento de acordo com a Resolução CONAMA 357/05, podem ser levados em consideração nesta etapa. Os critérios para a definição da classe do rio são descritos no item 4.3.4.

Nesta etapa pode ser de interesse para a análise a simulação de mais de um cenário de vazão ambiental, mantendo os pesos do *IFA* constantes, verificando seu impacto sobre os *PTA* e *FTA*. A análise dos resultados em planta e comparando as APs do vetor inicial com as selecionadas é importante nesta etapa, permitindo que o analista ganhe sensibilidade sobre o sistema.

4.6.4 Cálculo do potencial global viável para o cenário base

O cálculo do Potencial Global Viável (*PGV*) na bacia para o cenário base é realizado através da análise conjunta das curvas de potencial e fragilidade totais (*PTA* e *FTA*). As curvas de *PTA* e *FTA* são obtidas pelo cálculo dos índices de Potencial Global (*IPG*) e Fragilidade Global (*IFG*) ao longo do desenvolvimento da divisão de quedas. As curvas de *IPG* e *IFG* mostram os valores relativos de potencial e fragilidade acumulados totais (em relação a *PTH* e *IFH*, respectivamente), conforme a Figura 4.12.

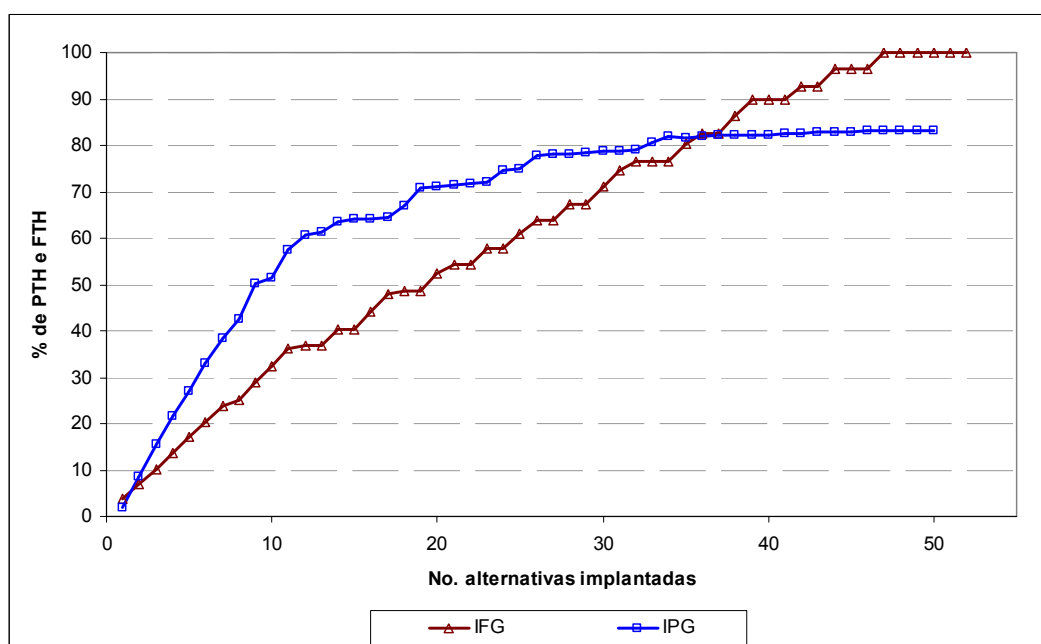


Figura 4.12. Curvas de potencial e de fragilidade totais acumulados relativos.

O processo para a estimativa de *IPG* e *IFG* está descrita no item anterior, de seleção de APs. Com base nas curvas da Figura 4.12, pelo critério de máxima diferença entre *IPG* e *IFG*, é obtido o *PGV*, como descrito a seguir.

Máxima diferença entre *IPG* e *IFG*

O critério estabelece que, conforme apresenta o exemplo da Figura 4.13, o *PGV* e a respectiva fragilidade são obtidos no eixo das ordenadas (em %) para o nível de implementação da divisão de quedas em que ocorre a máxima diferença entre as curvas de *IPG* e *IFG*. No caso do exemplo, a divisão de quedas com as primeiras 16 plantas fornece o ótimo da relação e um *PGV* de 64% do *PTH*.

O valor de *PGV* em MWm é obtido multiplicando-se o valor do eixo das ordenadas referente ao ponto de máxima (ou outro escolhido) da curva de *IPG-IFG* pelo valor do *PTH*.

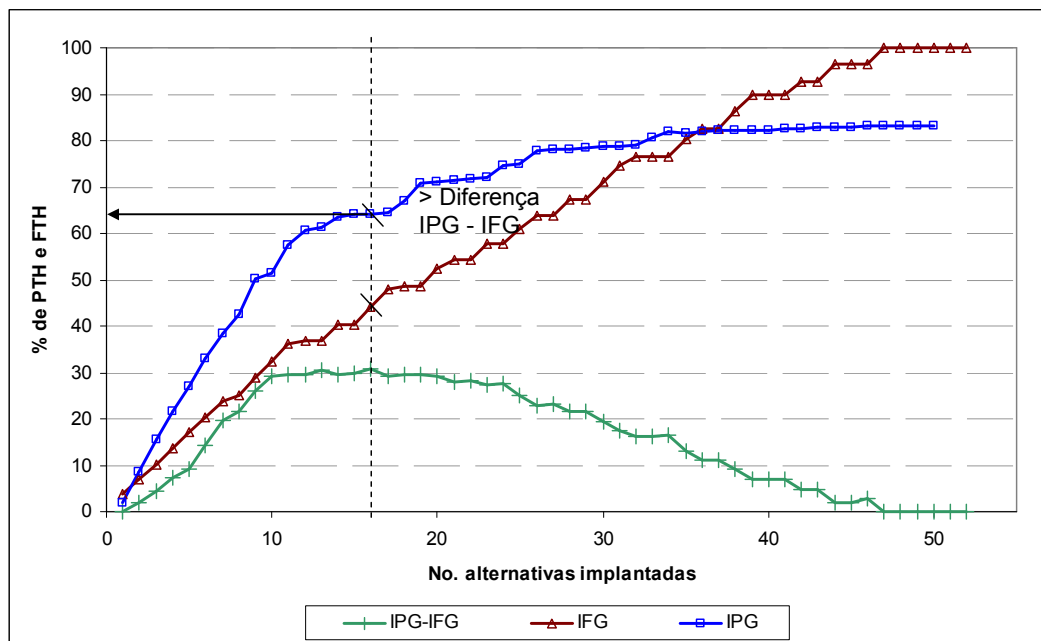


Figura 4.13. Curva de diferença máxima entre potencial e fragilidade totais.

O critério deve ser avaliado com atenção, uma vez que há a formação de um patamar de valores próximos ao ótimo, ou dois picos na curva de diferença, o que permite certa flexibilidade na análise.

A decisão por um ou outro valor na curva de diferença pode ser baseada no horizonte de planejamento ou na relação de compromisso entre os atores envolvidos. Valores mais restritivos de fragilidade, resultando em menores potenciais totais, serão adotados para um planejamento de curto-prazo. Por outro lado, valores mais permissivos do ponto de vista de

fragilidades serão adotados no planejamento de longo prazo ou quando há um ritmo mais acelerado de crescimento econômico no país forçando a expansão da geração de energia elétrica.

Ressalta-se que, apesar dos valores de *PGV* obtidos sejam ditos ótimos, não se trata de um problema de otimização, mas de avaliação de cenários. O chamado ótimo é simplesmente o ponto em que o incremento marginal de *FTA* ao longo da implantação da divisão de quedas supera o de *PTA*.

4.6.5 *Análise de cenários de fragilidade*

A análise de cenários de fragilidade é um recurso que pode ser utilizado para subsidiar uma discussão sobre a incerteza na definição de pesos dos indicadores de fragilidade. A análise de cenários pode ser aplicada quando:

- a definição dos pesos não for de consenso entre os tomadores de decisão;
- houver a possibilidade de mais de um cenário que atenda os níveis de aspiração de cada parte envolvida em relação aos indicadores de fragilidade;
- deseja-se testar diferentes horizontes de planejamento, nos quais os pesos dos indicadores podem variar;
- deseja-se obter o potencial global da bacia para diferentes cenários macroeconômicos (moderado, tendencial e otimista, nos moldes do planejamento do setor elétrico brasileiro), os quais devem, em função da demanda por energia, ter diferentes relações de importância entre os indicadores de fragilidade técnico-econômicos e ambientais.

Para a análise de cenários de fragilidade, as etapas da Avaliação Ambiental e Energética Integrada são repedidas desde o passo de definição dos pesos dos indicadores, resultando em diferentes curvas de *IFG*. A curva de *IPG* permanece a mesma, uma vez que não são introduzidos novos critérios de restrição ao desenvolvimento.

Como resultado, tem-se um feixe de curvas de *IPG-IFG* que definem inúmeros pontos de *IPG* na bacia, delimitando o espaço decisório, ilustrado no exemplo da Figura 4.14. A análise da relação entre *IFG* e *IPG* no espaço decisório permite uma maior sensibilidade sobre os resultados e deve auxiliar a tomada de decisão na escolha do cenário definitivo (que pode ser o próprio cenário base) de objetivo energético para a bacia.

O feixe de curvas de fragilidade mostrado na Figura 4.14 (espaço decisório) é avaliado para a definição do cenário definitivo de *PGV*. Os pontos extremos, mínimo e

máximo de potencial, são definidos pelos cenários mais restritivo e mais permissivo de fragilidades. Caso os cenários tenham sido definidos com base em diferentes níveis de aspiração dos atores envolvidos, a solução naturalmente tenderá a um compromisso entre a viabilidade técnico-ambiental e o benefício energético.

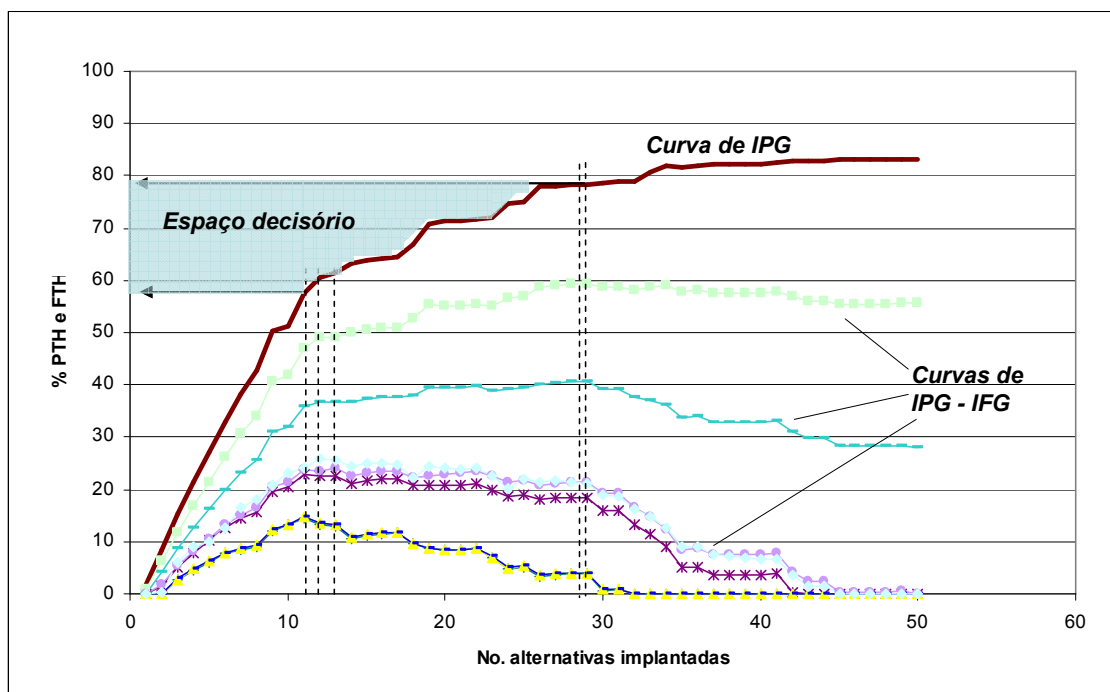


Figura 4.14. Curvas IPG-IFG para diferentes cenários de fragilidade de divisão de quedas.

4.6.6 Definição da divisão de quedas final

Definido o *PGV* e o nível de implementação da divisão de quedas na bacia, o processo de seleção é executado novamente para se obter a configuração da DFQ. As APs são selecionadas e implantadas até que se atinja o nível de implementação do *PGV*, resultando em uma divisão de quedas final. Desta forma, as APs que seriam implantadas na sequência de execução do processo de seleção não participam e, por consequência, não contribuem com os ganhos marginais de energia.

5 RESULTADOS

Os resultados estão divididos em dois estudos de caso na mesma bacia hidrográfica, porém com finalidades totalmente distintas: validação e aplicação.

Ambos os estudos de caso são desenvolvidos em áreas parciais da bacia do rio Taquari-Antas, no Estado do Rio Grande do Sul. Esta bacia foi escolhida em função da razoável quantidade de informação disponível oriunda de estudos de inventário de potencial hidrelétrico e avaliações ambientais, realizados desde os anos 90, e da recente demanda do órgão ambiental estadual em reavaliar os impactos ambientais dos projetos hidrelétricos em desenvolvimento na bacia.

A validação da metodologia adota a mesma porção da bacia do Taquari-Antas inventariada pela CEEE em 1993, com uma área de aproximadamente 18500 Km². Neste estudo de caso a metodologia é empregada adotando critérios, como o objetivo energético, utilizados no inventário da CEEE. O foco neste caso é a verificação da capacidade da metodologia em representar as APs levantadas em um estudo tradicional de inventário, verificando aspectos locacionais e características energéticas e técnicas dos projetos. Ou seja, o foco é a validação do mecanismo de prospecção de potenciais.

O estudo de caso de aplicação trata do desenvolvimento completo da metodologia, buscando o conhecimento do potencial total viável na bacia e a DFQ. Adicionalmente, é realizada uma análise de cenários de fragilidade, de modo a verificar a sensibilidade da variação dos pesos dos indicadores sobre o *PGV*. Este caso é aplicado em uma sub-bacia do caso de validação, visando com uma menor área de prospecção (8312 Km²), um menor esforço computacional e maior agilidade no processamento dos resultados.

5.1 ESTUDO DE CASO DE VALIDAÇÃO: TAQUARI-ANTAS-RS

A área em estudo foi a mesma utilizada pela CEEE em 1993, descartando o terço inferior da bacia do Taquari-Antas. As características comparadas entre os resultados das simulações e o inventário de potencial hidrelétrico da CEEE foram:

- Posição do barramento;
- Tipo e *layout* da planta;
- Potenciais individuais;
- Potencial global da bacia;
- Perdas de potencial por tipo de restrição.

5.1.1 Caracterização geral da bacia do rio Taquari-Antas

O rio Taquari-Antas está localizado no sul do Brasil, completamente compreendido em território do Rio Grande do Sul, configurando águas de domínio estadual. O rio flui de Leste para Sudoeste, com uma extensão de 530 km, desaguardo próximo à foz do rio Jacuí, como apresenta a Figura 5.1. Seus principais tributários são os rios Camisas, Tainhas, Lajeado Grande, da Prata, Carreiro, Guaporé, Forqueta e Taquari-Mirim.

A bacia do Taquari-Antas tem uma área de drenagem de 26.500 km², o equivalente a cerca de 9% da área do Estado, compreendendo 119 municípios. A população residente na bacia é de aproximadamente 1.100.000 habitantes, representando cerca de 18% da população do Estado.

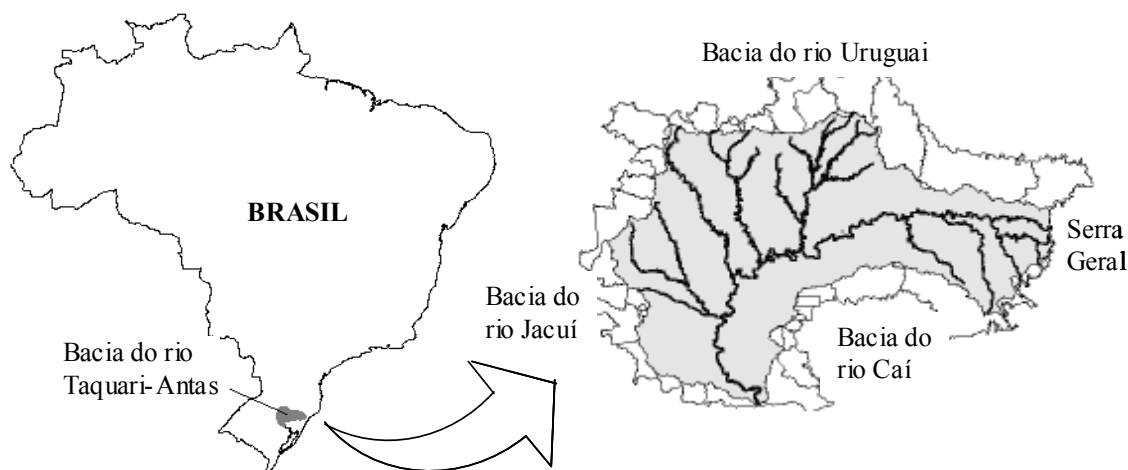


Figura 5.1. Localização da bacia do rio Taquari-Antas.

A vazão média de longo período na foz do Taquari é de aproximadamente 633 m³.s⁻¹ ou 744 mm.ano⁻¹. A topografia dos trechos médios do rio principal e principais tributários é bastante acidentada e o regime fluvial é caracterizado por abruptas variações de nível e vazão nos períodos chuvosos.

Desenvolvimento de hidroeletricidade

O potencial hidrelétrico do rio Taquari-Antas tem sido estudado desde a primeira metade do século XX. Em 1993, foi concluído um amplo estudo de prospecção de potencial hidrelétrico, compreendendo os 2/3 superiores da bacia, considerada a região de maior vocação hidrelétrica. O inventário hidrelétrico realizado pela CEEE tem delineado desde então a exploração do potencial hidroenergético na bacia. A divisão de quedas obtida nos estudos da CEEE é apresentada na Figura 5.2.

Nos estudos de inventário de 1993, foram avaliados, além de aspectos técnicos e econômicos de produção de energia, impactos sociais e ambientais que poderiam ocorrer com a implementação dos projetos. Na etapa de prospecção inicial de potenciais, foram seguidos os seguintes critérios (CEEE, 1993):

- Menos áreas inundadas quanto possível;
- Grande queda entre tomada d'água e casa de força;
- Esquemas tipo curto-circuito;
- Barramento em seções bastante declivosas, inundando áreas agrícolas pouco produtivas;
- Barramentos de baixo impacto ambiental;
- Evitar interferência com centros urbanos e infra-estrutura pública, como pontes, viadutos, estradas, edificações, túneis, linhas de transmissão, etc.;
- Acessibilidade ao sítio de construção;
- Esquemas à fio d'água.

De acordo com tais critérios, o inventário de 93 localizou e classificou 79 sítios com potencial hidrelétrico, com uma energia total hipotética estimada em 552 MWm. Cada um dos sítios prospectados foi individualmente avaliado quanto aos impactos ambientais. Foi verificado, nesta etapa, que os melhores sítios para produção de energia também eram os que apresentavam maiores impactos ambientais. De forma a evitar a perda de sítios promissores, algumas plantas tiveram mais de um *layout* estudado, variando a posição da casa de força, locação da barragem e nível d'água máximo no reservatório. Como resultado, foram obtidas 94 APs de aproveitamento na bacia.

A fase de seleção de APs do inventário da CEEE foi concluída com 56 usinas hidrelétricas, totalizando 467 MWm de energia firme, aproximadamente 85% do potencial máximo hipotético prospectado na fase anterior. A energia firme dos aproveitamentos incluídos no inventário varia de 0,6 a 57 MWm.

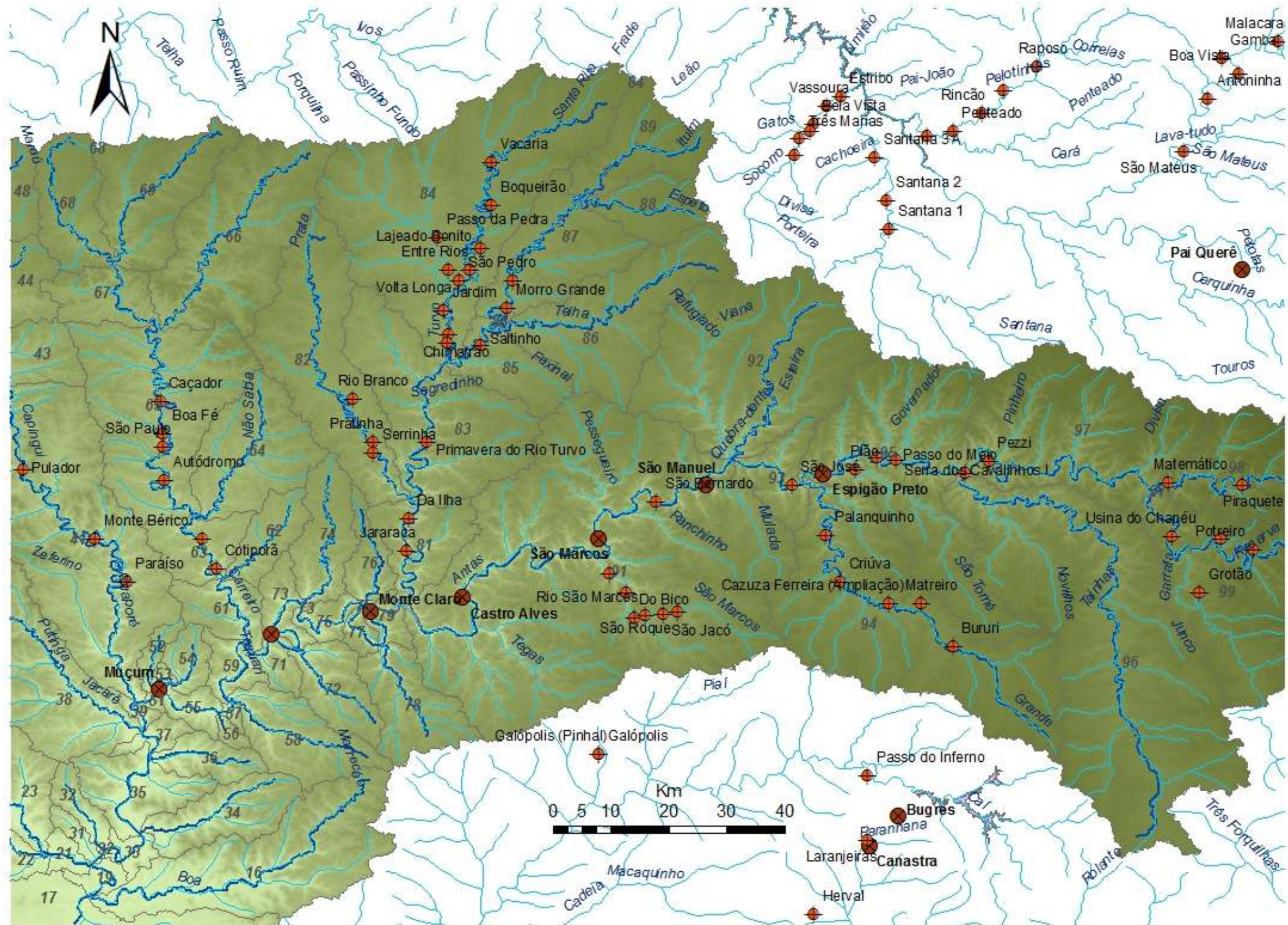


Figura 5.2 Localização das usinas hidrelétricas na bacia do rio Taquari-Antas segundo o inventário de 1993 da CEEE.

Em comparação com o potencial máximo hipotético, em que os aspectos ambientais e dificuldades técnicas e econômicas eram observados mas não eram uma restrição, houve uma perda de:

- 12 MWm por alto impacto ambiental (não compensável), envolvendo altos custos de mitigação (2 APs);
- 58 MWm por razões econômicas, plantas com custo de geração superior ao aceitável (25 APs);
- 15 MWm por interferência com infra-estrutura existente ou por dependência com outras APs escolhidas por serem mais rentáveis (no caso de sítios com mais de uma alternativa de *layout*).

A bacia tem hoje 4 plantas operando e várias outras em processo de licenciamento ambiental. Devido às crescentes demandas por licenciamento, o órgão ambiental estadual (FEPAM) foi levado a refinar as avaliações ambientais do conjunto de empreendimentos inventariados na bacia do Taquari-Antas.

No início da década a FEPAM desenvolveu um estudo com o objetivo de identificar quais das plantas inventariadas iriam causar maiores impactos ambientais e quais seriam as áreas mais impactadas. O estudo consistiu em uma avaliação de múltiplos critérios referentes a ecossistemas aquáticos e terrestres, qualidade da água e atividades antrópicas. Das 56 plantas incluídas no inventário de 93 e avaliadas pela FEPAM, com um total de 467 MWm de energia, 17 foram consideradas inviáveis do ponto de vista ambiental e não passíveis de licenciamento, causando perdas de 27% da energia firme inventariada na bacia (131MWm).

5.1.2 Definição e caracterização da área de estudo

Processamento do MDT

A bacia foi subdividida em 81 unidades (sub-bacias), das quais 54 foram utilizadas, em uma ordem de divisão de Otto Pfafstetter de nível 2, conforme apresenta a Figura 5.3. O MDT utilizado foi uma imagem SRTM com resolução de três arco-segundos de grau (3'') (aproximadamente 90 x 90m), adquirida em 4 de janeiro de 2000. As principais características fisiográficas de cada sub-bacia, calculadas pelo algoritmo de divisão de bacias, são apresentadas na Tabela 2.1.

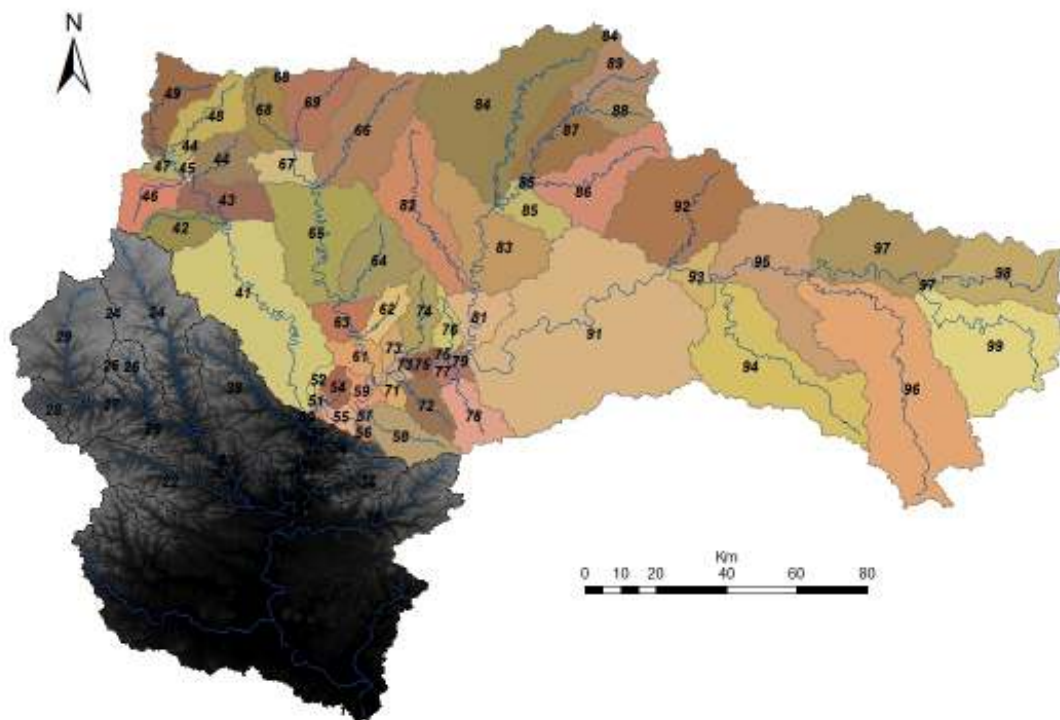


Figura 5.3. Discretização especial da bacia do rio Taquari-Antas.

Tabela 5.1. Características fisiográficas do sistema por sub-bacia

<i>Otto ID</i>	<i>Contribui para sub-bacia</i>	<i>Área sub-bacia (Km²)</i>	<i>Comprimento trecho de rio (km)</i>	<i>Declividade trecho de rio (%)</i>	<i>Índice de sinuosidade</i>
99	97	1094.7	85.7	0.00431	2.119
98	97	667.2	70.1	0.00657	1.939
97	95	904.3	63.2	0.001934	2.004
96	95	1938.7	126.5	0.002829	1.844
95	93	990.8	46.8	0.002796	1.838
94	93	1262.3	100.1	0.005807	1.663
93	91	170.6	16.1	0.001649	1.335
92	91	1059.5	56.4	0.009455	1.795
91	79	2913.0	105.2	0.001839	1.804
89	87	303.5	39.2	0.004287	1.622
88	87	200.1	31.6	0.004826	1.513
87	85	422.4	56.9	0.003135	2.405
86	85	634.3	63.3	0.005045	1.663
85	83	218.4	24.1	0.005839	2.446
84	83	1521.3	115.3	0.003926	2.276
83	81	749.9	43.1	0.002868	1.843
82	81	723.7	87.0	0.005323	1.888
81	79	246.5	34.2	0.003931	2.011
79	77	57.1	14.0	0.001447	1.928
78	77	278.1	28.4	0.018318	1.503
77	75	40.8	10.6	0.00454	1.582
76	75	117.1	28.0	0.00753	1.494
75	73	68.5	20.0	0.00201	2.013
74	73	239.4	42.5	0.00322	1.778
73	71	101.2	17.2	0.00293	2.355
72	71	199.3	28.7	0.00610	1.347
71	59	66.6	9.8	0.00174	1.459
69	67	431.3	43.7	0.01050	1.500

<i>Otto ID</i>	<i>Contribui para sub-bacia</i>	<i>Área sub-bacia (Km²)</i>	<i>Comprimento trecho de rio (km)</i>	<i>Declividade trecho de rio (%)</i>	<i>Índice de sinuosidade</i>
68	67	280.5	41.5	0.00191	1.812
67	65	189.4	21.0	0.00499	1.661
66	65	754.3	69.6	0.00520	1.710
65	63	840.1	81.2	0.00325	2.619
64	63	424.6	40.9	0.00602	1.616
63	61	182.8	25.5	0.00606	2.356
62	61	149.5	27.9	0.00442	1.481
61	59	155.9	17.9	0.00297	1.485
59	57	92.6	17.2	0.00585	1.918
58	57	298.2	35.1	0.00410	1.279
57	55	13.9	3.9	0.00150	1.750
56	55	23.1	8.1	0.01818	1.098
55	53	71.3	14.2	0.00047	1.565
54	53	83.2	15.2	0.02076	1.535
53	51	12.5	4.4	0.00140	1.413
52	51	45.8	15.8	0.01415	1.250
51	39	13.4	5.0	0.00046	1.369
49	47	358.5	50.6	0.01933	2.061
48	47	341.3	50.7	0.00184	1.691
47	45	90.9	15.1	0.00718	1.903
46	45	241.7	33.6	0.00682	1.621
45	43	20.6	3.1	0.00295	1.393
44	43	266.1	27.9	0.00552	1.524
43	41	291.4	29.8	0.00321	2.026
42	41	233.6	34.8	0.01191	1.527
41	39	1469.3	112.7	0.00411	2.052

População do sistema

As informações utilizadas, obtidas exclusivamente de bancos de dados digitais e servidores de mapas *on-line*, estão apresentadas na Tabela 5.2.

Para a composição do mapa de uso e ocupação do solo foi realizada uma classificação manual sobre as imagens disponíveis no Google EarthTM. Julgou-se necessária a classificação manual sobre imagens de alta resolução em função do tipo de problema e das condicionantes regionais. Em uma região com reservatórios com áreas de alagamento em vales encaixados, modestas em relação ao potencial hidrelétrico, a identificação de pequenas singularidades com núcleos populacionais rurais poderia ser decisiva na seleção de um barramento em detrimento de outro.

Como não seria utilizado um classificador automatizado, era conveniente estipular uma área de classificação que se estimasse ser a máxima possível de alagamento, evitando o processamento de toda a bacia. A área de classificação foi delimitada com uma primeira rodada do algoritmo de prospecção, gerando um mapa de área influência direta dos reservatórios no caso hipotético de que todos fossem construídos (potencial de alagamento).

Tabela 5.2. Informações de entrada da metodologia

<i>Informação</i>	<i>Tipo/ Formato</i>	<i>Escala/ Resolução</i>	<i>Fonte</i>
Modelo Numérico do Terreno	Raster	3" de grau (~90m)	SRTM do USGS Http://seamless.usgs.gov
Uso e ocupação do solo	Raster	1 – 30 m	Google Earth TM (LandSat, GeoEye, Spot)
Mapa de linhas de transmissão	Vetorial (linhas)	-	SIGEL Http://sigel.aneel.gov.br/brasil/viewer.HTM
Mapa rodoviário	Vetorial (linhas)	-	DNIT www.transportes.gov.br
Mapa ferroviário	Vetorial (linhas)	-	DNIT www.transportes.gov.br
Mapa de áreas de preservação integral	Vetorial (polígonos)	-	MMA mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.HTM
Mapa de áreas de uso sustentável	Vetorial (polígonos)	-	MMA mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.HTM
Dados de vazão	Tabular	-	ANA (Http://hidroweb.ana.gov.br/)

As classes foram definidas em função das características da região e com o foco nos indicadores que se pretendia compor, descritas como:

- Urbana: sede de municípios, com alta densidade populacional, boa infraestrutura urbana, comércio e indústria;
- Rural: localidades, povoados, distritos e vilas, com baixa-média densidade populacional e razoável infraestrutura;
- Floresta: mata nativa intocada ou em regeneração, sem população. Tentou-se ao máximo separar as áreas de reflorestamento (incluídas em uso agrícola);
- Campo: pasto ou área sem ocupação humana aparente, sem população. Infraestrutura desprezível, como bebedouros e armazenagem de ração para o gado, porteiras, estradas rurais não mapeadas.
- Lazer: moradias de alto padrão na beira do rio e áreas de e abertas ao público, como parques com cascatas e *campings*.

- Agrícola: lavouras e entornos, com baixa densidade populacional e alguma infraestrutura, como sede de fazenda, silos, açudes, aviários e habitações isoladas, com provável agricultura de subsistência ou para abastecer mercados pequenos locais. Áreas de reflorestamento.

Análise hidrológica

A *MVR* foi calculada, de acordo com a metodologia proposta no item 4.2.3, com base em três postos fluviométricos com extensas séries históricas, conforme apresentado na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. Estações fluviométricas do rio Taquari-Antas

<i>Posto</i>	<i>Período início – fim</i>	<i>Área (Km²)</i>	<i>Média longo período</i>		<i>Máxima regularizável</i>		<i>Q_{mlp} Q_T (%)</i>	<i>Falha (%)</i>
			<i>Q_{mlp} (m³/s)</i>	<i>Perm (%)</i>	<i>MVR (Q_T) (m³/s)</i>	<i>Perm (%)</i>		
86440000	1939–2006	3622	87	27	61	39	70	5
86510000	1940-2006	15826	366	27	259	37	71	7
86720000	1941-2006	19200	451	26	310	37	69	25

Considerou-se a vazão turbinada (Q_T) igual à máxima regularizável na seção (*MVR*). Observa-se que a relação entre *MVR* e a Q_{mlp} é aproximadamente constante (~70%) com a variação da área de contribuição da bacia. O mesmo ocorre com a permanência das vazões no tempo (~27% para a Q_{mlp} e ~38% para a *MVR*).

As falhas foram constatadas considerando-se os dias em que o reservatório deplecionou totalmente (Volume = 0) e não foi possível atender a nenhuma fração da demanda. Observa-se, na Tabela 5.3, níveis de falha razoáveis nas seções dos postos 86440000 e 86510000. Na seção do posto 86720000 as falhas foram significativas, indicando que, ainda que o máximo potencial tenha sido obtido para a vazão de 310 m³/s, este valor proporciona uma baixa garantia de atendimento.

De acordo com a equação 09, os parâmetros regionais das vazões características da bacia foram ajustados, conforme apresentado na Tabela 5.4. As vazões características foram regionalizadas para toda a bacia em função da área de drenagem.

Tabela 5.4. Parâmetros regionais das vazões características da bacia

<i>Coefficiente</i>	<i>Q_{mlp}</i>	<i>MVR</i>	<i>Q₉₅</i>
<i>A</i>	0,028	0,020	0,003
<i>B</i>	0,982	0,977	0,947

5.1.3 *Prospecção de potenciais*

Os valores iniciais dos parâmetros utilizados na prospecção dos sítios com potencial foram:

- Distância a jusante (*DJ*): 450 m
- Comprimento máximo da adução (*CMA*): 1.800 m
- Potencial bruto mínimo (*PBM*): 10 kWa
- Altura incremental do *NA* (dH): 4 m
- Máxima altura técnica do barramento (*MAT*): 50 m
- Declividade mínima admissível (*DMA*): 10%

A etapa de prospecção de potenciais foi finalizada com 1.933 plantas (sítios) com um total de 31266 APs, das quais:

- 997 desenvolveram barramento até a *MAT*;
- 39 interromperam desenvolvimento da barragem por exceder a *MVR*;
- 16 interromperam desenvolvimento pelo barramento estar confinados a uma confluência;
- 881 interromperam desenvolvimento da barragem pelo critério de *DMA*.

Dentre os demais pontos analisados que não foram aceitos como sítio potencial:

- 55 foram descartados por interferência do barramento com *API*;
- 2.344 foram descartadas por baixo potencial ($<PBM$).

Os comprimentos típicos de adução foram:

- Máximo: 1.798 m
- Mínimo (fora geração no pé): 81 m
- Médio: 907 m.
- Percentil 75%: 1.358 m.

Em uma análise das estatísticas globais, percebe-se que a quantidade de informação tratada é considerável. O algoritmo, para os parâmetros definidos, levanta um grande número de sítios, muitos concorrentes, ou seja, apenas uma AP no trecho poderia existir dada a proximidade entre os barramentos.

Observa-se que os parâmetros *PBM* e *DMA* têm importante papel em tornar o processo de prospecção parcimonioso. O primeiro, na prévia eliminação de sítio sem vocação. O segundo, na restrição ao desenvolvimento de um barramentos a qualquer custo em uma

seção transversal não favorável. Este foi o critério de parada de aproximadamente 40% dos sítio levantados que passaram pelo critério de *PBM*.

Quanto à estimativa inicial do parâmetro *CMA*, em 1.800 m, observa-se que 25% das APs levantadas tiveram comprimento de adução acima de 1.358, justificando o valor estimado do parâmetro.

Na análise em planta, verificou-se que duas importantes plantas do inventário de 93 situadas no curso principal do Antas não foram localizadas: Castro Alves e São Marcos. A Figura 5.4 e a Figura 5.5 apresentam a localização das referidas plantas do inventário de 93 e as inúmeras APs levantadas pelo algoritmo em cada trecho.

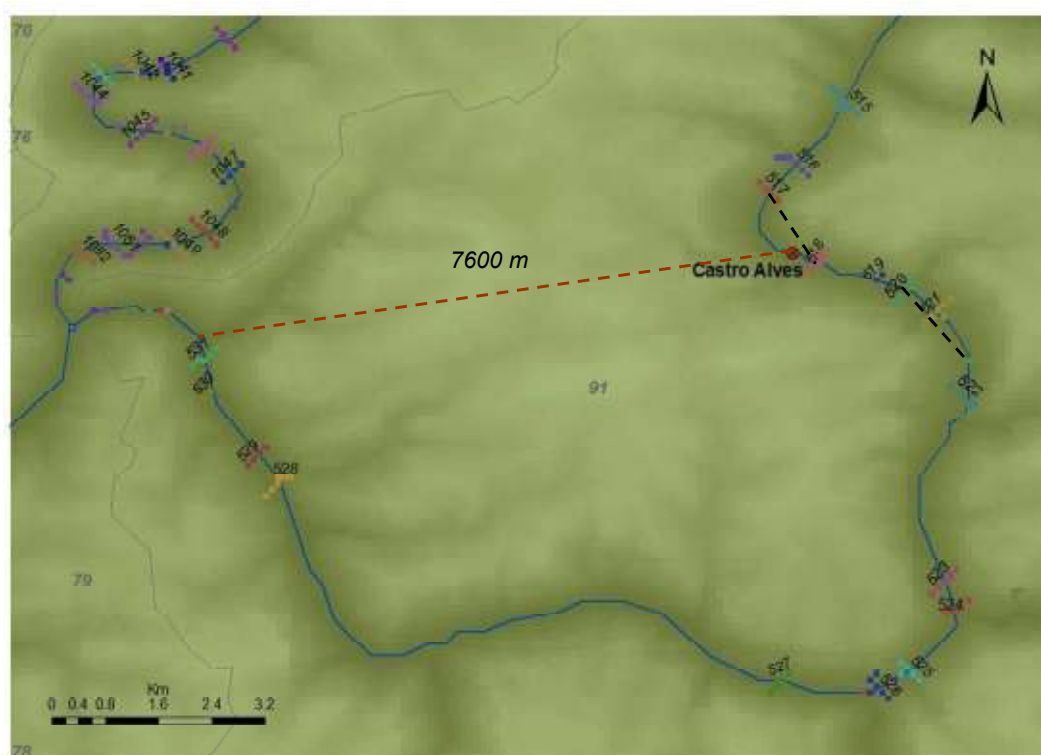


Figura 5.4. Localização da UHE Castro Alves e das APs levantadas pelo Hydrospot.

A razão de Castro Alves e São Marcos não terem sido localizadas foi o comprimento da adução dos projetos reais. As plantas têm aduções tipo túnel de aproximadamente 7,6 km e 2,6 km de extensão, respectivamente. Uma vez que o parâmetro que representa o comprimento máximo da adução (*CMA*) foi adotado com um valor de 1,8 km, as plantas não foram localizadas com a mesma configuração e potencial de geração.

Observa-se na Figura 5.4 que foram levantadas APs (sítios 517 e 518) em seções bastante próximas à de Castro Alves. No entanto, tais APs tiveram suas aduções curtas, localizadas em um mesmo ponto logo a jusante do barramento 518. Na Figura 5.5, observa-se que o sítio 490 poderia representar a planta de São Marcos, no entanto a seção de rio mais próxima a jusante para adução por túnel estava a 1.900 m de distância.

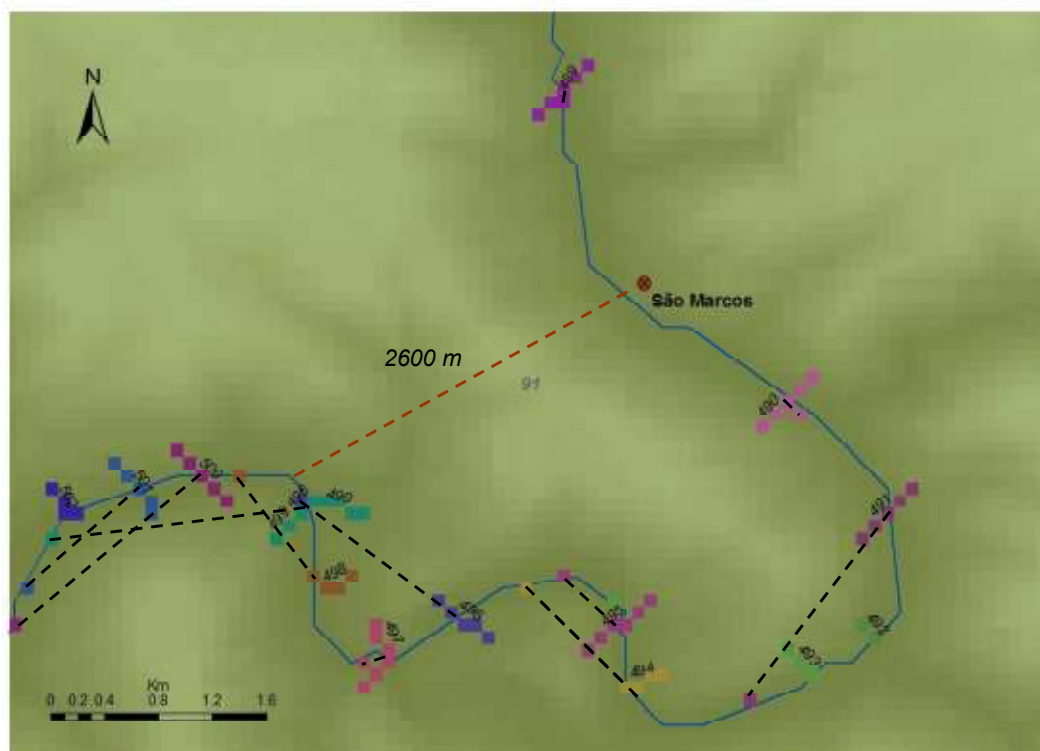


Figura 5.5. Localização da UHE São Marcos e das APs levantadas pelo Hydrospot.

Os sítios das usinas de Monte Claro, 14 de Julho e Muçum foram localizados com razoável precisão tanto para o barramento quanto para a casa de força, conforme se observa na Figura 5.6, Figura 5.7 e Figura 5.8.

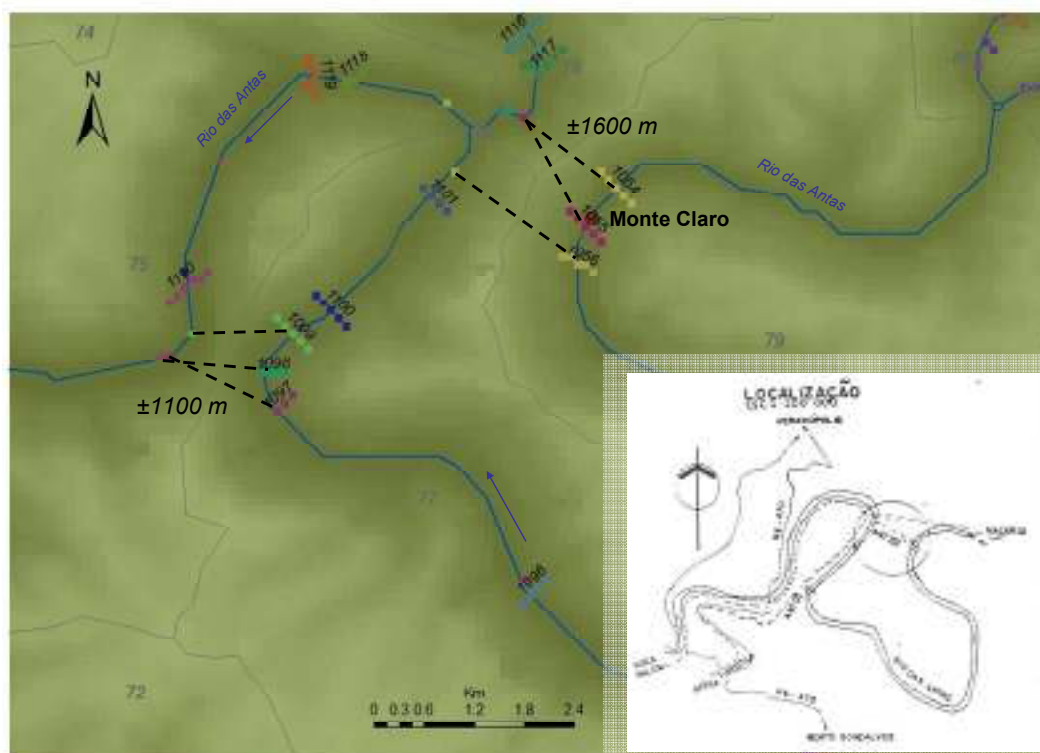


Figura 5.6. Localização das APs levantadas pelo *Hydrospot* nas proximidades do sítio da UHE Monte Claro (detalhe do inventário de 1993 da CEEE).

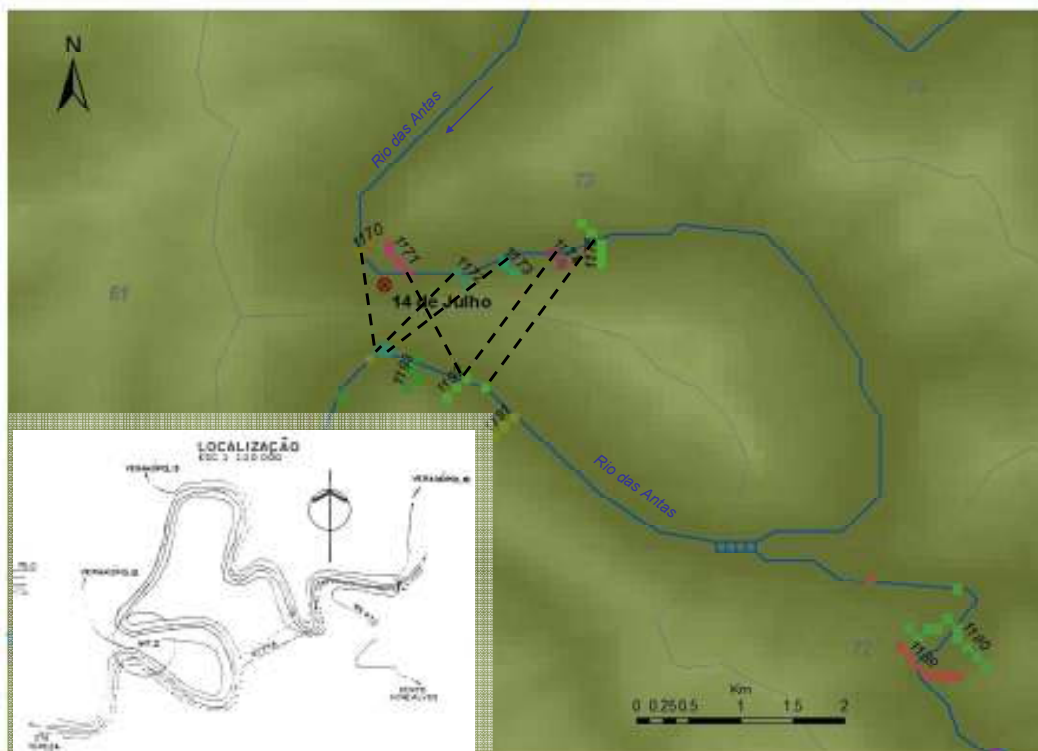


Figura 5.7. Localização das APs levantadas pelo *Hydrospot* nas proximidades do sítio da UHE 14 de Julho (detalhe do inventário de 1993 da CEEE).

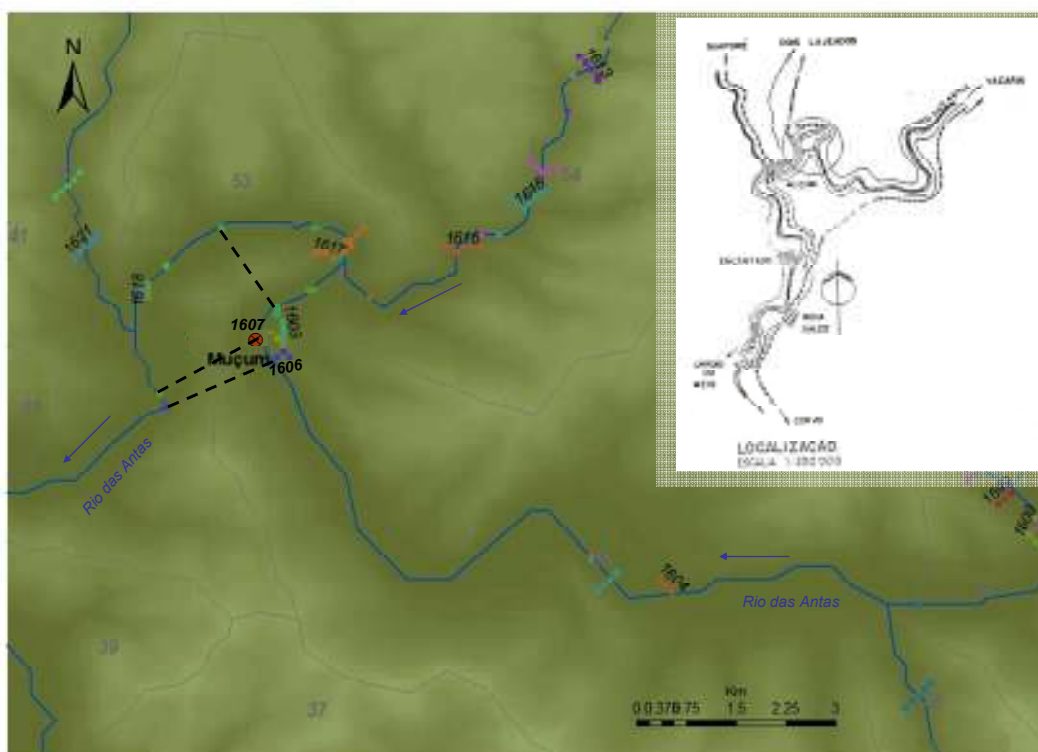


Figura 5.8. Localização das APs levantadas pelo *Hydrospot* nas proximidades do sítio da UHE 14 de Julho (detalhe do inventário de 1993 da CEEE).

Destaca-se que não houve empecilho dos pontos de vista teórico ou computacional para que ocorresse uma transposição de vazão entre diferentes unidades de discretização do sistema (sub-bacias), permitindo a representação de importantes APs de aproveitamento.

Observa-se, na Figura 5.6 que, da mesma forma como foi levantado no inventário de 93, duas alternativas de localização do barramento e casa de força foram identificadas no sítio da usina de Monte Claro (Antas III e III'). O algoritmo, com o valor de corte de 1.800 m para o comprimento da adução, identificou as APs 1097 a 1099 em uma alça do rio (sub-bacia 77) também estudada no inventário de 93 (Antas III), descartada depois em função da interferência com uma ferrovia.

De forma geral, as plantas do inventário da CEEE foram localizadas pelo Hydrospot. Outra exceção, fora as devidas ao parâmetro *CMA*, foi a PCH Pião, localizada no arroio São Tomé. A não localização desta planta também era prevista, uma vez que o arroio, devido à discretização da bacia em uma ordem 2 de divisão de Otto, não foi representado.

5.1.4 Avaliação ambiental e energética integrada

Definição dos pesos do indicador de fragilidade agregado

Os pesos para ponderação de indicadores de fragilidade foram definidos conforme apresenta a Tabela 5.5.

Tabela 5.5. Pesos iniciais dos indicadores de fragilidade

Indicador	Descrição	Coefficiente	Valor peso
IFEst	Probabilidade de estratificação	Wa	0,1
IFeut	Probabilidade de eutrofização	Wb	0,05
IFRH	Drenagem inundada ou vazão reduzida	Wc	0,15
IFIFL	Trecho de rio com barramento	Wd	0,1
IFITP	Indenização de terras produtivas	We	0,1
IFPAB	Deslocamento de população	Wf	0,15
IFIPA	Infra-estrutura pública afetada	Wg	0,1
IFDL	Acessibilidade ao sítio de construção	Wh	0,05
IFDLT	Acesso à demanda	Wi	0,05
IFIUC	Alagamento de unidades de conservação	Wj	0,15

Obtenção do potencial e fragilidade totais hipotéticos na bacia

Da mesma forma que no inventário de 93 da CEEE, a metodologia deste estudo foi aplicada em um primeiro momento para a estimativa do *PTH* da bacia, desconsiderando as fragilidades ambientais e técnico-econômicas. Nesta etapa foi adotada uma vazão remanescente nula ($FQ_{amb}=0$).

O resultado foi um *PTH* estimado de 741,6 MWm em um total de 252 plantas, com potencial de geração médio variando entre 10 kWa e 58 MWm. Do total, 177 plantas apresentaram operação à fio-d'água e 75 plantas, reservação (vazão regularizada maior que a Q_{95}). Quanto ao *layout*, 244 plantas apresentaram derivação por túnel (curto-circuito) ou pela margem, e 8 dependem apenas da queda gerada pela barragem (geração no pé).

Uma análise em planta da divisão de quedas permite notar a diferença nas soluções para o inventário de 93. A Figura 5.9 apresenta a localização das APs implantadas no trecho baixo do rio das Antas, onde se localizam os principais potenciais da bacia, dentre os quais Muçum, Monte Claro, Castro Alves e 14 de Julho, com potências da ordem de 100 MW.

Observou-se que, como a AP de máxima altura (49 m) do sítio 1569, localizado na sub-bacia 59, era o maior potencial do vetor de APs, esta foi a primeira implantada e condicionou fortemente o restante da seleção. A planta de 14 de Julho do inventário de 93, por exemplo, não foi selecionada. O reservatório número 1569 foi implantado em sítio logo a jusante com um remanso com 51 km de extensão.

O remanso da planta 1569 atingiu o local previsto para a casa de força da planta 1099, que teve seu potencial redimensionado para o novo nível de jusante (o desnível do terreno que era 16 m no início do processo de seleção passou a 6 m). Esta planta corresponde à AP inicial do inventário de 93 para o sítio de Monte Claro (Ant III).

A planta correspondente a Muçum foi selecionada com a altura máxima de barramento prospectada no sítio, de 9 m mais 4 de desnível do terreno. A de Castro Alves, como se viu anteriormente, não havia sido prospectada e, conseqüentemente, não participou do processo de seleção.

Na mesma Figura 5.9 é possível observar lagos de menor porte, os quais, de forma geral, não foram selecionados nos mesmos meandros adotados como solução no inventário de 93 da CEEE. As PCH de Cotiporã e Linha Emília, por exemplo, tiveram outras APs selecionadas próximas ao sítio de 93.

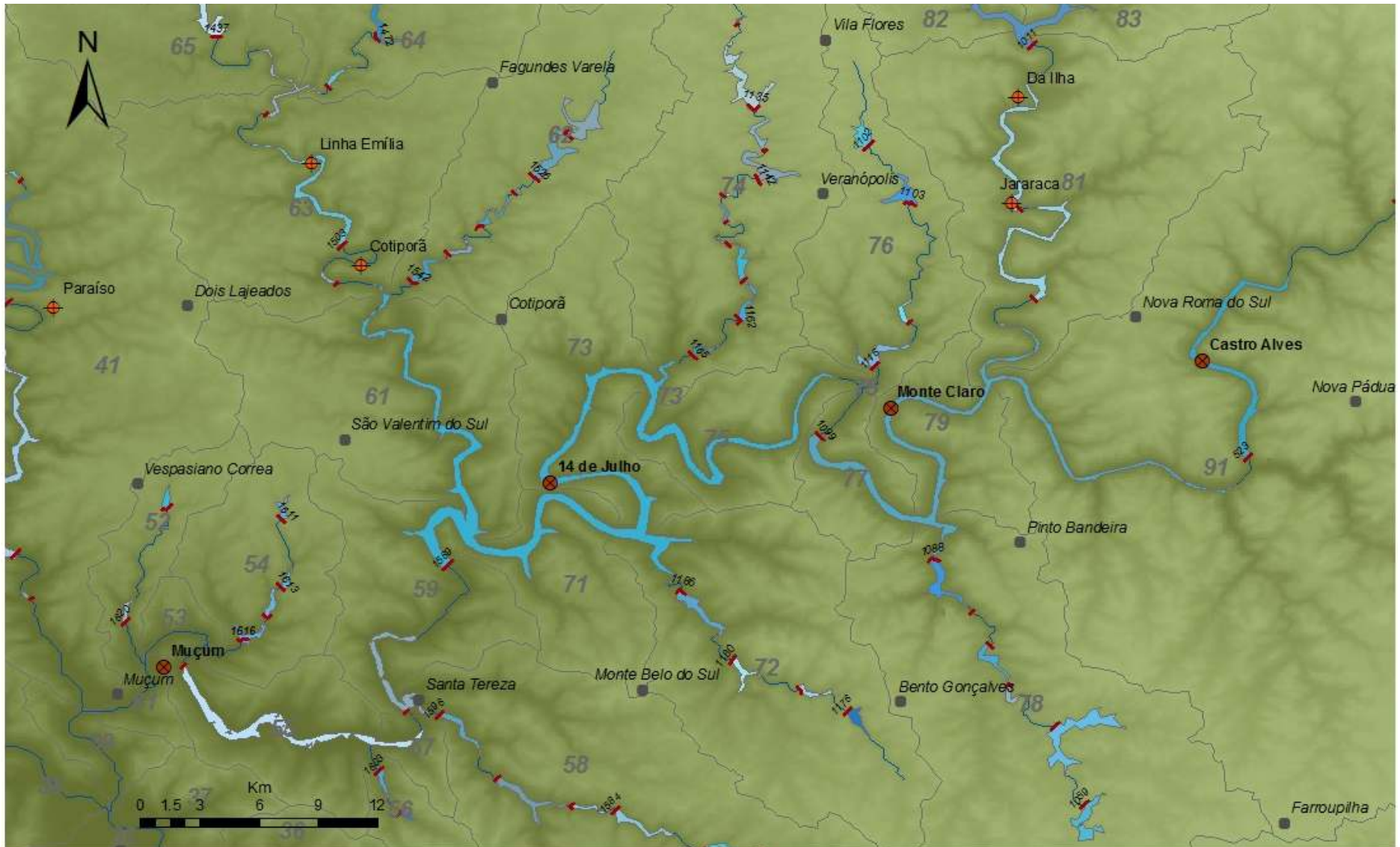


Figura 5.9. Localização das APs implantadas no trecho baixo do rio das Antas.

Chama atenção o grande número de pequenos lagos formados pelas plantas selecionadas. No entanto, a estimativa do *PTH* é um exercício que procura justamente conhecer o potencial máximo na bacia, do qual uma apenas uma porção será incluída na DFQ.

Algumas considerações são importantes para o entendimento do desempenho do processo de seleção na estimativa do *PTH* quando em comparação de resultados com o inventário da CEEE. Ressalta-se que a rodada de seleção para cálculo do *PTH* não leva em conta viabilidade técnica ou ambiental. Desta forma, nem todos os barramentos selecionados (apresentados na Figura 5.9) serão selecionados na divisão de quedas final.

A inicialização do processo de seleção, com a escolha da primeira AP para teste, pode ser crucial no desenvolvimento da divisão de quedas. No caso do rio das Antas, observou-se que, ao definir que, não a primeira, mas a segunda planta de maior potencial deve ser a primeira testada (e por consequência, implantada) a divisão de quedas é bastante alterada.

Outra constatação é de que o potencial das APs do vetor varia sensivelmente ao longo do processo de seleção. A cada AP implantada, a nova oportunidade de aproveitamento da queda por APs não testadas localizadas a montante ou de regularização de vazão, nas APs a jusante, eleva o valor de seleção do conjunto das APs do vetor, conforme apresenta a Figura 5.10.

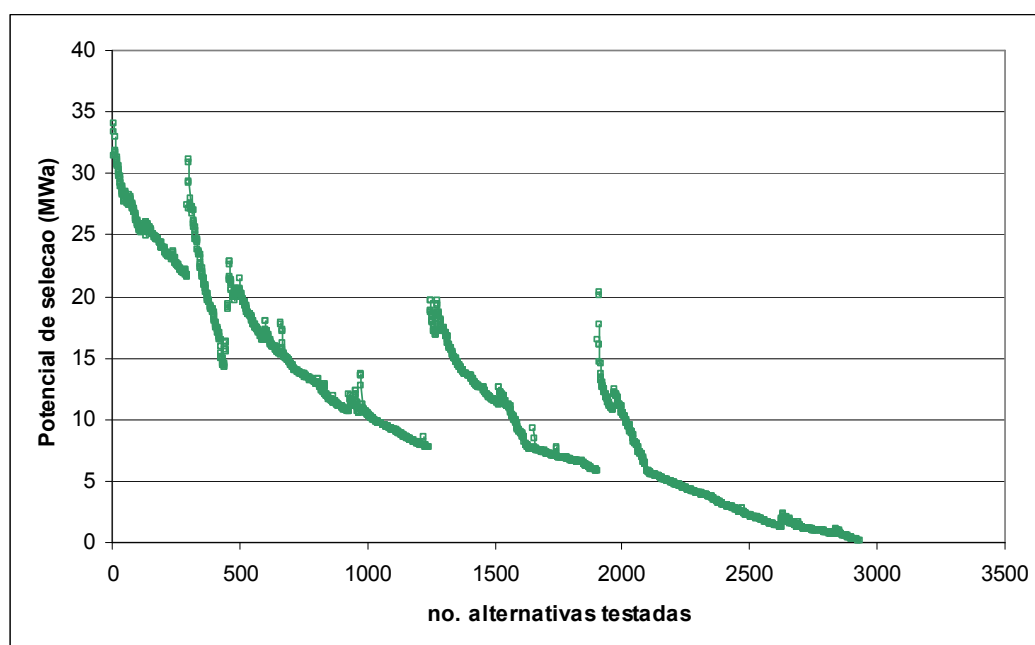


Figura 5.10. Potenciais das APs selecionadas para teste ao longo do processo de seleção.

Observou-se também, que o parâmetro de máxima altura dos barramento (*MAT*) é fundamental no resultado da divisão de quedas. No início da seleção, quando as bacias tem

longos trechos de rio livre e pouca capacidade de regularização, observa-se que são escolhidos, via de regra, barramentos com altura máxima, trabalhando com determinada depleção (volume útil) para geração no sítio. É um resultado esperado, uma vez que o critério de seleção é o potencial de geração. Ao longo do processo de seleção, com uma maior regularização a montante, estes reservatórios passam a trabalhar à fio-d'água, com depleção zero. No entanto, lagos extensos inundam séries de meandros que poderiam ser mais bem aproveitados, do ponto de vista energético, para aumentar a queda total no trecho de rio.

Em geral, verifica-se uma forte dependência da ordem de implementação, ao menos no início da implantação de cada subsistema da bacia hidrográfica. Estas constatações podem ser verificadas na Figura 5.11, que apresenta outra rodada de seleção para cálculo de *PTH*, excluindo do VAP a AP referente à máxima altura de barramento no sítio 1569, que seria a primeira na ordem de seleção.

Observa-se na Figura 5.11 uma realocação de plantas em todo o trecho em função da não inclusão do sítio 1569 na divisão de quedas. A UHE Monte Claro, no rio das Antas, foi localizada nesta rodada, uma vez que passou a ser a primeira AP implantada na divisão de quedas. Mesmo em afluentes, como os rios Carreiro e Turvo, houve reflexo da alteração. As PCHs Linha Emília e Cotiporã, no Carreiro, foram deslocadas a jusante em relação à rodada anterior e passaram a ser representadas em seções próximas do inventário de 93. A PCH Jararaca, no entanto, havia sido localizada na rodada anterior e mudou sua posição no meandro, passando de esquema de curto-circuito para derivação pela margem.

Observa-se que, afora as questões locacionais dos projetos, as estatísticas gerais foram bastante similares com as obtidas na rodada anterior. O *PTH* foi levemente inferior, de 736 MWm, distribuído em 275 plantas, 23 a mais que na configuração anterior.

Obtenção do cenário base de potencial e fragilidade totais na bacia

Para a composição do cenário base, foram estabelecidas as restrições ao desenvolvimento de acordo com os seguintes critérios:

- vazão ambiental a jusante de barramento: 25% da Q_{95} ($FQ_{amb} = 0,25$);
- comprimento máximo da alça de vazão reduzida dispensada de vazão ambiental: ($CMAVR = 250$ m);
- critério de corte por trecho de rio livre de barramento ativo;
- critério de corte por rio de “Classe Especial” (CONAMA 357) ativo.

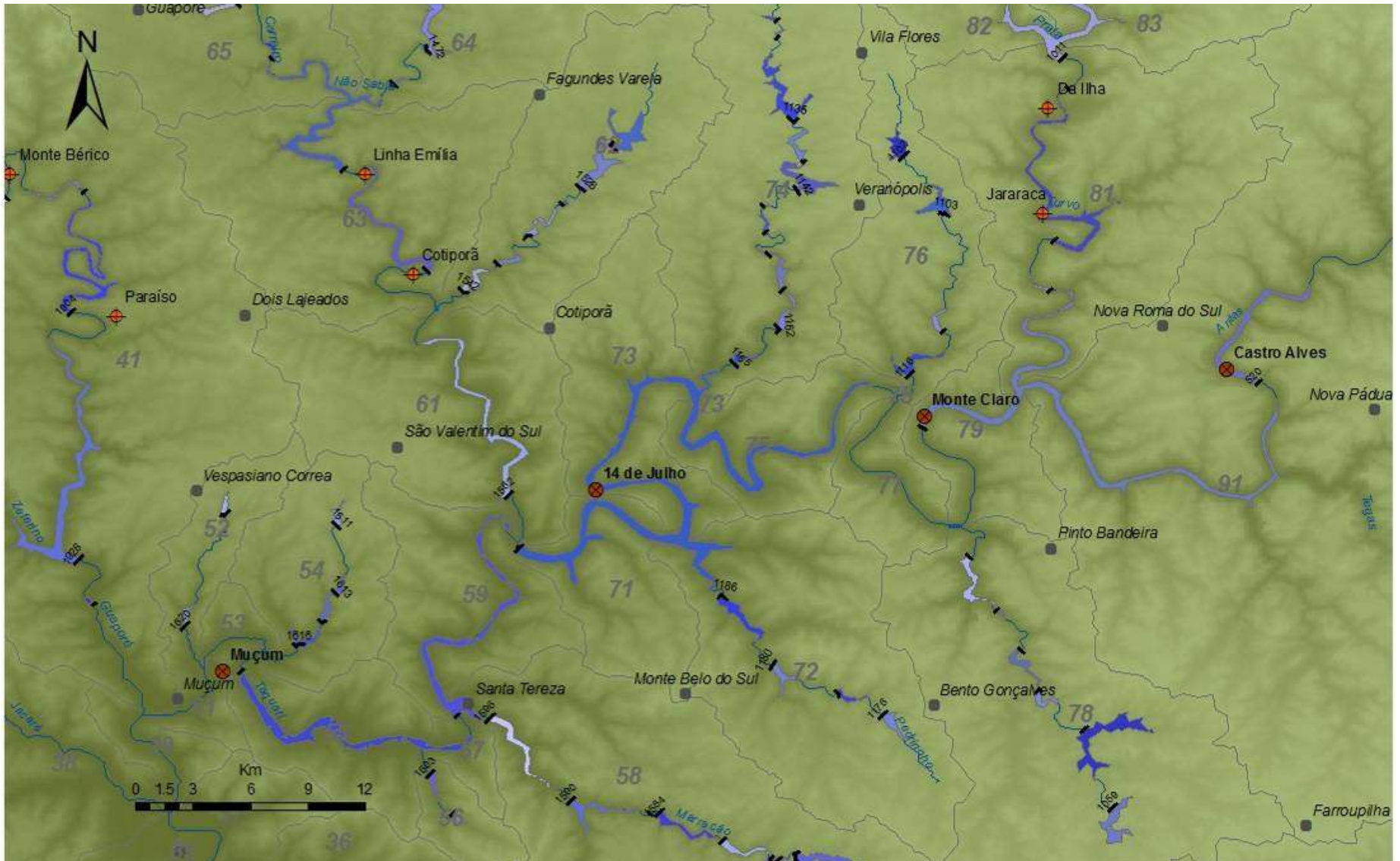


Figura 5.11. Localização das APs implantadas no trecho baixo do rio das Antas (excluída APs do sítio 1569 c/ HB=49).

Como resultado, obteve-se um potencial máximo acumulado de 581,91MWm, equivalendo a 78,5% do *PTH*, e uma fragilidade máxima total de 92% da *FTH*. Foram testadas 3131 APs das quais 277 foram aceitas.

Uma vez que a classe CONAMA 357 de toda a bacia foi definida com 2, nenhuma AP foi excluída pelo critério de classe especial. Quanto ao critério de trecho livre de barramento, a sub-bacia 4 foi excluída da análise por ser o último afluente a ter algum barramento testado. A bacia 4 corresponde ao rio Guaporé, cuja bacia também foi definida como trecho livre de barramento nos estudos da FEPAM (2001).

Cálculo do potencial viável para o cenário base

O *PGV* foi estimado em 69% do *PTH*, o equivalente a 508 MWm, com 90 plantas compondo a divisão de quedas.

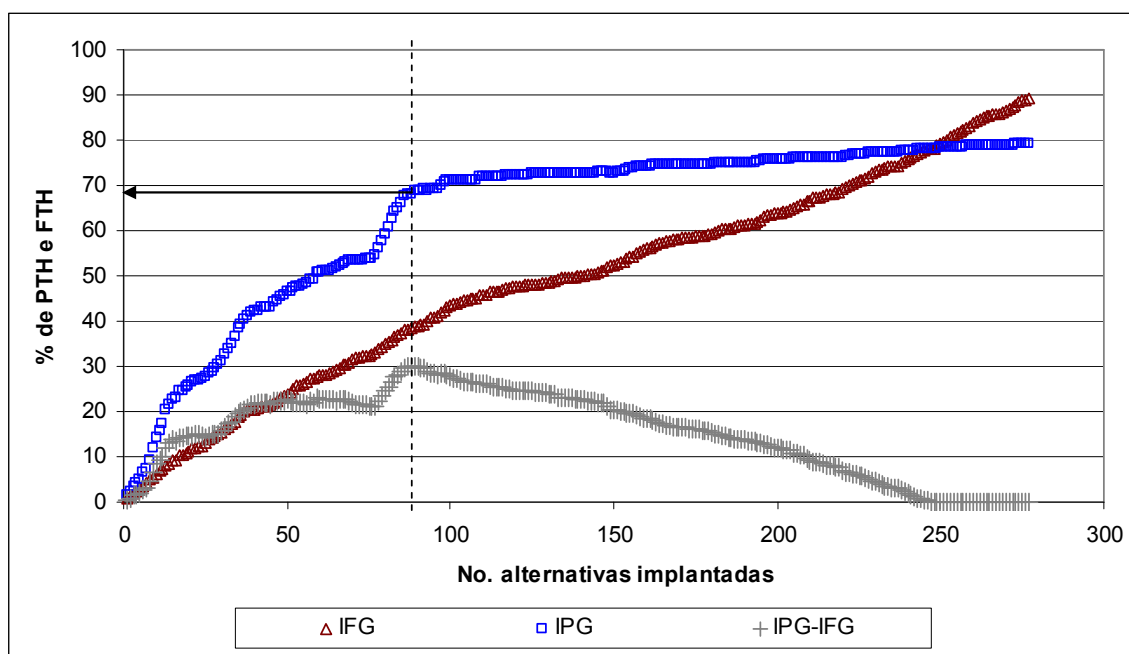


Figura 5.12. Curvas de *IPG* e *IFG* para o cenário base do estudo de caso de validação.

Análise de sensibilidade dos critérios de fragilidade

Foram testados cenários de fragilidade para verificação da sensibilidade da variação dos pesos dos indicadores de fragilidade sobre o resultado de *PGV*. Os cenários foram definidos conforme apresenta a Tabela 5.6.

Tabela 5.6. Cenários de fragilidade

CB	Cenário base. Definido para o estudo de caso do Taquari-Antas, com o foco em pequenos e médios aproveitamentos.
C1	Critérios têm pesos iguais (0,1).
C2	Apenas critérios técnico-econômicos considerados. Bacia sem riquezas naturais relevantes e/ou outras fontes de energia elétrica são mais atrativas.
C3	Apenas critérios ambientais considerados. Empreendimentos são sempre rentáveis e/ou há grande pressão por desenvolvimento.
C4	Pesos priorizam indicadores de maior relevância caso o foco seja grandes barramentos.

Os pesos dos indicadores de fragilidade de cada cenário estão indicados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7. Pesos dos indicadores para diferentes cenários de fragilidade

Indicador	CB	C1	C2	C3	C4
IFEst	0,1	0,1	0	0,15	0,2
IFEut	0,05	0,1	0	0,15	0,2
IFRH	0,15	0,1	0	0,25	0,2
IFIFL	0,1	0,1	0	0,25	0,2
IFITP	0,1	0,1	0,2	0	0
IFPAB	0,15	0,1	0,3	0	0,2
IFIPA	0,1	0,1	0,25	0	0
IFDL	0,05	0,1	0,2	0	0
IFDLT	0,05	0,1	0,05	0	0
IFIUC	0,15	0,1	0	0,20	0

A Figura 5.13 apresenta as curvas de fragilidades acumuladas (IFG) e as curvas de diferença entre potencial e fragilidades acumuladas (IPG-IFG) referentes a cada cenário, lançadas sobre a curva de potencial acumulado do cenário base.

Observa-se na Figura 5.13 uma faixa de variação insignificante, com amplitude de apenas um ponto percentual do PTH. compreendida entre os valores de 68 e 69% do PTH. O C2 resultou em um potencial de 68% do PTH, com 87 plantas, enquanto os demais cenários, incluindo o CB, resultaram em um potencial de 69% do PTH, com 90 plantas.

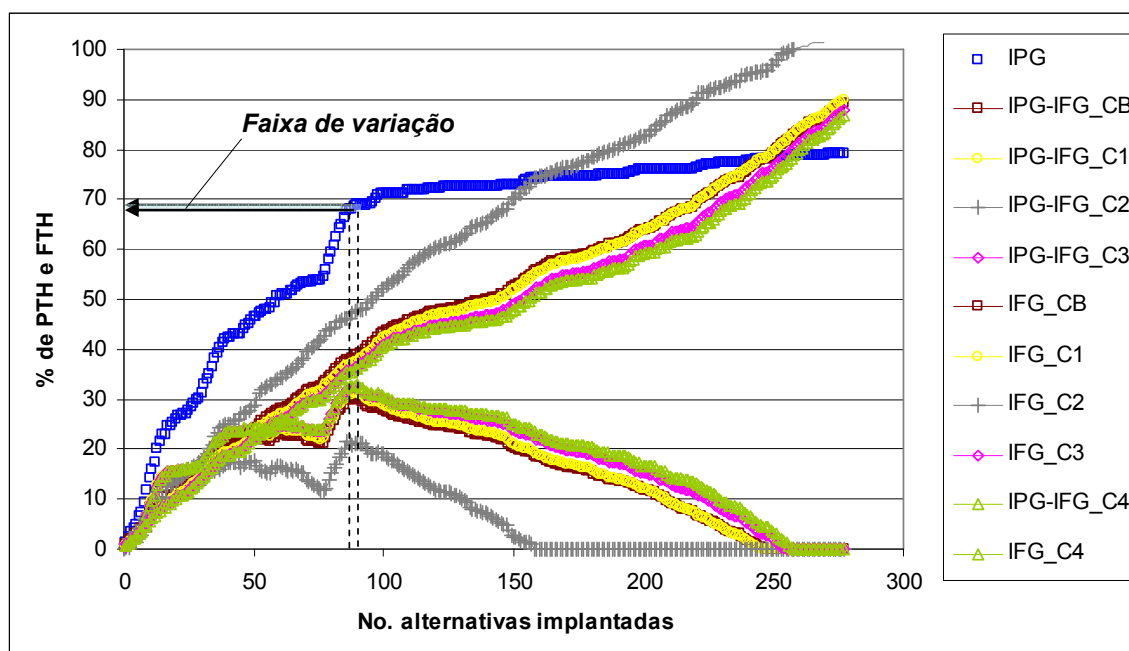


Figura 5.13. Curvas de *IFG-IPG* dos cenários de fragilidade e *IPG* do cenário base do estudo de caso de validação.

Definição da DFQ

Os aproveitamentos que compõem a DFQ estão relacionados na Tabela 5.8, ordenados conforme implantação, e apresentados em planta na Figura 5.14.

A divisão final contemplou plantas de potencial variando entre 170 kWa e 45 MWm. Das 90 plantas, 34 tiveram layout com derivação e 48 com geração no pé ($HT=0$). 56 foram do tipo à fio-d'água (Depleção=0) e 26 apresentaram regularização de vazões acima da Q_{95} .

É possível observar na Tabela 5.8 o ganho de energia do sistema com cada AP, com a soma da energia gerada no próprio sítio (*Pl*) e com a vazão regularizada no reservatório turbinada nas quedas a jusante (*Pl jus*). As colunas de “Acumulados no processo de seleção” mostram a evolução do potencial e fragilidades ao longo da implementação da divisão de quedas.

Destaca-se que, caso a análise tomasse como critério de decisão a relação potencial por fragilidade, através do índice *IPG/IFG*, o ponto de corte seria em um nível de implementação com 14 plantas. O *PGV* neste caso seria de 21% do *PTH*, equivalente a 159 MWm. Esta relação é verificada invariavelmente quando é buscada uma otimização desta relação, conduzindo sempre a potenciais totais bastante baixos.

A Figura 5.14 apresenta 5 plantas selecionadas pela metodologia em sítios compatíveis com o do inventário de 93: as PCHs Linha Emília e Cotiporã e as UHEs Muçum, Monte Claro e Castro Alves.

Tabela 5.8. Principais características das plantas selecionadas para a DFQ do cenário base

Características das APs implantadas																									Acumulados no processo de seleção				
AP	IDOtto	IDRes	tipo	Layout	Indicadores de fragilidades													PTA (MWm)	IPG (% PTH)	FTA (uF)	IFG (% FTH)								
					HT (m)	HB (m)	Dcab (m)	Ainund (ha)	V (Hm3)	PI (MWm)	Pljus (MWm)	Depleção (m)	Qutil (m3/s)	Qmon (m3/s)	Qturb (m3/s)	IFEut	IFEst					IFRH	IFIL	IFITP	IFPAB	IFIPA	IFDR	IFDLT	IFIUC
8509	79	1056	1	1	19	49	5850	855.4	192.65	45.17	0	0	0	61.28	83.92	1	0.58	0.72	0.2	0.01	0	1	0.16	0.01	0	10.27	1.38	0.44	0.95
20705	91	510	1	2	0	49	57150	900.7	196.51	20.43	0	0	0	34.73	55.05	1	0.65	0.34	0.25	0.1	0	1	0.06	0.28	0	17.92	2.42	0.76	1.65
4764	91	484	1	1	10	49	20700	502.8	129.78	23.61	0	0	0	34.73	50.98	1	0.7	0.23	0.25	0.02	0	0	0.02	0.15	0	25.64	3.46	0.92	2
4063	93	416	1	1	4	49	13500	456.9	106.66	20.29	0	0	0	34.73	48.23	1	0.75	0.2	0.25	0	0	0	0.53	0.59	0	30.93	4.17	1.17	2.54
3110	95	322	1	1	9	49	36450	423	100.7	19.61	0	0	0	31.51	42.8	1	0.81	0.17	0.25	0.03	0	0	0.97	0.57	0	37.99	5.12	1.44	3.13
17717	97	198	1	2	0	49	49050	1117	212.69	9.23	9.83	8	2.5	17.51	28.25	1	0.94	0.28	0.25	0.2	0	0	0.44	0.52	0	48.76	6.57	1.72	3.75
2967	95	311	1	1	8	49	19350	435.8	93.37	18.85	0	0	0	31.51	41.69	1	0.79	0.21	0.25	0	0	0	0.64	0.63	0	56.27	7.59	1.98	4.31
1734	97	162	1	1	5	49	21600	846.5	195.06	8.81	8.61	8	1.98	15.53	24.84	1	0.95	0.24	0.25	0.14	0	1	0.01	0.33	0	69.4	9.36	2.32	5.05
18194	96	275	2	2	0	49	100800	1000	223.56	5.03	16.55	16	3.97	7.52	17.49	1	0.97	0.18	0.25	0.24	0	0	0.36	0.33	0	88.25	11.9	2.58	5.62
1249	98	119	2	1	33	49	48600	729.4	168.13	4.76	22.93	28	4.41	3.05	8.19	1	0.99	0.2	0.25	0.31	0.01	0	0.52	0.11	0	106.38	14.35	2.85	6.2
2266	96	231	2	1	2	49	66600	905.7	147.79	2.82	18.21	20	3.69	2.26	9.05	1	0.98	0.14	0.25	0	0	0	0.1	0.04	1	118.1	15.93	3.2	6.97
16219	99	52	2	2	0	49	57150	721	140.54	3.23	15.12	16	2.86	4.8	10.82	1	0.98	0.15	0.25	0.07	0	0	0.4	0.18	0	128.92	17.38	3.43	7.47
10034	71	1199	1	1	2	49	8550	1744	375.81	36.92	0	0	0	61.28	96.72	1	0.56	0.44	0.2	0.41	0.04	1	0.04	0.17	0	149.82	20.2	3.81	8.3
5194	91	521	1	1	3	29	72450	216.4	35.62	13.43	0	0	0	34.73	50.28	1	0.01	0.1	0.25	0	0	0	0.13	0.09	0	160.4	21.63	3.96	8.63
18034	96	247	1	2	0	49	82350	504.1	95.24	3.61	7.17	12	1.57	5.95	11.28	1	0.95	0.16	0.25	0.32	0.01	1	0.02	0.2	0	169.51	22.86	4.3	9.38
19710	93	418	1	2	0	1	14400	3.79	0.05	0.38	0	0	0	34.73	44.86	0	0	0.01	0.25	0	0	0	0.5	0.53	0	169.82	22.9	4.38	9.54
96	99	13	2	1	8	49	26100	547.5	120.6	1.4	19.81	28	3.31	0	4.33	1	1	0.13	0.25	0.31	0.93	1	0.13	0.31	0	182.49	24.61	4.87	10.6
20411	91	486	1	2	0	1	25650	3.03	0.04	0.4	0	0	0	34.73	47.1	0	0	0	0.25	0	0	0	0.01	0.06	0	182.83	24.66	4.9	10.67
750	99	66	1	1	3	49	72450	336.6	77.34	4.19	1.94	4	0.41	7.66	11.85	1	0.97	0.13	0.25	0	0	0	0.21	0.1	0	188.37	25.4	5.11	11.12
15990	99	34	2	2	0	49	40500	390.7	79.35	1.95	8.4	16	1.49	3.31	6.6	1	0.99	0.14	0.25	0.11	0	0	0.36	0.24	0	192.19	25.92	5.34	11.64
18320	96	289	1	2	0	41	109350	180.5	29.79	5.07	0	0	0	11.49	15.42	1	0.88	0.08	0.25	0.02	0	0	0.51	0.49	0	196.82	26.54	5.58	12.15
17825	97	207	1	2	0	13	55350	67.98	4.66	2.67	0	0	0	20.02	24.21	0	0	0.05	0.25	0	0	0	0.5	0.47	0	199.3	26.88	5.66	12.32
17719	97	199	1	2	0	5	49500	0.01	0.01	1.03	0	0	0	20.02	24.03	0	0	0	0.25	0	0	0	0.46	0.53	0	200.25	27	5.73	12.48
17382	97	164	1	2	0	5	22950	18.89	0.79	0.89	0	0	0	17.51	20.98	0	0	0.01	0.25	0.02	0	1	0	0.38	0	201.07	27.11	5.88	12.81
17856	96	218	1	2	0	9	35100	843.7	46.46	0.2	5.1	4	0.97	1.29	3.93	1	0.88	0.08	0.25	0	0	0	0.31	0.62	1	204.65	27.6	6.26	13.63
16449	98	81	2	2	0	37	20250	382.8	68.17	0.47	12.28	24	1.89	0	2.45	1	1	0.08	0.25	0.07	0	1	0.21	0.09	0	211.49	28.52	6.57	14.3
23557	81	1011	1	2	0	49	900	563.3	111.33	14.04	0	0	0	26.55	37.08	1	0.84	0.2	0.25	0.15	0	0	0.06	0.08	0	216.45	29.19	6.81	14.83
22563	83	900	1	2	0	49	15750	542.8	116.77	10.68	0	0	0	19.95	29.22	1	0.89	0.17	0.25	0.18	0	0	0.17	0.05	0	221.57	29.88	6.99	15.22
8210	81	1033	1	1	5	49	17550	347	82.46	15.58	0	0	0	26.55	36.41	1	0.83	0.15	0.25	0.02	0	0	0.28	0.01	0	226.9	30.6	7.19	15.67
22366	83	883	1	2	0	49	0	286.7	62.46	10.42	0	0	0	19.95	26.88	1	0.92	0.08	0.25	0.15	0	0	0.56	0.02	0	230.67	31.11	7.42	16.16
21460	85	725	1	2	0	49	5400	622.1	130.01	5.6	5.27	8	1.4	10.72	17.29	1	0.97	0.11	0.25	0.01	0	0	0.58	0.19	0	238.75	32.19	7.65	16.67
21060	87	580	2	2	0	45	1350	1156	180.97	1.66	22.97	24	5.06	0	6.58	1	1	0.09	0.25	0.73	0.01	0	0.28	0.12	0	250	33.71	7.93	17.28
22058	84	858	2	2	0	49	85950	714.8	115.15	3.51	10.37	16	2.65	5.19	11.04	1	0.98	0.09	0.25	0	0	0	0.54	0.06	0	257.67	34.75	8.15	17.76
5510	87	636	2	1	1	37	38250	940.6	113.42	2.48	10.95	12	2.63	5.06	10.02	1	0.97	0.14	0.25	0.92	0.02	0	0.67	0.16	0	267	36.01	8.48	18.48
21982	84	839	2	2	0	45	76050	919.6	125.25	2.01	12.21	16	2.86	2.33	7.47	1	0.98	0.14	0.25	0.15	0	0	0.56	0.12	0	277.22	37.38	8.73	19.01
7388	82	962	2	1	12	45	46800	1389	191.59	2.42	23.4	24	5.66	0	6.71	1	0.99	0.2	0.25	1	0.02	1	0.17	0.18	0	290.37	39.16	9.15	19.94
21911	84	803	2	2	0	37	51750	812.8	86.37	0.81	10.69	16	2.33	0	3.7	1	0.98	0.15	0.25	0.36	0.01	0	0.31	0.17	0	297.97	40.18	9.41	20.5
6537	84	868	1	1	39	45	93150	157.4	28.23	6.87	0	0	0	7.84	10.48	1	0.93	0.16	0.25	0	0	0	0.57	0.07	0	304.85	41.11	9.64	20.99
23888	81	1037	1	2	0	21	20250	31.68	4.13	6.06	0	0	0	26.55	33.95	0	0	0.02	0.25	0	0	0	0.26	0.07	0	310.3	41.84	9.68	21.09
23573	81	1013	1	2	0	9	2250	5.29	0.15	2.58	0	0	0	26.55	33.57	0	0	0.01	0.25	0	0	0	0.04	0.1	0	312.62	42.16	9.72	21.16
22565	83	901	1	2	0	5	16200	0.01	0.01	1.09	0	0	0	19.95	25.53	0	0	0	0.25	0	0	0	0.16	0.05	0	313.6	42.29	9.75	21.24
21606	85	741	1	2	0	49	13500	93.07	17.08	6.12	0	0	0	12.12	15.17	1	0.9	0.05	0.25	0.03	0	0	0.58	0.12	0	318.68	42.97	9.97	21.71
22590	83	903	1	2	0	1	18900	0.01	0.01	0.22	0	0	0	19.95	25.58	0	0	0	0.25	0	0	0	0.14	0.06	0	318.88	43	10	21.78
18196	96	276	1	2	0	5	101700	12.84	0.54	0.61	0	0	0	11.49	14.4	0	0	0.01	0.25	0	0	0	0.36	0.36	0	319.47	43.08	10.06	21.92
23610	81	1016	1	2	0	1	3600	2.27	0.03	0.29	0	0	0	26.55	33.59	0	0	0	0.25	0	0	1	0.01	0.11	0	319.73	43.12	10.19	22.2
21287	86	670	2	2	0	49	22950	508	80.22	0.78	9.95	28	2.24	0	2.93	1	1	0.06	0.25	0	0	0	0.33	0.26	0	327.21	44.12	10.41	22.67
17137	98	142	1	2	0	49	60300	126.9	32.04	3.58	0	0	0	7.47	9.56	1	0.98	0.06	0.25	0	0	0	0.29	0.11	0	330.52	44.57	10.61	23.11
16593	98	95	2	2	0	49	31950	180.5	46.45	1.33	3.53	12	0.61	2.44	4.49	1	0.99	0.06	0.25	0.01	0	0	0.37	0.04	0	334.82	45.15	10.82	23.56
394																													

Características das APs implantadas																							Acumulados no processo de seleção						
																			Indicadores de fragilidades										
19001	94	359	1	2	0	49	54000	291	63.82	1.24	5.8	20	1.38	0.95	4.38	1	0.98	0.08	0.25	0	0	0	0.39	0.13	0	344.47	46.45	11.29	24.6
2429	96	250	1	1	1	5	83700	17.37	0.68	0.5	0	0	0	7.52	9.86	0	0	0.01	0.25	0.01	0	1	0.01	0.2	0	344.91	46.51	11.43	24.9
17839	96	211	2	2	0	13	23850	1793	44.89	0.17	6.91	4	1.29	0	1.98	1	0.89	0.13	0.25	0.26	0	1	0.11	0.86	0.5	349.03	47.07	11.87	25.86
3750	94	391	1	1	14	49	73800	133.6	35.03	2.18	0.48	4	0.15	2.33	5.14	1	0.95	0.07	0.25	0	0	0	0.78	0.39	0	351.68	47.42	12.11	26.39
21469	85	729	1	2	0	13	7650	60.55	3.58	1.62	0	0	0	12.12	14.69	0	0.08	0.02	0.25	0	0	0	0.59	0.15	0	353.21	47.63	12.18	26.54
19226	94	378	1	2	0	49	64350	132	26.62	1.64	0	0	0	2.33	4.76	1	0.94	0.08	0.25	0.02	0	0	0.57	0.25	0	355.1	47.89	12.41	27.03
18893	94	347	2	2	0	25	42300	390.4	43.63	0.29	4.34	12	0.95	0	2.24	1	0.98	0.04	0.25	0	0	0	0.25	0.03	0	357.45	48.2	12.6	27.45
7563	82	979	1	1	42	49	56250	235	44.45	5.19	3.19	16	0.93	5.66	7.8	1	0.98	0.17	0.25	0.1	0	0	0.08	0.18	0	364.65	49.17	12.83	27.94
21494	85	732	1	2	0	5	9000	3.79	0.12	0.62	0	0	0	12.12	14.61	0	0	0	0.25	0	0	0	0.56	0.17	0	365.24	49.25	12.89	28.08
13377	55	1607	1	1	4	9	10800	462.1	22.65	12.04	0	0	0	87.12	109.2	0	0	0.33	0.2	0.32	0.03	0	0.07	0.55	0	374.32	50.48	13.07	28.46
16243	99	56	1	2	0	9	60750	48.28	3.05	0.71	0	0	0	7.66	9.33	0	0.01	0.03	0.25	0.02	0	0	0.33	0.13	0	375.03	50.57	13.09	28.52
854	98	87	2	1	6	41	25650	180.5	29.95	1	3.41	12	0.55	1.89	3.26	1	0.99	0.05	0.25	0	0	0	0.32	0.03	0	376.83	50.82	13.29	28.95
22060	84	859	1	2	0	5	86400	3.04	0.11	0.43	0	0	0	7.84	10.04	0	0	0	0.25	0	0	0	0.55	0.06	0	377.26	50.87	13.35	29.07
21608	85	742	1	2	0	5	13950	1.52	0.08	0.62	0	0	0	12.12	14.63	0	0	0	0.25	0	0	0	0.59	0.12	0	377.85	50.95	13.41	29.21
5691	86	691	2	1	9	29	38700	442.8	35.55	1.05	3.28	8	0.79	2.24	3.97	1	0.96	0.1	0.25	0	0	0	0.35	0.05	0	382.19	51.54	13.62	29.66
21096	87	607	1	2	0	13	19800	244.8	16.73	0.68	0	0	0	5.06	6.64	1	0.78	0.07	0.25	0.13	0	0	0.55	0.04	0	382.87	51.63	13.83	30.13
7793	82	1000	1	1	7	49	68400	123.1	31.43	3.67	0	0	0	6.6	8.68	1	0.98	0.06	0.25	0.01	0	0	0.17	0.15	0	386.54	52.12	14.03	30.57
7651	82	987	1	1	30	49	61650	67.25	11.94	4.97	0	0	0	6.6	7.75	1	0.97	0.08	0.25	0.02	0	1	0.03	0.17	0	391.51	52.79	14.33	31.22
10654	65	1345	2	1	6	49	5850	2117	423.55	9.54	22.45	12	6.68	14.19	22.81	1	0.98	0.24	0.25	0	0	1	0.03	0.11	0	397.43	53.6	14.67	31.96
10738	65	1375	2	1	23	49	26550	1391	203.23	15.43	13.78	16	4.97	20.87	28.81	1	0.96	0.28	0.25	0	0	1	0.05	0.27	0	408.51	55.09	14.97	32.61
12347	63	1508	1	1	29	49	16650	185.6	36.66	19.5	0	0	0	25.84	30.46	1	0.83	0.26	0.25	0	0	0	0.21	0.25	0	422.04	56.91	15.2	33.1
11220	65	1413	1	1	20	49	47700	437.5	98.66	16.75	0	0	0	25.84	31.57	1	0.92	0.22	0.25	0	0	0	0.15	0.41	0	433.51	58.46	15.43	33.61
26147	66	1318	2	2	0	49	49500	967.9	165.62	2.75	15.35	20	4.06	3.11	9.44	1	0.99	0.13	0.25	0	0	0	0.2	0.02	0	443.91	59.86	15.64	34.06
11527	65	1437	1	1	20	49	65700	302.8	72.56	16.84	0	0	0	25.84	30.9	1	0.91	0.22	0.25	0	0	1	0.16	0.47	0	457.66	61.72	15.97	34.79
10145	69	1227	2	1	5	41	36000	907.9	142.86	1.75	13.72	20	3.63	1.4	5.7	1	0.99	0.14	0.25	0	0	0	0.19	0.02	0	468.19	63.14	16.18	35.23
25986	66	1287	2	2	0	37	27450	733	120.78	0.84	12.79	20	3.11	0	4.37	1	1	0.07	0.25	0	0	0	0.16	0.29	0.5	475.2	64.08	16.46	35.85
27769	63	1492	1	2	0	37	7650	221.9	34.93	9.58	0	0	0	25.84	31.44	1	0.76	0.11	0.25	0	0	0	0.23	0.41	0	484.63	65.35	16.67	36.31
12994	61	1562	1	1	7	33	13500	263.8	32.12	10.12	0	0	0	25.84	30.65	1	0.62	0.25	0.25	0.1	0	0	0.11	0.15	0	494.59	66.69	16.89	36.78
26465	65	1383	1	2	0	9	31050	4.55	0.35	2.23	0	0	0	25.84	29.06	0	0	0	0.25	0	0	0	0.05	0.29	0	496.78	66.99	16.93	36.88
26292	65	1349	1	2	0	5	9000	76.42	2.4	1.01	0	0	0	20.87	23.68	0	0	0.02	0.25	0	0	1	0.07	0.17	0	497.77	67.12	17.07	37.18
10213	68	1236	2	1	25	45	25200	310.8	67.07	0.99	7.55	36	2	0	2.35	1	1	0.09	0.25	0	0	0	0.37	0.02	0	502.04	67.7	17.28	37.64
11274	65	1418	1	1	5	5	50850	8.32	0.42	2.5	0	0	0	25.84	29.35	0	0	0.01	0.25	0	0	0	0.12	0.43	0	504.57	68.04	17.33	37.75
25690	69	1204	2	2	0	33	17100	348.9	52.53	0.32	5.71	20	1.4	0	1.89	1	1	0.06	0.25	0	0	0	0.06	0.16	0	504.54	68.04	17.53	38.18

* tipo: 1 – fio-d'água; 2 – reservação

+ layout: 1 – curto-circuito (derivação pela margem ou túnel); 2 – geração no pé da barragem



Figura 5.14. DFQ no trecho baixo do rio das Antas no cenário base (excluída APs do sítio 1569 c/ $HB=49$).

A Tabela 5.9 apresenta uma comparação de características de projeto das plantas.

Tabela 5.9. Comparação de plantas levantadas pela metodologia e pelo inventário de 1993

<i>Sítio</i>	<i>Alternativa de Projeto (AP)</i>	<i>Área inundada (ha)</i>	<i>Queda bruta média (m)</i>	<i>Depleção máxima (m)</i>	<i>Vazão turbinada (m³/s)</i>	<i>Potencial médio de geração (MWm)</i>
521	5194	216	32	0	50,3	13,4
	Castro Alves	450	90	35	75,8	47,6
1056	8509	855	68	0	83,9	45,2
	Monte Claro	110	43,8	9,4	126,1	45,4
1607	13377	462	13	0	109,2	12,4
	Muçum	1280	28,8	12,3	176,8	40,2
1492	27769	222	37	0	31,4	9,6
	Linha Emília	119	36	7,5	26,9	7,7
1508	12347	186	78	0	30,5	19,5
	Cotiporã	46	33,6	7	26,9	7,5

O sítio da UHE Castro Alves, como já se havia constatado na etapa de prospecção, foi identificado quanto à posição do barramento, mas a adução por túnel não foi captada em função do critério de máximo comprimento da adução ter limitado esta AP. Por esta razão, a queda bruta calculada foi bastante inferior a do inventário da CEEE.

Verificou-se nas plantas de maior porte que as vazões turbinada calculadas foram sistematicamente inferiores as vazões do período crítico adotadas nos estudos de inventário de 93. Assim, com exceção de Monte Claro, em que houve uma compensação da vazão menor por uma maior queda, os potenciais das UHEs calculados na metodologia foram inferiores aos do inventário.

A primeira AP selecionada (8509) foi a correspondente a UHE Monte Claro, no sítio 1056. A planta foi definida ao final do processo de seleção, conforme apresenta a Tabela 5.10, com uma depleção igual a zero e, conseqüentemente, com vazão regularizada nula. No entanto, a AP, ao início da seleção, apresentava uma vazão regularizada de 3,5 m³/s. A Tabela 5.10 apresenta a evolução da alternativa 8509 ao longo da implementação da divisão de quedas.

Tabela 5.10. Evolução da AP 8509 (Monte Claro) durante o processo de seleção

<i>n.</i> <i>impl</i>	<i>Alt</i> <i>impl</i>	<i>Qturb</i> (m3/s)	<i>Qutil</i> (m3/s)	<i>Qmon</i> (m3/s)	<i>PI</i> (MWm)	<i>IFIF</i> <i>L</i>	<i>n.</i> <i>impl</i>	<i>Alt</i> <i>impl</i>	<i>Qturb</i> (m3/s)	<i>Qutil</i> (m3/s)	<i>Qmon</i> (m3/s)	<i>PI</i> (MWm)	<i>IFIFL</i>
1	8509	22.64	3.51	0.00	10.27	0.9	42	2160 6	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2
2	2070 5	25.45	3.51	2.81	11.71	0.5	43	2259 0	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2
3	4764	27.10	2.77	4.47	12.58	0.3	44	1819 6	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2
4	4063	26.86	2.77	4.22	12.45	0.3	45	2361 0	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2
5	3110	28.15	2.77	5.51	13.14	0.3	46	2128 7	77.76	0.00	55.12	41.60	0.2
6	1771 7	29.75	1.96	7.11	13.99	0.3	47	1713 7	77.76	0.00	55.12	41.60	0.2
7	2967	30.28	1.96	7.64	14.28	0.3	48	1659 3	78.29	0.00	55.66	41.91	0.2
8	1734	33.04	1.96	10.40	15.79	0.3	49	3945 1900	79.50	0.00	56.86	42.61	0.2
9	1819 4	37.77	1.04	15.13	18.43	0.3	50	1900 1	80.77	0.00	58.13	43.34	0.2
10	1249	41.81	0.00	19.17	20.73	0.3	51	2429 1783	80.77	0.00	58.13	43.34	0.2
11	2266	44.68	0.00	22.04	22.40	0.3	52	9	81.37	0.00	58.73	43.69	0.2
12	1621 9	46.93	0.00	24.30	23.70	0.3	53	3750 2146	81.64	0.00	59.01	43.85	0.2
13	1003 4	46.93	0.00	24.30	23.70	0.3	54	9 1922	81.64	0.00	59.01	43.85	0.2
14	5194	46.93	0.00	24.30	23.70	0.3	55	6 1889	81.80	0.00	59.16	43.94	0.2
15	1803 4	48.50	0.00	25.87	24.61	0.3	56	3	82.12	0.00	59.48	44.13	0.2
16	1971 0	48.50	0.00	25.87	24.61	0.3	57	7563 2149	83.05	0.00	60.42	44.67	0.2
17	96	50.75	0.00	28.12	25.92	0.3	58	4 1337	83.05	0.00	60.42	44.67	0.2
18	2041 1	50.75	0.00	28.12	25.92	0.3	59	7 1624	83.05	0.00	60.42	44.67	0.2
19	750	51.16	0.00	28.52	26.16	0.3	60	3	83.05	0.00	60.42	44.67	0.2
20	1599 0	51.19	0.00	28.55	26.17	0.3	61	854 2206	83.13	0.00	60.50	44.72	0.2
21	1832 0	51.19	0.00	28.55	26.17	0.3	62	0 2160	83.13	0.00	60.50	44.72	0.2
22	1782 5	51.19	0.00	28.55	26.17	0.3	63	8	83.13	0.00	60.50	44.72	0.2
23	1771 9	51.19	0.00	28.55	26.17	0.3	64	5691 2109	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
24	1738 2	51.19	0.00	28.55	26.17	0.3	65	6	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
25	1785 6	51.85	0.00	29.21	26.56	0.3	66	7793	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
26	1644 9	52.93	0.00	30.29	27.18	0.3	67	7651 1065	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
27	2355 7	54.66	0.00	32.02	28.19	0.3	68	4 1073	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
28	2256 3	56.29	0.00	33.65	29.13	0.2	69	8 1234	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
29	8210	56.71	0.00	34.07	29.38	0.2	70	7 1122	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
30	2236 6	57.22	0.00	34.58	29.67	0.2	71	0 2614	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
31	2146 0	59.41	0.00	36.78	30.95	0.2	72	7 1152	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
32	2106 0	61.73	0.00	39.09	32.29	0.2	73	7 1014	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
33	2205 8	63.41	0.00	40.77	33.27	0.2	74	5 2598	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
34	5510	65.57	0.00	42.93	34.52	0.2	75	6 2776	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
35	2198 2	68.43	0.00	45.79	36.18	0.2	76	9 1299	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
36	7388	74.10	0.00	51.46	39.47	0.2	77	4 2646	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
37	2191 1	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2	78	5	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2

<i>n.</i> <i>impl</i>	<i>Alt</i> <i>impl</i>	<i>Qturb</i> <i>(m3/s)</i>	<i>Qutil</i> <i>(m3/s)</i>	<i>Qmon</i> <i>(m3/s)</i>	<i>PI</i> <i>(MWm</i> <i>)</i>	<i>IFIF</i> <i>L</i>	<i>n.</i> <i>impl</i>	<i>Alt</i> <i>impl</i>	<i>Qturb</i> <i>(m3/s)</i>	<i>Qutil</i> <i>(m3/s)</i>	<i>Qmon</i> <i>(m3/s)</i>	<i>PI</i> <i>(MWm</i> <i>)</i>	<i>IFIFL</i>
38	6537 2388	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2	79	2629 2	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
39	8 2357	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2	80	3 1021	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
40	3 2256	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2	81	4 1127	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2
41	5	76.07	0.00	53.44	40.62	0.2	82	0 2569	83.92	0.00	61.29	45.17	0.2

Observou-se no estudo de caso, que as APs seguintes a 8509 foram todas implantadas a montante do sítio 1056, em bacias pares de Otto (afluentes), regularizando o fluxo a jusante. O efeito de regularização de montante na implantação da décima planta foi suficiente para que o sítio 1056 atingisse seu ótimo de geração operando à fio-d'água, aproveitando também a vazão regularizada naturalmente (assumida com a Q_{95}).

Na DFQ, as plantas que finalizaram o processo de seleção com volumes úteis de regularização, localizam-se, em sua maioria, em sub-bacias pares, de cabeceira, ou ímpares altas.

Verifica-se também na Tabela 5.10, a evolução do indicador de fragilidade de interrupção do fluxo longitudinal (IFIFL). Quando a AP é a única na bacia, o valor é o máximo, refletindo o impacto de segmentação de um curso d'água em condições prístinas. O valor de IFIFL da AP cai gradativamente com a implantação de outros aproveitamentos, que também contribuem ao acumulado com valores marginais de IFIFL.

Cálculo do potencial viável para cenário base do inventário de 1993

Não foram explicitamente considerados na época, fatores de restrição ao desenvolvimento por trechos livres de barramento, classes de enquadramento e vazões ambientais, ou seja, o cenário base é o mesmo da obtenção do *PTH*.

O *PGV* do inventário de 93, referente à divisão de quedas final do estudo, foi de 467 MWm, equivalendo a 85% do *PTH* obtido na ocasião. Aplicando o mesmo potencial à curva de *IPG*, obtem-se um potencial de 63% do *PTH*.

Definição da divisão de quedas final para cenário de base do inventário de 1993

Utilizando a curva de *IPG* do cenário base do inventário de 93, para um *PGV* de 63% do *PTH*, obteve-se o nível de implementação do inventário com 58 plantas, conforme apresenta a Figura 5.15.

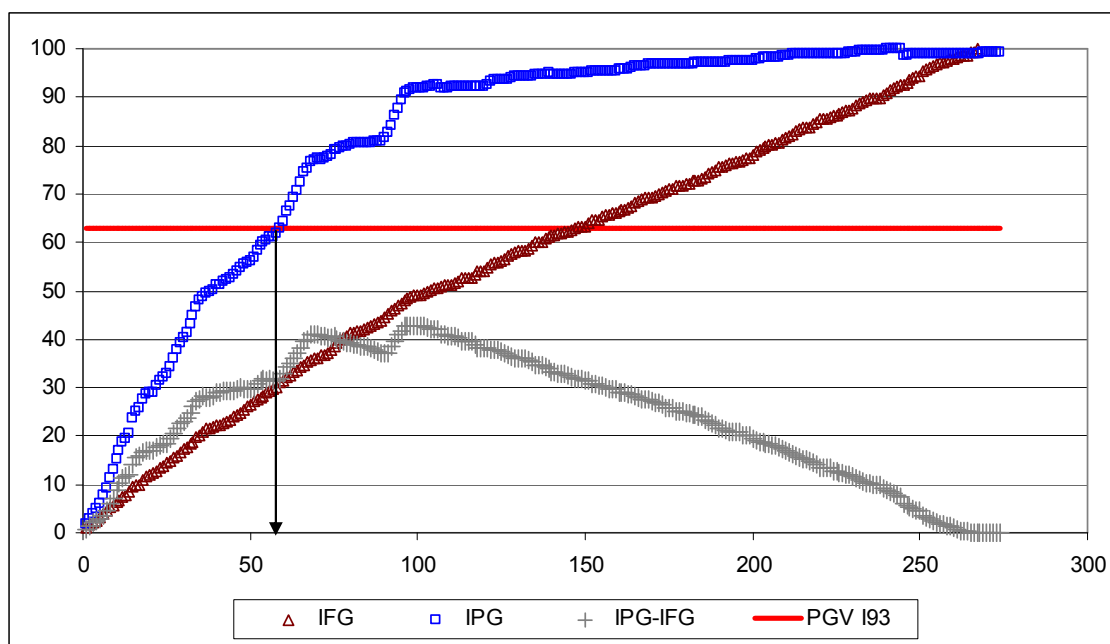


Figura 5.15. Curvas de *IPG* e *IFG* para o cenário base do inventário de 1993 da CEEE.

Observa-se na Figura 5.15 que, considerando a curva de *IPG* obtida pela metodologia, o *PGV* resultante dos estudos de inventário de 93 não se encontra em um ponto de ótimo da curva *IPG-IFG*, ainda que o cenário considerado seja o de *PTH*, ou seja, sem restrições de qualquer ordem.

5.1.5 Discussão dos resultados

Nos estudos de inventário de 93, assumiu-se, por simplificação, que os efeitos de regularização na bacia poderiam ser desprezados em subsistemas da bacia, sem prejuízo as análises energéticas. Desta forma a bacia foi desmembrada em 7 sub-bacias consideradas energeticamente independentes entre si, eliminando um grande número de combinações e permitindo a simulação simultânea dos sistemas. Segundo o estudo (CEEE, 1993), a usina mais de montante (Muçum), considerada isolada no sistema, teria sua energia firme incrementada em apenas 11% com a inclusão das demais plantas localizadas a montante.

A premissa de que o efeito de regularização é desprezível, adotada no inventário de 93, contraria as premissas adotadas na metodologia e, desta forma, os resultados divergem. A AP localizada no sítio 1607, equivalente ao da UHE Muçum, tem 80% da vazão turbinada ($87,12 \text{ m}^3/\text{s}$) oriunda da liberação dos volumes úteis de montante e os 20% restantes devido à vazão natural regularizada na seção (Q_{95}).

O potencial total obtido na bacia para o cenário base (505 MWm) foi superior ao obtido nos estudos de inventário de 93 (467 MWm). Diferentes variáveis podem contribuir para a divergência: o método de estimativa de vazões turbinadas não foi o mesmo; o efeito de

regularização foi desprezado no estudo de 93; ou simplesmente, a divisão de quedas da metodologia resultou com mais plantas (82) que a do inventário (56). Possivelmente, uma análise de viabilidade técnica e econômica nos moldes da realizada pela CEEE em 93 eliminaria parte das plantas da DFQ obtida, equiparando os valores de potencial total dos dois estudos.

Deve-se atentar, no entanto, que a solução de DFQ para o cenário base já considera uma vazão remanescente e um trecho de rio livre de barramento, conforme seria solicitado pelo órgão ambiental no caso do inventário de 93 no Taquari-Antas. Após a análise ambiental do inventário (FEPAM, 2001), 131 MWm foram considerados inviáveis e o licenciamento dos empreendimentos viáveis com *layout* tipo curto-circuito esteve condicionado a uma vazão remanescente a jusante do barramento.

O montante inviabilizado leva o total da bacia a 336 MWm, o que equivale a 46% do *PTH* na curva de *IPG* do cenário base e um total de 49 plantas, bastante aquém do potencial levantado para o cenário base.

Ressalta-se que, caso fosse aplicada uma vazão remanescente ao inventário de 1993, além da redução no *PGV*, a configuração da DFQ seria provavelmente alterada. Certas APs com esquema tipo curto-circuito seriam substituídas por outras com derivação curta ou com geração no pé da barragem.

A análise de cenários de fragilidade mostrou que, neste caso, a sensibilidade potencial total na bacia frente a variação dos pesos dos indicadores é muito baixa, podendo mesmo ser desprezada. Ocorreu que, há um segmento de forte gradiente na curva de *IPG* do cenário base entre os níveis de implementação de 80 e 90 plantas, evidenciando o ponto ótimo para o desenvolvimento ao final do segmento.

5.2 ESTUDO DE CASO DE APLICAÇÃO: SUB-BACIA PILOTO

5.2.1 *Definição e caracterização da área de estudo*

A bacia utilizada como piloto para aplicação da metodologia foi a sub-bacia 9 do Taquari-Antas, da 1ª ordem de divisão de Otto, subdividida em 9 unidades. As etapas de caracterização do sistema e as características físicas das bacias foram obtidas no estudo de caso anteriores e estão apresentadas na Tabela 5.1 (sub-bacias 91 a 99).

5.2.2 *Prospecção de potenciais*

Os valores iniciais dos parâmetros utilizados na prospecção dos sítios com potencial foram:

- Distância a jusante (DJ): 180 m
- Comprimento máximo da adução (CMA): 1.800 m
- Potencial bruto mínimo (PBM): 10 kWa
- Altura incremental do NA (dH): 4 m
- Máxima altura técnica do barramento (MAT): 30 m
- Declividade mínima admissível (DMA): 10%

A etapa de prospecção de potenciais foi finalizada com 1300 plantas (sítios) com um total de 16712 APs.

5.2.3 *Avaliação ambiental e energética integrada*

Definição dos pesos do indicador de fragilidade agregado

Os pesos para ponderação de indicadores de fragilidade foram adotados iguais aos do estudo de caso anterior, conforme indicado na Tabela 5.5.

Obtenção do potencial e fragilidade totais hipotéticos na bacia

O resultado nesta etapa, adotada uma vazão remanescente nula, foi um *PTH* estimado em 136 MWm distribuído em 84 plantas, com potencial de geração médio variando entre 10 kWa e 11 MWm. Do total, 73 plantas foram do tipo à fio-d'água e 11 com reservação (vazão regularizada maior que a Q_{95}). Apresentaram esquema tipo curto-circuito 81 plantas e geração no pé apenas 3. Foram testadas 1474 APs.

Obtenção do cenário base de potencial e fragilidade totais na bacia

Foi aplicada uma vazão ambiental de 50% da Q_{95} , resultando em um potencial total de 115,6 MWm, correspondendo a 85% do *PTH*. A DFQ concluiu com 107 plantas, aceitas dentre 1569 testadas. A fragilidade total resultou em 108% do *FTH*. Como o valor de *FTH* é hipotético e assumido em função do cenário de *PTH*, é possível que se obtenha fragilidade superior ao *FTH* em outros cenários.

Em uma segunda rodada, foram ativadas as demais restrições, configurando o cenário base. Como não havia enquadramento dos cursos d'água, estes foram definidos como classe 2 do CONAMA, desta forma não houve restrição por classe especial.

No desenvolvimento da divisão de quedas, o último tributário a ser testado foi o de código 2, que foi definido com trecho livre de barramento, acarretando no impedimento da implantação de 18 APs que haviam sido aceitas na DFQ anterior.

Neste cenário foram testadas 1374 APs, das quais 93 foram aceitas. Obteve-se um potencial total de 109,6 MWm (80,5% do *PTH*) e uma fragilidade total de 92,3% do *FTH*. Em relação ao cenário anterior, verificou-se um ganho em potencial de geração e uma redução das fragilidades totais, ou seja, o cenário é mais adequado.

Em um último cenário base, visando reduzir ainda mais as fragilidades, foi estabelecido um critério restritivo de população atingida por MWm cujo valor de corte foi definido em 100 hab/MWm. Como resultado, 311 APs testas foram excluídas por exceder este limite.

Foram testadas 1692 APs, das quais 86 foram aceitas. Como resultado, obteve-se um potencial total de 96,4 MWm (71 % do *PTH*). A fragilidade total correspondeu a 80% do *FTH*. Verificou-se um ganho em termos de aptidão (menor fragilidade) em relação ao cenário anterior. No entanto, houve também uma importante perda em potencial energético, conduzindo a decisão pelo cenário anterior (2º cenário base testado).

Cálculo do potencial global viável para o cenário base

Optou-se pelo 2º cenário base testado. Com base neste cenário, o *PGV* foi estimado em 48% do *PTH*, com 27 plantas compondo a divisão de quedas, conforme apresenta a Figura 5.16.

Análise de sensibilidade dos critérios de fragilidade

Para verificação da sensibilidade da variação dos pesos dos indicadores de fragilidade sobre o resultado de *PGV*, foram testados os mesmos cenários de fragilidade e pesos dos indicadores estabelecidos no estudo de caso anterior, apresentados na Tabela 5.6 e na Tabela 5.7, respectivamente.

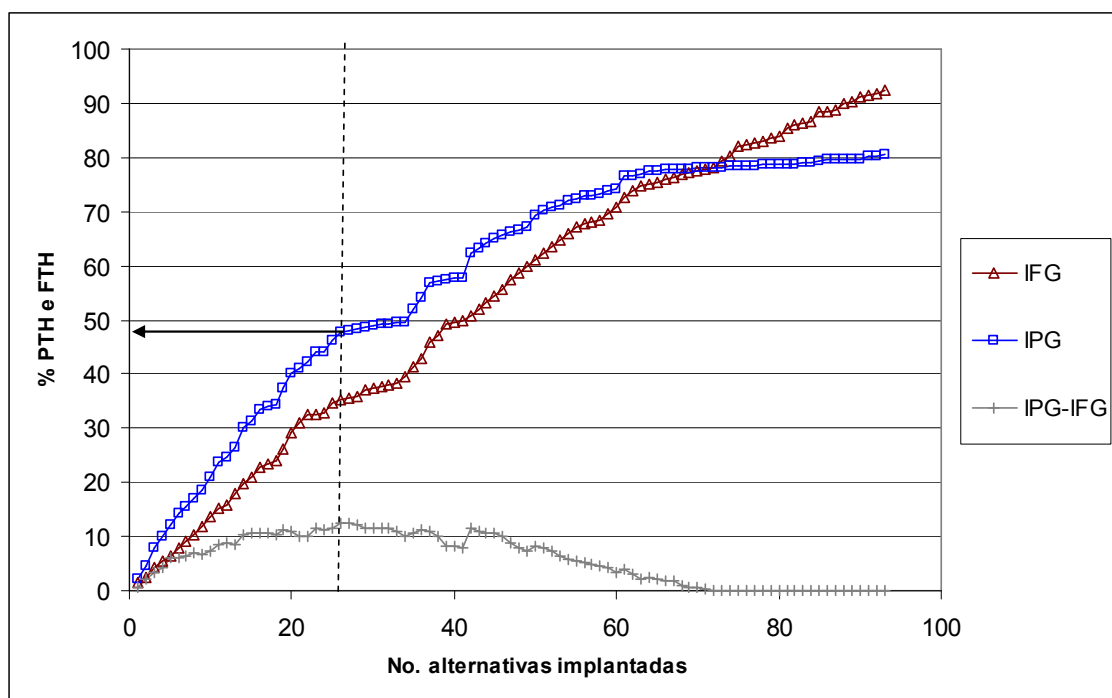


Figura 5.16. Curvas de *IPG* e *IFG* para o cenário base do estudo de caso de aplicação.

A Figura 5.17 apresenta as curvas de fragilidade sobre a curva de potencial acumulado do cenário base.

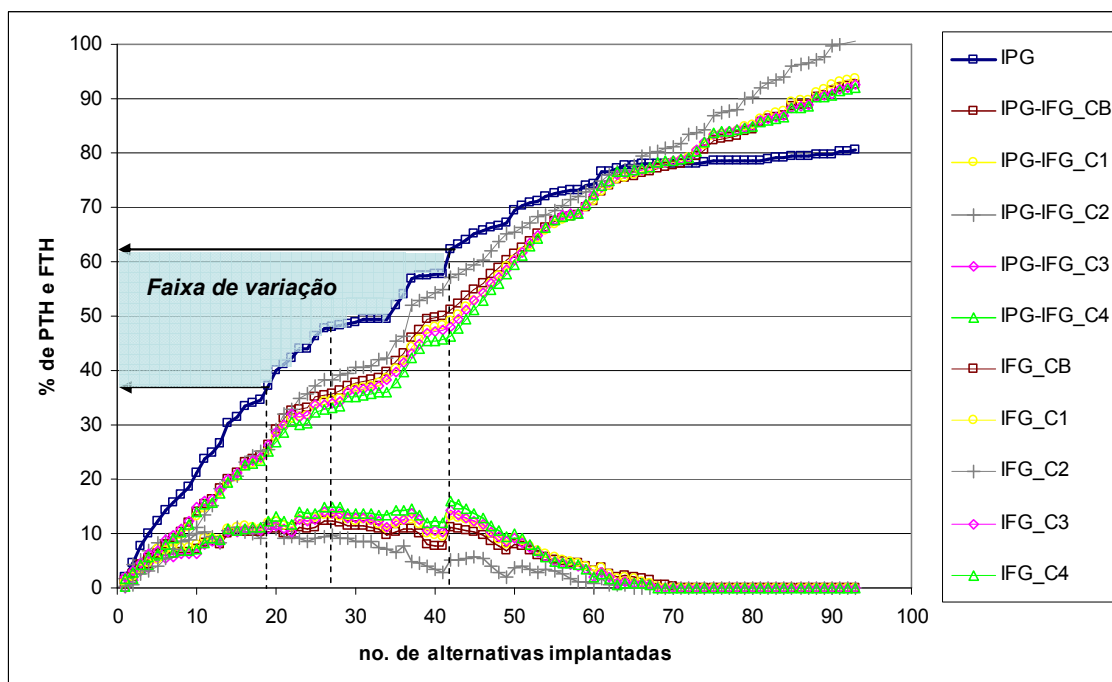


Figura 5.17. Curvas de *IFG-IPG* dos cenários de fragilidade e *IPG* do cenário base do estudo de caso de aplicação.

Definição da DFQ

Optando por manter os pesos iniciais de fragilidade (cenário base inicial), os valores dos índices IPG e IFG foram, respectivamente 48% e 36%. A DFQ resultou com 27 plantas, com potencial total de 65 MWm.

As plantas da DFQ tiveram potenciais variando entre 200kWa e 6,5MWm. Apenas duas plantas, localizadas em áreas altas de afluentes principais, apresentaram volume útil para regularização de vazões. Das 27, 17 apresentaram *layout* com derivação e 10 com geração no pé. Das 17 com derivação, apenas a primeira AP teve esquema tipo curto-circuito (adução por túnel), as demais apresentaram derivação pela margem.

O afluente código 2, definido como livre de barramento, não teve implantações.

5.2.4 Discussão dos resultados

Neste estudo de caso foram testados 3 cenários base para verificação das restrições ao desenvolvimento sobre o *PTH* e *FTH*. Observou-se que o principal critério restritivo foi a vazão ambiental. Definida como 50% da Q_{95} , 15% do *PTH* foi perdido. Outros 5% foram perdidos com a restrição de trecho de rio livre de barramento.

A análise de cenários de fragilidade mostrou a grande sensibilidade da variação dos pesos dos critérios de fragilidade sobre o resultado de *PGV*. Observa-se na Figura 5.17 que ocorreu uma boa aderência entre as curvas de fragilidade até um nível de implementação de 17 plantas. Este foi o desenvolvimento ótimo para o C2. O CB e o C1 tiveram seus *PGV* com uma DFQ com 27 plantas e o C3 e C4 com 42 plantas.

A área em destaque azul na Figura 5.17 indica que, dependendo dos pesos adotados para os indicadores de fragilidade, o *PGV* variou de 37 a 62% do *PTH*. A faixa de variação do potencial em torno valor do cenário base inicial (CB) foi 23% para menos (no C1) e 29% para mais (nos C3 e C4). Diferente do que ocorreu no estudo de caso de validação, a ampla faixa de variação demonstra a importância dos pesos dos indicadores de fragilidade na composição do indicador agregado neste estudo de caso.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Importância da pesquisa

No Brasil, estudos de prospecção de novos potenciais hidrelétricos estiveram por um longo e recente período sem receber investimentos, limitando a oferta de curto e médio prazo de hidroeletricidade no país. Em parte, o alto custo e as incertezas de retorno de estudos de inventário desmotivaram a iniciativa privada a dar continuidade à tarefa de prospecção realizada pelo poder público antes da abertura do mercado de energia.

Hoje, os estudos de prospecção de potencial hidrelétrico estão sendo retomados com o foco em PCHs. Apesar de previsto pela legislação brasileira, não há uma metodologia específica, simplificada em relação ao Manual de Inventário, para os estudos de prospecção de potenciais de pequeno porte (< 50 MW). Para estes casos, o emprego da metodologia do Manual de Inventário poderia impor um custo muito elevado em relação às garantias de retorno ao investidor.

Ao mesmo tempo em que não foram produzidos novos estudos de prospecção, os estudos existentes de inventário passaram a ser reavaliados sob a ótica ambiental, principalmente com a aplicação de um novo instrumento: a Avaliação Ambiental Integrada (AAI). A AAI, no entanto, têm sido sistematicamente aplicada de forma desconexa das análises energéticas, conduzido a situações distantes de uma relação equilibrada de compromisso entre preservação ambiental e desenvolvimento hidrelétrico.

Há, atualmente, um extenso banco de dados *on-line*, com informações georreferenciadas de topologia, infra-estrutura de transportes, meio-ambiente, energia, saneamento, ocupação do solo, entre outros, que não havia em décadas passadas. Uma vez que ambos os estudos preliminares de prospecção hidrelétrica e os estudos de AAI utilizam basicamente informações secundárias, estas informações podem e devem ser empregadas no planejamento hidrelétrico de forma a reduzir os custos e incertezas e agilizar a estimativa de potencial remanescente.

Em relação às ferramentas de prospecção de potencial hidrelétrico, há uma lacuna entre os estudos de “Estimativa” e de “Inventário”, justamente na individualização do potencial remanescente, ou seja, na identificação e caracterização de sítios com potencial hidrelétrico. Ferramentas como o Hydrospot, de prospecção e análise de viabilidade preliminar com base em imagens de satélite, modelo digital do terreno, mapas temáticos e

vazões regionalizadas têm sido testadas e os resultados mostram potencial para emprego no planejamento hidroenergético.

As considerações acima levam à conclusão de que há espaço e demanda para pesquisa e desenvolvimento de metodologias e ferramentas para prospecção de potenciais hidrelétricos remanescentes e sustentam o desafio de integração efetiva entre análises energéticas e ambientais em novos estudos de prospecção de potencial hidrelétrico.

Aplicabilidade da metodologia no planejamento hidrelétrico

A metodologia proposta de prospecção de potencial hidrelétrico remanescente está inserida em uma etapa do planejamento ambiental e energético em que não há qualquer definição de projetos específicos. No planejamento do setor hidrelétrico brasileiro, esta etapa é a de “Estimativa” ou de “Inventário” de potencial hidrelétrico.

Visualiza-se duas aplicações com finalidades distintas para a metodologia elaborada:

- Estimativa de potencial em larga escala;
- Inventário simplificado de potencial remanescente;

No primeiro caso, a metodologia é aplicada a uma escala de bacia, região hidrográfica ou de unidade federativa, na estimativa de potencial hidrelétrico ignorado ou ainda pouco conhecido. Neste caso, com base apenas em dados secundários e de fácil acesso em forma digital, a metodologia pode produzir uma estimativa confiável e com razoável nível de detalhamento do potencial hidrelétrico de uma região.

A maior confiabilidade em relação aos estudos de estimativa de potencial hipotético deve-se basicamente a individualização do potencial e a análise preliminar de viabilidade do potencial global. A análise de viabilidade consiste na consideração das restrições e fragilidades ambientais e técnico-econômicas em conjunto com as análises energéticas.

O nível de detalhamento da solução é bastante apurado para a etapa de estimativa inicial. Os resultados de divisão de quedas são disponibilizados em planta, apresentando a localização do barramento (eixo e ombreiras) e da casa de força, a projeção dos lagos sobre o terreno e da alça de vazão reduzida sobre a drenagem e em forma tabular, contendo as principais características de projeto, como potencial líquido, altura do barramento, volume do reservatório, área alagada, tempo de residência, probabilidade de estratificação térmica, população afetada, entre outros. A análise conjunta das duas formas de saída mostrou-se fundamental na construção da metodologia e na interpretação dos resultados.

Estudos de caso

A metodologia de prospecção de potenciais foi testada na bacia do rio Taquari-Antas, comparando os resultados com os estudos de inventário hidrelétrico realizados na bacia em 1993 pela CEEE.

Os estudos de caso em que a área de análise foi a mesma do inventário de 93 mostrou a capacidade de localização das plantas, incluindo barramento e casa de força. A maioria dos aproveitamentos levantados no inventário de 93 teve representação nos sítios localizados pelo algoritmo, inclusive, capturando as APs de corte de meandro por meio de adução por túnel.

Na fase de avaliação ambiental e energética integrada, a seleção de APs é realizada com base no critério de maior potencial e o Potencial Global Viável (*PGV*) na bacia obtido em função das fragilidades técnico-econômicas e ambientais.

Os resultados do processo de seleção de APs mostram que, as estatísticas globais, de potencial e número de plantas, estão bastante adequadas quando comparadas a um estudo de inventário tradicional. Observou-se, no entanto, que o Potencial Total Hipotético (*PTH*) levantado pela metodologia é muito superior ao do inventário de 93. Desta forma, o fato de os resultados apontarem para valores de *PGV* da ordem de 50% do *PTH* são perfeitamente aceitáveis, equivalendo a valores em MWm da mesma ordem de grandeza de estudos tradicionais.

A aplicação da metodologia de seleção de alternativas ao cenário base do inventário da CEEE, ou seja, contemplando a divisão de quedas daquele inventário, mostra que o ponto de corte no nível de desenvolvimento hidrelétrico na bacia não é o ótimo (ponto máximo na curva *IPG-IFG*). Considerando as perdas não computadas durante os estudos de inventário com a liberação de vazões remanescentes a jusante, impostas pelo órgão ambiental na etapa de licenciamento, a configuração da DFQ afasta-se ainda mais da situação ótima de equilíbrio entre benefícios energéticos e fragilidades técnico-econômicas e ambientais.

Na etapa de Avaliação Ambiental e Energética Integrada, destacam-se os algoritmos de otimização de potencial no sítio e regularização de vazões. A abordagem, ainda que com a utilização de vazões estatísticas, mostrou grande potencial de emprego em estudos preliminares. O computo dos efeitos de regularização a cada AP selecionada são determinantes na sequência de implementação da divisão de quedas e conferem uma dinâmica ao processo de seleção que leva à maximização do potencial global, ainda que não se trate de um processo de otimização. Os estudos de caso mostraram a grande dependência da geração marginal a jusante em função da capacidade de regularização do conjunto de plantas a montante.

Os resultados da análise de cenários de fragilidade dos estudos de caso (validação e aplicação) foram bastante distintos. No estudo de caso de validação, ocorreu um forte gradiente na curva de *IPG* que caracterizou um nível de implementação ótimo, praticamente insensível a variação dos pesos dos indicadores de fragilidade. No caso de aplicação, no entanto, ocorreu uma ampla faixa de variação do *PGV* com o teste dos cenários de fragilidade.

A metodologia mostra consistência para a estimativa do potencial hidrelétrico remanescente na escala de bacia hidrográfica no nível de estudos preliminares de inventário. A pré-viabilidade do conjunto é garantida pela análise integrada das curvas de potencial e fragilidades técnico-econômicas e ambientais acumulados na bacia. A avaliação da viabilidade de cada aproveitamento dependeria ainda de uma análise mais detalhada do ponto de vista técnico e econômico, neste caso, envolvendo o levantamento de dados primário em campo.

Considerações finais

Ao longo do desenvolvimento da pesquisa, após testar inúmeras formas de hierarquização e seleção de APs, concluiu-se que o problema de prospecção de potenciais hidrelétricos na escala de bacia não é de abordagem por otimização, mas sim de escolha dirigida por alguns critérios de preferência.

Na implementação de um procedimento de otimização na seleção de APs foram defrontadas as seguintes dificuldades:

- Alto custo computacional: o algoritmo de prospecção via de regra levanta um grande número de APs na bacia e boa parte apresenta uma relação de interdependência (ocupam parcialmente ou totalmente o mesmo sítio ou regularizam ou recebem vazão regularizada). Estes fatores oneram muito um algoritmo de otimização. Somado a isto, ocorre uma natural diferença de probabilidade de ocorrência (ordem de precedência) das APs. Ou seja, algumas plantas são evidentemente melhores que outras do ponto de vista energético e/ou ambiental, conduzindo a conclusão de que um processo de teste de todas as APs não é eficiente e não garante ser mais eficaz que a hierarquização por potencial;
- Objetivos totalmente divergentes: a abordagem de otimização ambiental e energética, através de um índice de potencial/fragilidade conduz a valores extremamente baixos de potencial na bacia, não sendo adequada para a solução do problema no longo prazo. Desta forma, a proposta de análise

multiobjetivo foi reformulada como: maximizar o potencial hidrelétrico total da bacia minimizando as fragilidades ambientais e técnico-econômicas.

- Sistema não linear: Observou-se que nem sempre que uma função objetivo potencial/fragilidade era aplicada ao processo de seleção, na escolha de uma AP para teste, a melhora se refletia na DFQ. Ou seja, os objetivos globais, referentes ao conjunto de plantas na bacia, estão diretamente relacionados com a escolha da melhor divisão de quedas e não necessariamente com a seleção das melhores APs para teste. Isto se deve a não linearidade do sistema introduzida com o algoritmo de regularização de vazões de todo o VAP a cada nova planta adicionada ao sistema.

Apesar de o problema ser multiobjetivo e de se trabalhar em um espaço decisório contínuo, com um número de combinações entre APs virtualmente infinito, a abordagem adotada foi de hierarquização de alternativas aliada à um limite de corte. Neste caso, a hierarquização por potencial hidrelétrico foi utilizada para, em conjunto com um nível de desenvolvimento viável do ponto de vista de fragilidades técnico-econômicas e ambientais, fornecer a DFQ na bacia.

Destaca-se que, por outro lado, a hierarquização ambiental das plantas que compõem a DFQ não é importante, uma vez que, ao final do horizonte de planejamento, independentemente da ordem, todas devam estar implantadas. Como do ponto de vista econômico, são sempre procuradas as adições mais rentáveis no sistema, a ordem de implantação deverá, não obstante aos aspectos ambientais, ser dirigida por critérios econômicos.

Por fim, a pesquisa demonstrou a grande dificuldade na elaboração de uma metodologia que integre aspectos ambientais, técnico-econômicos e energéticos e que contemple a representação de sinergias na bacia. Apesar de a metodologia proposta integrar os aspectos técnico-econômicos e ambientais na forma de um único índice de fragilidade, a fragilidade global da DFQ foi utilizada basicamente para restringir o desenvolvimento na bacia.

Foi implementado apenas um único critério ambiental de representação de efeitos sinérgicos e que estabeleceu uma relação em que a preservação ambiental influencia na seleção de sítios para desenvolvimento hidrelétrico: o indicador de interrupção do fluxo longitudinal. Dependendo da configuração da DFQ, o indicador assume diferentes valores para cada AP representado as sinergias de reservatórios próximos quanto à retenção de sedimentos e interrupção do caminho de espécies de peixes migratórios. Este critério,

dependendo do desenvolvimento da divisão de quedas, pode determinar uma sub-bacia como trecho de rio livre de barramento.

Recomendações

Os principais fatores na estimativa de potencial hidrelétrico são queda e vazão. Desta forma, na aplicação da metodologia, a estimativa destas variáveis deve ser refinada ao máximo. Uma vez que, para estudos de planejamento energético, a topografia e hidrologia são baseadas em informação secundária, o refino diz respeito à metodologia, rigor técnico e qualidade da informação.

Melhoramentos metodológicos podem ser empregados no cálculo das vazões máximas regularizáveis. Dependendo da região em análise, a regionalização de vazão com base apenas na área de drenagem pode não representar adequadamente o regime fluvial.

Em relação à qualidade da informação, os dados fluviométricos utilizados na regionalização são de fundamental importância. Devem ser utilizadas todas as estações disponíveis na bacia com séries extensas. O modelo digital do terreno é importante não só para o cálculo das quedas, mas também para a localização dos potenciais na bacia. Recomenda-se a utilização do mesmo MDT utilizado nos estudos de caso e na elaboração da metodologia, o SRTM 3" do USGS.

Para aplicação da metodologia em um caso prático de inventário simplificado, a DFQ deve ser seguida de um estudo de viabilidade técnica, econômica (custos e benefícios) e ambiental, neste caso, com o foco em cada projeto.

A análise de custos poderia estar integrada a metodologia, na forma de um critério de corte para APs pouco competitivas (por exemplo, utilizando o CUR). A análise de viabilidade técnica e socioambiental exigiria, no mínimo, o sobrevôo de reconhecimento e levantamento fotogramétrico de cada sítio para verificação de interferências e condições de acesso e para uma melhor estimativa de queda.

As análises de viabilidade poderiam determinar a eliminação de alguns sítios e uma nova rodada da metodologia poderia suprir as perdas com outros sítios não incluídos na solução anterior. O resultado de um processo iterativo, com a sucessão das análises de prospecção (Hydrospot) e viabilidade (econômica, técnica e socioambiental) deve conduzir a um potencial viável otimizado, de confiabilidade suficiente para fins de planejamento e para aumentar a oferta de hidroeletricidade no curto-médio prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. *Hydrobiologia*, n. 303, p 141-148, 1995.

ALLAN, J.; CASTILLO, M. *Stream ecology – Structure and function of running waters*. 2 ed. DordrecHT: Springer, 2007.

ALMASRI, M. N.; KALUARACHCHI, J. J. Multi-criteria decision analysis for the optimal management of nitrate contamination of aquifers. *Journal of Environmental Management*, n. 74, p. 365-381, 2005.

ALMEIDA, A. T.; MOURA P. S.; MARQUES, A. S. ALMEIDA, J. L. Multi-impact evaluation of new medium and large hydropower plants in Portugal centre region. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, n. 9, p. 149-167. 2005.

ANAGNOSTOPOULOS, J. S.; PAPANTONIS, D. E. Optimal sizing of a run-of-river small hydropower plant. *Energy Conversion and Management*, n. 48, p. 2663-2670, 2007.

ANEEL. Resolução ANEEL N° 652 de 9 de dezembro de 2003. Estabelece os critérios para o enquadramento de aproveitamento hidrelétrico na condição de Pequena Central Hidrelétrica (PCH). In: *Diário Oficial da União*, Brasília, v. 140, n. 240, p. 90, 10 dezembro, 2003. Seção 1.

ANEEL (a). Resolução ANEEL N° 393 de 4 de dezembro de 1998. Estabelece os procedimentos gerais para Registro e Aprovação dos Estudos de Inventário hidrelétrico de bacias hidrográficas. In: *Diário Oficial da União*, Brasília, v. 145, n. 248, p. 307, 7 dezembro, 1998. Seção 1.

ANEEL (b). Resolução ANEEL N° 395 de 4 de dezembro de 1998. Estabelece os procedimentos gerais para Registro e Aprovação de Estudos de Viabilidade e Projeto Básico de empreendimentos de geração hidrelétrica, assim como da Autorização para Exploração de Centrais Hidrelétricas até 30 MW e dá outras providências. In: *Diário Oficial da União*, Brasília, v. 140, n. 110, p. 74, 10 junho, 2003. Seção 1.

ANTONELLO, A.; FRANCESCHI, S. *JGrass 2.0: Manuale Utente*. Trento: Universita degli Studi di Trento. Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale. 2006. 176 p.

ANTONELLO, A.; FAURI, M.; FRANCESCHI, S.; RIGON, R.; VITTI, A.; PRETNER, A.; MESCHINI, N. Produzione di energia da fonte rinnovabile: stima della producibilita' idroelettrica con impianti di potenza medio-bassa. In: *Meeting degli utenti italiani di GRASS 7*, 2006. Genova. Disponível em: < [Http://www.dimset.unige.it/eventi/grass/programma.html](http://www.dimset.unige.it/eventi/grass/programma.html) >. Acesso em 14 de Novembro de 2009.

ÁVILA, C.J.C.P.; JÚNIOR, O.A. DE C.; GUIMARÃES, R.F.; BENTANCURT, J.J.V. *Uso de ferramentas de SIG para inventário preliminar de potenciais remanescentes*. In PCH Notícias SHP News, v. 5, n. 17, p. 24-28, 2003. Disponível em: <

[Http://www.cerpch.unifei.edu.br/at01.php?grp=Tecnologia e Desenvolvimento - Sistemas Elétricos](http://www.cerpch.unifei.edu.br/at01.php?grp=Tecnologia%20e%20Desenvolvimento%20-%20Sistemas%20El%C3%A9tricos) >. Acesso em 12 de novembro de 2009.

BALAT, H. A renewable perspective for sustainable energy development in Turkey: The case of small hydropower plants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 11, n. 9, p. 2152-2165, 2007.

BEDNAREK, A. T. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, v. 27, p. 803-814, 2001.

BENETTI, A. D.; TUCCI, C. E. M. Uso de indicadores para avaliação de usinas hidrelétricas em bacias hidrográficas com múltiplos aproveitamentos. *REGA – Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 3, n. 1, p. 73-83, 2006.

BIRD. *Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Hidrelétricos no Brasil: Uma Contribuição para o Debate*. Banco Mundial. v. II, Relatório Principal. Brasília, 2008.

BISWAS, A. K. Integrated water resources management: a reassessment. International Water Resources Association. *Water International*, v. 29 n. 2, p. 248-256, 2004.

BLETTLER, M.; AMSLER, M.; DRAGO, I.; MARCHESE, M. Effects of stream hydraulics and other environmental variables on density of *Narapa Bonettoi* (Oligochaeta) in the Paraná river system. *River Research and Applications*, v. 24, n. 8, p. 1124-1140, 2008.

BOCKSTALLERA, C.; GIRARDIN, P. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, n. 76, p. 639-653, 2003.

BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil*. Brasília: Senado Federal, 1988. 292 p.

BRASIL. Lei Federal Nº 9.985 de 18 de Julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. In: *Diário Oficial da União*, Brasília, v. 138, 17 julho, 2000. Seção 1.

BRASIL. Lei Nº 10.438, de 26 de abril de 2002. Dispõe sobre a expansão da oferta de energia elétrica emergencial, recomposição tarifária extraordinária, cria o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (Proinfa), a Conta de Desenvolvimento Energético (CDE), dispõe sobre a universalização do serviço público de energia elétrica, dá nova redação às Leis no 9.427, de 26 de dezembro de 1996, no 9.648, de 27 de maio de 1998, no 3.890-A, de 25 de abril de 1961, no 5.655, de 20 de maio de 1971, no 5.899, de 5 de julho de 1973, no 9.991, de 24 de julho de 2000, e dá outras providências. In: *Diário Oficial da União*, Brasília, Edição Extra, 26 abril, 2002.

BRASIL (a). Ministério de Minas e Energia; colab. Empresa de Pesquisa Energética. *Plano Nacional de Energia 2030*. Brasília, 2007

BRASIL (b). Ministério de Minas e Energia, Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético. *Plano decenal de expansão de energia: 2007/2016*. Brasília, 2007

- BÜCHS, W. Biodiversity and agri-environmental indicators: general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, n. 98, p. 35-78, 2003.
- BUFFAGNI, A.; ERBA, S.; CAZZOLA, M.; KEMP, J. L. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, n. 516, p. 313-329, 2004.
- BUNN, S.; ARTHINGTON, A. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, v. 30, n. 4, p. 492-5-7, 2002.
- CARDWELL, H.; JAGER, H.; SALE, M. Design instream flows to satisfy fish and human water needs. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 122, n. 5, p. 356-363, 1996.
- CEEE. *Inventário Hidrelétrico – Bacia Taquari – Antas*. Relatório Final. Relatório Técnico, 1993.
- CHALISE, S. R.; KANSAKAR, S. R.; REES, G.; CROKER, K.; ZAIDMAN, M. Management of water resources and low flow estimation for the Himalayan basins of Nepal. *Journal of Hydrology*, n. 282, p. 25-35, 2003.
- COHON, J. L. Multiobjective programming and planning. Originalmente publicado: New York Academy Press, 1978. In series: *Mathematics in science and engineering*. Versão 2003
- CONNER, A. M.; FRANCFORT, J. E.; RINEHART, B. N. U.S. *Hydropower Resource Assessment: Final Report*. US Department of Energy, 1998. Disponível em <<http://hydropower.inel.gov/resourceassessment/>>. Acesso em 14 de novembro de 2009.
- CORTES, R.; FERREIRA M.; OLIVEIRA, S.; GODINHO, F. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, v. 389, n. 1-3, p. 51-61. 1998.
- COSTA, F. S. et al. SINV: Sistema para Estudos Energéticos e Socioambientais de Inventário Hidroelétrico – Uma aplicação. *XI Simpósio de Especialistas em Planejamento da Operação e Expansão Elétrica*. Belém, 2009.
- DAMÁZIO, J.; COSTA, F.; NEVES, F. Sistema de Inventário de Bacias Hidrográficas – SINV. *Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos*. Gramado, 1998.
- DICKINSON, H.; FLANAGAN, I.; WHITTINGTON, H. Hydroelectric power in China. *Energy Policy*, December 1982. p. 354-356.
- DONNELLY, A.; JONES, M.; O'MAHONY, T.; BYRNE, G. Selecting environmental indicator for use in strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, n. 27, p. 161-175, 2007.
- DUDHANI, S.; SINHA, A.; INAMDAR, S. Assessment of small hydropower potential using remote sensing data for sustainable development in India. *Energy Policy*. v. 34, p. 3195-3205, 2006.

- EEA. *Environmental indicators: typology and overview*. Technical report of European Environment Agency. Copenhagen, 1999
- EEA. *Core set of indicators – Guide*. Technical report of European Environment Agency. Luxembourg, 2005
- EPA. *Stream Corridor Restoration – Principles, processes and practices*. Public. 1998; revisão 2001. FISRWG. 2001. Disponível em: <[Http://www.usda.gov/stream_restoration](http://www.usda.gov/stream_restoration)>
- EPE. Empresa de Pesquisa Energética. Sítio Internet. Disponível em: <[Http://www.epe.gov.br](http://www.epe.gov.br)>. Acesso em 22 de novembro de 2009.
- EPE. *Avaliação Ambiental Integrada – Bacia do Rio Parnaíba*. Brasília: MME, 2007.
- EPE. *Avaliação Ambiental Integrada (AAI) dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia hidrográfica do Rio Uruguai*. Brasília: MME, 2006.
- ESHA. *Guide on How to Develop a Small Hydropower Plant*. European Small Hydropower Association. 2004.
- ESHA/SERO/IEFE. Blue energy for a green Europe (BlueAGE). *Strategic study for the development of small hydropower in the European Union*. Report of Altener Programme. Brussels, 2001 Disponível em: <[Http://www.esha.be/](http://www.esha.be/)>. Acesso em 10 de junho de 2009.
- FEPAM. *Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade de licenciamento de aproveitamentos hidrelétricos das bacias hidrográficas dos rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã*. Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Cadernos de Gestão Ambiental N.5. Porto Alegre, 2004.
- FEPAM. *Diagnóstico ambiental da bacia do Taquari-Antas / RS: Diretrizes regionais para o licenciamento ambiental das hidrelétricas*. Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Porto Alegre, 2001. Disponível em: < <http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/Taquari-Antas> >. Acesso em 05 de março de 2010. <http://www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/Taquari-Antas/>
- FERREIRA, O.; MARTINS JUNIOR, P.; VASCONCELOS, V.; NOVAES, L. método empírico de prospecção de pequenos potenciais hídricos. In: *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, XVI*. Anais. João Pessoa, 2005.
- FURNAS/ODEBRETCH/LEME. *Usinas hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau – Relatório de Impacto Ambiental*. FURNAS, 2005.
- GAEUMAN, D.; SCHMIDT, J.; WILCOCK, P. Complex channel responses to changes in stream flow and sediment supply on the lower Duchesne River, Utah. *Geomorphology*, v. 64, n. 3-4, p. 185-206, 2005.
- GODINHO, A.; KYNARD, B. Migratory fishes or Brazil: life history and fish passage needs. *River research and applications*, v. 25, n. 6, p. 702-712, 2009.
- GIUPPONI, C. Decision support systems for implementing the European water framework directive: the MULINO approach. *Environmental Modelling & Software*, n 22, p. 248-258, 2007.

GOWAN, C.; STEPHENSON, K.; SHABMAN, L. The role of ecosystem valuation in environmental decision making: hydropower relicensing and dam removal on the Elwha River. *Ecological Economics*, n. 56, p. 508- 523, 2006.

HAJKOWICZ, S. Multi-attributed environmental index construction. *Ecological Economics*, n. 57, p. 122-139, 2006.

HALL, D. G. *et al.* *Water Energy Resources of the United States with Emphasis on Low Head/Low Power Resources*. US Department of Energy, 2004.

HALL, D. G. *et al.* *Feasibility Assessment of the Water Energy Resources of the United States for New Low Power and Small Hydro Classes of Hydroelectric Plants*. US Department of Energy, 2006

HOSSEINI, S.M.H.; FOROUZBAKHS, F.; FOTOUHI, M.; VAKILIAN, M. Determination of installation capacity in reservoir hydro-power plants considering technical, economical and reliability indices. *International Journal of Electrical Power and Energy Systems*, v. 30, n 6-7, p. 393-402, 2008.

HU, C. *et al.* Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from Tampa Bay, FL. *Remote Sensing of Environment*, n. 93, p. 423-441, 2004.

HYDE, K.M.; MAIER, H.R.; COLBY, C.B. A distance-based uncertainty analysis approach to multi-criteria decision analysis for water resource decision making. *Journal of Environmental Management*, n. 77, p. 278-290, 2005.

HYNES, S.; HANLEY, N. Preservation versus development on Irish rivers: whitewater kayaking and hydro-power in Ireland. *Land Use Policy*, n. 23, p. 170-180, 2006.

IEAa. *Hydropower and the environment: present context and guidelines for future action*. Technical report of International Energy Agency, 2000

IEAb. *Assessment methods for small-hydro projects*. Technical report of International Energy Agency, 2000

IHA. *Greenhouse Gas Emissions from Reservoirs*. International Hydropower Association. 2003. Sítio Internet. Disponível em: <http://www.hydropower.org/publications/leaflets_and_factsheets.html>. Acesso em 05 de dezembro de 2009.

INL. *Idaho National Laboratory*. Sítio Internet. Disponível em: <<http://hydropower.inl.gov/prospector/index.shtml>>. Acesso em 22 de novembro de 2009.

JÚNIOR, O. A. de C.; FREITAS, L. F.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T.; GOMES-LOEBMANN, D. Metodologia para identificação de áreas potenciais para implantação de pequenas centrais hidrelétricas na bacia do rio preto utilizando sistema de informações geográficas. Universidade de Brasília. *Revista Brasileira de Cartografia*, n° 60/02, p. 195-203, agosto 2008.

KANNEL, P. R.; LEE, S.; LEE, Y.; KANEL, S. R.; KHAN, S. P. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* , v. 132, n.1, p. 93-110, 2007.

- KELMAN, J.; KELMAN, R.; PEREIRA, M. V. F. Energia Firme de Sistemas Hidrelétricos e Usos Múltiplos dos Recursos Hídricos. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 9, n. 1, p. 189-198, 2004.
- KOO, B.K.; O'CONNELL, P.E. An integrated modelling and multicriteria analysis approach to managing nitrate diffuse pollution: 1. Framework and methodology. *Science of the Total Environment*, v. 359, n. 1-3, p. 1- 16, 2006.
- KUMAR, A.; REES, G.; RAGHUVANSHI, T. K. *Small hydropower assessment: a solution through hydra-HP software*. The Geospatial Resource Portal. 2007 Disponível em: <[Http://www.gisdevelopment.net/application/utility/power/utilityp0009pf.HTm](http://www.gisdevelopment.net/application/utility/power/utilityp0009pf.HTm)> Acessado em 14 de novembro de 2009.
- LARSON, S.; LARSON, S. Index-based tool for preliminary ranking of social and environmental impacts of hydropower and storage reservoirs. *Energy*, v. 32, n. 6, p. 943-947, 2007.
- LI, F. Hydropower in China. *Energy Policy*, n. 30, p. 1241-1249, 2002.
- LI, A.; WANG, A. LIANG, S. ZHOU, W. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS: a case study in the upper reaches of Minjiang River, China. *Ecological Modelling*, n. 192, p. 175-187, 2006.
- LIND, A. J.; WELSH JR., H. H.; WILSON, R. A. The Effects of a Dam on Breeding Habitat and Egg Survival of the Foothill Yellow-legged Frog (*Rana boylii*). *Northwestern California. Herpetological Review*, v. 27, n.2, p. 62-67, 1996.
- LIU, D.; STEWART, T. J. Object-oriented decision support system modelling for multicriteria decision making in natural resource management. *Computers & Operations Research*, n. 31, p. 985-999, 2004.
- LOVETT, J. C.; HATTON, J.; MWMSUMBI, L. B. GERSTLE, J. H. Assessment of the impact of the Lower Kihansi Hydropower Project on the forests of Kihansi Gorge, Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, v. 6, n.7, p. 915-933, 1997.
- MAGILLIGAN, F. J.; NISLOW, K. H. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, v. 71, n. 1-2, p. 61-78, 2005.
- MALCZEWSKI, J. GIS and Multicriteria Decision Analysis. New York: John Wiley & Sons, 1999. 392 p.
- MARINOT, E. World bank energy projects in China: influences on environmental protection. *Energy Policy*, v. 29, p. 581-594, 2001.
- MASON, J. *Estruturas de Aproveitamento Hidrelétrico*. Rio de Janeiro: Editora Campus Ltda, 1988.
- MCCULLY, P. *Tropical Hydro is a Significant Source of Greenhouse Gases: A Response to the International Hydropower Association*. International Rivers Network (NGO). 2004. Sítio Internet. Disponível em: <<http://www.internationalrivers.org/en/climate-change/reservoir->

- emissions/tropical-hydro-significant-source-greenhouse-gases-response-inter>. Acesso em 05 de dezembro de 2009.
- MCDONNELL, R. A. Hierarchical modelling of the environmental impacts of river impoundment based on a GIS. *Hydrological Processes*, v. 14, n. 11-12, p. 2123-2142, 1999.
- MENDOZA, G.A.; MARTINS, H. Multi-criteria decision analysis in natural resource management: a critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management*, v. 230, n. 1-3, p. 1-22, 2006.
- MERRITT, D. M.; COOPER, D. J. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 16, n. 6, p. 543-564, 2000.
- MIRZA, U. K.; AHMADA, N.; MAJEEDA, T.; HARIJANB, K. Hydropower use in Pakistan: past, present and future. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 12, n. 6, p. 1641-1651, 2008.
- MME. Portaria N° 356, de 28 de setembro de 2009. Ministério de Minas e Energia. Gabinete do Ministro. In: *Diário Oficial da União*, Brasília, Edição de 29 setembro, 2009.
- MME/CEPEL. *Manual de Inventário Hidroelétrico de Bacias Hidrográficas*. Ministério de Minas e Energia, Centro de Pesquisas Elétricas da UFRJ. Rio de Janeiro, 2007.
- MONITION, L.; LE NIR, M. ROUX, J. *Micro hydroelectric power stations*. Chichester: John Wiley and Sons, 1984
- MURCHIE, K.; HAIR, K. *et al.* Fish response to modified flow regimes in regulated rivers: research methods, effects and opportunities. *River Research and Applications*, v. 24, n. 2, p. 197-217, 2008.
- MYSIAK, J.; GIUPPONI. C.; ROSATO, P. Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modelling & Software*, v. 20, n. 2, p. 203-214, 2005.
- NATALE, O. E. *Water Quality Indicators for the La Plata River Basin*. In: International Work Session on Water Statistics. Vienna, 2005
- NHPC. *National Hydro Power Company of India*. Sítio Internet. Disponível em: <[Http://www.nhpcindia.com/](http://www.nhpcindia.com/)>. Acesso em 22 de novembro de 2009.
- O'DONNELL, G.; NIJSSEN, B.; LETTENMAIER, D. A simple algorithm for generating streamflow networks for grid-based, macroscale hydrological models. *Hydrological Processes*, v. 13, n. 8, p. 1269-1275, 1999.
- OLIVERA, F., LEAR, M.S., FAMIGLIETTI, J.S., ASANTE, K.,. Extracting low-resolution river networks from high-resolution digital elevation models. *Water Resources Research*, v. 38, n. 11, p. 1231, 2002
- ORR, C.; KROISS, S.; ROGERS, K.; STANLEY, E. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications*, v. 24, n. 6, p. 804-822, 2008.

ÖZELKAN, E. C.; DUCKSTEIN, L. Analysing Water Resources Alternatives and Handling Criteria by Multi Criterion Decision Techniques. *Journal of Environmental Management*, v. 48, n. 1, p. 69-96, 1996.

OZTURK, M.; BEZIR, N. C.; OZEK, N. Hydropower–water and renewable energy in Turkey: Sources and policy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 13, n.3 p. 605-615, 2009.

PAISH, O. Small hydro power: technology and current status. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*. v. 6, n. 6, p. 537-556, 2002.

PARTIDARIO, M. Avaliação Ambiental Estratégica – prática existente, procura futura e necessidade de capacitação. Lisboa: UNL – Universidade Nova Lisboa, 2003.

PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W.; RISSO, A.; MENDES, C. A. B. Errors in river lengths derived from raster digital elevation models. *Computers & Geosciences*, v. 34, n. 11, p. 1584-1596, 2008.

PERIS-MORA, E.; DIEZ OREJAS, J.M.; SUBIRATS, A. ; IBÁÑEZ, S.; ALVAREZ, P. Development of a system of indicators for sustainable port management. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, n. 12, p. 1649-1660, 2005.

PETTS, G.; AMOROS, C. *Fluvial hydrosystems*. London: Chapman & Hall, 1996.

POFF, N. L.; HART, D. D. How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. *BioScience*, v. 52, n. 8, p. 659-668, 2002

POULET, N. Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Research and Applications*, v. 23, n. 9, p. 1038-1047, 2007.

PRADO JR, F. A. A.; ALVES, G.; YAMAGUSHI, H. R.; BRAUN, P. V. C. B. Riscos regulatórios no Brasil – Obstáculo ao desenvolvimento de novas Pequenas Centrais Hidrelétricas. COPEL: Espaço Energia, nº 9, outubro 2008.

PUNYS. P.; PELIKAN, B. Review of small hydropower in the new Member States and Candidate Countries in the context of the enlarged European Union. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 11, n. 7, p. 1321-1360, 2007.

QUINTERO, J.; LEDEC, G. *Good Dams and Bad Dams: Environmental Criteria for Site Selection of Hydroelectric Projects*. The World Bank, 2003.

REED, S. M. Deriving flow directions for coarse-resolution (1-4 km) gridded hydrologic modeling. *Water Resources Research*, v 39, n. 9, 1238, 2003

REHN, A. Benthic macroinvertebrates as indicators of biological condition below hydropower dams on west slope Sierra Nevada streams, California, USA. *River Research and Applications*, v. 25, n. 2, p. 208-228, 2009.

SARKAR, C.; ABBASI, S. A. QUALIDEX – A new software for generating water quality indice. *Environmental Monitoring and Assessment*, n. 119, p. 201-231, 2006.

- SCHOLES, R. J.; BIGGS, R. A biodiversity intactness index. *Nature*, v. 434, n. 3, p. 45-49, 2005.
- SCUDDER, T.; GAY, J. A Comparative Survey of Dam-induced Resettlement in 50 Cases. Não publicado. 2002. Disponível em: < [Http://www.hss.caltech.edu/~tzs/](http://www.hss.caltech.edu/~tzs/)>. Acesso em 14 de novembro de 2009.
- SAATY, T. L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research*, v.48, p.9-26, 1990.
- SHAFROTH P. B.; FRIEDMAN, J. M.; AUBLE, G. T.; SCOTT, M. L.; BRAATNE, J. H. Potential responses of riparian vegetation do dam removal. *BioScience*, v. 52, n. 8, p. 703-712, 2002.
- SHOFFNER, D.; ROYALL, D. Hydraulic habitat composition and diversity in rural and urban stream reaches of the North Carolina piedmont (USA). *River Research and Applications*, v. 24, n. 8, p. 1082-1103, 2008.
- SHUMAN, J. R. Environmental considerations for assessing dam removal alternatives for river restoration. *Regulated rivers: research & management*,v. 8, p. 246-261, 1995.
- SILVA, D. *et al.* Metodologia para análise preliminar da potência residual disponível em cascatas de usinas hidrelétricas em operação. In: *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, XVII*. Anais. São Paulo, 2007.
- SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C. *Seleção Ambiental de Barragens: Análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica*. Santa Maria: EDUFMS, 2005.
- SINGH, K.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques – a case study. *Analytica Chimica Acta*, v. 538, n. 1-2, p. 355-374, 2005.
- STEVENS, L. E. *et al.* Planned flooding and Colorado River riparian trade-offs downstream from Glen Canyon dam, Arizona. *Ecological Applications*, v. 11, n. 3, p. 701-710, 2001.
- STEVENS, C. E.; PASZKOWSKI, C. A.; SCRIMGEOUR, G. J. Older is better: beaver ponds on boreal streams as breeding habitat for the wood frog. *Journal of Wildlife Management*, v. 70, n.5, p. 1360-1371, 2006.
- SUGAI, H.; SANTOS JUNIOR, M.; MACHADO, F. Manual de inventário hidrelétrico de bacias hidrográficas: sua revisão e PCHS. In: *Simpósio Brasileiro Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas, VI*. Anais. Belo Horizonte, 2008.
- TANGEN, G.; STØA, P. Decision Support for Hydropower Plant Upgrading: integrating multi attribute decision making and knowledge based systems. In: International Conference on Intelligent Systems Applications to Power Systems, 1996. Proceedings, ISAP '96
- TASKER, G. D. Comparing methods of hydrologic regionalization. American Water Resources Association. *Water Resources Bulletin*, v. 18, n. 6, p. 966-970, 1982.

THÓRHALLSDÓTTIR, T. E. Strategic planning at the national level: evaluating and ranking energy projects by environmental impact. *Environmental Impact Assessment Review*, n. 27, p. 545-568, 2007.

TOLMASQUIM, M. T.; MOTTA, R. S.; LA ROVERE, E. L.; BARATA, M. M. L.; MONTEIRO, A. G. Environmental valuation for long-term strategic planning: the case of the Brazilian power sector. *Ecological Economics*, n. 37, p. 39-51, 2001.

TUCCI, C. *Hidrologia: Ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da Universidade, 2001.

TUCCI, C. *Modelos Hidrológicos*. Porto Alegre: Editora da Universidade, 1998.

TUCCI, C.; SILVEIRA, A.; SANCHEZ, J.; ALBUQUERQUE, F. Flow regionalization in the upper Paraguay basin, Brazil. *Hydrological Sciences -Journal- des Sciences Hydrologiques*, v. 40, n. 4, p. 485-497, 1995.

UNCC. *Eco-efficiency Indicators 2nd Expert Group Meeting*. Bangkok: United Nations Conference Centre, 2008. Disponível em: < www.unescap.org/uncc >

UNEP. *GEO Resource Book: a training manual on integrated environmental assessment and reporting*. United Nations Environmental Program. Editor: László Pintér (IISD), Darren Swanson (IISD) e Jacquie Chenje (UNEP), 2007. Disponível em: <[Http://www.unep.org/geo](http://www.unep.org/geo)>

UNESCO. *United Nations Education, Scientific and Cultural Organization*. Sítio internet. Disponível em: <http://portal.unesco.org/en/ev.php-URL_ID=29008&URL_DO=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html>. Acesso em 05 de dezembro de 2009.

USACE. *Engineering and Design – Hydropower*. U. S. Army Corps of Engineers. 1985.

USEPA. *Stream Corridor Restoration: principles, processes and practices*. United States Environmental Protection Agency. Washington, 2001.

VERDIN, K. L.; VERDIN, J. P. A topological system for delineation and codification of the Earth's river basins. *Journal of Hydrology*, v. 218, n. 1-2, p. 1-12, 1999.

VICTOR, D.; HELLER, T. *The political economy of power sector reform*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

VRANOVSKÝ, M. Impact of the Gabčíkovo hydropower plant operation on planktonic copepods assemblages in the River Danube and its floodplain downstream of Bratislava. *Hydrobiologia*, v. 347, n. 1-3, p. 41-49, 1997.

WANG, M.; HJELMFELT, A.; GARBRECHT, J. DEM aggregation for watershed modeling. *Journal of the American Water Resources Association*, v.36, n. 3, p.579-584, 2000.

WCD. *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making. Report of World Commission on Dams*, London: Earthscan Publications Ltd. 2000. Disponível em: <[Http://www.dams.org/report/](http://www.dams.org/report/)>

WENSTÖP, F. E.; CARLSEN, A. J. Ranking Hydroelectric Power Projects with Multicriteria Decision Analysis. *Interfaces*, v. 18, n. 4, p. 36-48, 1988.

ANEXOS

ANEXO I. ETAPAS NA CONSTRUÇÃO DA METODOLOGIA

A tese que norteia a pesquisa desde seu início é de que, a desconexão dos estudos de avaliação ambiental com as análises energéticas de um inventário de potencial hidrelétrico, conduz a situações distantes do ótimo para ambas as partes envolvidas.

No início desta pesquisa, o objetivo proposto para a validação da tese era o desenvolvimento de uma metodologia de avaliação ambiental integrada de prospecção de potencial hidrelétrico, consolidando as práticas correntes no Brasil e propondo critérios e indicadores para apoio a decisão. A forma com que se daria a integração da análise ambiental com o inventário era ainda nebulosa e baseada na crítica e adaptação de metodologias existentes. Imaginava-se utilizar o inventário do Taquari-Antas com todas as APs levantadas, incluindo as que não entraram na DFQ, evitando assim qualquer análise energética.

Ao longo do desenvolvimento da pesquisa, percebeu-se que a simples aplicação de um procedimento de análise ambiental sobre um inventário existente poderia não conduzir a um produto que permitisse validar a tese. Notou-se ser necessário um maior aprofundamento metodológico de aspectos relacionados à análise energética. Com base na metodologia do *Virtual Hydropower Prospector* (Hall *et al.*, 2006), foram dados os primeiros passos na construção de algoritmos de localização de potencial com base em MDTs. Estudos de caso brasileiros e, principalmente, o Manual de Inventário Hidroelétrico (MME/CEPEL, 2007), permitiram adequar a metodologia as práticas correntes no Brasil.

Para a avaliação ambiental, a idéia inicial era a de partir para a análise da qualidade da área alagada ao invés de compor indicadores relacionados com a própria variável área alagada, como kW/ha, por exemplo. Neste caso, deveria ser montado um mapa de fragilidade distribuído continuamente sobre a bacia que permitisse a composição de índices de impacto em função não apenas da área alagada, mas do local em que isso ocorresse.

Da mesma forma para a drenagem, a inundação ou secamento de um determinado trecho de rio poderia ter um impacto diferente do observado em outro trecho de rio na mesma bacia. Por exemplo, um local com grande riqueza de fauna ictia ou com espécies endêmicas poderia ser mais importante que outro. Ou mesmo através de indicadores indiretos de biota, por meio de características morfológicas do curso d'água. Por exemplo, um local com corredeiras poderia ser mais importante para a manutenção da vida aquática do que um poço do rio.

No entanto, no curso desta pesquisa, não foram encontrados subsídios técnicos suficientes que permitissem o estabelecimento de relações claras entre características morfológicas e o nível de aptidão de um trecho de rio para a construção de uma barragem. Até porque se entende que os processos biológicos são de elevada complexidade e não haveria porque se estabelecer formulações e parâmetros regionais para a representação de fenômenos

ambientais em cursos d'água. Estes fatos impuseram uma grande dificuldade na implementação da metodologia como inicialmente pensada.

Não apenas nos corpos d'água, mas também na bacia, a definição de critérios ambientais é bastante complexa e muitas vezes contraditória. Ao analisar um caso hipotético, em que parte da área inundada pelo lago da usina é um núcleo urbano, parte área agrícola e parte mata nativa, colocam-se os seguintes dilemas:

- Do ponto de vista social, é altamente recomendável que não seja implantada esta barragem pela interferência com o núcleo urbano, acarretando na realocação da população. Desta forma, seria melhor se no local houve-se mata nativa ao invés de um núcleo urbano;
- Do ponto de vista de preservação ambiental, a barragem não é recomendada por inundar mata nativa, afetando fauna e flora da região. Ainda, caso a floresta não seja removida adequadamente, a barragem pode ser tornar uma grande fonte produtora de gases de efeito estufa. Caso a vegetação seja retirada, ainda assim o carbono sequestrado pela floresta será, em parte, devolvido para a atmosfera. Por este ponto de vista seria melhor que não houvesse floresta no local do lago;
- Por outro lado, considerando que hoje estejam em equilíbrio a produção e a demanda por alimentos, caso uma área agrícola seja inundada, nova área deveria surgir em outro lugar para suprir a demanda e uma área de mata vizinha provavelmente seria desmatada para estes fins. Da mesma forma, um centro urbano atingido deveria ser relocado.

A tradução destes dilemas para indicadores ambientais em uma análise multicritério expõe a dificuldade na definição de critérios para estes aspectos. Por exemplo, é mais desejável, do ponto de vista da sociedade, construir um barramento em um local altamente antropizado ou com uma mata nativa intocada? Os estudos não tiveram como objetivo resolver questões como esta. Desta forma, a metodologia de prospecção de potencial hidrelétrico elaborada não definiu quais os critérios que devem ser adotados, mas apenas sugere alguns critérios considerados básicos em avaliações deste tipo. A definição de critérios e regras de decisão é do usuário da ferramenta e deve variar caso a caso.

O trabalho de pesquisa culminou na elaboração de uma metodologia e de ferramentas computacionais que permitiram validar a tese proposta. A elaboração da metodologia de prospecção multiobjetivo de potencial hidrelétrico teve como base, além dos estudos de inventário e metodologias de prospecção existentes, a base de dados disponível *on-line*, de livre acesso. Este aspecto balizou o desenvolvimento da metodologia, restringindo, de certa

forma, o nível de aprofundamento na análise de viabilidade de uma determinada planta do conjunto. Ou seja, partiu-se da premissa de que a informação secundária disponível na Internet estaria suficiente para os estudos de prospecção de potencial hidrelétrico.

A implementação, por meio de ferramentas computacionais, e aplicação da metodologia proposta, na forma de testes preliminares, foram realizadas concomitantemente. Assim, a cada proposição de significativo impacto na metodologia, procedeu-se à implementação de ferramentas computacionais e à realização de testes preliminares para a verificação da factualidade do proposto. A seguir, estão descritos os principais estágios em que se encontrou a metodologia e os ajustes metodológicos julgados necessários para a validação da tese.

I.1. Estágio inicial de estruturação do problema

Na metodologia proposta, parte-se do princípio de que não há qualquer indicativo inicial ou avaliação preliminar, realizada previamente ao inventário, de quais seriam sítios promissores para a produção de hidroeletricidade. Deve sim haver uma motivação para o estudo da bacia, no entanto, parte-se do total desconhecimento dos acidentes topográficos na rede de drenagem e das restrições técnicas e ambientais que possam ocorrer.

Dado o desconhecimento do sistema, os estudos iniciais deveriam contemplar uma análise extensiva da bacia, envolvendo o processamento de um grande montante de dados de caracterização do relevo, uso do solo, hidrologia, entre outros aspectos. Estabeleceu-se então a premissa de que a tais análises devessem ser realizadas em uma primeira fase da metodologia, para que somente em um segundo momento, se pudesse decidir pela melhor divisão de quedas na bacia. Desta forma, o problema de inventário de potencial hidrelétrico foi desmembrado em duas principais componentes:

- fase de prospecção de potenciais;
- fase de seleção de APs.

Fase de prospecção de potenciais

Esta fase pode ser entendida com um *brainstorming*, em que o nível de crítica é mínimo. O objetivo é levantar o máximo de possibilidades de exploração de potencial na bacia, sem o compromisso de análise de viabilidade técnica, econômica ou ambiental de um sítio específico. Nesta etapa a análise energética é bastante simplificada, considerando cada um dos sítios de forma isolada. Da mesma forma, a análise de fragilidades é realizada para cada AP individualmente, sem considerar qualquer efeito cumulativo ou sinérgico.

A fase de prospecção contempla o detalhamento de cada sítio em várias APs, variando altura do barramento (nível d'água) e posicionamento da casa de força. Este processo envolve um alto custo computacional em função do processamento de imagens raster de MDT e direções de fluxo e do grau complexidade do problema na medida em que aumentam o porte da bacia aumenta (ou a resolução do MDT) e o número de APs levantadas. Assim, nesta fase da metodologia, a ferramenta apenas extrai a informação de imagens *raster* e transforma em vetorial (VAP de potencial hidrelétrico). Desta forma, transferiu-se o ônus da tomada de decisão para uma etapa posterior, de seleção de APs, em que a informação a ser processada incorreria em um menor custo computacional.

Embora esta fase não tenha o caráter de tomada de decisão, certas definições tiveram de ser explicitadas na forma de critérios. Estes critérios são representados na ferramenta como regras e parâmetros. Por exemplo, a definição da localização da casa de força de uma usina ocorre nesta fase, durante a prospecção. Ou seja, está implícito que aquela alternativa de barramento só poderá ocorrer com aquela localização da casa de força. O parâmetro utilizado é o raio de busca da casa de força em torno do eixo do barramento e a regra é de que seja localizada a posição de melhor relação entre queda e declividade.

Fase de seleção de APs

É a fase em que são escolhidas as APs que deverão compor o inventário. Em determinada etapa do desenvolvimento da pesquisa, iniciou-se a concepção do processo de seleção de APs para a composição da DFQ na bacia. Para tal, duas hipóteses foram levantadas: otimização e hierarquização.

A abordagem por otimização implicaria na elaboração de um ou mais índices para compor uma função objetivo (FO) e a ferramenta deveria contemplar um algoritmo que testasse todas as combinações possíveis de APs na bacia, buscando a maximização ou minimização da FO. Na hierarquização, os índices deveriam ser utilizados na comparação de APs e na busca de uma relação ordenada de APs que iriam compor a DFQ.

Logo em uma fase inicial de desenvolvimento da metodologia, adotou-se uma abordagem por hierarquização, ao invés de por otimização. Os principais fatores que levaram a esta decisão estão basicamente ligados a custo computacional, conforme segue:

- grande número de APs;
- natural diferença de probabilidade de ocorrência (ordem de precedência);
- independência entre APs.

Uma abordagem estatística ajuda a entender um dos maiores empecilhos na implementação de um processo de otimização na escolha de APs. O resultado da etapa de Avaliação Energética Distribuída é um VAP (amostra) do potencial hipotético da bacia (espaço amostral) contendo um grande número de eventos (APs).

Pelo fato de não haver compromisso de julgamento de viabilidade na etapa de prospecção, deve ocorrer, em bacias de médio e grande porte, a composição de uma amostra com um grande número de eventos. Em um exemplo simples, de um trecho de rio com 5 km, com plantas espaçadas em 500 metros (11 sítios), com 3 níveis d'água mais a não existência (4 APs cada uma), haveriam mais de 4 milhões de combinações (4^{11}) a serem testadas.

Ocorre que os eventos que compõe a amostra podem guardar uma relação de dependência entre si, ou seja, a ocorrência de um afeta a probabilidade de ocorrência de outro. Esta relação de dependência é explicada pela possibilidade de um reservatório inundar o pé da barragem ou a casa de força de outro a montante, ou de um reservatório desviar o fluxo do rio cortando um meandro e reduzindo a vazão de afluência a outro situado logo a jusante. Ou ainda pela existência de mais de uma AP no mesmo sítio, das quais no máximo uma poderá ser implantada. Pelo fato de não serem conhecidas a priori, estas relações de dependência não eximem as APs de serem analisadas. Apenas após testes que envolvem o processamento de imagens *raster*, certas APs podem ser eliminadas do vetor em função de interferência com outras.

Em um processo de hierarquização, tais interferências devem ser testadas uma vez, com um custo de processamento razoável. Em um processo de otimização, seriam testadas inúmeras vezes, acarretando em um custo computacional muito elevado e em um alto grau de complexidade no gerenciamento do processo de seleção.

Adicionalmente, algumas das combinações que seriam testadas em um processo de otimização, seriam muito pouco atraentes do ponto de vista de benefício energético, onerando o processo de seleção com um custo computacional desnecessário. Isto, sem considerar os fatores de fragilidade técnico-ambientais, que caso entrassem na FO, tornariam o problema de otimização ainda mais complexo.

No exemplo acima, a divisão de quedas em que apenas uma das APs é implantada é claramente pouco atraente do ponto de vista de geração de energia. Da mesma forma, a seleção de todas as APs com nível d'água mais baixo, levaria a um sub-aproveitamento dos sítios prospectados. Por outro lado, é natural que determinados sítios apresentem maior vocação para hidroeletricidade que outros e é intuitivo que estes sejam analisados primeiro.

Assim, partiu-se da premissa de que o processo de seleção de APs é naturalmente um processo de escolha dirigida por alguns critérios de preferência (hierarquização) e não um

problema de otimização. Desta forma, dissociaram-se os critérios de seleção de APs para teste e os objetivos da melhor divisão de quedas para a bacia.

Observou-se que nem sempre que um objetivo era aplicado ao processo de seleção das APs para teste, este resultado se refletia na DFQ. Ou seja, os objetivos globais, referentes ao inventário da bacia, estão diretamente relacionados com a escolha da melhor divisão de quedas e não necessariamente com a seleção das AP para teste.

A regra básica adotada na seleção de APs para teste, foi o maior potencial hidrelétrico. Para a seleção da melhor divisão de quedas na bacia, foram inicialmente propostos 2 objetivos:

- Minimizar as fragilidades ambientais e técnico econômicas totais na bacia;
- Maximizar o potencial hidrelétrico total da bacia.

Não é difícil notar que os objetivos são completamente divergentes. Se a metodologia é aplicada apenas com base no primeiro objetivo, tentando preservar o sistema o máximo possível, o potencial hidrelétrico final é nulo. No entanto, é a força motriz, ou seja, demanda da sociedade por energia, que origina o problema a ser resolvido. A questão é como desenvolver hidroeletricidade com os menores impactos adversos possíveis. Desta forma, a proposta de análise multiobjetivo é reformulada como: maximizar o potencial hidrelétrico total da bacia minimizando as fragilidades ambientais e técnico econômicas.

O problema se torna uma questão de, uma vez estabelecido um objetivo energético, selecionar um conjunto de APs cuja divisão de quedas atenda ao objetivo energético estabelecido com o menor impacto possível. Por exemplo, obter a divisão de quedas que proporcione um aproveitamento de 80% do potencial total hipotético da bacia com o menor valor de fragilidades técnico-econômicas e ambientais possível.

Finalmente, passou-se a questionar a validade do conceito de objetivo energético, ou seja, da estimativa de um valor percentual de aproveitamento de potencial na bacia. Também se ponderou como se daria na prática a definição de um objetivo energético, em um estudo que se propõe que seja marcado pela integração das análises energética e ambiental. Assim, novo foco foi definido para o resultado da metodologia: a solução passou a ser o objetivo energético viável. Definiu-se como viável, o nível de aproveitamento do potencial hidrelétrico da bacia em que os impactos marginais com a implementação de novas plantas superam os benefícios marginais de produção de energia.

I.2. Mecanismos de prospecção de potencial

Caracterização topológica da bacia

Baseada completamente no processamento da informação de altimetria na forma de um Modelo Digital do Terreno (MDT). A única fonte de MDT consultada durante a pesquisa foi o banco de dados *Seamless* do serviço norte-americano de geologia (USGS), especificamente o SRTM de três arco-segundos de grau (3'') de resolução (lados X e Y do pixel com 0,000833 graus). O território brasileiro é quase que completamente coberto pelas imagens SRTM e, atualmente, a Embrapa disponibiliza a informação gratuitamente pela Internet.

O SRTM de 3'', dependendo da latitude da área de estudo, pode apresentar pixel com lados entre 80 e 100 metros, aproximadamente. Considerando que um pixel tenha 100 metros de lado, e que a informação contida nele, medida em seu centróide, seja equivalente a um ponto de amostragem de cota, teríamos um mapa de isolinhas equivalente ao MDT com curvas de 100 em 100 metros, o que é compatível com a escala de 1:250.000.

Desta forma, a metodologia foi elaborada e testada com base em uma única fonte de informação de altimetria, em uma escala compatível com 1:250.000. Resoluções melhores podem ser obtidas com base em restituição de fotos aéreas ou cartas topográficas. Pelo fato de não ter sido realizada uma análise de sensibilidade da metodologia à variação da escala planialtimétrica, não há uma estimativa de quanto isto possa influenciar os resultados. No entanto, os MDTs do SRTM têm sido bastante empregados e aceitos em estudos na escala de bacia hidrográfica.

Avaliação hidrológica

A avaliação hidrológica desde o início da pesquisa foi pensada como algo simplificado em relação a análises tradicionais de inventário, como proposto pela Eletrobrás no Manual de Inventário Hidrelétrico, por exemplo.

A premissa proposta foi a de estimar o potencial com base em vazões médias e assim utilizar uma vazão máxima regularizável em cada seção. A primeira estimativa de Máxima Vazão Regularizável (MVR) foi um valor baseado em dados de literatura, calculados com base em reservatórios existentes, pela qual a MVR seria uma fração da vazão média de longo período, em torno de 75%.

No curso do desenvolvimento da pesquisa e refinamento da metodologia, a MVR se constituiu em um dos principais parâmetros da metodologia e a estimativa com base em dados

de literatura passou a ser fonte de grandes incertezas sobre a qualidade dos resultados, principalmente na avaliação de valores absolutos de potencial hidrelétrico.

Assim, foi empregado um método de balanço hídrico em seções monitoradas da bacia, para, com base na série histórica de vazões, estimar uma MVR própria para cada bacia conforme descrito no item 4.2.3.

Algoritmo de identificação de sítios com potencial

Os algoritmos de prospecção de potencial são desenvolvidos totalmente embasados no processamento do MDT, ou seja, de uma matriz do terreno com valores de elevação. A fase de prospecção de potencial da metodologia foi sistematizada em 5 etapas, mantidas na atual configuração da metodologia:

- Localização do eixo do barramento;
- Localização da casa de força;
- Cálculo de potencial bruto do sítio;
- Desenvolvimento do barramento e inundação do reservatório;
- Otimização do potencial de cada AP.

A definição do local de um aproveitamento é realizada em duas partes: localização do eixo do barramento e localização da casa de força. Como na metodologia cada sítio pode apresentar inúmeras APs, a localização do eixo do barramento não está sujeita a qualquer critério de restrição do ponto de vista técnico. A única restrição a um sítio que é imposta já nesta etapa diz respeito às áreas em que, por força de lei, não seria permitida a construção de um barramento. Assim, o único critério de procura refere-se à discretização da rede de drenagem, ou seja, de quantos em quantos metros deve ser inserido um eixo de barramento na rede de drenagem.

O mecanismo de localização das casas de força teve como base o conceito de comprimento máximo da adução, utilizado na metodologia do INL, implementada no VHP (Hall *et al.*, 2004). No entanto, a metodologia introduziu uma importante contribuição à metodologia do INL quanto ao traçado da adução, basicamente por desvincular este do curso do rio. No VHP, o local mais próprio para a adução é buscado por uma relação de queda e distância longitudinal de um trecho de rio, em uma faixa de terreno hipoteticamente assumida como adjacente ao leito do rio.

Diferente do VHP, o algoritmo de localização desta metodologia procede à busca do pixel de maior declividade e queda em relação ao pixel do eixo do barramento dentro de um raio máximo estabelecido, conforme é detalhado no item 4.4.2. Com a introdução de um raio

de procura em torno do eixo, o pixel deve estar na rede de drenagem, mas o traçado da adução não acompanha necessariamente o curso do rio. Desta forma, é possível capturar as alternativas de derivação de água do reservatório para a casa de força por meio de um túnel, cortando um meandro do rio e aumentando assim a queda d'água do aproveitamento, o que é uma situação típica buscada em estudos de inventário. Esta configuração é referida no texto como curto-circuito.

Ajuste do algoritmo de localização das casas de força

Os dois aspectos que dispensaram maior atenção no esquema de procura do melhor ponto para a casa de força foram viabilidade e otimização técnico-econômicas.

Quanto à viabilidade técnica-econômica, assumiu-se a hipótese de que esta está definida pelo *buffer* de procura (revolução do raio de procura em torno do eixo do barramento). Testes preliminares do algoritmo de procura da casa de força revelaram um problema de escala em casos de curto-circuito, que ocorria quando o valor do *buffer* (raio) de procura era inadequado por ser muito elevado em relação ao porte dos meandros e, conseqüentemente, à distância da adução. Como ilustrado no quadro superior da Figura I.1, a planta, que seria Carreiro III pelo inventário de 93, teve seu arranjo representado de forma que a localização da casa de força é tecnicamente inviável. Caso fosse usado um valor inferior de CMA para o mesmo trecho de rio, um possível resultado seria o apresentado no quadro inferior da Figura I.1.

A alteração do valor de CMA para toda a bacia, com o objetivo de obter um melhor resultado em um trecho específico de rio, poderia causar efeitos indesejáveis em outros trechos. Ainda que seja razoável imaginar que trechos de rios de pequeno porte, com meandros pequenos, devam comportar esquemas com adução menor que em rios de grande porte, optou-se por manter um CMA único para toda a área de estudo. Desta forma, o problema ilustrado na Figura 20 foi resolvido de forma que, simplesmente impediu-se que a projeção de uma adução interceptasse a drenagem em mais de um ponto.

Quanto à otimização econômica, em uma primeira configuração, o algoritmo simplesmente direcionava a escolha para o pixel de maior queda dentro do *buffer* de procura (área viável). No entanto, esta consideração não levava em conta o custo referente ao comprimento da adução, normalmente alto em função da escavação de túneis para a derivação da água. Como o custo está diretamente relacionado ao comprimento da adução, passou-se a considerar esta variável, utilizando a declividade do terreno. No entanto, a escolha da maior declividade não garante que o máximo potencial viável seja aproveitado. Alguns testes logo

demonstraram que a maior declividade era normalmente obtida para um pixel vizinho ao eixo do barramento. Desta forma, eram perdidas oportunidades de curto-circuito.

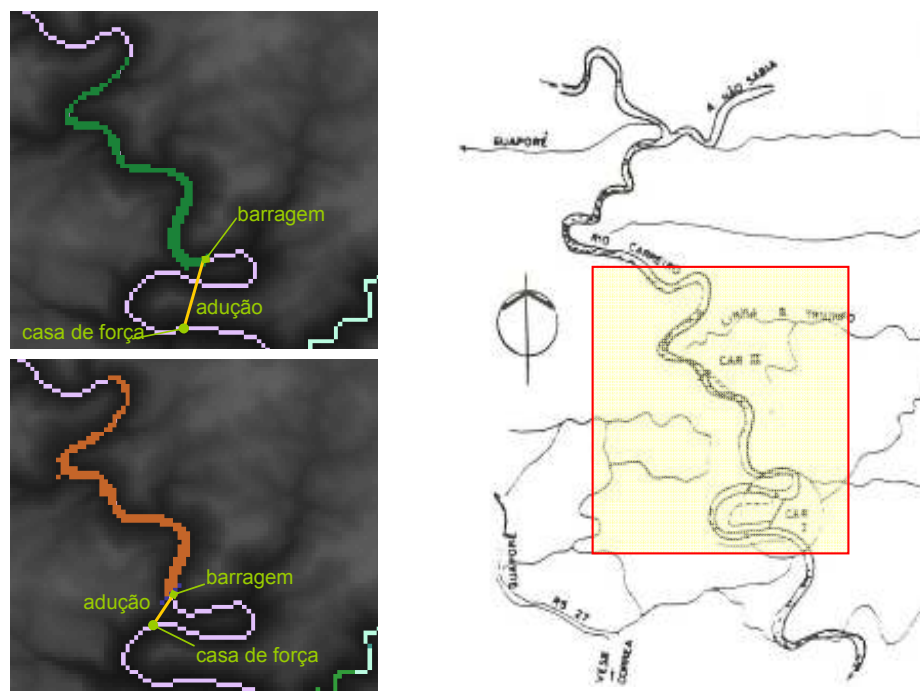


Figura I.1. Exemplo de ajuste no algoritmo de localização de casas de força do Hydrosport.

Passou-se então a considerar uma relação de compromisso entre queda e declividade do terreno. Para que um pixel seja eleito o local ideal para a casa de força dentro do *buffer*, ele deveria apresentar a maior relação de *queda X declividade* em relação ao eixo do barramento. Esta solução, ainda que bastante simplificada em relação a uma análise de custo-benefício (R\$/MWm) mostrou-se satisfatória em testes iniciais, restringindo a busca da maior queda a qualquer custo e ao mesmo tempo permitindo a identificação de oportunidades de curto-circuito.

Classificação do uso e ocupação do solo

Logo no início do desenvolvimento da tese, quando se imaginou a forma de caracterização das restrições técnicas e ambientais, percebeu-se que seria necessária uma classificação do uso e ocupação do solo na bacia de alta precisão. Ou seja, um procedimento comum de classificação automática, com base em extração de amostras, definição de assinaturas espectrais e generalização, não traria a segurança necessária para as análises.

A solução encontrada foi a de vetorização de classes com base em imagens de satélite de alta definição, acessadas através do Google EarthTM. Foi realizada uma vetorização de cada gleba que se configura entre as classes de uso e ocupação do solo previamente

definidas. O número de classes e o significado de cada uma, ou seja, o tipo de uso e ocupação do terreno que elas definem, dependem da região em estudo e da qualidade das imagens disponíveis.

Desta forma, a classificação do uso do solo foi realizada por meio da vetorização de glebas no ArcGIS sobre um mosaico de imagens LandSat ETM, supervisionada pela análise de imagens do Google EarthTM. A área de interesse é previamente definida com a área de possível alagamento, evitando o esforço de classificação de áreas distantes da drenagem. Um exemplo da classificação realizada na bacia do Taquari-Antas é apresentado na Figura I.2.

A classificação uso do solo da bacia, realizada desta forma, consome bastante tempo e recurso humano. No entanto, a informação disponível no Google EarthTM não pode ser negligenciada por motivos básicos: livre e fácil acesso, boa abrangência e qualidade da informação. O procedimento, apesar de não contemplar pesquisa de campo, aproxima a classificação de um cadastro, uma vez que todas as glebas classificadas foram supervisionadas (ainda que remotamente). No entanto, em um cadastro, as unidades são individualizadas e representadas de forma vetorial (pontos) e não agrupadas em classes.



Figura I.2. Exemplo do processo de classificação de uso e ocupação do solo com base em imagens do Google EarthTM.

É recomendável, no entanto, uma visita de reconhecimento a bacia antes do processo de classificação, para que se identifiquem em campo os padrões de paisagem e ocupação que serão interpretados nas imagens de satélite. A familiarização com a região facilita muito as análises.

I.3. Mecanismos de seleção mono-objetivo de APs

Seleção de plantas por ordem de implementação

A abordagem inicialmente proposta para o processo de tomada de decisão seguia basicamente os seguintes passos:

- 1. Seleção de AP para teste: critério de maior potencial;
- 2. Verificação das interferências com APs implantadas (aceitas em um passo anterior);
- 3. Aceitação e inclusão na DFQ ou descarte.

O processo seria repetido até que não houvessem mais APs para análise (todas tivessem sido implantadas ou descartadas), ou que se atingisse o objetivo de potencial hidrelétrico ou se excedessem os limites de fragilidade ambiental.

Nesta abordagem, as APs já testadas e aceitas teriam precedência sobre as demais e sempre que uma AP selecionada, quando testada, apresentasse interferência, seja por inundação do pé da barragem ou curto-circuito de usina já implantada, esta seria descartada.

Seleção de plantas por meio de avaliação de contra-APs

No intuito de se otimizar o potencial da bacia, introduziu-se uma alteração na sequência de seleção de APs descrita acima, resultando em:

- Seleção de AP para teste: critério de maior potencial;
- Verificação das interferências com APs implantadas (aceitas em um passo anterior)
- Descarte ou prosseguimento da análise;
- Verificação das interferências com APs ainda não testadas (contra-AP);
- Aceitação e inclusão na DFQ ou descarte.

Ainda que considerando a metodologia mono-objetivo: máximo potencial hidrelétrico – esta abordagem prontamente introduziu um grau de complexidade bastante elevado à ferramenta. A cada AP selecionada, a ferramenta procedia a uma procura das plantas (contra-AP) que seriam inundadas, localizadas a montante, ou localizadas na alça seca do rio, a jusante da selecionada. O potencial de cada planta da contra-AP era re-estimado em função das interferências impostas pela AP. Caso o somatório de potenciais da contra-AP fosse superior ao da AP, esta era descartada.

O grande problema adicional era que as plantas componentes da contra-AP também apresentavam interferências, entre elas e com terceiras. Desta forma, antes de se proceder ao somatório dos potenciais da contra-APs, as dependências internas tinham de ser identificadas e resolvidas. Em relação à interferência da contra-AP com outras plantas, definiu-se que estas iriam contribuir com a AP, caso se optasse por esta em detrimento a contra-AP. Desta forma, procedeu-se ao cálculo da contra-contra-AP.

A hipótese era de que, ao se comparar uma planta com a sua contra-AP, de forma indireta, se estaria otimizando o potencial na bacia. No entanto, o processo, além de complexo, não apresentou resultados positivos em testes preliminares da metodologia. Não se identificou uma melhora nos indicadores de desempenho da DFQ em função da regra de seleção quando comparado à simples seleção dos maiores potenciais da bacia em ordem decrescente. Retornou-se então a adoção do critério de ordem de implementação no inventário.

Destaca-se que, até esta etapa de desenvolvimento da metodologia, não havia a representação de efeitos de regularização de um reservatório sobre outros a jusante.

Otimização da relação “queda X vazão regularizada” das APs

Nesta metodologia, empregou-se a expressão termo “Alternativa de Projeto” (AP) como cada nível d’água assumido no barramento de um determinado sítio, diferenciando ainda soluções tecnológicas em relação ao esquema de derivação de água e localização da casa de força (com ou sem curto-circuito). Cada barramento pode ser simulado em diferentes alturas, resultando em diferentes áreas inundadas e potenciais de geração (APs).

Em um primeiro momento, em testes preliminares dos algoritmos, considerou-se que para cada nível de água em uma dada planta, a queda e o volume relativos aquele nível seriam utilizados para o cálculo do potencial médio de geração. Assim, a AP referente ao nível máximo em um determinado sítio seria a AP de maior potencial para aquele sítio. No entanto, aproximando-se mais da realidade, o potencial obtido com o máximo nível no reservatório só é possível caso o reservatório não deplecione no período de estiagem. Isto ocorreria em uma planta à fio-d’água com regularização a montante por outros reservatórios.

Assim, para APs com regularização, desenvolveu-se um mecanismo de otimização da relação entre queda e volume regularizado, de forma a se obter uma estimativa do potencial de geração de cada AP, independente das outras possíveis soluções na bacia. Para tal, diferentes depleções são testadas para cada AP, possibilitando o estabelecimento de uma relação entre nível d’água na barragem, volume do reservatório e potencial de geração. Esta relação permite o cálculo de um potencial ótimo para cada AP, o qual é obtido por meio da

maximização do produto entre a queda d'água média e o volume regularizado (vazão média liberada no período de estiagem), conforme apresenta o item 4.5.5.

Implementação do efeito de regularização de vazões

Nos primeiros testes da metodologia, até a versão apresentada na prova de qualificação, o efeito de regularização de uma planta sobre outra situada a jusante não era representado. Adotava-se uma simplificação de que um reservatório poderia regularizar uma vazão igual à máxima regularizável na seção, independentemente dos volumes armazenados a montante na bacia. No entanto, o volume regularizado (útil) em um reservatório seria considerado para geração somente nas APs daquela planta e não em plantas situadas a jusante.

Apesar de os resultados iniciais terem sido bastante satisfatórios, considerado o elevado grau de simplificação, entendeu-se que a bacia para a qual foi testado inicialmente a metodologia tinha características topológicas e hidrológicas que poderiam mascarar a importância da consideração do efeito de regularização. Por ser um rio com vales encaixados e de baixa regularização natural, o Taquari-Antas em seu trecho médio-alto uma vocação para usinas à fio-d'água com derivação tipo curto-circuito.

Desta forma, optou-se por desenvolver um algoritmo com capacidade de representação dos efeitos de regularização na bacia, o que está detalhado no item 4.5.5.

I.4. Aspectos da seleção multiobjetivo de APs

Representação de efeitos sinérgicos entre plantas

Representação de sinergias ambientais entre plantas hidrelétricas remete a idéia de que, para uma dada configuração de inventário, o impacto total sobre o meio ambiente podem não ser iguais à soma dos impactos de cada planta. Inicialmente, procurou-se na literatura critérios que embasassem a construção de indicadores de fragilidade não lineares, ou seja, que representassem não apenas efeitos cumulativos, mas também efeitos de sinergia em relação aos impactos ambientais na bacia.

A expectativa inicial era de que se reunisse argumentos suficientes para a representação simplificada de alguns impactos sobre a bacia e sobre a rede de drenagem. No decorrer dos estudos, esta idéia se mostrou de difícil implementação, implicando na necessidade de análises multidisciplinares que poderiam ser bastante dispendiosas quanto a custos, tempo e esforço de programação. Em relação a este último, chegou-se a se implementar um algoritmo que ponderava a fragilidade em uma dada planta em função da

origem do volume turbinado no local. Por exemplo, considerando uma planta à fio-d'água, parte do impacto ambiental seria devido ao próprio reservatório da planta, com finalidade de elevação de nível, e ao trecho de vazão reduzida, ocasionado pela sua adução, no entanto, parte do impacto deveria ser atribuído aos reservatórios de regularização a montante da planta. Computacionalmente isto foi implementado, entretanto, no curso da pesquisa, não foi possível se verificar quais regras deveriam ser adotadas para explicar as relações de sinergia. Nem mesmo identificadas foram as relações de sinergia ambiental.

Posteriormente introduziu-se uma relação de sinergia considerada indispensável na metodologia, com respeito à interferência do fluxo longitudinal nos rios barrados. Este e os outros critérios de fragilidade estão detalhados no item 4.3.4.

Quanto à sinergia dos benefícios (potencial hidrelétrico), esta passou a ser considerada a partir do momento em que se implementou a representação dos efeitos de regularização de vazões na metodologia. Desta forma, o potencial total do inventário plenamente desenvolvido não é igual ao somatório das plantas que o compõem caso estivessem isoladas na bacia. Introduziu-se, desta forma, uma relação de sinergia quanto à eficiência de cada AP, de maneira que, a cada nova interação de uma planta com outras na bacia, sua eficiência, medida por um indicador de benefício/impacto, aumentaria em relação a ela mesma isolada e à outras plantas com menor sinergia energética. Assim, os efeitos sinérgicos passaram a ser representados pelo outro lado da equação, não mais pelos aspectos ambientais, mas pelo fator energético.

Dilemas no processo de seleção de APs

Considerando a metodologia multiobjetivo: máximo potencial e mínima fragilidade ambiental – passou-se a definição de qual seria a melhor regra de seleção e aceitação de APs para compor a DFQ. Entendendo que a melhor regra, é aquela que conduz à maior relação potencial/fragilidade para um determinado objetivo de geração de energia na bacia, foi testada inicialmente a regra de seleção de APs pelo simples critério de maior potencial. O índice potencia/fragilidade era então utilizado apenas como um fator de corte, cujo valor deveria ser previamente definido.

A hipótese é de que haveria um valor de corte do índice potencia/fragilidade de cada AP, que conduziria a uma otimização global na bacia. O ótimo seria obtido com a maximização da relação entre potencial e fragilidade totais, dados pelo somatório simples do potencial de todas as plantas componentes da DFQ e pelo somatório da fragilidade individual de cada planta do inventário, respectivamente.

Quando se introduziu a representação do efeito de regularização, apesar da representação mais fiel da realidade, incorporou-se uma nova componente de complexidade à metodologia: a inserção de uma planta em uma determinada configuração de divisão de quedas, resultaria em um potencial global da bacia diferente do obtido com a inserção da mesma planta em outra configuração.

Desta forma, a AP considerada teria diferentes índices potencial/fragilidade para cada possível configuração de inventário. A comparação da relação potencial/fragilidade de uma AP componente do VAP com as APs já inseridas na divisão de quedas não era mais possível. O valor do índice potencial/fragilidade de uma AP sob teste, ainda que fosse superior a média das APs já incluídas na divisão de quedas, não poderia garantir que haveria uma elevação do valor médio do conjunto no caso da inclusão desta AP.

Passou-se então a um processo de substituição de APs que não apresentassem um bom desempenho em termos de potencial/fragilidade, mesmo após sua inclusão no inventário. Este procedimento mostrou-se pouco efetivo, requerendo um grande esforço computacional para um pequeno e incerto ganho em qualidade nos resultados. Esta conclusão foi baseada em resultados de alguns testes da metodologia, nos quais se verificou que o potencial global na bacia não era superior ao potencial obtido simplesmente selecionando as APs com maior potencial. Testou-se ainda uma regra de seleção considerando maior potencial com diferentes pesos em relação ao índice de fragilidade da AP, também pouco efetivo.

Hierarquização (ordem de preferência de projetos) do inventário

Em suma, verificou-se que a questão de uma hierarquização, ou *ranking* de projetos, não era própria ao problema que se propôs, o de avaliação de um inventário na escala de bacia hidrográfica. Os *rankings* podem ser usados em problemas em que se deseja selecionar quais os projetos que devam ser implantados em detrimento de outros.

Em um inventário de potencial hidrelétrico, parte-se da premissa de que todos os projetos devem ser implantados no final do horizonte de planejamento. Assim, a ordem de implantação dos projetos, do ponto de vista ambiental ou de fragilidades técnico-econômicas na escala do inventário, não deve importar.

Por outro lado, do ponto de vista do empreendedor, em análise custo/benefício, a ordem de implantação é importante. Os projetos, dentro de uma lógica econômica, devem ser implementados a partir dos mais rentáveis permitindo a realização dos demais no longo prazo.

I.5. Avaliação global da bacia ao invés de hierarquização

Por fim, a proposta metodológica centrou-se na análise da bacia hidrográfica, avaliando cada solução de inventário por meio de indicadores globais de fragilidade e de potencial energético. A análise individual de alternativas de projeto foi abandonada, inclusive dispensando-se a composição de indicadores de comparação entre projetos.

O foco foi direcionado para a estimativa do objetivo energético da bacia considerado viável do ponto de vista técnico-econômico e ambiental. Para tal, são avaliados o potencial total e a fragilidade total relativos aos máximos hipotéticos. O nível de implementação ótimo é considerado aquele em que se obtém a maior diferença entre as curvas de potencial e fragilidade acumulados.

ANEXO II. ALGORITMOS DO HYDROSPOT EM FORTRAN 90

ANEXO III. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS

A análise de sensibilidade dos parâmetros foi realizada para a sub-bacia 9 (1ª ordem de divisão de Otto) da bacia dos rios Taquari-Antas no RS. A Tabela III.1 apresenta os valores em que cada parâmetro variou e o resultado em termos de tempo de processamento e potencial total na bacia. As linhas destacadas em verde indicam os valores dos parâmetros que foram usados como base para a análise de sensibilidade dos demais.

Tabela III.1. Análise de sensibilidade dos parâmetros e da vazão ambiental sobre o *PTH*

Parâmetros p/ análise sensibilidade			Vetor de alternativas (VAP)		Resultados				
Parâmetro	valor	variação	Plantas	Alternativas	Tp (min)	Ts (min)	Ttot (min)	P (MWm)	dP
dHB (m)	5	67%	223	2798	29.98	29.92	59.90	166.5	-11%
	4	33%	223	3648	29.30	27.07	56.37	195.5	5%
	3	0%	223	4580	32.23	33.60	65.83	186.7	0%
	2	-33%	223	6484	35.30	48.23	83.53	182.5	-2%
	1	-67%	223	12164	52.27	137.48	189.75	189.7	2%
DJ (m)	1800	100%	103	1578	12.35	7.50	19.85	92.1	-53%
	1350	50%	142	2106	18.17	11.22	29.38	142.3	-27%
	900	0%	223	3648				195.5	0%
	450	-50%	442	7118	117.68	93.52	211.20	277.5	42%
	90*	-90%	2181	34122	283.95	1891.18	2175.13	452.6	132%
CMA (m)	3600	100%	316	5198	53.75	76.25	130.00	251.3	29%
	2700	50%	268	4348	40.90	36.18	77.08	219.3	12%
	1800	0%	223	3648				195.5	0%
	900	-50%	172	2664	17.92	16.83	34.75	148.4	-24%
	180	-90%	109	1578	9.77	8.70	18.47	80.4	-59%
MAT (m)	100	100%	223	6056	44.58	66.22	110.80	469.8	140%
	75	50%	223	5036	36.97	35.38	72.35	378.6	94%
	50	0%	223	3648				195.5	0%
	25	-50%	223	2146	22.67	15.25	37.92	74	-62%
	5	-90%	223	788	16.13	8.05	24.18	28.9	-85%
MDA (%)	20	100%	223	2324	23.10	17.23	40.33	95.6	-51%
	15	50%	223	2742	27.23	20.53	47.77	141.7	-28%
	10	0%	223	3648				195.5	0%
	5	-50%	223	4750	41.23	41.33	82.57	295	51%
	0	-100%	223	5674	45.30	47.93	93.23	309.5	58%
FQamb (%)	100	100%	223	3648	28.92	26.07	54.98	153.1	-22%
	50	50%	223	3648	28.92	26.42	55.33	162.1	-17%
	10	10%	223	3648	28.92	28.00	56.92	179.0	-8%
	5	5%	223	3648	28.92	27.28	56.20	187.2	-4%
	0	0%	223	3648				195.5	0%

* Valor mínimo do parâmetro é igual a resolução do MDT;

A Figura III.1 mostra a variação dos parâmetros sobre o potencial total e a Figura III.2 apresenta uma relação entre o número de APs levantadas, o potencial resultante e o tempo de processamento para os diferentes valores testados dos parâmetros.

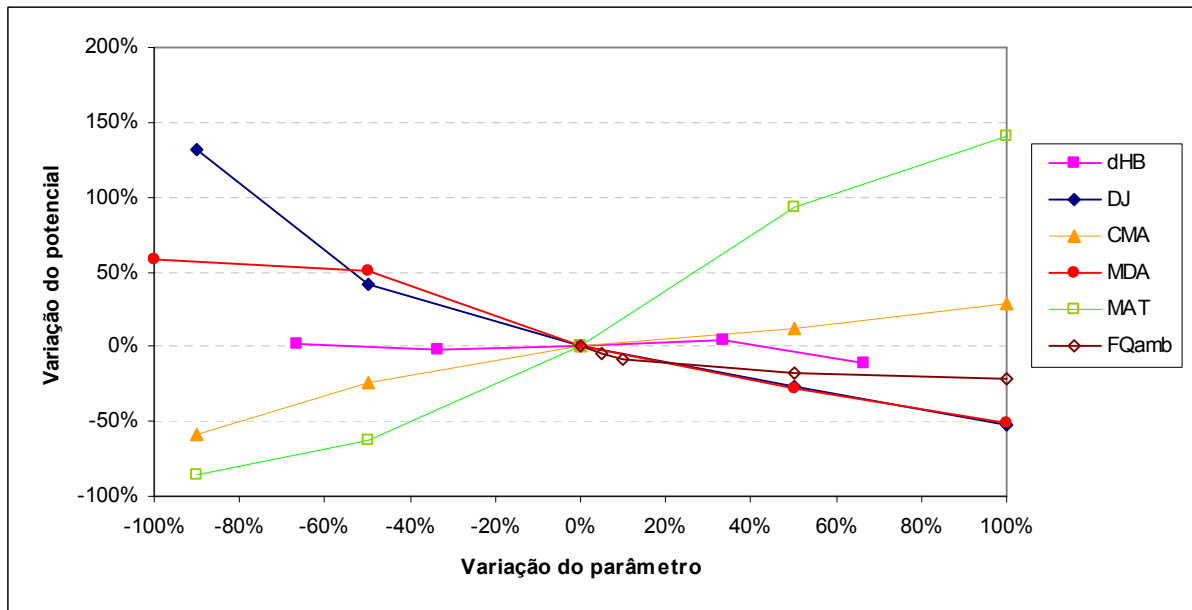


Figura III.0.3. Variação do potencial do inventário em função dos parâmetros.

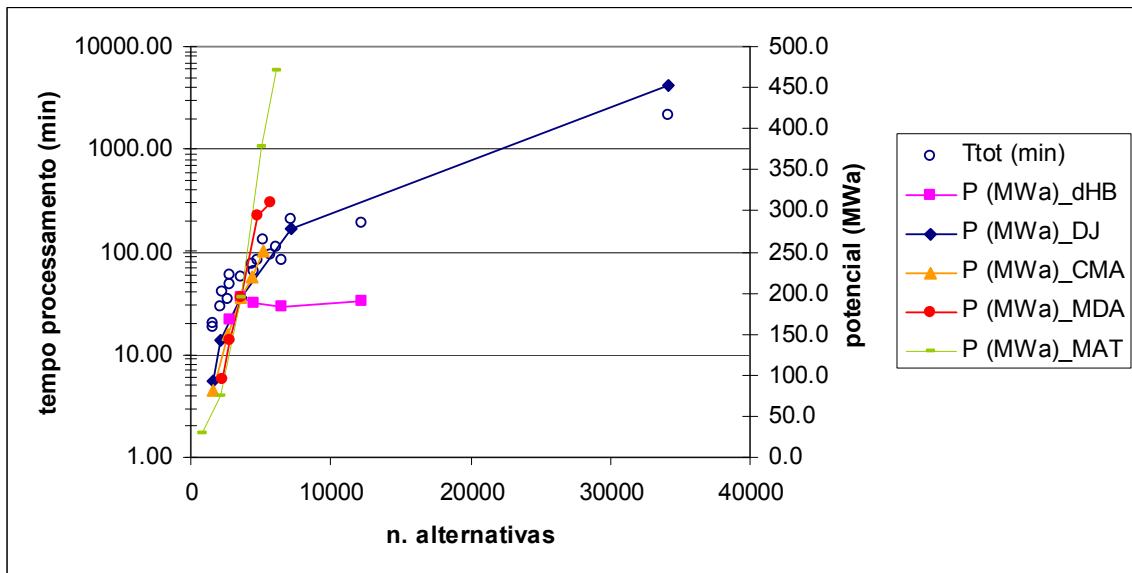


Figura III.0.4. Variação do potencial e do tempo de processamento em função do número de APs obtido com a variação dos parâmetros.