

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE ECONOMIA  
DOUTORADO EM POLÍTICAS PÚBLICAS, ESTRATÉGIAS  
E DESENVOLVIMENTO

**LEONARDO SILVA FERNANDES**

GOVERNANÇA E AJUSTE INSTITUCIONAL DE UM ESQUEMA DE PSA NO ESTADO DO  
RIO DE JANEIRO

RIO DE JANEIRO  
2021

LEONARDO SILVA FERNANDES

Governança e ajuste institucional de um esquema de PSA no Estado do Rio de Janeiro

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Políticas Públicas Estratégias e Desenvolvimento.

Orientador: Prof. Dr. Peter Herman May

Coorientador: Prof. Dr. Roldan Petros Muradian Sarache

Rio de Janeiro  
2021

## FICHA CATALOGRÁFICA

F363 Fernandes, Leonardo Silva.  
Governança e ajuste institucional de um esquema de PSA no Estado do Rio de Janeiro / Leonardo Silva Fernandes. – 2021.  
294 f.; 31 cm.

Orientador: Peter Herman May.

Coorientador: Roldan Petros Muradian Sarache.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Economia, Programa de Pós-Graduação em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento, 2021.

Bibliografia: f. 265 –288.

1. Política ambiental – Rio de Janeiro. 2. Pagamentos por serviços ambientais. 3. Governança colaborativa. 4. Ajuste institucional. I. May, Peter Herman, orient. II. Sarache, Roldan Petros Muradian, coorient. III. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Instituto de Economia. IV. Título.

CDD 354.3098153

LEONARDO SILVA FERNANDES

Governança e ajuste institucional de um esquema de PSA no Estado do Rio de Janeiro

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Políticas Públicas Estratégias e Desenvolvimento.

Aprovado em 22/07/2021

---

Orientador: Dr. Peter H. May, UFRRJ

---

Coorientador: Dr. Roldan Petros Muradian Sarache, UFF

---

Dr. Carlos Eduardo Frickmann Young, UFRJ

---

Dr. Alcides Fernando Gussi, UFC

---

Dr. Luiz Firmino Martins Pereira, IST

---

Dra. Rosa Maria Formiga Johnsson, UERJ

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Divina Mãe do Universo por ter me dado vida, saúde e a determinação necessária para chegar até aqui;

Agradeço aos meus pais por toda a dedicação, esforço, renúncias e incentivo ao longo de toda a vida;

Agradeço à minha esposa Evelyn e às minhas filhas Marina e Elisa por terem suportado com amor e paciência minhas ausências em muitos momentos;

Agradeço ao meu querido irmão pelo apoio, incentivo, questionamentos, contribuições e revisões críticas do texto;

Agradeço ao INEA por ter sido uma verdadeira escola, como também por ter permitido cursar este doutoramento;

Agradeço a todas as pessoas que participaram da pesquisa, especialmente aos entrevistados que me foram preciosos pelas informações, e ao amigo Marcio pelas transcrições e revisão;

Agradeço à UFRJ e a todo o seu corpo docente e discente pelo conhecimento e aprendizagem proporcionados, com destaque para a professora Maria de Fátima Bruno e Alcides Gussi, cujos ensinamentos foram transformadores e essenciais para a construção da pesquisa;

Agradeço ao meu orientador Peter May e ao meu coorientador Roldan Muradian por terem me ajudado a encontrar o caminho e a estabelecer o recorte da pesquisa; e

Agradeço a todo o povo brasileiro, que através dos seus impostos financiam um ensino superior gratuito e de excelência, que espero que perdure por muitos e muitos anos.

## RESUMO

FERNANDES, Leonardo Silva. **Governança e ajuste institucional de um esquema de PSA no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2021. Tese (Doutorado em Políticas Públicas, Estratégia e Desenvolvimento) – Instituto de Economia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Estudos avaliativos de esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais evidenciam que os resultados ambientais e sociais geralmente são modestos, frente a uma implementação complexa, onerosa, e que demanda capacidades técnicas e de governança que nem sempre se apresentam. Mas, apesar da ausência de evidências, o PSA continua sendo considerado uma alternativa viável. Exemplo disso é a recente promulgação da Lei 14.119/21 que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Dada a aparente contradição entre as expectativas dos formuladores de política e os resultados práticos evidenciados na literatura, torna-se imperioso investigar em profundidade como o conceito se operacionaliza na prática, seus entraves e suas potencialidades. Adotando como fio condutor a perspectiva do Institucionalismo Crítico, e como pano de fundo as abordagens teóricas da governança colaborativa e ajuste institucional, a tese analisou o PSA no Estado do Rio de Janeiro com base na contextualização das experiências implementadas e no estudo aprofundado de dois casos particulares do Programa PSA Hídrico do CEIVAP. Os resultados indicam que, para alçar o PSA como uma política de estado, a atuação de lideranças – sobretudo de organizações não governamentais e atores políticos – foi fundamental. Por outro lado, o ambiente político e institucional à época, que passava por profundas transformações, favoreceu não só a institucionalização do PSA como também fortaleceu a agenda ambiental do estado como um todo, especialmente a de recursos hídricos. A análise dos casos revelou que a fragilidade das instituições, a dependência da trajetória e a burocracia do gasto público comprometeram a formação, o funcionamento colaborativo da estrutura de governança, e o ajuste institucional. O nível de conhecimento dos atores e a disponibilidade de informações limitaram o alcance do Programa, que apresentou falhas na priorização de áreas e problemas de seleção adversa. A participação dos produtores foi outra lacuna. Ausentes de praticamente todas as etapas, não houve engajamento. Logo, a manutenção das intervenções é um desafio, já que pode comprometer os resultados ambientais dos projetos no médio e longo prazo. O modelo contratual adotado se mostrou inadequado, gerando uma densa camada de burocracia e elevado grau de entropia, repercutindo negativamente no ajuste institucional. O tamanho e a qualidade

das intervenções não foram capazes de alterar a funcionalidade dos ecossistemas na escala da paisagem. O tempo de resposta institucional e o grau de coerência entre as regras e o contexto dos projetos se mostraram inadequados. Apesar dos projetos analisados demonstrarem pouca (ou nenhuma) adicionalidade na geração de serviços ambientais, a introdução do PSA ocupou um vazio institucional importante ao fazer gravitar em torno dele temas relacionados à gestão de recursos hídricos, agricultura, conservação e proteção florestal, consolidando uma nova perspectiva de investimento em infraestrutura natural com foco na proteção dos mananciais de abastecimento público. Os elevados custos de transação, a possibilidade de geração de efeitos adversos, a necessidade de contextualização dos projetos e o fato dos pagamentos terem tido importância secundária para produtores, tornam imperativo rever as expectativas em torno da eficiência do PSA como alternativa de política pública baseada em mercado.

Palavras chave: Pagamento por Serviços Ambientais; Sistemas Socioecológicos; Governança Colaborativa; Ajuste Institucional; Política Ambiental – Rio de Janeiro.

## ABSTRACT

FERNANDES, Leonardo Silva. **Governance and institutional fit of a PES scheme in the State of Rio de Janeiro**. Thesis (DSc. in Public Policy, Strategies and Development) - Institute of Economics, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

The evaluative studies of Payment for Environmental Services (PES) schemes show that the environmental and social results are generally modest, given a complex, costly implementation, that demands a technical and governance capacity that is not always present. But despite the lack of evidence, PES continues to be considered a viable alternative. An example of this is the recent enactment of Law 14.119/21 which institutes the National Policy on Payment for Environmental Services. Given the apparent contradiction between the expectations of policymakers and the practical results of the PES evidenced in the literature, it is imperative to investigate in depth how the concept of the PES is operationalized in practice, identifying its obstacles and its potentialities. Adopting as a guiding thread the perspective of Critical Institutionalism, and having as a background the theoretical approaches of collaborative governance and institutional fit, the experience of the PES in the state of Rio de Janeiro was analyzed based on the contextualization of the implemented experiences and on an in-depth study of two local cases of the “Programa PSA Hídrico do CEIVAP”. The results indicate that, in order for PES to attain its role as a state policy, the role of leaders – especially of non-governmental organizations and political actors – was fundamental. On the other hand, the political and institutional environment at the time, which was undergoing profound changes, not only favored the institutionalization of the PSA, but also strengthened the environmental agenda of the state as a whole, in particular that of water resources. The analysis of the cases revealed that the fragility of institutions, the path dependency and the bureaucracy of public spending compromised the formation and proper functioning of a collaborative governance structure and institutional fitness. The level of knowledge of the actors and the availability of information limited the scope of the Program, which showed failures in targeting and adverse selection problems. The participation of producers was another gap. Absent from practically all stages, there was no engagement. Therefore, the maintenance of the interventions is a challenge, as it can compromise the environmental results of the projects in the medium and long term. The contractual model adopted proved to be inadequate, generating a dense layer of bureaucracy and a high degree of entropy that was reflected in the lack of institutional fit. The size and quality of interventions were not able to improve the functionality of ecosystems at the

landscape scale. Institutional response time and degree of coherence between rules and project context were also inadequate. Although the projects analyzed demonstrate little (or no) additionality in the generation of ecosystem services, the introduction of the PES occupied an important institutional vacuum by making themes related to water resources management, agriculture, conservation and forest protection gravitate around it, consolidating a new perspective of investment in natural infrastructure with a focus on protecting public water sources. The high transaction costs, the possibility of generating adverse effects and the need to contextualize the projects and the fact that payments were of secondary importance for producers, make it imperative to review expectations around the efficiency of the PES as a market-based public policy alternative.

**Keywords:** Payment for Environmental Services; Socioecological Systems; Collaborative Governance; Institutional Fit; Environmental Policy – Rio de Janeiro.

## Lista de Siglas

AGEVAP	Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
ANA	Agência Nacional de Águas
APP	Área de Preservação Permanente
BANPAR	Banco Público de Áreas para Restauração
BIRD	Banco Internacional para a Reconstrução e o Desenvolvimento
CAM	Comunidades em Ação nas Microbacias
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CBH Guandu	Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Guandu, Guandu-Mirim e da Guarda
CBH Piabanha	Comitê de Bacia do Rio Piabanha e Sub-Bacias Hidrográficas dos Rios Paquequer e Preto
CBH PCJ	Comitê de Bacia dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá
CBHLSJ	Comitê de Bacia Lagos São João
CBHPS	Comitê de Bacia do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana
CEDAE	Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro
CEIVAP	Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul
CEPERJ	Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro
CERHI	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CESVA	Centro de Ensino Superior de Valença
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CI	Conservação Internacional
CILSJ	Consórcio Intermunicipal Lagos e São João CILSJ
CNUMAD	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
COMPERJ	Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro
CONLEST	Consórcio Intermunicipal de Desenvolvimento da Região Leste Fluminense
COOPERCANOL	Cooperativa de Café no Norte Fluminense
CSA	Companhia Siderúrgica do Atlântico
CTC	Câmara Técnica Consultiva

DAP	Disposição à Pagar
DAR	Disposição à Receber
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPI	Equipamento de Proteção Individual
ETA	Estação de Tratamento de Água
FECAM	Fundo Estadual de Conservação Ambiental e Desenvolvimento Urbano
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente
FEMSA	Fomento Econômico Mexicano
FGV	Fundação Getúlio Vargas
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
FINATEC	Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos
FMI	Fundo Monetário Internacional
FUNDRIH	Fundo Estadual de Recursos Hídricos
GEF	Global Environmental Facility
GT	Grupo de Trabalho
GTIV	Grupo de Trabalho de Infraestruturas Verdes
IBIO	Instituto Bioatlântica
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IEF	Instituto Estadual de Florestas
IFF	Instituto Estadual Fluminense
IGPM	Índice Geral de Preços de Mercado
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
ITPA	Instituto Terra da Preservação Ambiental
JCR	Journal Citations Report
MA	Millennium Ecosystem Assessment
MCTI	Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
MSE	Mercados de Serviços Ecológicos
NEI	Nova Economia Institucional
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
ONG	Organização Não Governamental
ONU	Organizações das Nações Unidas

PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PAF Guandu	Produtor de Água e Floresta do Guandu
PAP	Plano de Aplicação Plurianual
PARNA Jurubatiba	Parque Nacional de Jurubatiba
PERHI	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Rio de Janeiro
PIB	Produto Interno Bruto
PICD	Projetos Integrados de Conservação e Desenvolvimento
Plano Macaé	Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Macaé e Ostras
PROHIDRO	Programa Estadual de Conservação e Revitalização de Recursos Hídricos
PRO-PSA	Programa de Pagamento por Serviços Ambientais
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
PSA Hídrico	Programa de Pagamentos por Serviço Ambiental com Foco em Recursos Hídricos
RH	Região Hidrográfica
RL	Reserva Legal
SEA	Secretaria de Estado do Ambiente
SEAPPA	Secretaria Agricultura, Pecuária, Pesca e Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro
SEMA	Secretaria Especial de Meio Ambiente
SEMAR	Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal
SEPLAG	Secretaria de Estado de Planejamento e Gestão
SERLA	Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Referência
TCE-RJ	Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro
TNC	The Nature Conservancy
TR	Termo de Referência
UC	Unidades de Conservação
UGP	Unidade Gestora de Projeto
UNFCCC	Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas
WRI	World Resources Institute

## Lista de Figuras

Figura 1. Cartograma indicando as iniciativas de PSA no Estado do Rio de Janeiro. ....	19
Figura 2. Principais atores e atividades do Programa.....	42
Figura 3. Modelo contingencial de governança colaborativa.....	79
Figura 4. Marco analítico da pesquisa indicando a relação entre as variáveis de uma boa governança colaborativa e ajuste institucional. ....	92
Figura 5. Uso e ocupação do solo no Estado do Rio de Janeiro.....	98
Figura 6. Evolução do salário médio real da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA). ....	103
Figura 7. Divisão do estado do Rio de Janeiro em Regiões Hidrográficas. ....	109
Figura 8. Localização geográfica do Projeto PAF Guandu na sub bacia do Rio das Pedras, Distrito de Lídice, Rio Claro-RJ.....	122
Figura 9. Localização geográfica do projeto FUNBOAS, na bacia do Rio São João, sub bacia do córrego Cambucaes.....	124
Figura 10. Orçamento do Comitê de Bacia Lagos e São João destinado ao FUNBOAS.....	128
Figura 11. Área de abrangência do Comitê de Bacia dos Rios da Guandu, da Guarda e Guandu Mirim.....	133
Figura 12. Mapa de Uso e Cobertura do Solo do Alto Curso do Rio Macaé. ....	139
Figura 13. Limites das áreas de atuação dos comitês estaduais afluentes ao rio Paraíba do Sul .....	143
Figura 14. Municípios abrangidos pelos 09 projetos contratados por meio do Edital AGEVAP 04/2014. ....	148
Figura 15. Municípios abrangidos pelos projetos contratados pelo Edital AGEVAP 04/2014 e respectivas áreas de intervenção.....	149
Figura 16. Detalhamento do mapeamento da Microbacia Rio das Flores.....	155
Figura 17. Cronologia da emergência dos principais programas de PSA e o marco regulatório no Brasil.....	157
Figura 18. Localização das microbacias dos rios Bonito e Taquaril, município de Petrópolis. ....	175
Figura 19. Localização Geográfica das sub-bacias do rio Macabu, da lagoa de Carapebus e da microbacia do brejo do Arrozal, no município de Carapebus.. ....	177
Figura 20. Uso e ocupação do solo no município de Carapebus, ano de 2018. ....	177
Figura 21. Localização das propriedades que receberam as intervenções do projeto. ....	178
Figura 22. Distribuição das áreas das propriedades habilitadas a participar do projeto de PSA no município de Petrópolis e Carapebus.. ....	183
Figura 23. Cobertura florestal, em hectares, nos municípios atendidos pelo projeto ao longo dos anos.....	235
Figura 24. Áreas de intervenção (restauração florestal) em duas propriedades atendidas pelo Projeto AMA 2, em Petrópolis-RJ.....	240
Figura 25. Áreas de intervenção (restauração florestal) em uma propriedade atendida pelo Projeto Olhos D'Água, em Carapebus-RJ .....	241
Figura 26. Resultado da análise de ajuste institucional nos estudos de caso analisados.. ....	257

## **Lista de Quadros**

Quadro 1. Listagem das iniciativas de PSA no estado do Rio de Janeiro..	20
Quadro 2. Lista de periódicos com respectivo valor de Journal Citation Report (JCR) selecionados para levantamento bibliográfico (ano de 2018).	35
Quadro 3. Posicionamento dos aspectos da economia dos municípios de Petrópolis e Carapebus em relação aos demais municípios do Rio de Janeiro.	180
Quadro 4. Variáveis socioambientais dos municípios de Carapebus e Petrópolis.	182
Quadro 5. Principais características do funcionamento da estrutura de governança nos casos estudados.	223

## **Lista de Tabelas**

Tabela 1. Formas de capital.....	173
----------------------------------	-----

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
1.1	Contextualização .....	15
1.1	Perspectivas Teóricas .....	21
1.2	Aspectos Críticos e Problematização .....	24
1.3	Enquadramento analítico .....	30
1.4	Questionamentos da Pesquisa .....	32
1.5	Objetivos .....	33
1.5.1	Objetivo Geral .....	33
1.5.2	Objetivos Específicos .....	33
1.6	Metodologia.....	34
1.6.1	Mapeamento da Literatura.....	34
1.6.2	Tipo de pesquisa.....	37
1.6.3	Critérios de seleção dos casos .....	38
1.6.4	Critérios de seleção dos sujeitos da pesquisa .....	41
1.6.5	Instrumento.....	45
1.6.6	Procedimentos de coleta de dados.....	45
1.6.7	Análise das informações.....	47
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>52</b>
2.1	Contextualização e mapeamento da bibliografia.....	52
2.2	Pagamento por Serviços Ambientais.....	55
2.2.1	Origens .....	55
2.2.2	Principais Abordagens Teóricas.....	58
2.2.3	Valores da Natureza .....	63
2.2.4	Relação Água-Floresta .....	64
2.2.5	Aspectos Críticos.....	65
2.3	Governança.....	68
2.3.1	Arranjos de governança.....	68
2.3.2	Descentralização e Gestão das Águas .....	71
2.3.3	Justiça e Equidade .....	74
2.3.4	Análise da Governança: enquadramentos analíticos .....	78
2.3.5	Institucionalismo Crítico .....	80
2.4	Ajuste Institucional.....	81

2.4.1	Resiliência de sistemas socioecológicos .....	83
2.4.2	Capacidade adaptativa e Análise do Ajuste Institucional .....	85
2.4.3	Aspectos Críticos.....	88
2.5	Marco Analítico da Pesquisa.....	90
<b>3</b>	<b>PSA NO RIO DE JANEIRO: ESPAÇO GEOGRÁFICO, CONTEXTO INSTITUCIONAL, EVOLUÇÃO DO CONCEITO.....</b>	<b>93</b>
3.1	Espaço Geográfico .....	94
3.2	Contexto Institucional .....	99
3.3	Política Estadual de Recursos Hídricos.....	104
3.4	Instituto Estadual do Ambiente - INEA .....	106
3.5	Introdução do PSA na Agenda Política.....	115
3.5.1	PAF Guandu .....	115
3.5.2	Fundo de Boas Práticas Socioambientais em Microbacias Hidrográficas – FUNBOAS .....	123
3.6	Consolidação e Expansão da Agenda PSA .....	130
3.6.1	PAF Guandu: Institucionalização e Expansão .....	130
3.6.2	Produtor de Água – Alto Curso do Rio Macaé .....	137
3.6.3	PSA Hídrico CEIVAP .....	142
3.6.4	Projeto Conexão Mata Atlântica .....	151
3.7	Conclusão .....	158
<b>4</b>	<b>PROGRAMA PSA HÍDRICO DO CEIVAP: UMA ANÁLISE DE GOVERNANÇA.....</b>	<b>161</b>
4.1	Edital de Chamamento Público AGEVAP N° 004/2014.....	163
4.2	Entidades executoras, caracterização socioambiental das áreas de intervenção e perfil dos produtores rurais .....	172
4.2.1	Entidades Executoras .....	173
4.2.2	Caracterização socioambiental das áreas de intervenção .....	175
4.2.3	Perfil dos proprietários rurais .....	183
4.3	Exame das Categorias de Análise .....	184
4.3.1	Espaços de Fala .....	186
4.3.2	Reconhecimento .....	190
4.3.3	Capacidade de Barganha .....	194
4.3.4	Acesso a meios e recursos .....	196
4.3.5	Comprometimento.....	201

4.3.6	Confiança.....	205
4.3.7	Custos e Benefícios .....	209
4.3.8	Critérios .....	214
4.3.9	Trocas e Aprendizagens .....	215
4.4	Conclusão .....	217
<b>5</b>	<b>AJUSTE INSTITUCIONAL .....</b>	<b>225</b>
5.1.	Ajuste Institucional Ecológico .....	225
5.1.1	Dimensão Espacial .....	225
5.1.2	Dimensão Temporal .....	228
5.1.3	Dimensão Funcional.....	234
5.2.	Ajuste Institucional Social.....	244
5.2.1	Dimensão Coerência entre Regras e Contexto social.....	245
5.2.2	Dimensão Coerência entre Regras e Expectativas dos Grupos de Interesses .....	247
5.2.3	Conclusão .....	255
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>258</b>
6.1.	Sugestões para Pesquisas Futuras.....	264
<b>7</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>265</b>
<b>8</b>	<b>ANEXOS .....</b>	<b>289</b>

## 1 INTRODUÇÃO

### 1.1 Contextualização

Em meados dos anos 1990, as ideias liberais estavam se propagando e se consolidando em muitos países, seguindo a convicção de que os mercados, e não os governos, detinham a chave para a prosperidade e liberdade humanas. Paralelamente, as tendências alarmantes de aumento do desmatamento, o aumento dos gases de efeito estufa e a perda de biodiversidade deixaram claro que as medidas tradicionais de conservação estavam se mostrando inadequadas e que estratégias adicionais eram necessárias (SALZMAN et al., 2018a). E isso aumentava as críticas e insatisfações em relação aos instrumentos de comando e controle e aos projetos integrados de conservação e desenvolvimento (FERRARO E KISS, 2002; PAGIOLA et al., 2002) – que, por perseguir objetivos ambientais e econômicos (considerados assim como uma forma indireta de pagamento aos usuários de terra), tornou-se um novo paradigma da gestão ambiental (FERRARO, 2011).

Nesse contexto, a reformulação das funções e do tamanho do estado passou a ser discutida, e a busca pela eficiência passou a ser vista como o principal objetivo de qualquer política pública (CELINA, 2006), em grande parte sob a influência do “Novo Gerencialismo Público” e da política fiscal restritiva de gastos, o que impulsionou a utilização de instrumentos baseados em mercado como em substituição à regulação direta pelo Estado (GÓMEZ-BAGGETHUN; MURADIAN, 2015).

Assim, o uso de mecanismos baseados em mercado com pagamentos diretos passou a ser considerado a solução alternativa, porque além de serem capazes de amenizar o quadro de degradação ambiental e aliviar problemas relacionados à pobreza, funcionariam ainda como novas fontes de financiamento (ENGEL et al., 2008).

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)<sup>1</sup> é um mecanismo de gestão com base em mercado que busca retribuir, de forma monetária ou não, quem contribui para a geração de serviços ambientais. Para Milne e Adams (2012) o PSA pode ser compreendido como um produto do pensamento neoliberal sobre a capacidade dos mercados de resolver os problemas ambientais.

Serviços ambientais são ações que asseguram ou promovem funções ecossistêmicas,

---

<sup>1</sup> De acordo com Wunder (2005), a ideia seria “compensar” o gerador de externalidades positivas (serviços ecossistêmicos) por meio de uma transação voluntária, ou baseada no mercado, por quem se beneficia dessas externalidades, consolidando assim o princípio do “usuário-pagador” e “provedor-recebedor”. Resumidamente, Wunder (2015) considera PSA como transações voluntárias entre usuários e prestadores de serviços que são condicionais às regras acordadas de gestão de recursos naturais para a geração de serviços externos.

tangíveis e intangíveis, cujos benefícios (serviços ecossistêmicos) são usufruídos pelas pessoas direta ou indiretamente. Exemplos de serviços ecossistêmicos seriam os bens e serviços das florestas, tais como produção de madeira, fibras, essências, habitat para a fauna, estabilização de encostas e margens de cursos de água. Já como exemplos de serviços ambientais, pode-se citar o isolamento e a proteção de remanescentes florestais.

Uma vez que famílias e comunidades de baixa renda controlam grande parte das terras ecologicamente sensíveis, principalmente em países em desenvolvimento (MILDER; SCHERR; BRACER, 2010), o PSA é também considerado um instrumento com potencial de aliviar problemas relacionados à pobreza (PORRAS; ASQUITH, 2018; PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005). Neste sentido, Schröter et al. (2018) consideram que o PSA não serve só para proteger ecossistemas, como florestas tropicais e pântanos, mas também para melhorar as condições sociais e o desenvolvimento rural. Por essa e outras razões, Wunder et al. (2020) consideram o PSA uma tentativa importante no sentido de utilizar recursos escassos de forma mais econômica e equitativa.

No início dos anos 90, o PSA teve um boom (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010), sendo que ainda continua em crescimento o interesse pelo assunto (SALZMAN et al., 2018), que vem se tornando cada vez mais popular nas últimas décadas (WUNDER et al., 2020).

Em termos numéricos, no início dos anos 2000, Landell-Mills e Porras (2002) documentaram mais de 300 programas ao redor do mundo. Mais recentemente, Salzman, et al. (2018b) contabilizaram mais 550 esquemas em funcionamento, em países desenvolvidos e em desenvolvimento, cujo volume das transações anuais está bem acima de U\$ 10 bilhões de (SALZMAN et al., 2018).

Na América Latina, as primeiras experiências de PSA se deram por meio de programas em nível municipal e regional em meados da década de 1990 (WUNDER, 2005; ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014). Desde então diversos projetos com diferentes escalas e objetivos foram sendo concebidos e implementados (WUNDER et al., 2018; ALIX-GARCIA; WOLFF; 2014; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010), na maior parte das vezes, com foco na conservação e restauração de matas ciliares, objetivando a melhoria das condições hídricas das bacias hidrográficas (SOUTHGATE E WUNDER, 2009), o que ficou conhecido como PSA Hídrico. De acordo com Salzman et al. (2018b), o PSA Hídrico é o mais maduro em termos de número e idade dos programas, valor de transação e distribuição geográfica. O PSA de carbono florestal continua a crescer, e o PSA de biodiversidade permanece pequeno em termos de valor e difusão.

O PSA foi implementado no Brasil no início dos anos 2000 e, como em muitos outros lugares, sob forte influência do Banco Mundial e grandes ONGs internacionais (ELOY; COUDEL; TONI 2013). Esses atores, que foram e continuam sendo importantes para a construção e legitimação do discurso ambiental e sua agenda em diferentes ocasiões (HANNIGAN, 2009), contam ainda com o apoio de diferentes comunidades epistêmicas no reforço do discurso sobre o PSA (RODRÍGUEZ DE FRANCISCO; BOELEN, 2015) que, como um instrumento baseado em mercado, é considerado mais eficiente e desejado que os demais instrumentos regulatórios.

O maior impulsionador do PSA no país foi o Programa Produtor de Água, da Agência Nacional de Águas (ANA). Criado em 2001 com o objetivo de controlar a poluição difusa rural das bacias hidrográficas de importância estratégica (SANTOS et al., 2010), o programa trouxe em seu escopo, pela primeira vez, o mecanismo de PSA.

A primeira experiência apoiada pelo Programa Produtor de Água foi o Programa Conservador de Água, do município de Extrema – MG, criado em 2005, que veio a se tornar o exemplo mais emblemático de PSA do país, premiado no Brasil e no Exterior. Atualmente, o Produtor de Água apoia 37 ações espalhadas pelo país.

Ao traçar o perfil dos PSAs hídricos no Brasil, Coelho et al. (2021) identificaram 68 iniciativas e uma tendência de crescimento nos últimos anos. A maior parte delas se concentram no sul e sudeste (em áreas sob o domínio da Mata Atlântica), em função da concentração do elevado contingente populacional e da elevada demanda por água, com tendência à expansão para as demais regiões brasileiras, especialmente a Centro-Oeste.

As duas primeiras experiências de PSA no Estado do Rio de Janeiro foram originadas quase que simultaneamente, em 2009: o Produtor de Água e Floresta do Guandu (PAF Guandu) e o Fundo de Boas Práticas Ambientais e Socioambientais em Microbacias (FUNBOAS). A primeira seguiu o modelo de Extrema, com viés de compensação ambiental com o foco na conservação e restauração florestal. Já a segunda seguiu o caminho das boas práticas produtivas e de manejo do uso do solo e da água, utilizando o PSA como uma espécie de incentivo para a mudança de comportamento dos atores.

De lá para cá, já são nove esquemas de PSA em andamento, oito relacionados à água (PSA Hídrico) e um relacionado à biodiversidade e carbono, mas também com foco nos recursos hídricos. Ao todo, essas iniciativas abrangem 17 municípios espalhados pelas diferentes regiões do Estado, movimentando recursos financeiros da ordem de R\$ 65 milhões (Figura 1 e Quadro 1).

Três razões parecem explicar essa tendência de expansão do PSA no Rio de Janeiro: a forte

presença no discurso de diferentes stakeholders e comunidades epistêmicas de que o PSA é eficiente, portanto, desejável; a segunda é o acúmulo de recursos financeiros oriundos da cobrança pelo uso dos recursos hídricos; e a terceira, a demanda por restauração florestal, usualmente associada à relação feita entre produção de água e cobertura vegetal (MURADIAN et al., 2010; KOSOY et al., 2007; SANDSTRÖM, 1998) – pensamento este inflado pelos eventos críticos de escassez de água na bacia do Rio Paraíba do Sul, o principal manancial para o abastecimento público da população fluminense, nos anos 2003 e 2014.

O PSA, por ser uma proposta de interferência direta na realidade, se tornou uma alternativa de destaque para os comitês de bacia, que tradicionalmente não aplicam os seus recursos em ações diretamente relacionadas à infraestrutura verde. Em sua maioria, os valores do FUNDRIH são investidos em saneamento básico, geralmente, financiando estudos e projetos como os planos municipais de saneamento básico, em grande parte incentivado pelo artigo 6º da Lei 5.324/08<sup>2</sup>. Nesse sentido, a implementação do PSA confere maior materialidade, concretude à ação do comitê, que passa a se sentir mais “realizador” e “eficiente” na execução dos seus recursos.

Em relação à demanda por restauração florestal, considerando apenas as obrigações legais impostas pela Lei 12.651/12, ou seja, Área de Preservação Permanente e Reserva Legal, Soares-Filho et al. (2014) estimaram que o Estado do Rio de Janeiro tem um déficit de floresta na ordem de 187.000ha (4,27% da área territorial do estado). Já dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) sugerem que cerca de 80% dos mais de 60 mil estabelecimentos rurais no estado do Rio de Janeiro têm déficit de restauração ambiental.

A isso se associam as crises hídricas por qual vem passando a bacia do Rio Paraíba do Sul. A estiagem de 2014, por exemplo, foi considerada evento de escassez hídrica mais crítica na bacia dos últimos 85 anos (COSTA et al., 2015), o que levou a uma situação de conflito entre os estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo, que foi parar no Supremo Tribunal Federal (ver detalhes em FORMIGA-JOHNSSON et al., 2015).

---

<sup>2</sup> No mínimo 70% (setenta por cento) dos recursos arrecadados pela cobrança pelo uso da água incidente sobre o setor de saneamento serão obrigatoriamente aplicados em coleta e tratamento de efluentes urbanos, respeitadas as destinações estabelecidas no art. 4º desta Lei, até que se atinja o percentual de 80% (oitenta por cento) do esgoto coletado e tratado na respectiva Região Hidrográfica.

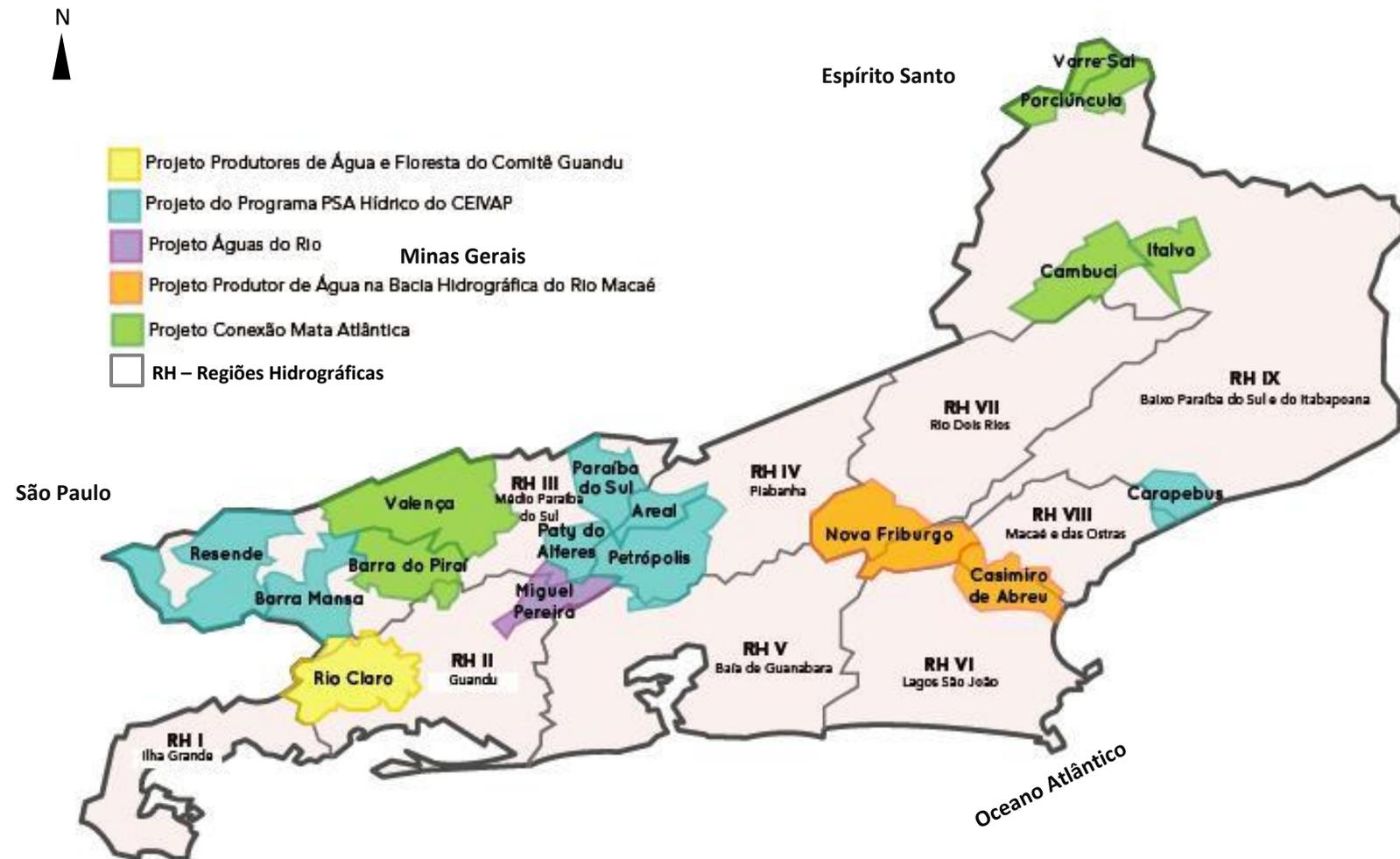


Figura 1. Cartograma indicando as iniciativas de PSA no Estado do Rio de Janeiro. Fonte: INEA, 2020. Adaptado. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/biodiversidade-territorio/pagamento-servicos-ambientais-psa/>. Acesso em 12/02/2020. De acordo com informações obtidas junto à diretoria do CBH Macaé, o projeto existente não abrange Casimiro de Abreu.

Quadro 1. Listagem das iniciativas de PSA no estado do Rio de Janeiro. Fonte: INEA. Adaptado. Disponível em: <https://inea.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=68ed6955a37e4c4a8ebda9f5c3eb4b2f>. Acesso em 20/06/2021.

Iniciativas de PSA	Municípios abrangidos	RH	Instituições envolvidas	Status	Ano início	Resultados alcançados (áreas em hectares)				Recursos Executados	Recursos Total Previstos	
						Produtores contratados	Restauração florestal	Conservação florestal	Conversão Produtiva			
Projeto Conexão Mata Atlântica <sup>1</sup>	Valença, Barra do Piraí, Varre-Sai, Itaiva, Cambuí e Porciúncula	IX	GEF, BID, MCTIC, INEA, SEAPPA, FINATEC	Em execução	2017	285	369,42	1.727,99	709,74	R\$ 29.612.107,35	R\$ 48.155.441,50	
Programa PSA Guandu <sup>2</sup>	Projeto Produtores de Água e Floresta	Rio Claro	II	CBH Guandu, Prefeitura Municipal de Rio Claro, INC, INEA	Em execução	2008	62	470	3.700	0	R\$ 3.447.142,90	4.203.669,70
	Projeto Produtores de Água e Floresta Rio Sacra-Família	Vassouras, Mendes e Engenheiro Paulo de Frontin	II	CBH Guandu e Prefeituras Municipais de Mendes, Vassouras e Engenheiro Paulo de Frontin	Em execução	2018	28	50	553	0	R\$ 804.063,94	R\$ 3.633.311,89
Programa PSA Hídrico (CEIVAP) <sup>3</sup>	Projeto Baía do Rio Bananal	Barra Mansa	III	CEIVAP e CBH MPS	Concluído	2015	7	18,15	67,02	0	R\$ 1.416.700,51	R\$ 1.677.302,73
	Projeto Rio Sesmaria	Resende	III	CEIVAP e CBH MPS	Concluído	2015	5	22,68	41,39	0	R\$ 1.451.102,97	R\$ 1.500.455,46
	Projeto Águas da Mata Atlântica	Petropolis	IV	CEIVAP e CBH Piabanha	Concluído	2015	11	30,47	30	0	R\$ 1.848.870,11	R\$ 1.875.672,71
	Projeto Dacia do Rio Papunde	Áreal, Pety dos Aileres e Paraíba do Sul	IV	CEIVAP e CBH Piabanha	Concluído	2015	9	14,74	12,8	0	R\$ 1.053.426,32	R\$ 1.620.371,99
	Projeto Olhos d'Água	Carapebus	IX	CEIVAP e CBH BPS	Concluído	2015	27	3,51	4,06	0	R\$ 576.500,88	R\$ 1.386.894,53
Programa Produtor de Água - ANA	Projeto Produtor de Água na Baía do Rio Macaé	Nova Friburgo e Casimiro de Abreu	VIII	ANA e CRH Macaé e das Ostras	Diagnóstico (a iniciar)	2014	0	0	0	0	R\$ 1.400.000,00	R\$ 1.400.000,00
Programa Fundo de Boas Práticas Socioambientais em Microbacias - FUNBOAS	Silva Jardim	VI	CBH Lajos São João, Associação Mico Leão Dourado, WWF, Prefeitura Municipal de Silva Jardim, SEAPPA, FUNASA	Encerrado	2007	Sem informações	Sem informações	Sem informações	Sem informações	R\$ 289.856,40	R\$ 289.856,40	
Projeto Águas do Rio (rio Santana)	Miguel Pereira	II	ITPA e HSBC	Sem informações	2014	Sem informações	Sem informações	Sem informações	Sem informações	Sem informações	Sem informações	
<b>TOTAL</b>						<b>429</b>	<b>978,97</b>	<b>6.136,26</b>	<b>709,74</b>	<b>R\$ 41.899.771,38</b>	<b>R\$ 65.742.976,91</b>	

<sup>1</sup> Dados atualizados em 31/08/2020 (Fonte: INEA e SEAPPA); <sup>2</sup> Dados atualizados em 01/10/2020 (Fonte: CBH Guandu/AGEVAP); <sup>3</sup> Dados atualizados em 25/03/2021 (Fonte: CEIVAP/AGEVAP).

Com exceção do FUNBOAS, que objetivou a adoção de boas práticas de uso e manejo do solo e da água, todos os projetos tiveram como foco a conservação e a restauração florestal. E o Projeto Conexão Mata Atlântica incluiu adicionalmente a conversão produtiva, incentivando a implementação de sistemas agroflorestais, silvopastoris e consórcio florestais.

Cumprir destacar que os esquemas de PSA no Rio de Janeiro têm forte vinculação com a questão hídrica (PSA-hídrico), tendo sido a sua institucionalização no seio da Política de Recursos Hídricos (Decreto Estadual nº 42.029/11). Mas a partir de 2015, com a criação do Programa Pacto pelas Águas<sup>3</sup>, houve um deslocamento da política de PSA, que deixou de ser “um fim em si mesmo”, e passou a ser incorporada dentro de uma política mais abrangente de proteção dos mananciais, culminando na Resolução INEA nº 158, de 27 de novembro de 2018, que cria o Programa de Proteção e Recuperação de Mananciais no Estado do Rio de Janeiro – Pacto Pelas Águas.

No que tange à disponibilidade de recursos, o valor total acumulado no Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FUNDRIH), gerado pela cobrança pelo uso da água no estado, foi de R\$ 334 milhões, sendo o saldo disponível de R\$ 240 milhões

### 1.1 Perspectivas Teóricas

Van Hecken, Bastiaensen e Windey (2015) postularam que as principais premissas subjacentes à popularização inicial de PSA têm raízes na corrente epistemológica da Economia Ambiental, que parte do pressuposto de que os proprietários privados irão incorporar considerações de conservação em suas tomadas de decisão se for de seu interesse econômico direto fazê-lo.

Essa perspectiva “coaseana” do PSA é o enfoque *mainstream* dado pela Economia Ambiental (MURADIAN et al., 2010), que considera os problemas ambientais como externalidades econômicas negativas decorrentes de falhas de mercado. Essa visão preponderante do PSA, que como bem ilustraram Castro, Young e Pereira (2018, p. 46) seria “um mecanismo de intervenção no domínio econômico, construído deliberadamente para alterar o custo de oportunidade relativo dos serviços ambientais frente às outras destinações possíveis dos ativos envolvidos”, tornou a pesquisa sobre PSA amplamente orientada por abordagens gerenciais, com forte ênfase prescritiva no desenho institucional, objetivando “aumentar a eficiência” dos esquemas (VAN HECKEN; BASTIAENSEN; WINDEY, 2015).

Uma vez que o PSA assume funções, características e objetivos distintos, a depender se analisado sob a ótica da Economia Ambiental ou da Economia Ecológica (TACCONI, 2012), aqui cabe um pequeno parêntese para apresentar as principais diferenças entre essas duas correntes alternativas do pensamento econômico neoclássico.

---

<sup>3</sup> Disponível em: <https://inea.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=bfe87a4210b342f9b094f62e3938e299>. Acesso em 21/06/2021.

A Economia Ambiental opera, principalmente, dentro da estrutura axiomática da economia neoclássica que, dentre outras premissas, considera a economia como um sistema fechado; que o capital natural pode ser substituído pelo capital manufaturado; que os benefícios da natureza podem ser tratados como serviços monetizáveis e intercambiáveis (GÓMEZ-BAGGETHUN et al. (2010); e que o comportamento econômico é determinado por preferências individuais “inescrutáveis” (MURADIAN; MATÍNEZ-ALIER, 2015).

Já a Economia Ecológica desafia algumas suposições da economia neoclássica, por exemplo, ao considerar a economia como um subsistema aberto e que troca energia, materiais e fluxos de resíduos com os sistemas sociais e ecológicos com o qual evolui; que o capital natural é complementar (não substituível) ao capital manufaturado, sendo controversa a monetização e mercantilização dos benefícios da natureza (GÓMEZ-BAGGETHUN et al. (2010); e que o comportamento econômico sofre influência e pode ser explicado por regras e normas sociais (MURADIAN; MATÍNEZ-ALIER, 2015).

Apesar das distinções, essas duas correntes sofrem forte influência da Nova Economia Institucional (NEI)<sup>4</sup>, ou Institucionalistas, cujo aspecto central é considerar o arranjo (desenho) institucional como forma de assegurar a eficiência. O que significa que os detalhes institucionais são importantes. Conforme postulou Ostrom (1990, p. 22) *“se quaisquer equilíbrios são possíveis ou não, e se um equilíbrio seria ou não uma melhoria para os indivíduos envolvidos (ou para outros que são, por sua vez, afetados por esses indivíduos) dependerá das estruturas particulares das instituições”*.

Segundo Ponde (2007), a NEI engloba uma ampla variedade de enfoques teóricos, em muitos casos complementares, mas em outros antagônicos e alternativos, que tem como objetivo a investigação da funcionalidade econômica e propriedades de eficiência de diversos tipos de arranjos institucionais (leis, contratos, formas organizacionais); e investigar como as motivações econômicas desencadeiam e/ou influenciam processos de mudança institucional (PONDE, 2007).

A NEI se tornou a abordagem mainstream nos anos 1990 e 2000, quando economistas e cientistas políticos acreditavam que fazer as instituições certas era importante para os resultados do desenvolvimento e contribuía para uma boa governança (CLEAVER; WHALEY, 2018).

---

<sup>4</sup> Segundo Ponde (2007), a Nova Economia Institucional vem a ser um ramo de pesquisa interdisciplinar que, embora seja predominantemente orientada por uma abordagem econômica, busca combinar contribuições de diferentes disciplinas – economia, direito, administração ciência política, sociologia e antropologia – para explicar a natureza, funcionamento e evolução de uma ampla variedade de instituições. Para Bueno (2004, p. 778), a principal proposição é que “as instituições de uma sociedade se formam por meio de complexos processos de negociação entre indivíduos e grupos de indivíduos, de modo a reduzir os custos de transação”.

Diversos avanços importantes na compreensão dos problemas ambientais e seus mecanismos de gestão tiveram como pano de fundo os argumentos da NEI (vide, por exemplo, os trabalhos consagrados de Elinor Ostrom e seus colegas da escola dos *commons*).

Entretanto, a abordagem da NEI se mostrou limitada, principalmente por deixar de incluir explicitamente a dimensão política do processo (BUENO, 2006). De acordo com van Hecken, Bastiaensen e Windey (2015), os três aspectos críticos principais dessa abordagem seriam: a ideia de que as instituições podem ser projetadas para se adequar a problemas específicos da natureza humana; a simplificação excessiva da cultura e da diversidade social e a conceituação apolítica de capital social; e os modelos excessivamente racionais ou excessivamente estruturalistas de agência humana.

Por reivindicar como parte do problema a observação dos aspectos culturais, sociais, relações de poder e fatores políticos e geográficos (CLEAVER; DE KONING, 2015), o Institucionalismo Crítico se mostra como uma opção teórica bastante interessante para a análise de uma intervenção política.

O Institucionalismo Crítico tem como foco a interação entre agência e estrutura, concebendo que os arranjos de governança se originam e se desenvolvem em relação dinâmica com a paisagem social e cultural mais ampla, e que esses arranjos tendem a refletir as relações de poder dominantes, enquanto a natureza plural da vida social também oferece espaço para adaptação e mudança transformadora (CLEAVER; WHALEY, 2018).

De volta ao PSA, economistas ecológicos como Muradian et al. (2010) compreendem o PSA de uma outra maneira, menos como um instrumento baseado em mercado e mais como um mecanismo de incentivo à ação coletiva, voltado para o enfrentamento do problema do “Dilema Social”. Nessa perspectiva, tanto o contexto quanto os efeitos sociais da introdução de um incentivo econômico assumem outro nível de importância.

Apesar de existirem diversas concepções e abordagens sobre o PSA, como será reportado ao longo deste trabalho, a visão como mecanismo de incentivo à ação coletiva é a que parece fazer mais sentido dentro do escopo dessa pesquisa, que, como será visto, propõe uma abordagem analítica alternativa, de viés construtivista, que se desloca do paradigma hegemônico positivista, como sugeriram Guba e Lincoln (2011), para basear-se na experenciação e na contextualização (LEJANO; SHANKAR, 2013; LEJANO, 2012; LEJANO et al., 2007).

## 1.2 Aspectos Críticos e Problematização

De acordo com Wunder et al. (2020), a auto-seleção-adversa (contratação de pessoas que potencialmente continuariam a gerar os serviços mesmo na ausência do pagamento), a focalização administrativa inadequada e a condicionalidade mal aplicada constituem os três principais obstáculos que podem afetar consideravelmente o sucesso do PSA.

Adicionalmente, estudos de caráter transdisciplinar sobre os efeitos do PSA no campo biofísico e comportamental revelaram que existe a possibilidade do PSA gerar impactos negativos como, por exemplo: aumento das desigualdades existentes (CORBERA; PASCUAL, 2012), reforço das relações de poder e manutenção de iniquidades (ISHIHARA; PASCUAL; HODGE, 2017) e, ainda, eliminação de fontes motivacionais intrínsecas que levam as pessoas a agir em prol do meio ambiente – “crowding out” (RODE; GÓMEZ-BAGGETHUN; KRAUSE, 2015; van NOORDWIJK e al., 2012).

É importante destacar também que a complexidade e os elevados custos de transação tornam o PSA um instrumento de difícil aplicação (ENGEL, 2016; MURADIAN et al., 2010), cujo sucesso depende, em grande parte, da qualidade do planejamento, do funcionamento da estrutura de governança e da sua capacidade de superar obstáculos, previsíveis e imprevisíveis (BROOKS; WAYLEN; MULDER, 2013), além de condições contextuais e institucionais específicas (ROMEIRO et al, 2012).

A utilização do PSA não é motivada exclusivamente por objetivos ambientais e/ou sociais, sendo também resultado da pressão de grupos de interesse e da força do discurso em torno da sua superioridade em relação aos mecanismos regulares de comando e controle. Como demonstraram Rodríguez de Francisco e Boelens (2015), além da insatisfação com os resultados dos instrumentos regulatórios, a adoção do PSA é influenciada i) pelas maneiras pelas quais os modelos ambientalistas de mercado induzem profunda indiferença em relação aos impactos das políticas locais; ii) pelo poder discursivo e as propriedades de alinhamento da comunidade epistêmica formada em torno da política de PSA; e iii) e por pressões políticas e financeiras de bancos internacionais e grandes ONGs ambientais.

Embora a literatura sobre PSA seja muito vasta, são poucos os estudos que analisaram as experiências fluminenses (FULGÊNCIO 2012; PEREIRA, et al., 2013; RAMOS; AGUIAR; VILELA, 2016; PAIVA; COELHO, 2015; CASTELLO-BRANCO, 2015; BERNARDO (2016); LIMA, et al., 2017; FILOCHE, 2017; FIORINI, et al., 2020). O que em parte é explicado pelos esquemas serem ainda incipientes, talvez justificando o fato do PAF Guandu ser o caso mais estudado.

Considerando um cenário de tendência de expansão do mecanismo (haja vista a recente

promulgação da Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021, que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais), as incertezas sobre a eficiência e a eficácia do mecanismo, a complexidade, os custos de transação, as características do desenho e as dificuldades de implementação, é mister aprofundar as análises incorporando os aspectos qualitativos, menos tangíveis, porém não menos importantes, no que se refere aos contextos institucionais, culturais, técnicos, políticos, sociais, relações de poder e noções de justiça e equidade (BLUNDO-CANTO et al., 2018; DE LIMA et al., 2017; RODRÍGUEZ-ROBAYO; MERINO-PEREZ, 2017; BÖRNER et al., 2017; ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014; FERRARO et al., 2012; van NOORDWIJK et al., 2012; KOSOY; CORBERA, 2010; VATN, 2010; ARRIAGADA et al., 2009; BRAUMAN et al., 2007).

A análise, conclui-se, precisa ir além dos resultados numéricos sob o viés eficiência. E como destacaram van Hecken et al. (2021, p.), é perigoso retratar de forma acrítica narrativas de “sucesso” para aumentar o investimento no mecanismo proliferando projetos descontextualizados que podem não garantir resultados de longo prazo. Para tanto, a fim de examinar como as dinâmicas sócio-políticas e ecológicas influenciam os resultados de longo prazo e as suas implicações para a conservação, os autores sugerem *“um diálogo e reflexão mais abertos, horizontais e de longo prazo entre os participantes, promotores de projetos, acadêmicos, ativistas e todos os outros atores direta e indiretamente envolvidos em projetos de PSA.*

Isto posto, através do mergulho profundo de dois estudos de casos, que conforme será discutido mais à frente, foram selecionados com base no seu *status* de execução, condições de performance e diferenças de contexto, a pesquisa aqui delineada objetiva, à luz do Institucionalismo Crítico, aproximar o texto (conteúdo) da política do seu contexto de implementação (realidade observada), a partir de uma abordagem experiencial, onde o analista (ou avaliador) busca apreender a realidade da política de dentro do seu universo de implementação.

De acordo com Guba e Lincoln (2011), esta pesquisa assume uma ontologia relativista, que sustenta a existência de múltiplas realidades socialmente construídas; uma epistemologia subjetivista monista, segundo a qual as constatações da investigação são o próprio processo investigativo, estando o investigador e os investigados intimamente entrelaçados; e uma metodologia hermenêutica que encerra uma dialética contínua entre interação, análise e crítica.

Considerando que o PSA atua na interface homem-natureza, os esquemas implementados

formam sistemas socioecológicos<sup>5</sup> (FOLKE; BERKES, 1992), cuja abordagem considera homem e natureza como um sistema intrincado, indissociável, complexo, imprevisível, não linear e com efeitos de limiar. Por suas características, esses sistemas demandam uma estrutura de governança colaborativa (ANSELL; GASH, 2008) que seja flexível, com capacidade adaptativa e não centralizada, e preferencialmente com vários centros de tomada de decisão (policêntricas) em seus múltiplos níveis (GALAZ et al., 2013; FOLKE et al., 2007; OLSSON et al., 2007; OLSSON et al., 2004; FOLKE et al., 2002).

Porém, é importante mencionar que a complexidade e as incertezas relacionadas aos sistemas socioecológicos dificultam a formulação e a análise de políticas que tenham como objetivo investir em infraestrutura natural (ou infraestrutura verde), como é o caso PSA. Face a isso, a ausência de evidenciação científica não deve ser considerada exclusivamente como critério único para a tomada de decisão, já que isso coloca os investimentos em infraestrutura natural em desvantagem quando comparados com investimentos em infraestrutura cinza (mais detalhes sobre essa discussão em Ikemoto (2020), o que reforça a necessidade de empregar metodologias avaliativas mais abrangentes, como a que se propõe na presente pesquisa.

Dadas as dificuldades de empreender análises robustas, como sugere Ferraro, e diante das complexidades dos sistemas socioecológicos, apesar de ser importante para alertar e refrear o ímpeto dos entusiastas, a política de PSA precisa ser relativizada.

O PSA gera efeitos em diferentes dimensões, muitos deles de difícil apreensão pelos métodos e técnicas usuais, típicas do modelo mais positivado de pesquisa. Tanto que Blundo-Canto et al. (2018) identificaram como lacunas de pesquisa: a compreensão dos impactos sociais e culturais do PSA; a avaliação da adicionalidade ambiental e econômica da melhoria de serviços ambientais e sociais, além dos culturais; e a avaliação dos impactos do PSA em termos de compensações entre as múltiplas dimensões de subsistência.

Infelizmente, a literatura que se dedica à avaliação de impacto de esquemas de PSA não avança na mesma velocidade que a sua adoção. Embora ainda não exista um posicionamento conclusivo a respeito da sua eficácia e da sua efetividade, os estudos mais conclusivos que buscaram isolar o efeito causal do mecanismo, ainda que em número reduzido, mostram que os resultados, quando significativos, são geralmente pouco expressivos (WUNDER et al., 2020;

---

<sup>5</sup> Diferentes correntes epistemológicas trabalham com a perspectiva de integração do homem (social) e natureza (ambiental). A abordagem empregada nesta pesquisa dos sistemas socioecológicos (FOLKE; BERKES, 1992), segundo Lejano (2019), acaba centrando-se nas questões materiais, seguindo uma perspectiva mais ecológica. Há também a abordagem socioambiental que se assenta mais sobre os sistemas de regras (instituições) e entidades largamente utilizado pelos autores da escola do “*commons*” (OSTROM; COX, 2010; OSTROM, 2009), e tem também a abordagem da ecologia social, que enfatiza a interdependência mútua de diferentes dimensões de um sistema (ALIHAN, 1938 apud STOKOLS; LEJANO; HIPPI, 2013).

FIORINI et al., 2020; BÖRNER et al., 2017; FERRARO; HANAUER, 2014; SAMII; LISIECKI; KULKARNI, 2014; ARRIAGADA et al., 2012; ARRIAGADA et al., 2009; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

Ademais, como salientaram van Hecken et al. (2021, p. 2):

*“Gerar histórias de sucesso é semelhante à um lugar de extração onde as evidências específicas são literalmente minadas, às vezes inconscientemente, para refletir um enquadramento epistemológico particular que é cego para o contexto e que reinsere evidências descontextualizadas para justificar e expandir um valor de conservação global cadeia”.*

Por todas essas razões, e por ainda pairar muitas incertezas sobre a real eficácia do PSA, os tomadores de decisão e formuladores de políticas públicas precisam ter cautela na escolha do PSA como alternativa (LIMA; KRUEGER; GARCÍA-MARQUEZ, 2017). Salzman et al. (2018b) destacaram que ao mesmo tempo em que se sentiram surpresos e encantados ao ver o campo se expandir tão rapidamente, também se preocuparam que o entusiasmo superasse o desempenho. E talvez seja isso que justifique Ferraro (2011) alegar que não faz muito sentido investir na expansão do mecanismo, a menos que novos programas sejam projetados com objetivo real de avaliar seus impactos.

Fiori et al. (2020) conseguiram realizar uma avaliação de impacto do projeto PAF Guandu utilizando métodos robustos de análise, como aqueles sugeridos por Ferraro e Hanauer (2014) e Arriagada et al. (2009). E corroborando os resultados da maioria dos estudos desta natureza, a conclusão que chegaram é que o PSA não foi tão eficiente quanto se imaginava. Em termos de aumento da cobertura vegetal, o projeto teve impacto positivo, aumentando em 1,5% (acréscimo de 136 ha) o percentual de cobertura, porém a um custo de US\$ 32,9 mil/ha. Este custo, calculado de maneira conservadora<sup>6</sup>, foi cerca de 5,4 vezes maior que o custo mais caro estimado por Benini et al. (2017) para a restauração da Mata Atlântica (condições ambientais desfavoráveis), e cerca de 1,6 vezes mais caro que o valor estipulado pela Resolução Conjunta SEA/INEA N° 630, de 18 de maio de 2016, que foi de R\$ 70 mil/ha – para os casos em que uma obrigação de reposição florestal é convertida pela obrigação de pagar (mecanismo financeiro). Estes números, por si só, já acendem um alerta sobre a importância dos custos de transação em projetos relacionados à investimentos em infraestrutura verde, sendo ainda um desafio correlacioná-los aos impactos sociais.

Ainda que existam recursos significativos disponíveis no FUNDRIH, estes são completamente insuficientes para reverter o quadro de degradação das bacias hidrográficas

---

<sup>6</sup> Taxa de câmbio: 1US\$ = R\$3,5.

fluminenses. Desta forma, avalia-se que seu uso precisa ser estrategicamente calculado, preferencialmente alavancando recursos de outras fontes (por exemplo, junto a entidades de fomento, nacionais e internacionais), para então viabilizar intervenções de maior vulto.

Neste sentido, Fiorini et al. (2020) verificaram que as áreas previamente conservadas que receberam o PSA não sofrem pressão de desmatamento, ou seja, tenderiam a continuar como estão mesmo na ausência do pagamento, o que sugere problemas de “targeting” e seleção adversa, muito comuns em projetos de PSA (WUNDER et al., 2020; BÖRNER et al., 2017; FERRARO, 2012; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

Outro ponto crítico diz respeito ao processo participativo. Conforme demonstra a literatura, participação, senso de pertencimento e grau de envolvimento dos atores no processo de tomada de decisão é o que faz diferença para o sucesso de um esquema colaborativo de governança, como é o caso do PSA (ISHIHARA et al., 2017; VAN HECKEN et al., 2015; PASCUAL et al., 2014; DECARO; STOKES, 2013; MURADIAN et al., 2010).

Muito embora esquemas de PSA demandem uma estrutura de governança colaborativa e adaptativa, o que se observa na maioria dos casos implementados em diferentes países e regiões são estruturas de governança hierarquizadas, centradas no poder público, com poucos ou apenas um centro de tomada de decisão (SCHOMERS; MATZDORF, 2013).

O produtor rural é quem fundamentalmente maneja os recursos naturais que geram os serviços ecossistêmicos<sup>7</sup> e, para muitos (se não a maioria), a terra é um ativo, do qual ele tira renda para consumo. Ademais, nem sempre há contradições entre os interesses dos produtores e os interesses do projeto e, como demonstraram Villamor et al. (2014), reconhecer e integrar os vários tipos de conhecimento e valores dos diferentes atores contribui para uma compreensão mais abrangente da dinâmica e dos processos dos sistemas socioecológicos, algo imprescindível no contexto de uma busca por soluções concebidas e apoiadas coletivamente para problemas ecológicos de base social.

Porém, ao analisar o PAF Guandu, Bernardo (2016), Ramos, Aguiar e Vilela (2016) e Paiva e Coelho (2015) revelaram que os produtores rurais tiveram uma participação insignificante nos projetos, em praticamente todas as fases (concepção, desenho e implementação).

A exemplo de Castro, Young e Pereira (2018), que concluem que “as experiências [de PSA] têm alcançado resultados expressivos”, e Coelho et al., (2015) ao afirmar que “compartilhar os aprendizados e dar visibilidade às tendências recentes da política de PSA

---

<sup>7</sup> Embora será melhor discutido no item 2.2.1, refere-se aqui como serviços ecossistêmicos, aqueles bens e serviços derivados das funções ecológicas da natureza, e serviços ambientais as ações realizadas pelo homem que garantam ou aumentam a geração de serviços ecossistêmicos.

hídricos adotada no Brasil podem impulsionar a replicação de novas experiências e o avanço no direcionamento da política pública nacional (grifo nosso)”, percebe-se que a literatura contribui para o fortalecimento do discurso em torno do PSA, fundamentado na expectativa da sua eficiência, incentivando a replicação de modelos, acreditando que o que deu certo em um contexto poderá dar certo em outro. Porém, replicar (ou importar) modelos exógenos “de sucesso”, o que Ostrom (2009) denominou como “one-size-fits-all”, pode não ser efetivo na prática, ainda mais quando esse processo é feito de forma descontextualizada, geralmente de cima para baixo, sem levar em consideração as múltiplas realidades envolvidas e os interesses e as necessidades dos atores.

Lejano e Shankar (2013) criticam os “modelos institucionais” que, uma vez concebidos, são então aplicados “por atacado” a uma série de contextos, justamente pelo fato desses desenhos institucionais geralmente não corresponderem às necessidades particulares de lugares e comunidades e, portanto, não funcionando de maneira ideal. Afinal, quando o capital moral dos agentes envolvidos não é atingido, perde-se a “fé” comum nas instituições e nos processos sociais, sem os quais, o engajamento cívico fica prejudicado (STOKOLS; LEJANO; HIPPEL (2013).

Todavia, essa acaba sendo uma solução comum, principalmente quando há desconhecimento, falta de informação e interesses secundários (YOUNG, 2002), cabendo aqui lembrar que os implementadores de política sempre exercem algum grau de agência na decisão de copiar um desenho de política existente ou modificá-lo de maneiras contextualmente relevantes (LEJANO; SHANKAR, 2013).

O PSA de Extrema-MG exemplifica isso. Considerado um caso de sucesso, vem servindo como fonte de inspiração para o desenvolvimento de esquemas de PSA em outras regiões do país (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELO, 2013). Porém, Romeiro et al. (2012) chamaram a atenção para o fato de grande parte do sucesso do PSA de Extrema advir das condições institucionais, políticas e econômicas específicas daquele contexto, que dificilmente se repetem em outros lugares.

Ao analisar as iniciativas de PSA na região do Sistema Cantareira, onde se insere Extrema, Puga (2014) destacou algumas condições particulares que ajudam a explicar o sucesso do PSA de Extrema, a saber: surgimento do PSA como uma evolução das diferentes políticas ambientais executadas pelo município<sup>8</sup>; a importância do governo local e o fortalecimento institucional da

---

<sup>8</sup> De acordo com Jardim e Bursztyn (2015), entre 1996 e 1998 o município participou do Projeto de Execução Descentralizada (PED), componente do Programa Nacional de Meio Ambiente. Dando continuidade a esse projeto, nasceu em 1999 o Projeto Água é Vida, visando ao manejo de bacias hidrográficas da região. E na sequência, em

prefeitura na liderança de ações ambientais; a disponibilidade de recursos financeiros do município; a estabilidade política (o mesmo grupo político permaneceu no poder por várias gestões); a capacidade municipal de buscar apoiadores externos (a exemplo das universidades e institutos de pesquisa) e a proximidade dos políticos com empresas da região.

Obviamente, isso não quer dizer que o PSA precise, necessariamente, reunir todas essas características para dar certo, no entanto, elas ilustram que o mecanismo não depende apenas de vontade política e de um modelo a ser seguido, mas de todo um contexto que precisa ser analisado caso a caso.

Tendo em vista que elementos particularizados no esquema de PSA analisado guarda relação direta com a política de PSA como um todo, acredita-se que os conhecimentos aqui gerados irão contribuir para melhorar a compreensão de como a relação entre fatores políticos, econômicos e/ou sociais afetam e são afetados pelo PSA.

Assim, parte-se do princípio de que os resultados aqui gerados podem propiciar interessantes pontos de análise para aqueles que se interessam pelo tema, com destaque para os formuladores de política que passarão a dispor de mais informações para tomar decisões, seja para a escolha propriamente dita do PSA como alternativa de política pública, seja na concepção e desenvolvimento de esquemas mais aderentes com o contexto da aplicação e mais efetivos no alcance de resultados (adicionalidade na geração de serviços ecossistêmicos, o que pode ser considerado fim último do mecanismo).

### 1.3 Enquadramento analítico

Nesta pesquisa utilizam-se como pano de fundo três perspectivas teóricas que se articulam e se complementam: sistemas socioecológicos, governança colaborativa e ajuste institucional, que serão analisadas sob um viés mais construtivista e experiencial, embasado em uma abordagem crítica.

A abordagem dos sistemas sócioecológicos reconhece a relação homem-natureza como algo indissociável, um verdadeiro sistema onde estas partes interagem mutuamente, com geração de entropia ao ter que lidar, invariavelmente, com complexidades, imprevisibilidades, não linearidades, manejo adaptativo e resiliência (OLSSON, FOLKE; BERKES; 2004; FOLKE; BERKES, 1992; FOLKE; CARPENTER; ELMQVIST, 2002). E estes sistemas, para serem adaptativos requer, de acordo com Armitage et al. (2009): arranjos institucionais

---

2001, o município realizou um amplo diagnóstico, abrangendo todas as propriedades rurais e empreendimentos de Extrema, com o intuito de elaborar ações direcionadas à proteção do meio ambiente, em especial dos recursos hídricos.

inovadores e incentivos em escalas e níveis espaço-temporais; aprendizagem através da complexidade e mudança; monitoramento e avaliação das intervenções; funções de poder e oportunidades de vincular ciência com política.

Já a abordagem da governança colaborativa parte da premissa que modelos isolados de governança (hierarquia, mercado ou comunidades) não são suficientemente capazes de superar as limitações impostas pelas múltiplas dimensões, interdependências e escalas dos problemas ambientais. E, por esta razão, demandam formas híbridas onde as potencialidades de um ator podem suplantar as fragilidades do outro (LEMOS; AGRAWAL, 2006).

E como demonstraram Ansell e Gash (2008), o bom funcionamento da estrutura de governança depende de aspectos históricos de conflitos ou cooperações entre as partes, confiança, participação, liderança, trocas e aprendizagens, noções de justiça e equidade, diálogo, relações de poder e acesso a meios e recursos.

Já a terceira e última abordagem é aquela que se preocupa em identificar o nível de ajuste entre o contexto institucional e o contexto ambiental (abrangência biogeofísica) do problema endereçado. Portanto, assume-se ser possível identificar esse ajuste e que, quanto melhor ele for, melhor será o funcionamento da estrutura de governança (YOUNG, 2010; OSTROM, 1990). Em outras palavras, isso quer dizer que, no limite, quanto melhor o ajuste institucional, melhor deverá ser a capacidade adaptativa e a resiliência do sistema socioecológico.

O fio condutor utilizado para fazer dialogar essas três abordagens teóricas foi a perspectiva do Institucionalismo Crítico, considerada aqui como a mais apropriada, já que ela considera que as instituições como estruturas dinâmicas, operacionalizadas por ações humanas, onde identidades sociais, relações de poder e fatores políticos e geográficos precisam ser considerados (CLEAVER; DE KONING, 2015). No Institucionalismo Crítico, a mudança institucional ocorre por meio de um processo de bricolagem, por meio do qual as pessoas reúnem ou remodelam os arranjos institucionais existentes para conseguir dar respostas às necessidades e aos desafios diários (CLEAVER; WHALEY, 2018; CLEAVER; DE KONING, 2015; HALL, et al., 2014).

Diante do exposto, a fim de permitir um deslocamento epistemológico da literatura *mainstream* que se baseia, predominantemente, em uma visão positivista, que – via-de-regra – faz uso de uma epistemologia objetivista dualística (GUBA; LINCOLN, 2011), optou-se por uma abordagem construtivista, baseada no método experiencial proposto por Lejano (2012).

Isto posto, foram assumidas como premissas básicas dessa pesquisa:

- A dinâmica institucional depende da tensão entre agência<sup>9</sup> e estrutura;
- As pessoas fazem as instituições e por elas são constrangidas;
- As políticas públicas são fortemente limitadas pela atuação dos grupos de interesse;
- A qualidade (eficiência) da governança depende da qualidade das informações disponíveis, do seu compartilhamento, do comprometimento dos atores e das suas capacidades, bem como da maneira como as noções de justiça e equidade (e relações de poder) são percebidas por eles; e
- A análise do ajuste institucional evidencia as lacunas existentes e que podem comprometer a eficiência da estrutura de governança e os efeitos da política.

Tendo em vista que elementos particularizados no esquema de PSA analisado guarda relação direta com a política de PSA como um todo, acredita-se que os conhecimentos aqui gerados irão contribuir para melhorar a compreensão de como a relação entre fatores políticos, econômicos, e/ou sociais afetam e são afetados pelo PSA.

Isto posto, acredita-se que com os resultados aqui gerados serão propiciados interessantes pontos de análise para aqueles que se interessam pelo tema, com destaque para os formuladores de política que passarão a dispor de mais informações para tomar decisões, seja para a escolha propriamente dita do PSA como alternativa de política pública, seja na concepção e desenvolvimento de esquemas mais aderentes com o contexto da aplicação e mais efetivos no alcance de resultados (adicionalidade na geração de serviços ecossistêmicos, o que pode ser considerado fim último do mecanismo).

#### 1.4 Questionamentos da Pesquisa

O provimento de serviços ecossistêmicos é fruto de complexas interações entre aspectos ambientais, humanos e institucionais que ocorrem em dado território, em um dado momento.

A institucionalização de um esquema de PSA perpassa todas essas dimensões, e seu potencial de gerar resultados depende do quanto as instituições envolvidas são capazes de conceber e desenhar bons projetos; da qualidade do funcionamento da sua estrutura de governança; e do nível de ajuste entre o contexto institucional e o problema ambiental que está sendo endereçado.

---

<sup>9</sup> De acordo com a enciclopédia Britannica, agência significa a propriedade ou capacidade dos atores de fazer as coisas acontecerem. Disponível em: <https://www.britannica.com/topic/agency-political-theory>. Acesso em 14/06/2021. Para King (2005, apud CLEAVER; WHALEY, 2018), agência refere-se às maneiras pelas quais os indivíduos usam suas capacidades ou poderes pessoais para agir de forma intencional e significativa.

Sendo assim, foram formuladas as seguintes questões:

- Q1 – De que forma o PSA se configurou e passou a assumir um espaço na agenda política ambiental no Estado do Rio de Janeiro?
  - A escolha do PSA como opção política foi resultado de uma avaliação técnica ou consequência apenas da influência do discurso propagado por diferentes comunidades epistêmicas de que o PSA é eficiente e, portanto, deve ser implementado?
- Q2 – Com base nos estudos de caso, qual foi o peso da dependência da trajetória na concepção e implementação dos esquemas de PSA analisados, assim como no funcionamento da sua estrutura de governança?
  - Como foi elaborada a estrutura de governança?
  - Como funcionou a estrutura de governança à luz do modelo contingencial de “boa” governança colaborativa, proposto por Ansell e Gash (2008)?
- Q3 – O que esperar, nos casos analisados, em termos de incremento na provisão de serviços ambientais?
  - Em que medida havia ajuste entre o contexto institucional e o problema ambiental endereçado pelo PSA?
  - Em que medida as características do ajuste institucional refletem no potencial de adicionalidade dos projetos?

## 1.5 Objetivos

### 1.5.1 Objetivo Geral

Objetiva-se com este trabalho analisar a gênese do conceito de PSA no Estado do Rio de Janeiro e, à luz do Institucionalismo Crítico, examinar o funcionamento da sua estrutura de governança e o potencial de geração de adicionalidade de dois estudos de caso.

### 1.5.2 Objetivos Específicos

Para atingir o objetivo geral, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- A) Analisar a origem do conceito, a entrada do tema na agenda política ambiental do Estado do Rio de Janeiro e a expansão do mecanismo;

- B) Analisar o funcionamento da estrutura de governança dos casos de estudo selecionados (dois projetos do Programa PSA Hídrico do CEIVAP), tendo como base o modelo contingencial de governança colaborativa proposto por Ansell e Gash (2008);
- C) Analisar, para os dois estudos de caso, em que medida houve ajuste entre o contexto institucional e as características biogeofísicas dos problemas ambientais endereçados pelo PSA, fazendo inferências, sempre que possível, sobre a capacidade adaptativa da estrutura de governança e sobre o seu potencial de geração de adicionalidade.

## 1.6 Metodologia

### 1.6.1 Mapeamento da Literatura

A construção do embasamento teórico teve origem no mapeamento dos principais periódicos, realizado através do Portal Proxy, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) em julho de 2018, utilizando uma combinação de palavras-chave (*anual; review; payment; environmental; services; policy; analysis; evaluat\*; impact*) e filtros (tais como: *environmet\*; ecosystem; effect\*; resources*), extraídas das referências (e suas citações) utilizadas como ponto de partida: Ferraro e Hanauer (2014), Arriagada et al. (2012), Arriagada et al. (2009), Pattanayak, Wunder, Ferraro (2010).

Como resultado de uma pesquisa realizada, foram elencados 97 periódicos. Desses, 19 foram desconsiderados por não dispor de valor de *Journal Citations Report*®<sup>10</sup> (JCR). Do restante, foram selecionados os 20 com maior valor de JCR (quarto quartil) – Quadro 2.

Com um novo conjunto de palavras-chave e operadores *booleanos*, foi realizada uma pesquisa por artigos científicos em cada um destes periódicos. A composição dos argumentos de pesquisa foi dinâmica, aperfeiçoando a estratégia de busca à medida em que os resultados foram sendo gerados. Os principais termos de busca utilizados e suas combinações foram: (*pay\* OR payment*) AND (*environmental OR ecological OR ecosystem OR natural*) AND (*evidence OR assessment OR impact OR effect\* OR outcome OR evaluate OR analysis OR result OR policy*).

Dos mais de 1.200 artigos recuperados, foi feita uma priorização com base no título e “*abstract*”, sendo então selecionados 227 artigos. Deste total, foi feita uma segunda priorização, de caráter mais subjetivo, reduzindo esse universo para 65 artigos (ANEXO 1).

---

<sup>10</sup> Base de dados que avalia e fornece informações estatísticas de forma sistemática dos principais periódicos científicos indexados na *Web of Science*, dentre elas, o Fator de Impacto.

Com o avanço na leitura dessas referências, e de outras que naturalmente surgiram ao longo da elaboração desta tese, foram realizadas algumas conversas com especialistas no tema, tanto da academia quanto executores de projetos de PSA no Estado do Rio de Janeiro, para verificar a validade e a relevância das ideias que foram surgindo. Após discussões com os orientadores do trabalho e da leitura de novas referências por eles sugeridas, chegou-se ao formato final desta pesquisa.

Quadro 2. Lista de periódicos com respectivo valor de Journal Citation Report (JCR), selecionados para levantamento bibliográfico (ano de 2018).

<b>Periódico</b>	<b>JCR</b>	<b>ISSN</b>
<i>Nature</i>	41,577	0028-0836
<i>Science</i>	41,058	0036-8075
<i>Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)</i>	9,504	0027-8424
<i>Frontiers in Ecology and the Environment</i>	8,302	1540-9295
<i>Conservation Letters</i>	7,279	1755-263X
<i>Land Degradation &amp; Development</i>	7,270	1085-3278
<i>Global Environmental Change</i>	6,371	0959-3780
<i>Annual Review of Environment and Resources</i>	6,025	1543-5938
<i>Conservation Biology</i>	5,890	0888-8892
<i>Bioscience</i>	5,876	0006-3568
<i>Research policy</i>	4,661	0048-7333
<i>Biological Conservation</i>	4,660	0006-3207
<i>Environmental Research Letters</i>	4,541	1748-9326
<i>Review of Environmental Economics and Policy</i>	4,419	1750-6816
<i>Ecosystem services</i>	4,395	2212-0416
<i>Ecological Application</i>	4,393	1051-0761
<i>Current Opinion in Environmental Sustainability</i>	4,186	1877-3435
<i>Energy Policy</i>	4,039	0301-4215
<i>Journal of Environmental Management</i>	4,005	0301-4797
<i>Ecological Economics</i>	3,895	0921-8009

Na maior parte das publicações mais relevantes que tratam o tema PSA, prepondera o método hipotético-dedutivo voltado para generalizações. Este forte viés se caracteriza como uma herança da corrente epistemológica positivista, que tem como eixo condutor de explicação científica a casualidade, privilegiando, portanto, a técnica e a quantificação (VERGARA, 2000).

Segundo Guba e Lincoln (p. 70; 2011), empreender investigações de maneira controlada – método típico do modelo positivista ao tratar situações distintas como alternativas comparáveis (eliminando o contexto e as especificidades locais) – “*gera resultados válidos apenas em*

*situações sem contexto, não abordando o processo de descoberta, onde a preocupação com a validade interna diminui a probabilidade de os resultados serem externamente válidos”.*

Neste aspecto é interessante a analogia adotada por Lejano, segundo a qual a força dos números seria como adentrar em um balão epistemológico para voar para bem longe da paisagem, até que seja possível identificar os limites e contornos da região, montanhas e vales, mas, por outro lado, deixando de perceber seus detalhes como suas praças e colinas (LEJANO, 2012, p. 18).

E o que se pretende com esta pesquisa é justamente o contrário. É pousar o balão do Lejano na realidade empírica para revelar, através da imersão do pesquisador no universo da política em análise, como os aspectos institucionais e contextuais se combinam e conformam o fenômeno examinado.

O argumento central é que os métodos clássicos, que partem de uma lógica linear calcada em testes de hipóteses e na mensuração do objeto de estudo, constroem a aprendizagem e o entendimento, na medida em que predeterminam seu modo de análise (RODRIGUES, 2008).

Por esta razão, esta pesquisa se afasta do paradigma positivista em direção ao paradigma construtivista, ao considerar que as pessoas assumem um papel preponderante para a explicação do fenômeno sob análise. E esta opção metodológica se justifica dada a necessidade de o processo de avaliação extrapolar os limites paradigmáticos das visões de mundo, construídas a partir de trajetórias, culturas e limites econômicos e sociais (LEJANO, 2012).

Considerando que a realidade objetiva *“nunca pode ser captada”* (DENZIN; LINCOLN, 2006 p. 19), o objetivo passa a ser empreender um mergulho profundo nos casos selecionados, e, a partir de então, identificar os elementos que, cumulativamente, permitam reconhecer a experiência, o mais próximo possível do que ela efetivamente é, através da síntese crítica de suas múltiplas interpretações reconhecidas através de um processo hermenêutico que aproxima os atores de seus contextos específicos.

Com este viés mais generalista, este trabalho faz uso de uma perspectiva paradigmática mais abrangente, que busca a fusão do texto com o contexto fazendo uso de um método experiencial (LEJANO, 2012), dialético-hermenêutico (GUBA; LINCOLN, 2011) que se situa, de acordo com as definições propostas por Vergara (2000), entre os métodos de pesquisa fenomenológico e dialético.

Nesta perspectiva, o ápice de uma proposta avaliativa seria então a estruturação de relacionamentos e coordenação de comportamentos dentro do campo de análise a fim de buscar o atingimento de objetivos comuns, oriundos da coletividade, fruto da experiência participativa

(LEJANO, 2012). A exemplo do “*bricoleur*”<sup>11</sup> metodológico” enunciado por Denzin e Lincoln (2006), – e que muito se aproxima do “*bricoleur* institucional” proposto por Cleaver (2012), no tocante ao Institucionalismo Crítico –, o que se procurou fazer foi construir narrativas a partir dos diferentes paradigmas interpretativos, utilizando-se como elementos de mediação (pontos de partida) as dimensões da governança colaborativa e do ajuste institucional ofertadas pela literatura.

Trata-se, portanto, de uma proposta não linear, onde as hipóteses emergem de um processo circular entre a situação empírica e a reflexão conjunta entre pesquisador e grupo pesquisado, nas quais a teoria emerge da prática e os dados provêm de fontes diversificadas de informação: entrevistas, *surveys*, observações de campo, recursos audiovisuais, grupos focais (RODRIGUES, 2008).

Por esta razão, uma variedade grande de fontes é importante para um esboço mais completo das dimensões envolvidas, e essa multidimensionalidade, além de enriquecer a realidade, permite também o exercício da triangulação – “*exposição simultânea de realidades múltiplas, refratadas*” (DENZIN; LINCOLN, 2006, p. 19) – aumentando a validade das informações geradas, isto é, a probabilidade de que as descobertas e interpretações sejam consideradas críveis e confiáveis.

### 1.6.2 Tipo de pesquisa

Toda a estruturação metodológica desta tese se funda no método qualitativo de pesquisa conforme definido por Vergara (2000), seguindo como estratégia de pesquisa o estudo de caso (DENZIN; LINCOLN, 2006).

No presente trabalho, foi realizado o estudo de caso múltiplo (ALVEZ-MAZZOTTI, 2006), uma vez que foram conduzidos os estudos em dois projetos de PSA simultaneamente. Embora os casos pertençam a um mesmo programa, PSA Hídrico do CEIVAP, e possuam a mesma estrutura de governança, eles foram executados por atores diferentes, em situações e contextos totalmente distintos, o que parece razoável não tratar os projetos como “subcasos” (ou algo do gênero), mas sim como casos independentes, porém inter-relacionados.

Ainda com base em Vergara (2000), este trabalho é do tipo descritivo/explicativo, já que ele se ocupa em aprofundar as características do fenômeno analisado, a fim de identificar possíveis correlações existentes, bem como torná-lo inteligível, esclarecendo quais fatores contribuem ou ajudam a justificar aquilo que se observou.

---

<sup>11</sup> Um “confeccionador de colchas”.

Seguindo a classificação referencial proposta por Stake (2000), a tipologia de estudo de caso adotada foi do tipo coletivo, ou seja, o tipo instrumental estendido. O estudo de caso do tipo coletivo propriamente dito é aquele cujos casos podem ser semelhantes ou diferentes, onde são importantes a redundância e a variedade. Eles são escolhidos porque acredita-se que entendê-los levará a uma melhor compreensão, talvez melhor teorização sobre uma coleção ainda maior de casos, e o interesse no seu emprego se deve à possibilidade de obtenção de *insights* ou de contestação de uma generalização amplamente aceita. O caso em si é, na verdade, um ponto de apoio que facilita a compreensão do fenômeno analisado, de forma mais ampla.

A fim de melhor endereçar as questões da pesquisa, foi utilizada uma combinação de métodos para o levantamento de dados e informações: pesquisa de campo para investigação empírica por meio da realização de entrevistas semiestruturadas, em profundidade, individuais e com um grupo focal (GASKELL; 2002); levantamento bibliográfico e análise documental. O uso de diferentes métodos combinados é apropriado para abordar fenômenos complexos, e também para permitir a triangulação entre dados e teorias a fim de aumentar a validade dos achados da pesquisa (HARTLEY, 2004). Desta forma, buscou-se aqui a triangulação de atores, dentro de cada caso, e a triangulação dos casos, a partir da sua justaposição a fim de explorar convergência, complementaridade e dissonância.

A escolha pelo método qualitativo de pesquisa utilizando como estratégia o estudo de caso múltiplo, objetivando exercitar uma análise de cunho experiencial, construtivista, fazendo uso da hermenêutica e da dialética, é o que se mostrou mais coerente para permitir uma análise abrangente da política, e ao mesmo relativista, ao dar voz a todos os atores envolvidos dentro do seu contexto real. De outro modo, dificilmente seria possível oferecer uma contribuição teórica sobre o assunto considerando que a maioria dos esquemas de PSA no Rio de Janeiro encontram-se ainda em plena fase de execução, não permitindo uma avaliação *a posteriori* e de cunho mais quantitativo (com exceção do PAF Guandu, que já vem sendo objeto de estudo, e do FUNBOAS, que apesar da abrangência ter sido muito pequena, também vem sendo analisado, ainda que em menor intensidade).

### 1.6.3 Critérios de seleção dos casos

O Rio de Janeiro é um estado que historicamente esteve na vanguarda dos movimentos ambientais e de estruturação do seu sistema de gestão e controle ambiental. Conforme destacou Moura (2016), foi o segundo estado da federação a criar seu órgão estadual de meio ambiente, em 1975 (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente – FEEMA e Superintendência Estadual de Rios e Lagoas - SERLA), tendo sido também o segundo estado a implementar o

instrumento da cobrança pelo uso da água em todo o seu território, em 2004 (ACSELRAD et al., 2009). Atualmente, possui comitês de bacia e entidades delegatárias com função de agência de bacia em todas as suas regiões.

O estado do Rio tem projeção internacional. Além de estar totalmente inserido no domínio da Mata Atlântica, um *hotspot*<sup>12</sup> da biodiversidade e um dos biomas mais ameaçados do mundo (MYERS et al., 2000), possui cerca de 30% de seu território com cobertura Florestal, embora ainda apresente um déficit de restauração como apontaram Soares-Filho et al. (2014).

Em 1992, o Rio sediou a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), conhecida como Rio 92 e, 20 anos depois, a Rio + 20. Tamanha a influência destes eventos, autores como May, Fernandes e Osuna (2019) acreditam que houve decaimento da taxa de desmatamento no estado após esses esforços de “tornar mais verde”.

Saindo um pouco do território do Rio, a importância da Mata Atlântica associada à necessidade de reverter o quadro de degradação ambiental das bacias hidrográficas, sobretudo na região sudeste, onde estão as duas maiores regiões metropolitanas brasileiras, faz aumentar o interesse no desenvolvimento e implementação de programas de PSA, considerado uma solução potencial para contribuir para a melhoria da qualidade e da quantidade de água nas bacias hidrográficas.

Um levantamento publicado em 2011 relacionou, apenas no Bioma Mata Atlântica, cerca de 85 projetos de PSA em diferentes estágios de implementação, dos quais, 33 se relacionavam a carbono, 40 a recursos hídricos e cinco a biodiversidade (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Como já mencionado, atualmente são nove projetos de PSA em andamento no Estado do Rio de Janeiro, sendo o mais antigo de 2009, e o mais recente implementado em 2017. Afora o projeto FUNBOAS, na bacia hidrográfica do rio São João, que foi descontinuado, todos os demais estão em evolução, com exceção dos projetos relacionados ao Programa PSA Hídrico do Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), recentemente concluídos.

Com nove projetos, o Programa PSA Hídrico do CEIVAP tem cinco deles no Rio de Janeiro (Figura 1). Contratados em 2014 e iniciados em 2015, os projetos tinham previsão de terminarem em 2016. Porém, por conta de aditivos contratuais, os projetos só findaram em abril de 2020.

Dois razões, inter-relacionadas, fazem com que o Programa PSA Hídrico do CEIVAP seja

---

<sup>12</sup> Segundo Myers et al. (2000), hotspot seriam aquelas áreas com elevadas concentrações de espécies endêmicas e acentuada perda de habitat.

de relevante interesse para a pesquisa:

- 1) Ele foi concebido com base na experiência do PAF Guandu (que teve como referência o modelo desenvolvido em Extrema-MG), que até então vem sendo considerado um caso de sucesso no Rio de Janeiro. Contudo, sabe-se que a governança dos projetos e sua capacidade de gerar resultados é altamente dependente do seu contexto institucional. O PSA Hídrico do CEIVAP acontece em contextos muito distintos – territórios muito diferentes, realidades produtivas e econômicas bastante diversas, sendo executado por instituições com trajetórias e capacidades completamente diferentes. No entanto, o programa estabeleceu uma estrutura conceitual e organizacional única (delimitada no edital de seleção dos projetos). Sendo assim, uma estrutura de governança fixa, funcionando em ambientes e contextos diferentes, facilita a compreensão sobre como a interação entre o contexto institucional e as circunstâncias ambientais podem influenciar no funcionamento dos esquemas e no seu potencial de geração de resultados;
- 2) A AGEVAP, além de ser a agência de bacia do CEIVAP, atualmente assumiu a função de entidade delegatária de sete dos nove comitês fluminense. Como os comitês de bacia têm demonstrado um interesse crescente em implementar projetos de PSA, é bastante razoável supor que a AGEVAP irá contratar novos projetos de PSA demandados pelos comitês. Isto permite revestir os resultados gerados nesta pesquisa de um caráter instrumental, já que poderão ser internalizados pelas instituições envolvidas com a implementação de esquemas de PSA no estado, principalmente no que tange ao desenho e ao processo de institucionalização da sua estrutura de governança.

Com base nos argumentos acima elencados, foram selecionados dois projetos, o Projeto Olhos d'Água, no município de Carapebus, e o Projeto PSA AMA 2 – Águas da Mata Atlântica, em Petrópolis. Dois projetos com performances muito distintas, em contextos ambientais, sociais, políticos e econômico também muito distintos.

O Projeto Olhos d'Água teve um dos resultados mais modestos, atingindo apenas 30% da meta e não conseguindo realizar nenhum pagamento de PSA. Executado por uma ONG pequena, com poucos projetos no portfólio e restrições financeiras, o projeto se deu em meio a um território formado predominantemente por pastagens, que outrora foi completamente dominado pelo cultivo da cana-de-açúcar, estando hoje ocupado por pequenos produtores rurais

e agricultores familiares assentados da reforma agrária.

Já o Projeto PSA AMA 2 – Águas da Mata Atlântica foi um dos únicos que cumpriu 100% da meta. Implementado em uma área bastante conservada, que se caracteriza como um dos principais centros de produção orgânica do estado, foi executado por uma ONG experiente, com muitos projetos no portfólio e maior capacidade de acesso a recursos. A totalidade dos provedores selecionados não dependia da terra para sobreviver, e são do tipo “novo rural”, com maior poder aquisitivo e elevado grau de instrução.

Além do exposto, pesou para a escolha desses casos a facilidade de acesso, tanto aos executores quanto às áreas de intervenção.

#### 1.6.4 Critérios de seleção dos sujeitos da pesquisa

O Edital de Chamamento Público 04/2014 lançado pela AGEVAP tinha como objetivo selecionar projetos de PSA que deveriam ser elaborados por municípios e/ou por instituições executoras (de direito público ou privado, com ou sem fins lucrativos), com a seguinte estrutura de governança (Figura 02):

*“O CEIVAP delibera recursos para o PSA HÍDRICO. A AGEVAP, em suas funções de Agência de Bacia, executa as ações necessárias para o andamento do Programa, tais como a transferência de recursos para as Prefeituras que possuam projetos. As Prefeituras por sua vez, repassam os recursos aos provedores de serviços ambientais, após verificação de cumprimento das ações referentes ao Programa. A AGEVAP realiza, ainda, a contratação da Instituição Executora para que a mesma execute as ações previstas no projeto, ou seja, ações de conservação e recuperação florestal. A Unidade Gestora do Projeto possui a função principal de articulação institucional entre os atores envolvidos no Programa”* (AGEVAP, 2014).

Considerando a complexidade dos sistemas socioecológicos e das diferentes dimensões da estrutura de governança do PSA – afinal, são múltiplas escalas e níveis de superposição institucional, envolvendo constelações diferentes de atores em cada caso –, a ideia inicial desta pesquisa foi explorar a pluralidade de visões existentes, como prescreveu Gaskell (2002), através de um mergulho na realidade empírica.

A variação das fontes de informação, como se verá a seguir, por ator (quando possível), entre atores e entre casos, seguida de uma análise comparativa e integradora dos casos, foi parte do esforço de analisar o mecanismo de PSA dentro da sua complexidade, seguindo os moldes do que Denzin e Lincoln (2006) definiram como *bricoleur* metodológico e epistemológico, mas partindo da experiência do investigador na realidade concreta dos investigados, em seus contextos específicos.

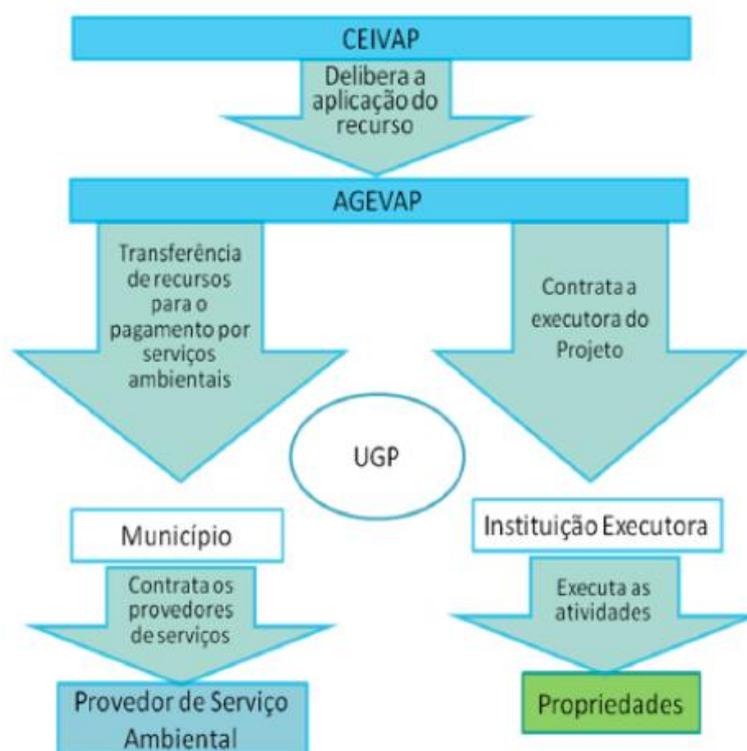


Figura 2. Principais atores e atividades do Programa, Fonte: AGEVAP (2014, p. 19).

Os atores foram selecionados com base no seu envolvimento na agenda do PSA no Rio de Janeiro, atores institucionais, além daqueles diretamente envolvidos na execução dos esquemas estudados, atores institucionais e produtores rurais participantes. Ao todo, foram 27 entrevistas, como discriminado a seguir (sem diferenciação de sexo para resguardar a identidade das pessoas), realizadas no período entre junho de 2019 e março de 2020:

- Instituto Estadual do Ambiente (INEA):
  - Gerente de Serviço Florestal, setor responsável pela execução da política florestal do estado – Entrevistado INEA 1;
  - Assessor Técnico da Diretoria de Biodiversidade, Áreas Protegidas e Ecossistemas que, dentre outras funções, coordena o Programa Estadual de Pagamentos por Serviços Ambientais (PRO-PSA) e Programa de Proteção e Recuperação de Mananciais no Estado do Rio de Janeiro – Pacto pelas Águas – Entrevistado INEA 2;
- Rio Rural (Programa da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural - EMATER):
  - Coordenador de Gestão da Informação do Rio Rural e atual presidente da EMATER – Entrevistado Rio Rural;

- Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP):
  - 02 Especialistas em Recursos Hídricos – Entrevistado AGEVAP 1 e Entrevistado AGEVAP 2;
- Comitê de Bacia do Rio Piabanha e Sub-Bacias Hidrográficas dos Rios Paquequer e Preto (Comitê Piabanha):
  - Membro da diretoria do CBH à época em que o PSA Hídrico CEIVAP foi implementado – Entrevistado CBH Piabanha;
- Comitê de Bacia do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana (CBHBPS):
  - Membro da diretoria do CBH à época em que o PSA Hídrico CEIVAP foi implementado – Entrevistado CBHBPS
- Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Guandu, Guandu-Mirim e da Guarda (Comitê Guandu):
  - Membros (dois) da diretoria do CBH à época em que o PSA Hídrico CEIVAP foi implementado – Entrevistado CBH Guandu 1 e Entrevistado CBH Guandu 2;
- Instituto Terra da Preservação Ambiental (ITPA):
  - Secretário Executivo – Entrevistado ITPA 1;
  - Técnico de campo – Entrevistado ITPA 2;
- The Nature Conservancy (TNC):
  - Diretor de Estratégias de Conservação – Entrevistado TNC
  - Especialista em Conservação (os problemas no áudio impediram a transcrição da entrevista)
- Consórcio Intermunicipal Lagos e São João (CILSJ):
  - Técnico do CILSJ – Entrevistado CILSJ;
- Prefeitura Municipal de Rio Claro:
  - Técnico da Secretaria de Meio Ambiente – Entrevistado Rio Claro
- Prefeitura Municipal de Petrópolis:
  - Assessor da Secretaria de Meio Ambiente – Entrevistado Município Petrópolis;

- Prefeitura Municipal de Carapebus:
  - Técnicos da Secretaria de Meio Ambiente (grupo focal) – Entrevistados Município Carapebus
- Entidade Executora do projeto em Carapebus (Ecoanzol):
  - Coordenador Executivo – Entrevistado Ecoanzol 1;
  - Técnico de campo – Entrevistado Ecoanzol 2;
- Entidade Executora do projeto em Petrópolis (Redeh):
  - Coordenador Executivo – Entrevistado Redeh 1;
  - Técnico de campo – Entrevistado Redeh 2;
- Provedores dos serviços ambientais:
  - 03 de Petrópolis (problemas no áudio que impediram a transcrição da entrevista) – Produtor Petrópolis 1 e Produtor Petrópolis 2;
  - 03 de Carapebus – Produtor Carapebus 1, Produtor Carapebus 2 e Produtor Carapebus 3.

A aproximação junto aos atores institucionais do INEA, Rio Rural, AGEVAP, ITPA, CILSJ e CBHs foi de forma direta, tendo em vista a existência de uma relação profissional prévia entre o autor desta pesquisa e os atores informantes, construída ao longo do período em que o autor trabalhou diretamente na gestão de recursos hídricos, na condição de biólogo do INEA. Por meio da AGEVAP foi possível a aproximação junto às entidades executoras que, por sua vez, facilitaram o contato com os informantes dos municípios e proprietários rurais.

A escolha dos participantes procurou englobar as diferentes posições institucionais e contextuais, ao selecionar simultaneamente informantes mais diretamente relacionados à função de gestão e coordenação da política, bem como informantes mais diretamente relacionados com a execução das intervenções no campo. Esta estratificação teve como propósito alargar o potencial analítico da pesquisa ao capturar informações em múltiplos níveis, desde o mais superior, onde entram em cena questões mais políticas e burocrático-administrativas, tomadas de decisão e visão estratégica, e o nível operacional, para quem as condições socioambientais locais tem outro contorno.

Quanto aos provedores de serviços ambientais, proprietários rurais, com a ajuda da entidade executora foram selecionados aqueles com perfil socioeconômico variado, visando

contemplar as diferentes realidades envolvidas e o espectro interpretativo da pesquisa.

Embora estivesse no escopo desta pesquisa realizar entrevistas com representantes do CEIVAP, considerando o tempo para a realização da tese, que a diretoria já havia sido alterada quando os dados começaram a ser levantados em campo, e que segundo alguns entrevistados a diretoria do CEIVAP ficou ausente do processo de desenvolvimento e implementação do Programa, acabou que nenhum de seus representantes foi ouvido neste trabalho.

#### 1.6.5 Instrumento

Na presente pesquisa, foram realizadas entrevistas semiestruturadas, cada uma com um único respondente (entrevista em profundidade) e com um grupo de respondentes (grupo focal).

Esta técnica foi considerada a mais apropriada para que o pesquisador pudesse capturar as percepções dos entrevistados. Como ponto de partida, os tópicos-guia (preliminares) foram desenvolvidos a partir de variáveis obtidas da literatura relativas à governança colaborativa (ANSELL; GASH, 2008) e ajuste institucional (EPSTEIN et al., 2015; VATN; VEDELD, 2012).

Cumprir destacar também a observação direta do pesquisador, que passou praticamente dois dias em cada local (Petrópolis e Carapebus) percorrendo as áreas de intervenção e conversando com os produtores rurais *in loco*, a partir de suas realidades e contextos locais.

#### 1.6.6 Procedimentos de coleta de dados

Diferentemente da Teoria Fundamentada (*Grounded Theory*), onde se objetiva compreender ou descrever os fenômenos do ponto de vista do sujeito (GLASER; STRAUSS, 1967), as entrevistas tiveram como eixo condutor os conceitos gerados pelo referencial teórico, que ajudou a moldar a elaboração dos tópicos-guia.

O tópico-guia foi construído como forma de orientação para a condução das entrevistas (semi-estruturada), mas de modo que o entrevistado desenvolvesse sua narrativa própria ao percorrer os pontos considerados importantes estruturados no questionário, mas sempre deixando margem para que outras questões pudessem emergir de forma espontânea, à medida em que o entrevistado ia formando o seu discurso.

Foi utilizado um tópico-guia para os atores institucionais e outro, bastante semelhante, para os produtores rurais, diferenciando a abordagem dos temas a partir do envolvimento e da participação nos projetos destes dois grandes grupos de atores. Buscou-se adequar a linguagem e os termos utilizados ao objetivo de tornar a entrevista o mais próximo possível de uma conversa casual (porém orientada), favorecendo assim o surgimento de questões não previstas

que pudessem alargar a compreensão e a interpretação dos casos analisados.

Em relação aos atores institucionais, o tópico-guia foi dividido em três seções. A primeira, tinha como objetivo fazer uma caracterização do entrevistado, levantar sua visão acerca do mecanismo de PSA, seu histórico de atuação, interesses, visão sobre os demais atores e opiniões sobre os desafios e oportunidades encontrados. Na segunda, buscou-se levantar as características institucionais, sua relação com o projeto e com os demais atores. Já na terceira e última, foi dado foco na percepção do entrevistado acerca do processo participativo em si.

Já em relação aos produtores rurais, o tópico-guia foi concentrado em duas seções. A primeira também tinha como objetivo traçar uma caracterização geral do entrevistado, seu nível de conhecimento sobre o mecanismo, interesses, grau de satisfação com o projeto e percepções sobre custos e benefícios para si, e para os demais. A outra seção teve como intuito levantar as noções do entrevistado sobre o processo participativo ao longo do desenvolvimento do projeto.

Na medida do possível, privilegiou-se entrevistas face-a-face. Quando não foi possível ir ao encontro dos entrevistados, as entrevistas foram realizadas por telefone. Uma única entrevista foi realizada pelo Skype®, que teve de ser desconsiderada por problemas de má qualidade da gravação, assim como uma entrevista por telefone com um produtor rural de Petrópolis.

Como assinalou Creswell (2007), a entrevista face-a-face (entrevista pessoal um a um), em grupo (o pesquisador entrevista os participantes em grupo) e por telefone (entrevista realizada pelo telefone) se mostram vantajosas quando não é possível observar os participantes diretamente em seu cenário natural, possibilitando um certo “controle” da linha investigativa. Porém, como destacou o autor, estas técnicas de coleta de dados apresentam algumas desvantagens, principalmente pelo fato das informações serem obtidas de forma “indireta”, filtradas a partir das visões externadas pelos participantes.

Outras desvantagens consideradas pelo autor foi o fato das informações não terem sido obtidas em seu cenário natural e a influência da presença do pesquisador enviesando as respostas (sobretudo para alguns produtores rurais que se sentiram tímidos, desconfiados e receosos de expressarem suas opiniões). Outrossim, notou-se em algumas entrevistas que o informante não foi suficientemente articulado perceptivo no fornecimento das informações.

Em média, as entrevistas tiveram uma duração de 90 minutos, buscando respeitar sempre o interesse e a disposição do entrevistado. Em seus extremos, as entrevistas variaram de 15 a 150 minutos.

O emprego de uma ontologia relativista, que vai além da lógica utilitarista com foco na eficiência do modelo positivado de ciência (VERGARA, 2000), que traz o contexto, a

experiência e a complexidade para dentro da análise através de uma perspectiva experiencial, hermenêutica e dialética, se mostra bastante adequada quando se trata de intervenções na natureza e gestão de sistemas socioecológicos. E, acredita-se, que apenas dessa forma se torna possível gerar conhecimento novo, teórico e prático, com lastro na realidade.

Sendo assim, o que se objetivou foi empreender um esforço de compreensão de como a dinâmica da política do PSA gera resultados na prática ao “*abordar as situações políticas como fenômenos – isto é, antes que alguém possa julgar, classificar e categorizar a situação, devemos primeiramente senti-la pelo que ela é*” (LEJANO, 2012, p. 24).

Em termos dos documentos analisados, foram considerados todos aqueles que se relacionavam diretamente com o projeto e/ou com os casos analisados. Foram levantadas as atas de reunião do grupo de trabalho da AGEVAP, as resoluções do comitê de bacia; leis e decretos estaduais e municipais; editais de seleção dos projetos para implementação do Programa PSA-Hídrico e seus anexos; as propostas técnicas das entidades executoras e os relatórios técnicos gerados ao longo do processo executório; o edital das prefeituras para seleção e contratação dos provedores de serviços ambientais; apresentações e resumos dos eventos (*workshops*) realizados pelo Programa PSA Hídrico e/ou pelos comitês de bacia que tiveram o programa PSA Hídrico como objeto, dentre outros.

Já em relação à bibliografia científica, foram consultados artigos publicados em diversos periódicos com fator de impacto reconhecido pelo índice JCR, preponderantemente internacionais. Após essa seleção, passou-se a busca por artigos em diferentes bases de dados através do palavras-chave e operadores *booleanos*. Após alinhamento do objeto de pesquisa com os orientadores, a bibliografia dos artigos de referência foi utilizada para ampliar o universo de informações, centradas em governança colaborativa, “*institutional fit*” e sistemas socioecológicos.

#### 1.6.7 Análise das informações

Como mencionado no item 1.4.4, para buscar respostas para os problemas de pesquisa, foi realizada uma combinação de métodos envolvendo pesquisa documental e bibliográfica e entrevistas semiestruturadas individuais e grupais.

A perspectiva analítica fundamentou-se na construção de círculos hermenêuticos-dialéticos, com vistas à fusão do texto com o contexto, adotando uma abordagem construtivista, pluralista, relacional (LEJANO, 2012; GUBA; LINCOLN, 2011).

A lógica por trás dessa perspectiva é a construção de círculos hermenêuticos que, segundo Lejano e Leong (2012, p. 797) podem ser descritos como:

*“Um vaivém dialético entre duas ações relacionadas: explicação e compreensão (Gadamer 1975; Ricoeur 1976, 1981). A explicação pode ser descrita como uma operação horizontal, em que o analista permanece dentro do texto e tenta trazer à tona todo o significado, inflexões e significados encontrados nele. Em contraste, a compreensão é um movimento vertical. Aqui, nos afastamos do texto imediato ou primário e interpretamos o contexto mais amplo no qual ele está inserido. O contexto é muitas vezes composto por outros textos removidos da situação imediata (por exemplo, histórias épicas sobre a identidade da nação). É por essa razão que a hermenêutica é frequentemente definida como o ato de relacionar a parte (o texto) com o todo (o campo maior, que muitas vezes é um universo de outros textos). A interpretação, então, é uma dialética entre o sentido, quando apreciamos um texto em sua autonomia semântica, e a referência, quando aprofundamos nossa compreensão relacionando o texto ao mundo por ele aberto”.*

Esta perspectiva analítica procura convergir com a abordagem proposta por Guba e Lincoln (2011) para a avaliação de políticas. Estes autores, ao examinar o histórico evolutivo da avaliação de políticas, reconheceram três grandes momentos (Gerações), cada uma com um objetivo (organizadores) diferente:

- 1ª Geração – métrica (avaliação como um conjunto de indicadores);
- 2ª Geração – métrica + descrição (aplicação de teorias e métodos de pesquisa);
- 3ª Geração – métrica + descrição + julgamento (a avaliação como uma categoria de análise).

Porém, ainda sob forte influência do paradigma hegemônico positivista, os autores apontaram fragilidades nessas formas de avaliação que, segundo eles, são descontextualizadas; o forte viés de buscar generalizações eleva a dependência em relação à mensuração quantitativa formal; “coercividade da pretensa verdade”; as alternativas de reflexão sobre o objeto da avaliação são limitadas e; à luz da ausência de valores não epistêmicos na ciência, o avaliador está eximido de qualquer responsabilidade.

Ao sugerir uma proposta avaliativa *“em que as reivindicações, preocupações e questões dos grupos de interesse servem como enfoques organizacionais (princípio para determinar quais informações são essenciais), que são implementados de acordo com os preceitos metodológicos do paradigma construtivista”*, Guba e Lincoln (2011) esquadriam uma quarta geração, adicionando como objetivo central a compreensão. Mas para tanto, os autores sustentam a necessidade de uma mudança de paradigma (construtivista), sob o qual se torne possível uma avaliação responsiva onde os parâmetros e limites são definidos através de um processo interativo e de negociação entre os diferentes grupos de interesse envolvidos.

A literatura voltada para a abordagem de sistemas socioecológicos, mais especificamente sobre a resiliência, já tem tangenciado o uso de métodos mais experienciais de análise como o

proposto nessa pesquisa. Buscando trazer contribuições da Ecologia Social<sup>13</sup>, Stokols, Lejano e Hipp (2013) identificaram como um desafio difícil a ser superado pelas análises de resiliência e sustentabilidade o fato dessas construções, muitas vezes, serem “*interpretadas de forma tão ampla e genérica que resultam em caracterizações bastante difusas e não específicas das relações pessoas-ambiente*”.

Por esta razão, os autores enfatizam a importância de se considerar o domínio semiótico, isto é, o mundo dos significados, uma vez que o fenômeno não ocorre apenas em escalas “naturais” cruzadas, mas também em dimensões cruzadas (ontologias cruzadas), justificando o fato de um mesmo dado ambiental ter significados distintos para diferentes comunidades.

Como os fenômenos no plano simbólico/semiótico podem se comportar de acordo com lógicas totalmente diferentes daquelas no plano material, é preciso levar em conta a influência simultânea das várias facetas do ambiente físico (a exemplo da geografia, arquitetura, tecnologia), do ambiente social (tais como cultura, ética, economia, política e lei), e dos atributos dos membros individuais (incluindo sua herança genética, cognição e comportamento). Portanto, é necessário empreender “*uma compreensão das transações recíprocas dinâmicas que ocorrem entre diversos fatores ambientais e pessoais, ao invés de análises que se concentram mais estritamente em aspectos ambientais, biológicos específicos, ou fatores causais comportamentais*” (STOCKOLS; LEJANO; HIPPI, 2013).

Segundo Lejano e Shankar (2013), a contextualização (ou contextualismo institucional) enfoca os mecanismos pelos quais os atores adaptam um projeto de política para se adequar a uma situação, entendendo instituições como fenômenos que são constituídos por uma dialética constante entre o texto (o projeto geral, ou política) e o contexto (o ambiente particular). Na visão desses autores, o institucionalismo não é visto como um “epifenômeno de estruturas sociais”, mas sim como um fenômeno primário e a contextualização significa compreender as instituições como sendo continuamente construídas através da interação da planta originária com o contexto “sociofísico”.

Deste modo, a contextualização é importante porque por meio dela os atores locais vão se tornando cada vez mais envolvidos com a política que, por sua vez, vai se tornando cada vez mais coerente com o local no qual ela se desenvolve, tornando-a mais sustentável e, ao mesmo tempo, impondo ajustes na forma e na função original da política (LEJANO et al., 2012).

---

<sup>13</sup> Em sua visão contemporânea, a ecologia social geralmente se refere ao estudo das comunidades de uma perspectiva ampla, interdisciplinar, que engloba preocupações bioecológicas e macroeconômicas, mas dando maior atenção ao contexto social, psicológico, institucional e cultura das relações homem-natureza (STOKOLS; LEJANO; HIPPI, 2013).

Nesta direção, van Hecken et al. (2021) demonstraram que analisar o PSA sem considerar as vozes “paralelas” dos atores e instituições locais não é apenas analiticamente impreciso, como também pode ser antiecológico se a conexão entre os pagamentos e os resultados se der de forma descontextualizada para mostrar que a conservação está avançando. Para os autores, ser transparente sobre o conhecimento subjacente e estruturas de valor defendidas por pesquisadores e atores envolvidos é um aspecto fundamental, portanto, deve ser um elemento crucial em qualquer tentativa de avaliar projetos de PSA. Ou seja, é preciso considerar os elementos contextuais e as evidências contrastantes presentes no processo.

Reconhecendo, portanto, que a sustentabilidade da política depende da sua coerência institucional, e que essa é fruto do ajuste entre a política e as instituições locais, estruturas sociais e padrões da vida cotidiana, Lejano et al. (2007) não apenas revelam a importância de uma abordagem experiencial, hermenêutica e dialética para a análise da política, como também revelam as similaridades que existem entre essa epistemologia e a abordagem do ajuste institucional que, como dito, busca justamente examinar em que medida o contexto institucional se ajusta às características biofísicas do problema ambiental em questão.

Dado que o desenho dos arranjos de PSA e o seu funcionamento, além de influenciar nos resultados, muitas vezes gera *trade-offs* entre equidade, eficiência e eficácia (PAUDYAL, et al., 2018), analisar essa política a partir da abordagem aqui proposta se mostra como uma alternativa bastante vantajosa, se não a mais adequada. Porque além de permitir compreender o fenômeno como uma rede de interações, e não como um conjunto de objetos em interação, ao colocar os relacionamentos em primeiro plano, é possível se chegar a uma compreensão mais ampla e melhor da realidade quando comparada aos processos racionais formais de análise (LEJANO, 2019).

Com base nestas literaturas, foram formulados os tópicos-guia, e com o avanço das entrevistas e sua análise, foram sendo estabelecidas as categorias de análise. Mas, a fim de evitar que essa estratégia levasse à simplificação do conteúdo manifestado, induzindo “o pesquisador a imprimir uma *“camisa de força”* na fala dos respondentes, procurando indícios *daqui e dali para classificar as respostas em seu sistema categórico*” (FRANCO, 2003 p. 60), tanto a produção do conteúdo por meio da construção das narrativas pelos entrevistados, quanto a leitura analítica do material obtido (literatura cinza) se mantiveram abertas e atentas ao surgimento de questões ou aspectos considerados importantes para ajudar a compreender mais a fundo o fenômeno estudado.

Todas as entrevistas foram gravadas e transcritas com o auxílio do software Microsoft Word®. Primeiramente, foi realizada uma leitura flutuante (BARDIN, 1977, p. 96), com uma

“categorização” não sistemática, apenas identificando aqueles conteúdos que ajudavam a compreender melhor os dados. Tendo já uma primeira aproximação do material coletado, foi realizada uma nova leitura, minuciosa, acompanhada da reprodução em áudio para “pinçamento” daqueles conteúdos que se mostravam mais próximos das categorias de análise pré-estabelecidas e a delimitação de outras novas. Esta foi a estratégia encontrada pelo pesquisador para estabelecer um sistema de freios e contrapesos nesta complexa tarefa de decodificação do conteúdo levantado à luz do referencial teórico de apoio.

Como uma bola de neve, o conjunto de categorias de análise de uma dada entrevista era replicada para a subsequente, o que foi crescendo de forma incremental até o ponto em que as categorias deram conta de classificar os principais conteúdos gerados, considerados necessários para o atingimento dos objetivos. Essa tarefa, extenuante, demandou constantes idas e vindas do material de análise à teoria e da teoria ao material de análise, como já havia postulado Franco (2003, p. 58), sendo este o principal mecanismo de refinamento das categorias ao longo do processo de análise do conteúdo.

Finalmente, após todas as entrevistas estarem devidamente analisadas, por comparação, foi empreendido um esforço de agrupamento e recategorização (sem afastamento dos significados atribuídos pelos entrevistados) em categorias mais amplas e com maior correspondência com a literatura, restando ao final nove categorias de análise: Espaços de Fala, Reconhecimento, Capacidade de Barganha, Acesso a Meios e Recursos, Comprometimento, Confiança, Custos e Benefícios, Critérios, Trocas e Aprendizagens.

Em suma, para atingir o objetivo de pesquisa “A” foi procedida uma análise da literatura, com destaque para a literatura cinza, complementada e contextualizada pelas entrevistas com os atores chaves que participaram do início do desenvolvimento da agenda de PSA no Estado do Rio de Janeiro. Em relação ao objetivo “B”, a apreciação se concentrou sobre as categorias de análise confrontada com a literatura científica. Considerando que os objetivos específicos se relacionam formando uma espécie de espiral crescente, o objetivo específico “C” acabou derivando da análise integrada e crítica dos objetivos “A” e “B”, funcionando também como uma síntese conclusiva da tese.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Contextualização e mapeamento da bibliografia

Durante a maior parte do século XX, a principal estratégia das políticas de biodiversidade para salvaguardar os ecossistemas era a criação de áreas protegidas (MacURA; SECCO; PULLIN, 2015). Como os usos permitidos dentro dessas áreas são definidos em lei, e precisam estar previstos em seu Plano de Manejo, esta forma de conservação acaba gerando importantes “*trade-off*”, já que em algumas situações a imposição de restrições ao uso e ocupação do solo a populações tradicionais gerava conflitos e acaba inviabilizando o desenvolvimento econômico das comunidades associadas (MURADIAN, 2013).

Diante desta realidade, foram desenvolvidos e implementados uma série de projetos buscando conjugar o desenvolvimento econômico com a conservação ambiental (*Integrated Conservation and Development Projects*), traduzindo, Projetos Integrados de Conservação e Desenvolvimento (PICD), sobretudo em países em desenvolvimento, a exemplo do Rio Rural no estado do Rio de Janeiro,

*“Com recursos do Banco Mundial, trouxe essa ideia de trabalhar com a metodologia de microbacias, mobilizando os agricultores e proporcionando recursos com práticas produtivas e econômicas ao mesmo tempo exigindo contrapartidas dos agricultores, contrapartidas ambientais, comprometimento ambiental”* (ENTREVISTADO RIO RURAL).

Os PICDs tiveram como um “*driver*” importante as conclusões do Relatório Bruntland (1987) e a Conferência Rio-92, intensificando a percepção mundial das questões ambientais por meio do forte apelo dado ao desenvolvimento sustentável (WUNDER, 2005). Contudo, evidenciou-se um cenário de frustração, insatisfação e críticas às abordagens indiretas (PICD), suscitando, inclusive, questões éticas associadas às abordagens regulatórias (FERRARO, 2011).

Para Ferraro e Kiss (2002), como os resultados alcançados pelas iniciativas indiretas foram insatisfatórios, os pagamentos “diretos” para a conservação da biodiversidade se mostravam mais eficazes e eficientes, sugerindo, portanto, sua adoção como ferramenta política para conservar os ecossistemas.

De acordo com a literatura (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FERRARO; KISS, 2002), os pagamentos diretos teriam como vantagens: ser institucionalmente mais simples e mais rentáveis na entrega de benefícios aos compradores; mais flexíveis, por não prescrever o mesmo nível de atividade para todos os provedores; mais eficazes para a geração de crescimento econômico, melhorando o fluxo de

caixa, diversificando as fontes de renda e reduzindo a sua variação (na perspectiva dos provedores); além de fornecer uma nova fonte de recursos financeiros para conservação. Muradian et al. (2010) destacaram ainda serem mais eficientes e mais facilmente aplicáveis que as medidas de comando e controle em ambientes de governança fracos (o que é típico em países em desenvolvimento).

O PSA atua na relação entre homem-natureza que, segundo Folke et al. (2002), é inequivocamente de interdependência, sendo um erro analisar o sistema natural e o sistema humano de forma isolada. Para dar conta desta perspectiva integradora, foi proposta a abordagem dos “sistemas socioecológicos”, sistemas interligados de pessoas e natureza<sup>14</sup>, interdependentes, aninhados em escalas, cujas interações ocorrem em um cenário de mudança global e outras dinâmicas temporais (FISCHER et al., 2015; OSTROM, 2009; FOLKE et al., 2002; BERKS; FOLKE, 1998).

A principal característica dos sistemas socioecológicos é ter que lidar com incertezas, retroalimentações, não linearidades, imprevisibilidades e efeitos limiares (HOLLING, 2001), como também questões relativas à escala, que incluem aspectos espaciais, temporais, institucionais, jurisdicionais, de manejo, relacional e de conhecimento (CASH et al., 2006). Por causa disso, é difícil para qualquer grupo ou agência possuir toda a gama de conhecimentos e habilidades necessárias para a governança ambiental, uma vez que o conhecimento para lidar com a dinâmica do sistema socioecológico está disperso entre agências e grupos locais, regionais, nacionais e internacionais (BERKES, 2010).

Por estas razões, Fischer et al. (2015, p.146) já haviam sinalizado a importância do pluralismo metodológico como meio para buscar uma maior compressão da complexidade dos sistemas socioecológicos. Isto posto, na condição de um “programa de investigação” em sentido Lakatiano<sup>15</sup>, verifica-se que o PSA requer cada vez mais novas abordagens e perspectivas analíticas, sendo a interação (multidisciplinaridade) e a integração (interdisciplinaridade) de diferentes disciplinas insuficientes para a sua compreensão, que parece rumar cada vez mais para “transdisciplinaridade”. Esta exige, portanto, toda a reorganização das estruturas conceituais e teóricas existentes (KLEIN, 2010).

---

<sup>14</sup> “O termo sistema socioecológico foi cunhado por Fikret Berkes e Carl Folke em 1998 porque eles não queriam tratar a dimensão social ou ecológica como um prefixo, mas sim dar aos dois o mesmo peso durante sua análise”. Disponível em <https://www.stockholmresilience.org/research/resilience-dictionary.html>. Acesso em 18/08/2020.

<sup>15</sup> Lakkatos, E. (1973), em seu ensaio *Ciência e Pseudociência*, afirma que unidade descritiva típica das grandes realizações científicas não é uma hipótese isolada, mas antes um programa de investigação, que tem um “núcleo” tenazmente defendido da refutação por uma vasta “cintura protetora” de hipóteses auxiliares.

A produção acadêmica sobre o PSA cresce de forma exponencial (BÖRNER et al., 2017; FERRARO et al., 2012; FISHER; TURNER; MORLING, 2008), e cada vez mais são utilizados argumentos teóricos de outros campos do saber, tais como: psicologia (NEWELL et al. 2014), economia comportamental (CARLSSON; JOHANSSON-STENMAN, 2012); comunicação (CLOT; GROLLEAU; MÉRAL, 2017); antropologia, etnografia, sociologia e história – estes mais amplamente empregados pela perspectiva teórica do Institucionalismo Crítico (CLEAVER; DE KONING, 2015).

Percebe-se na administração pública estadual a existência do “paradigma” khuneano (KHUN, 1998) em torno do PSA, segundo o qual ele é visto como um mecanismo de mercado, eficiente e, portanto, que deve ganhar escala e ser replicado em diferentes situações. Mas por outro lado, a literatura reconhece que, em muitos casos, o PSA não foi capaz de produzir uma mudança de comportamento (SOMMERVILLE et al., 2010) e os resultados dos estudos avaliativos mais robustos sinalizam que os impactos do PSA, sejam eles ambientais ou socioeconômicos, quando perceptíveis, são pequenos e de pouca relevância estatística (FIORINI et al., 2020; FERRARO; HANAUER 2014; ARRIAGADA et al., 2012; ARRIAGADA et al., 2009; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

A eficácia da política de serviços ecossistêmicos é difícil de avaliar, porque essas políticas geralmente têm múltiplos objetivos e há muitas métricas envolvidas para medir seu sucesso (BRAUMAN et al., 2007). Porém, já se sabe que os principais fatores que limitam a eficácia do PSA são: a seleção de áreas com baixa condição de gerar serviços ambientais (“*targeting*”); seleção adversa; não cumprimento dos contratos; e “*leakage*” (vazamentos), aumentando a pressão ambiental nas áreas fora do projeto, sendo “*targeting*” e seleção adversa os mais problemáticos (FERRARO, 2012, PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

E justamente pela eficácia do PSA ainda ser controversa na literatura (PHAN, et al., 2017, de LIMA et al., 2017, RODRÍGUEZ DE FRANCISCO; BOELEN, 2015; BARNAUD; ANTONA, 2014), que autores como Börner et al. (2017), Ferraro e Hanauer (2014), Ferraro (2011, 2009), Muradian et al. (2010) e Pattanayak, Wunder e Ferraro (2010) destacam a importância do desenvolvimento de estudos que objetivem evidenciar empiricamente seus efeitos, através de métodos robustos de análise, antes da massificação de seu uso.

Tendo esse aparente “paradoxo” como ponto de partida, e considerando que qualquer intento de se estabelecer o estado da arte da produção acadêmica sobre o PSA seria um esforço hercúleo e, muito provavelmente, superficial e desatualizado, são apresentados nesse Capítulo os principais argumentos teóricos que deram sustentação às análises dessa pesquisa, que têm

como principais campos epistemológicos o Institucionalismo Crítico, Governança Adaptativa de Sistemas Socioecológicos e o Ajuste Institucional (*“institutional fit”*).

## 2.2 Pagamento por Serviços Ambientais

### 2.2.1 Origens

Gómez-Baggethun et al. (2010) apresentaram um panorama bastante elucidativo sobre a trajetória do pensamento econômico e a evolução do conceito dos serviços ecossistêmicos, que antecede a discussão do PSA.

O valor atribuído à terra pelos economistas foi variando ao longo da história. De uma importância praticamente absoluta nos períodos pré-clássico e clássico, ela perde completamente seu valor como capital econômico após a revolução marginalista, um ponto de inflexão no final do século XIX, onde há um desacoplamento completo da terra (mundo físico) do mundo econômico. É a partir deste ponto (economia neoclássica) que a terra, enquanto capital natural, passa a ter seu valor restrito à sua utilidade marginal, em meio a um sistema de trocas (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

A partir da onda do ambientalismo moderno e da busca de soluções para os problemas ambientais, na segunda metade do século 20, duas principais subdisciplinas do pensamento econômico começaram a se diferenciar em relação ao papel dado à natureza dentro do “sistema econômico” (HALL et al., 2001): a “economia ambiental” – que se fundamenta nos preceitos da economia neoclássica ao conceber os problemas ambientais como consequências de externalidades econômicas (PEARCE, 2002) –; e sua visão alternativa, a “economia ecológica” – que propõe a integração de conceitos das ciências sociais (notadamente economia) e das ciências naturais (especialmente biologia e ecologia) para uma análise sistêmica das relações economia-meio ambiente, buscando superar o reducionismo das análises de cunho neoclássico (ANDRADE, 2008).

Georgescu-Roegen é considerado o precursor da economia ecológica (GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2010; CECHIN; VEIGA, 2010). Fortemente influenciado pelo ensaio *“The economics of the coming spaceship Earth”*, de Kenneth Boulding, publicado em 1966, Georgescu-Roegen publicou, em 1971, *“The Entropy Law and the Economic Process”*. Elaborada extensivamente sobre as implicações da lei da entropia para os processos econômicos, e como a teoria econômica poderia ser fundamentada na realidade biofísica, essa obra causou grande impacto colocando em cheque os pressupostos da economia neoclássica e o modelo de fluxo circular da economia (RØPKE, 2004).

No debate em torno da “sustentabilidade”, uma problemática construída socialmente sobre a qual se constituiu um novo paradigma (HANNEGAN, 2006), as diferenças de perspectivas ficam bem visíveis, e ainda dão um bom gancho para introduzir o tema serviços ecossistêmicos (ou ambientais, como será discutido mais à frente).

Os economistas ambientais apostam no conceito da sustentabilidade fraca, assumindo existir “substituibilidade” perfeita entre capital, trabalho e recursos naturais. Nesta abordagem, os recursos naturais não representam, a longo prazo, um limite absoluto à expansão da economia. A ideia subjacente é a de que “*o investimento, isto é, a substituição de capital natural (KN) por capital (K), compensa as gerações futuras pelas perdas de ativos causadas pelo consumo e produção correntes*” (ROMEIRO; MAIA, 2011, p. 13).

Já os economistas ecológicos tratam os recursos naturais como insumos essenciais na produção econômica, consumo ou bem-estar, portanto, não podendo ser substituído por capital físico ou humano (ROMEIRO; MAIA, 2011). Como a engenhosidade humana não tem capacidade de criar capital manufaturado sem o suporte do capital natural (FOLKE; BERKES, 1992), quantidades mínimas de vários tipos diferentes de capital (econômico, ecológico, social) devem ser mantidas, e de forma independente, sendo este o principal argumento da sustentabilidade forte (AYRES; BERGH; GOWDY, 1998).

Um dos primeiros registros da utilização dos termos “serviços ecossistêmicos” remete ao livro “*Extinção: as causas e consequências do desaparecimento das espécies*”, publicado por Ehrlich e Ehrlich em 1981, com o intuito de destacar o valor social das funções da natureza (FISHER; TURNER; MORLING (2008).

Como discutiu Polasky e Segerson (2009), ecologistas viram nos serviços ecossistêmicos um meio de colocar a proteção do ecossistema em pé de igualdade com outros interesses (principalmente comerciais) e, portanto, adotaram-no como um meio de justificar a proteção do ecossistema, não apenas por si mesmo (valor intrínseco), mas também por suas contribuições ao bem-estar (valor instrumental).

Os “serviços ecossistêmicos” serviram como arcabouço para dar conta de estruturar e sintetizar a compreensão biofísica dos processos ecossistêmicos em termos de bem-estar humano, uma vez que a estrutura de serviços ecossistêmicos vincula a conservação e o desenvolvimento relacionando a saúde ambiental à saúde humana, à segurança e aos bens materiais necessários ao bem-estar (BRAUMAN et al., 2007). E o surgimento da estrutura de serviços ecossistêmicos se relaciona com a ampliação da adoção de instrumentos de mercado para a governança ambiental (MURADIAN; GÓMEZ-BAGGETHUN, 2013).

Alguns marcos, a partir dos quais a abordagem de serviços ecossistêmicos foi se difundindo

e se estruturando epistemologicamente, foram mencionados pela literatura. Polasky e Segerson (2009) consideram a publicação de Costanza et al. (1997) e o livro “Serviços da Natureza: Dependência Societária sobre os Ecossistemas Naturais”, de Gretchen Daily (1997), como marcos. O primeiro define serviços ecossistêmicos como “*os benefícios que as populações humanas derivam, direta ou indiretamente, das funções do ecossistema*”, e o segundo, como “*as condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os constituem, sustentam e satisfazem a vida humana*”.

Já Gómez-Baggethun et al. (2010, p. 1214) ressaltaram o relatório síntese publicado pela *Millennium Ecosystem Assessment*, “*Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*” (MA, 2003) por “*ter colocado firmemente o conceito de serviços ecossistêmicos na agenda política*”. Tamanha foi a importância dessa publicação que Fisher et al. (2008) consideram que foi a partir dela que o conceito de serviços ecossistêmicos se multiplicou ao redor do mundo. Segundo esse relatório, serviços ecossistêmicos seriam:

*“Os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. Isso inclui serviços de provisionamento, como comida e água; serviços de regulação, como regulação de inundações, seca, degradação da terra e doenças; serviços de apoio, como formação do solo e ciclagem de nutrientes; e serviços culturais, como benefícios recreativos, espirituais, religiosos e outros benefícios não materiais”* (MA, 2003, p. 3).

Diferentes formas de classificação dos serviços ecossistêmicos são discutidas na literatura (OJEA; MARTIN-ORTEGA; CHIABAI, 2012; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; FISHER; TURNER, 2008; BOYD; BANZHAF, 2007), no entanto, é comum o uso indiferenciado dos termos “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais”, muito embora signifiquem coisas diferentes (WUNDER, 2015; DERISSEN; LATACZ-LOHMANN, 2013; MURADIAN et al., 2010).

Wunder (2015) declara preferência por “serviços ambientais”. Para ele, muitas ações recompensadas por PSA (a exemplo do plantio de árvores em encostas íngremes) não são necessariamente “sistêmicas”, nem agrupáveis, embora possam representar mudanças marginais pragmáticas nas práticas de manejo da terra com prováveis *trade-offs* entre serviços ecossistêmicos dentro do mesmo ecossistema.

Muradian et al. (2010) também demonstraram predileção por “serviços ambientais”, chegando a considerar serviços ecossistêmicos como uma subcategoria de serviços ambientais. Em contraposição, Derissen e Latacz-Lohmann (2013) consideram serviços ambientais como uma subcategoria de serviços ecossistêmicos.

Embora não exista consenso na literatura sobre a definição destes termos (DERISSEN; LATACZ-LOHMANN, 2013), optou-se aqui por seguir a lógica sugerida por Chomitz, Brenes

e Constantino (1999), considerando serviços ambientais como as práticas efetuadas pelo homem, “provedor dos serviços ambientais”, que proporcionam a manutenção, recuperação e/ou ampliação da produção dos serviços ecossistêmicos, que é efetivamente realizado pela natureza. E essa mesma lógica parece ter sido adotada na formulação da lei 14.119/21 que, dentre as definições trazidas no artigo 2º, diferencia serviços ambientais de serviços ecossistêmicos seguindo essa mesma lógica.

Voltando para a origem do PSA no seio da história econômica, Kosoy et al. (2006) sugerem que o PSA remonta, pelo menos em certa medida, à década de 60, quando foi formulado o Teorema Coase. Porém, consideram-se também de igual importância as ideias de Pigou, outro economista britânico muito influente no século XX.

Conforme resumiu Aslanbeigui e Medema (1998), Pigou foi importante por ter enxergado a externalidade (o custo social, a exemplo da poluição gerada por uma fábrica privada) como uma falha de mercado e que, no entanto, poderia ser remediada, pelo menos em parte, através da aplicação de taxas, subsídios ou regulação governamental (o que deu origem ao princípio “poluidor-pagador”). Já Coase, ao elaborar sobre o problema do custo social, postulou que em situações socialmente sub-ótimas (quando há custo social), sendo os direitos de propriedade bem definidos e baixos os custos de transação, a livre barganha (mercado) entre os agentes seria a solução mais eficiente para resolver o problema da externalidade.

### 2.2.2 Principais Abordagens Teóricas

A concepção predominante sobre o PSA na literatura é aquela que remete a Coase, assumindo ele como um mecanismo para correção de falhas de mercado (DISWANDI, 2017). Como discutiu Wunder (2005), o PSA busca “compensar” o gerador de externalidades positivas (serviços ecossistêmicos) por meio de uma transação voluntária, ou baseada no mercado, por quem se beneficia dessas externalidades, consolidando assim o princípio do “usuário-pagador” e “provedor-recebedor”.

Seguindo esta perspectiva, Wunder (2005, p. 3) definiu o PSA como “*uma transação voluntária onde um serviço ambiental bem definido, ou um uso que assegura um serviço, está sendo comprado por (no mínimo) um comprador do serviço de (no mínimo) um provedor do serviço, se e somente se o provedor do serviço assegurar a provisão*”. Sem dúvidas, essa é conceituação mais amplamente utilizada na literatura (FARLEY; COSTANZA, 2010).

Pelo que se observa, Wunder destacou como elementos centrais na sua conceituação o caráter de voluntariedade e a condicionalidade, além, é claro, de presumir a existência de “*um serviço ambiental bem definido*”.

Para Sommerville, Jones e Milner-Gulland (2009), a condicionalidade é importante, já que sinaliza o atendimento às condições pré-estabelecidas nos acordos firmados. Porém, é a adicionalidade que dá a “*medida dos resultados em relação ao que teria sido na ausência da intervenção*”. Partilhando dessa premissa, Tacconi (2012, p. 35) incluiu a adicionalidade como elemento central na sua definição de PSA – “*um sistema transparente para a provisão adicional de serviços ambientais através de pagamentos condicionais para provedores voluntários*” –, que busca ainda integrar outros aspectos relevantes, como “*design*”, escopo, eficiência e equidade.

Sobre adicionalidade, Engel, Wunder e Pagiola (2008) chamaram a atenção para a necessidade dos mecanismos de PSA não se comportarem como uma espécie de subsídio ao pagar para a adoção de práticas que seriam adotadas de qualquer maneira (seleção adversa), levando àquilo que Ferraro e Pattanayak (2006) denominaram como “*dinheiro para nada*”.

Embora a adicionalidade seja o principal indicador da efetividade do mecanismo, sua demonstração é extremamente difícil e engloba desafios metodológicos e práticos, seja para a definição de uma linha de base, seja em relação à quantificação do próprio serviço ambiental (KROEGER, 2013; MATZDORF; SATTLER; ENGEL, 2013; HOLLING, 2001).

Cabe lembrar que Wunder (2005; 2015) não deixou de reconhecer a importância da adicionalidade, mas diante das dificuldades de operacionalização e da necessidade de ela requerer uma avaliação *ex post*, ele entendeu que ela não deveria ser utilizada como um elemento de conceituação do PSA.

Dez anos após ter publicado o artigo, cuja definição de PSA acabou se tornando hegemônica, Wunder atualizou o conceito buscando adequar a conceituação teórica e a observação empírica, propondo a seguinte definição: “*uma transação voluntária entre usuários de um serviço e provedores deste serviço que são condicionadas a regras combinadas de manejo dos recursos naturais para geração de serviços “offsite”*” (WUNDER, 2015).

Nota-se, portanto, que nesta nova redação o autor buscou evitar os termos “comprador” e “serviço ambiental bem definido”, mas ainda mantendo como critérios centrais a condicionalidade e a voluntariedade.

Muitos autores teceram análises buscando evidenciar as diferenças conceituais e empíricas entre distintas formas de esquemas de PSA ao redor do mundo (BLUNDO-CANTO et al., 2018; WUNDER et al., 2018; OJEA; MARTIN-ORTEGA, 2015; MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2013; SCHOMERS; MATZDORF, 2013; MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2012; MURADIAN et al., 2010; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). As principais inconsistências identificadas foram: a falta de uma definição

clara de quais serviços estão sendo transacionados; os pagamentos não terem sido estabelecidos através de um processo de barganha (afastando da sua essência Coaseana); o fato de a maioria dos pagamentos se basearem em serviços intermediários (ações ou insumos: “*inputs*” ou “*proxies*”), e não em serviços finais (produtos fornecidos por essas ações ou insumos: “*outputs*”) seguindo a terminologia proposta por Fisher, Turning e Morning (2009); e a grande maioria dos esquemas terem o governo como financiador, não existindo um “mercado” onde bens e serviços ambientais são transacionados.

Essas incompatibilidades levaram Vatn (2010, p. 1247) a considerar o PSA definido por Wunder (2005) como um ponto de referência “*que serve mais para dizer como o PSA deve ser – de acordo com uma determinada perspectiva – do que realmente é ou pode ser*”. Para van Noordwijk et al. (2012) não existe PSA nesta forma “pura”, mas sim, algo como um “quase-PSA”, que em algum grau se aproxima da forma ideal.

Sobre o viés de mercado atribuído ao PSA, Vatn (2010) propôs diferenciar Mercados de Serviços Ecológicos (MSE) de PSA. MSE se aplicaria nos casos onde há um serviço ambiental bem definido e um lado ativo de oferta e demanda, já o PSA se aplicaria nos casos onde a “mercadoria é mal definida”, e geralmente os governos mobilizam recursos dos consumidores para distribuí-los para os provedores a um preço preestabelecido.

Por fim, embora do ponto de vista econômico o mais sensato seria atrelar os pagamentos ao “*output*”, o uso de “*proxies*” se justifica pela dificuldade de se trabalhar com os serviços reais “bem definidos” (ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014; VAN NOORDWIJK; et al., 2012) e, muito provavelmente, pela maior aversão ao risco por parte dos provedores (FERRARO, 2011).

Fundamentados nas características de bens públicos dos serviços ambientais e nas premissas estabelecidas por Coase ao sugerir entregar ao mercado a solução das externalidades, autores como Muradian e Cardenas (2015), Muradian (2013), Muradian e Gómez-Baggethun (2013) e Muradian et al. (2010), fundamentados nos conceitos da economia ecológica, emolduraram uma visão alternativa do PSA como um mecanismo de incentivo à ação coletiva.

Segundo essa abordagem, que leva em consideração questões como contexto e o significado social dos incentivos, o PSA funciona melhor como uma ferramenta para endereçar o problema do “Dilema Social” (segundo o qual, a busca do interesse individual no curto prazo conduz a situações socialmente indesejáveis, com perda de bem estar para a sociedade). Baseando-se nesta abordagem, Muradian et al. (2010, p. 1205) conceituaram PSA como “*uma transferência de recursos entre atores sociais, que visa criar incentivos para alinhar as decisões individuais e/ou coletivas de uso da terra com o interesse social na gestão dos recursos naturais*”.

Wunder (2015) faz algumas críticas à definição de PSA proposta por Muradian et al. (2010) por conta do seu caráter “normatizador” – ao pressupor alinhamento entre provedores, beneficiários e o interesse coletivo, o que na opinião dele limitaria muito sua aplicação –, e a falta de especificação das escalas relativas ao interesse social frente às compensações de interesses que podem ocorrer entre essas escalas e entre diferentes usuários de serviços ambientais (seriam elas locais, nacionais ou global?).

Mas apesar das críticas, assim como Farley e Costanza (2010), considerou-se aqui a abordagem do PSA como uma forma de endereçar a ação coletiva mais apropriada, justamente por estar mais alinhada com os fundamentos da economia ecológica, para a qual a sustentabilidade ecológica e a distribuição justa e equitativa para a promoção dos interesses sociais têm precedência sobre a eficiência alocativa do mercado (CONTANZA; DALY; BARTHOLOMEW, 1991).

De acordo com van Noordwijk et al. (2012), a literatura sobre PSA lida com as cinco escalas de análise econômica: picoeconômica, microeconômica, mesoeconômica, macroeconômica e gigaeconômica. Contudo, apenas duas delas, a micro e a macroeconômica, foram convencionalmente estudadas. Para os autores, as discussões sobre PSA geralmente se concentram no papel dos incentivos positivos (“cenouras”, como chamam os autores), na interface entre a meso e a microeconomia, porém, o envolvimento de outras escalas vem sendo cada vez mais reconhecido, assim como o estreito vínculo entre “varas” ou “bastões” (comando e controle) e “sermões” (persuasão) com a macroeconomia e as normas sociais que agem sobre a escala picoeconômica.

O PSA é geralmente enquadrado dentro de uma estrutura de economia ambiental que aceita o *status quo* de análises macro e microeconômicas e políticas associadas (VAN NOORDWIJK et al., 2012), que visa internalizar as externalidades ambientais da tomada de decisão, tal qual enunciaram van Hecken e Bastiaensen (2010a).

Por outro lado, a tradição da economia ecológica articulou críticas a esse *status quo* e foi mais aberta às outras escalas de análise, como a pico, meso e gigaeconômicas emergentes, ao reconhecer que estas podem e, muitas vezes, acabam impondo restrições normativas (sustentabilidade) e pragmáticas às escalas micro e macroeconômica, como reportaram van Noordwijk et al. (2012).

Karsenty et al. (2017) salientaram que o PSA tem como objetivo incentivar mudanças no cenário “*as business as usual*”, e para tanto, faz uso de incentivos que podem estar atrelados a uma mudança direta de comportamento, ou a alguma forma de compensação ou premiação por

ações já colocadas em prática (MURADIAN, 2013). Com base em diversas experiências empíricas, Eloy et al. (2013) resumiram os usos do PSA como:

- Restrição de uso: quando o pagamento é destinado a compensar um agricultor por ele renunciar ao uso de uma área, geralmente coberta por vegetação nativa;
- Restauração: o pagamento visa dar uma contribuição aos custos de recomposição da vegetação em áreas já desmatadas;
- Valorização de Práticas Tradicionais: buscam recompensar práticas de gestão do meio ambiente ou práticas agroextrativistas de baixo impacto que já são de domínio das populações locais; e
- Transição: eles procuram incentivar a adoção de práticas agrícolas sustentáveis e a diversificação produtiva.

Há um crescente interesse no PSA como uma solução potencial de curto prazo para mitigar o desmatamento, a degradação florestal e a perda de biodiversidade, tanto em nível global quanto local (PHAN et al., 2017).

E segundo Schomers e Matzdorf (2013), essa popularidade se baseia: no desencanto geral com a abordagem convencional de comando e controle; na forte influência de doadores internacionais, com destaque para o Banco Interamericano de Desenvolvimento e o Banco Mundial, através do fornecimento de insumos técnicos e financeiros, mas também ideológicos e instrumentais (PAGIOLA; PLATAIS, 2007); no poder discursivo do crescimento econômico rápido; e na subjetivação da linguagem do PSA dentro de diferentes comunidades epistêmicas.

Um outro fator impulsionador do PSA que não pode ser desconsiderado foi a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC) através do seu mecanismo de REDD+, que visa evitar a degradação florestal e o desmatamento e aumentar os estoques florestais por meio de pagamentos financeiros aos países em desenvolvimento (SINGH, 2015).

Nas nações de alta renda, o conceito de PSA ganhou força por complementar os esforços contínuos para redirecionar subsídios agrícolas para bens públicos (FERRARO, 2011). Já nos países em desenvolvimento, Pattanayak, Wunder e Ferraro (2010) elencaram quatro razões principais: i) fragilidade das instituições – que, como havia destacado Muradian (2013), passam por mais dificuldades em implementar instrumentos de comando e controle; ii) predileção dos governos por subsídios para alcançar objetivos políticos; iii) crença de que o PSA pode alcançar tanto a redução da pobreza quanto a proteção do ecossistema, tanto de formuladores de políticas quanto de profissionais e doadores; e iv) crença por parte de profissionais e doadores

internacionais que os programas de PSA podem se autofinanciar, necessitando apenas de investimentos de curto prazo em custos iniciais e avaliação do ecossistema.

Mas como precificar um serviço ambiental ou o valor da natureza? No âmbito da economia do bem-estar<sup>16</sup>, como os valores acabam refletindo as compensações que os indivíduos estão dispostos a fazer, isto é, trocar o aumento ou diminuição dos serviços ecossistêmicos por uma diminuição ou aumento de outros bens e serviços, eles são definidos basicamente em termos utilitários, antropocêntricos e instrumentais (POLASKY; SEGERSON, 2009).

De acordo Pagiola, Landell-Mills e Bishop (2005), o conceito de serviços ecossistêmicos se ajusta facilmente a essa estrutura antropocêntrica subjacente ao conceito de valor utilitarista, porque se baseia na noção de que os ecossistemas contribuem para o bem-estar humano e, portanto, têm valor. Deste modo, os métodos de valorização econômica comumente procuram medir a disposição dos consumidores para pagar em troca de um benefício – DAP, ou sua disposição para aceitar uma compensação monetária pela perda de tal benefício – DAR (BISHOP; LANDELL-MILLS, 2005).

### 2.2.3 Valores da Natureza

Para HEIN et al. (2006), o valor dado ao ecossistema varia de acordo com os interesses dos *stakeholders* e com a escala de análise, podendo se diferenciar de quatro maneiras: valor de uso direto; valor de uso indireto; valor de opção; e valor de não uso.

Já para Rolston (1991 apud POLASKY; SEGERSON, 2009), que também atribui a noção de valor à percepção dos *stakeholders*, a gama de valores considerados é um pouco mais ampla: valor intrínseco (a importância é um fim em si mesmo); instrumental (importância enquanto meio de se alcançar um objetivo); antropocêntrico (apenas humanos têm valor intrínseco); biocêntrico ou ecocêntrico (tanto humanos quanto a natureza possuem valor intrínseco); utilitarista (contribuição para a maximização da utilidade ou bem-estar humano) e deontológico (baseados em direitos e obrigações).

Sobre essa questão, autores alinhados à perspectiva da economia ecológica reforçam a necessidade de ampliar a noção de valor ambiental, que é fundamentalmente baseada nas premissas neoclássicas (MURADIAN; GÓMEZ-BAGGETHUN, 2013), para ir mais além das noções de valor intrínseco (o valor da natureza em si) e de valor instrumental (o que a natureza

---

<sup>16</sup> Segundo a OCDE, a Economia do Bem-Estar é definida como a “capacidade de criar um círculo virtuoso no qual o bem-estar dos cidadãos impulsiona a prosperidade econômica, estabilidade e resiliência, e vice-versa, que esses bons resultados macroeconômicos permitem sustentar investimentos em bem-estar ao longo do tempo”. Disponível em: <http://www.oecd.org/social/economy-of-well-being-brussels-july-2019.htm>. Acesso em: 22/08/2020.

faz por nós), permitindo “*a inclusão significativa de diversas perspectivas das ciências sociais na ciência da sustentabilidade e na tomada de decisões ambientais*” (CHAN; GOULD; PASCUAL, 2018, p. A6).

Neste sentido foi proposto um novo conceito de valor, valor relacional. Ao abrir mais espaço para as abordagens qualitativas, muitas vezes negligenciadas na gestão ambiental, essa perspectiva busca incluir preferências, princípios e virtudes da relação homem-natureza (CHAN; GOULD; PASCUAL, 2018). E por abarcar uma gama maior de conceitos e conhecimentos das ciências sociais e humanas, essa perspectiva fornece “*insights*” conceituais e empíricos que a dicotomia valor intrínseco-valor instrumental não é capaz de fornecer (HIMES; MURACA, 2018).

Delimitar a produção de serviços ecossistêmicos é demasiado complexo, além de depender da relação entre estrutura (natural) e funções ecossistêmicas, depende também de como a geração desses serviços é compreendida e analisada. Portanto, a valoração ambiental não é uma disciplina cartesiana. Ao contrário, é especialmente desafiadora em contextos onde existem múltiplos serviços inter-relacionados, afetados por uma determinada ação ou política, e onde os valores de não uso são particularmente importantes (POLASKY; SEGERSON, 2009).

#### 2.2.4 Relação Água-Floresta

Aqui cabe uma pequena digressão que ajuda a ilustrar que a produção de serviços ecossistêmicos não é uma ciência cartesiana. Embora a vegetação seja a força motriz dos efeitos dos ecossistemas na água, todos os demais elementos do sistema, de micróbios à megafauna, podem e afetam a prestação de serviços hidrológicos (BRAUMAN et al., 2007). E a lógica de que mais floresta gera mais disponibilidade hídrica, embora faça parte do senso comum, é ainda controversa na literatura (para Sandström (1998), por exemplo, florestas não proveem águas, sendo esta questão relativa ao contexto e ao tipo de interlocutor), sendo, portanto, uma das fronteiras a ser investigadas pela ciência (BRAUMAN et al., 2007; KOSOY et al., 2007; KAIMOWITZ, 2004).

Segundo Andréassien (2004), o volume total de água (superficial e subterrânea) em bacias hidrográficas florestais é menor do que em bacias cobertas por pastagens ou arbustos. Não obstante, alguns experimentos mostraram que a conversão de pastagens em florestas ocasionou uma redução média de 45% no fluxo superficial (FARLEY; JOBBAGY; JACKSON, 2005 ; SAHIN; HALL, 1996;) e a análise de 10 anos de um programa de PSA chinês – que investiu cerca de U\$ 37 bilhões para a conversão de terras agrícolas em encostas íngremes em florestas ou pastagens, abrangendo cerca de 32 milhões de famílias rurais e a conversão de 8,8 milhões

de ha de terras (LIU et al., 2013) – mostrou que o resultado na retenção de água no solo não teve significância estatística (OUYANG et al., 2016)

Por outro lado, a diminuição do fluxo superficial, sobretudo do pico de cheia, pode ser benéfica em bacias antropizadas, nas quais ocorrem problemas de cheias e inundações. Estudos como o de Kunert et al. (2017) demonstraram que as florestas são de suma importância na promoção da reciclagem das chuvas, retornando 37% dos 2.300 mm de chuva que caíram em 2013, na Amazônia Central.

E independentemente da relação floresta-água, em fitofisionomias como Florestas Ombrófilas e Florestas Estacionais, predominantes na Mata Atlântica, a complexidade estrutural e funcional dos ecossistemas florestais está associada a questões como estabilidade, resistência e resiliência, como definidos por Holling (1973) e respondem pela integridade das comunidades biológicas (BANKS-LEITE et al., 2014).

#### 2.2.5 Aspectos Críticos

A formulação de políticas baseadas no mercado, por se encaixar nas estruturas econômicas ideológicas e institucionais existentes (e dominantes), assumem uma posição vantajosa dentro do processo de tomada de decisões para implementar propostas de políticas (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010). Porém, Schröter et al. (2018) colocam que o PSA sofre críticas, dentre outros motivos, justamente por estarem embasados em ideias adequadas à economia política neoliberal e pela distribuição desigual de poder inerente a tais modelos.

Do ponto de vista mais prático, Vatn (2000) considera inadequada a avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos, alegando que os exercícios de avaliação de funções de ecossistemas únicos são bastante enganosos, tornando a busca por valores marginais sem nenhum significado real (particularmente quando a questão crítica é como proteger a resiliência dos ecossistemas). E de Lima, Krueger e García-Marquez (2017) corroboram essa visão ao considerar a valoração ambiental como algo “irreal”.

Já Perrings, Folke e Maller (1992) argumentaram que, como não há razão para acreditar que no método de valoração social do uso do recurso natural todas as informações foram utilizadas eficientemente, os riscos alocados entre os indivíduos de forma eficiente e todo o custo e os benefícios futuros descontados às taxas sociais, também não há razão para acreditar que a valoração privada de serviços ecológicos seja uma aproximação adequada do valor social destes serviços.

Ademais, lembrando que a própria ciência não é ideologicamente neutra, como disse Longino (2004), métodos de valoração, implementação e avaliação também não o são. Ao

contrário, valores econômicos e os processos de avaliação são culturalmente construídos e, como tal, atuam como instituições articuladoras de valor – isto é, “*um conjunto construído de regras ou tipificações que são moldados e moldam ao mesmo tempo os conceitos e valores dos agentes envolvidos*” (VATN, 2005), algo semelhante ao que Guba e Lincoln (2011) denominaram como “moldagem mútua simultânea”. Sendo assim, a atribuição de valor é algo contingencial, variável de acordo com o *stakeholder*, a escala e o contexto de análise (HEIN et al., 2006),

Isto posto, além das dificuldades técnicas relativas à delimitação e controle dos serviços ecossistêmicos (BRAUMAN et al., 2007; HOLLING, 2001), usar uma lógica puramente econômica cria problemas de ordem ética, podendo ser contraproducente em diferentes situações (VATN, 2000), e ainda servir para “*exportar*” visões de mundo sobre a relação homem-natureza para contextos específicos (KOSOY; CORBERA, 2010; GÓMEZ-BAGGETHUN, et al., 2010).

Kosoy e Corbera (2010) foram bastante contundentes ao utilizarem o termo “*fetichismo das commodities*” para traduzir a crítica que fazem ao mascaramento das relações sociais subjacentes ao processo de produção, tratadas por eles como “*invisibilidades*” da mercantilização dos serviços ecossistêmicos. As críticas dos autores se assentam basicamente em: i) a redução da complexidade dos ecossistemas a um único serviço apresenta sérias dificuldades técnicas e implicações éticas; ii) a mercantilização dos serviços ecossistêmicos nega a multiplicidade de valores que podem ser atribuídos a esses serviços, ao exigir um único valor de troca para a negociação; e iii) o processo de produção, troca e consumo de serviços ecossistêmicos está caracterizado por assimetrias de poder, que podem estar sendo reforçadas ao invés de atenuadas.

Lembrando que “*os pobres vendem barato*”, Muradian et al. (2010) argumentam que considerar justo o preço dos serviços quando as pessoas estão dispostas a participar dos projetos pode obscurecer a existência de condições estruturais de pobreza, podendo o PSA contribuir para mascarar questões importantes relativas à justiça ambiental.

Kronenberg e Hubaek (2013) mostram-se preocupados com o rápido desenvolvimento do PSA, principalmente onde a qualidade das instituições é discutível, alertando para que ele não se torne a “*maldição dos serviços ecossistêmicos*”, isto é, situações onde “*países ricos em serviços ecossistêmicos receberiam pagamentos significativos o suficiente para distorcer suas economias, ou pelo menos distorcer as economias locais de onde originam os serviços ecossistêmicos*”. E algumas razões apontadas pelos autores para isso são o “*rent seeking*”, desigualdade no poder de barganha e a volatilidade de pagamentos.

Corbera e Pacual (2012) também se mostraram preocupados com a velocidade com que os esquemas de PSA estão se espalhando em um número crescente de lugares. Uma vez que esquemas de PSA formulados e implementados de forma “*top-down*”, sem a compreensão adequada das necessidades dos provedores e os possíveis impactos dos esquemas em seus meios de subsistência, podem aumentar as desigualdades existentes em renda, acesso a recursos e decisão de fazer.

Dentre os sete principais problemas relativos ao desenho do PSA e sua efetividade elencados por Chan et al. (2017, p. 112), destacam-se a forma de implementação do tipo “*top-down*”, que geralmente concebido em uma base “*one-size-fits-all*” corre o risco de afugentar os participantes devido a conflitos com seus próprios valores, ou por restringir sua criatividade e sabedoria com que administram a terra; e a possibilidade de “*crowding-out*” (eliminação das motivações intrínsecas dos participantes) segundo o qual: “*dinheiro gera mercenários*”.

Como disse Wunder (2013), há uma certa desconfiança por parte dos economistas ecológicos de que o PSA pode acarretar “*crowding-out*”. De fato, como argumentaram van Noordwijk et al. (2012), numerosos estudos experimentais descobriram que um incentivo monetário pode eliminar fontes alternativas de motivação (intrínsecas) para realizar uma tarefa ou se engajar em um comportamento pró-social, e excluir preferências pró-sociais, como por exemplo, a ética de conservação.

Porém, alegando que há na literatura exemplos contrários de “*crowding-in*” (como, por exemplo, nos casos onde o PSA estimulou/reforçou uma maior conscientização ambiental), Wunder (2013) trata essa desconfiança como mera conjectura, sugerindo a necessidade de análises empíricas mais sólidas.

Buscando aprofundar essa questão, Rode, Gómez-Baggethun e Krause (2015) efetuaram uma revisão sistemática da literatura que objetivou testar empiricamente esses efeitos. Dadas as limitações metodológicas e de dados, os autores consideraram as evidências analisadas como inconclusivas. Contudo, destacaram que o número crescente de pesquisas empíricas sinalizava mais para a ocorrência de efeitos negativos (“*crowding out*”) do que positivos (“*crowding-in*”), levando os autores a contestarem a eficácia dos incentivos econômicos.

Por fim, cabe trazer aqui os argumentos apresentados por Mccauley (2006), que resumem bem o ceticismo que existe em torno da “commoditização” da natureza, e do uso de mecanismos baseados em mercado para a conservação ambiental. Conforme destacou o autor, muitos economistas, ecologistas e cientistas ambientais, baseados no exemplo bem-sucedido de PSA em Nova York (Catskill /Delaware Watershed), acabam acreditando que o que deu certo em um lugar (“*onde há uma pepita de ouro*”) poderá dar certo em outro (“*deve haver outras*”) e,

com base nisso, descrevem um mundo hipotético onde os mecanismos baseados em mercado podem proporcionar ganho para todos. O que naturalmente reforça o discurso em torno dos benefícios dos instrumentos baseados em mercado quando comparados com os mecanismos regulatórios.

As quatro principais limitações da abordagem da conservação da natureza baseada em mercado destacadas por Mccauley (2006) são:

- Suposição implícita de que a biosfera é benevolente ao fornecer os serviços ambientais não faz muito sentido;
- O impulso e a direção das forças de mercado, que agora estão sendo chamadas para motivar a conservação da natureza, não são perpétuas;
- Aposta contra a engenhosidade humana, ao negligenciar a história da produção de substitutos artificiais para o que antes se obtinha da natureza, ou domesticando serviços outrora naturais; e
- Gabbar dinheiro e proteger a natureza são, na verdade, muitas vezes, mutuamente exclusivos.

Por todas essas razões, Mccauley (2006) conclui que se o objetivo for obter ganhos significativos e duradouros na conservação da natureza, é preciso reafirmar a primazia da ética e da estética na conservação. Para tanto, é necessário redirecionar rapidamente grande parte do esforço agora dedicado à mercantilização da natureza de volta para instilar o amor pela natureza em mais pessoas. Sendo assim, *“faremos mais progressos a longo prazo apelando para o coração das pessoas em vez de apelar para suas carteiras”*.

Uma vez apresentada a evolução histórica do PSA, conceitos e abordagens teóricas, como também seus principais aspectos críticos, a próxima seção se dedica a apresentar e discutir os aspectos institucionais relativos à governança de sistemas socioecológicos e ao ajuste institucional que serviram de apoio para as análises deste trabalho.

## 2.3 Governança

### 2.3.1 Arranjos de governança

Os esquemas de PSA podem ser “financiados pelo usuário” - forma direta, ou “financiados pelo governo” - forma indireta (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

A forma direta, que se aproxima mais do ideal Coaseano, é considerada a mais eficiente, ocorrendo geralmente em situações com monopsonias ou oligopsonias locais (ENGEL;

PAGIOLA; WUNDER, 2008). Já a forma indireta, mais semelhante à solução pigouviana, é considerada menos eficiente. Isto porque os usuários finais dos serviços não são os pagadores, não costumam ter informações em primeira mão e também não são capazes de atestar se os serviços estão sendo de fato fornecidos ou não, ainda que possam representar algum ganho de economia de escala (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Não obstante, a maior probabilidade de ocorrer influência política e subordinação dos projetos a interesses secundários são também desvantagens da forma indireta (MURADIAN; RIVAL, 2012; PATTANAYAK et al., 2010; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Como mercados ambientais não se desenvolvem de forma espontânea ou previsível, via de regra, eles dependem da ação estatal, e por isso o PSA raramente acontece sem o envolvimento do governo (SCHOMERS; MATZDORF, 2013). Talvez essa seja a principal explicação para a grande maioria dos esquemas de PSA no mundo serem do tipo “financiados pelo governo”.

Mecanismos como o PSA não são criados no vácuo (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Ao contrário, se desenvolvem dentro de um contexto particular (ambiental, econômico, social e político) e estão sujeitos às influências das diversas partes interessadas. Não obstante, apesar da ênfase dada nas bases científicas e econômicas do PSA, de Groot e Hermans (2009) comentam que, na prática, a evolução dos esquemas de PSA é mais influenciada pela política que pela ciência, por meio de processos de negociação entre os múltiplos agentes (GROOT; HERMANS, 2009).

Como informou Vatn (2005), o que é tratado como uma questão puramente técnica dentro da economia neoclássica é, por outro lado, carregada de valores quando interpretada sob a perspectiva institucional. Por esta razão, ele considera que a principal questão, em termos políticos, é estabelecer o arranjo institucional ideal para cada tipo de problema a ser resolvido, o que remete ao conceito de governança.

Na literatura, existem diferentes conceituações de governança. Young (1992) definiu de forma mais ampla a governança como sendo “*as estruturas e os processos pelos quais a sociedade compartilha poder e molda ações coletivas e individuais, incluindo leis, relações, debates, negociações, mediações, resolução de conflito, consultas públicas, protestos e outros processos de decisão*”.

Já com o foco voltado para a área ambiental, Lemos e Agrawal (2006, p. 298) definiram governança como: “*um conjunto de processos regulatórios, mecanismos e organizações através dos quais atores políticos influenciam ações ambientais e seus resultados*”.

E, de maneira ainda mais específica, relacionado diretamente com PSA, Pirard, Buren e Lapeyre (2014, p. 405) referiram-se à governança como “*número, natureza e interações dos*

*stakeholders que estão envolvidos nos programas, e os arranjos institucionais que são colocados em prática para financiar e realizar os pagamentos entre os usuários de terra”.*

Vatn (2010) verificou que há três formatos básicos de governança em esquemas de PSA: i) hierarquia – quando há um sistema de comando onde o poder de decisão depende de um nível superior que é capaz de comandar diretamente agentes em vários níveis subordinados; ii) mercado – que, como um tipo ideal, seria um sistema de troca voluntária onde a formulação de metas depende de cada agente participante de forma individual; e iii) gestão pela comunidade – um sistema baseado na cooperação de unidades individuais de decisão (por exemplo, pessoas; famílias) formulando tanto valores individuais quanto comuns.

O autor ressaltou que praticamente não há no mundo sistemas de governança na forma “pura”, mas sim a coexistência e a forte interdependência entre os formatos. E essa observação encontra apoio na perspectiva que considera o PSA como uma ferramenta de incentivo à ação coletiva, segundo a qual a estrutura de governança mista entre hierarquia e mercados é a mais apropriada (MURADIAN, 2013; MURADIAN et al., 2010).

Segundo Berkes (2010), o desapontamento em relação ao desempenho dos governos centrais na gestão e manejo dos recursos naturais, a partir dos anos 80, deu início a uma tendência de mudança do modelo de governança, distanciando de uma estrutura centralizada no estado em direção a uma maior devolução de poder para o nível local, reconhecendo as instituições locais de gestão, aumentando a participação dos usuários e o compartilhamento das responsabilidades.

Como discutiram Lemos e Agrawal (2006), a complexidade e a característica multiescalar da maioria dos problemas ambientais (por exemplo, as mudanças climáticas) fazem com que os meios de governança pura (onde estados ou atores de mercado atuam desempenhando o papel principal) não sejam suficientes para o seu endereçamento. Face ao exposto, o objetivo do sistema de governança passa então a ser o de superar as fraquezas de um dado agente em particular agregando a fortaleza de um outro agente. Esta perspectiva, segundo os autores, abre espaço para a entrada de novos atores e comunidades epistêmicas que, pelo menos em tese, podem introduzir ferramentas e mecanismos inovadores, além de moldar positivamente as relações de poder dentro da arena política.

Ao analisar o processo de mudança da governança ambiental e o surgimento de modelos emergentes de “governança híbrida”, Lemos e Agrawal (2006) propuseram um modelo em forma de tripé, apoiado nos conceitos de estado-mercado-comunidade, derivando o tipo de governança em função da centralidade das relações entre essas partes.

De acordo com o modelo, quando as relações institucionais estão centradas entre o estado

e o mercado, o arranjo de governança subjacente é do tipo “parcerias público-privadas” (por exemplo, arranjos de concessão). Já, quando essas relações se centram entre estado e comunidades, o arranjo é do tipo “comanejo” (“*comanagement*”) e, quando centradas entre mercados e comunidade, parcerias privado-sociais, do qual o PSA é um exemplo.

De forma análoga à governança híbrida sugerida por Lemos e Agrawal (2006), Ansell e Gash (2008) estudaram essa estratégia de governança que surge em resposta às falhas de implementação “*downstream*” e ao alto custo e politização da regulamentação: a governança colaborativa. Esta surge como uma alternativa ao adversarialismo do pluralismo do grupo de interesse e às falhas de responsabilização do gerencialismo, especialmente quando a autoridade dos especialistas é desafiada (ANSELL; GASH, 2008).

Ansell e Gash (2008) definem governança colaborativa como:

*“Arranjo governamental em que uma ou mais agências públicas envolvem diretamente partes interessadas não estatais em um processo de tomada de decisão coletivo que seja formal, orientado para o consenso, deliberativo e que visa fazer ou implementar políticas públicas ou gerenciar programas ou ativos públicos”* (ANSELL; GASH, 2008 p. 544).

Como se observa, o traço marcante deste modelo é a presença imperativa de “agências públicas”, a participação de atores não estatais (com responsabilização), foco em questões e políticas públicas, sendo indispensável a institucionalização de um processo decisório coletivo.

Para resumir, em se tratando de sistemas socioecológicos, a literatura recomenda que a estrutura de governança seja “policêntrica” – onde várias entidades têm algum papel no processo (OSTROM, 1990) –, multiescalar e adaptativa (CLEAVER; WHALEY, 2018; LEBEL et al., 2013; MATZDORF et al., 2013; CASH et al., 2006; ARMITAGE et al., 2009; LEBEL et al., 2006; OLSSON et al., 2004; BERKES, 2004; FOLKE et al., 2002).

### 2.3.2 Descentralização e Gestão das Águas

Não se pode perder de vista também que a descentralização das funções do estado do governo central para as esferas subnacionais, exigindo uma reorganização dos sistemas de governança, também foi influenciada pela reforma do setor público, chegando a ser uma tendência no processo de redemocratização, sobretudo na América do Sul, conforme destacou Melo (1996).

Sobre essa mudança do papel do estado, Abers e Keck (2009) argumentam que enquanto alguns reformadores denunciaram a ineficiência de um aparelho de estado central inchado, defendendo um estado menor, simplificado e descentralizado, ancorado em uma variedade de instituições representativas (de legislaturas a conselhos de política), outros viram a

descentralização como uma forma de aumentar o controle popular da tomada de decisão do governo ou um meio para criar espaços públicos para expressão e deliberação.

Conforme definiu a Constituição Federal de 1988 em seu artigo 23º, a proteção do meio ambiente é de competência comum entre União, Estados, Distrito Federal e Municípios. Não obstante, muitos sistemas socioecológicos não possuem “limites” claros, ou quando os possuem – como a água por exemplo, que tem como divisas a bacia hidrográfica –, dificilmente eles coincidem com as divisões políticas e administrativas. Diante de tal fato, a capacidade de coordenação na implementação de políticas públicas, especialmente relacionadas ao meio ambiente, passa a ser determinante.

A política de recursos hídricos, que geralmente financia os esquemas de PSA no país, sendo no Rio de Janeiro o *locus* de institucionalização do PSA (ver discussão no Capítulo 3), ilustra como os problemas de coordenação e fragilidade institucional afetam os resultados da política.

A partir de 1980, a perspectiva de gestão das águas mudou, passando a ser administrada de forma integrada para atender a diferentes usuários e objetivos – contando para isso com a participação de um grande elenco de atores interessados através da formação do comitê de bacia hidrográfica<sup>17</sup>. Porém, como destacou Hochstetler (2010), essa perspectiva de integração ainda está longe de ser implementada na prática por conta da realidade da política brasileira.

Sobre a estrutura do Estado brasileiro, Abers e Keck (2009) consideram que ela é inadequada do ponto de vista da gestão participativa, por estar organizada de forma a beneficiar um pequeno conjunto de elites e a criar múltiplas oportunidades de apropriação de recursos públicos para fins privados (“*rent-seeking*”). Esta privatização resulta não apenas da falta de voz por parte da maioria dos grupos sociais, mas também da fragilidade institucional, onde a fragmentação setorial, a informação desorganizada – ou inexistente – e a falta de fiscalização tornam mais fácil, para os interesses privados, usurpar o público.

Para Frank (2010), a existência de uma distância significativa entre o enfrentamento dos problemas no âmbito das bacias hidrográficas e as respostas possíveis da política de recursos hídricos implica na vagarosidade no avanço da gestão desses recursos. Muito embora os colegiados careçam de abordagens metodológicas capazes de lidar com a complexidade da gestão dos recursos hídricos, incluindo os atores com seus diversos saberes e olhares, para gerar

---

<sup>17</sup> Os Comitês de Bacia são grupos de gestão compostos por representantes dos três níveis do poder público (federal – caso a bacia envolva mais de um Estado ou outro país, estadual e municipal), usuários da água e sociedade civil. É por meio de discussões e negociações democráticas, que esses comitês avaliam os reais e diferentes interesses sobre os usos das águas das bacias hidrográficas. Possuem poder de decisão e cumprem papel fundamental na elaboração das políticas para gestão das bacias, sobretudo em regiões com problemas de escassez hídrica ou na qualidade da água. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/aguas-no-brasil/sistema-de-gerenciamento-de-recursos-hidricos/comites-de-bacia-hidrografica/comite-de-bacia-hidrografica/>. Acesso em 07/02/2021.

visões compartilhadas para a gestão da bacia (FRANK, 2010), eles não são os responsáveis pelo lento progresso na implementação da política.

Abers (2010) considera que o contexto institucional é que não foi capaz de desenvolver uma estrutura organizacional adequada para alimentar os colegiados de informações técnicas e outros recursos que transformem suas decisões em políticas públicas. Talvez por isso que Abers e Keck (2009) concluíram que em três dos quatro comitês de bacia analisados, em vez de participantes deliberarem sobre programas e autorizarem seus órgãos executivos a exercer o poder delegado, os comitês de água passaram anos empenhados em criar as condições institucionais (estruturação, regulamentações e desenvolvimento de mecanismos burocráticos/administrativos) necessárias para a sua operacionalização.

Resumindo, Abers (2010) salienta que ao poder público cabe melhorar a disponibilidade de informações e sua divulgação e, aos colegiados participativos e demais atores na bacia, rever seu papel, assumido uma postura mais ativa e colaborativa para buscar as relações essenciais para a transformação da realidade.

Ao analisar a governança dos recursos hídricos no Brasil, a partir da visão dos atores, Abrúcio e Oliveira (2017) destacaram alguns entraves que ajudam a ilustrar a fragilidade institucional brasileira. Dentre eles, destacam-se: dificuldade de estados e municípios em dispor de profissionais qualificados e permanentes – lembrando que a capacidade institucional está diretamente relacionada à sua efetividade na gestão (SCARDUA; BURSZTYN, 2003; TONI; KAIMOWTIZ, 2003); participação social excessivamente burocratizada; pouco assessoramento dos estados aos municípios, que têm baixa capacidade técnica e aparato institucional deficiente (FERNANDES; BOTELHO, 2016); mal uso dos recursos disponíveis ou por falta de coordenação com as demais políticas, ou por falta de capacidade técnica para a apresentação de projetos, ou ainda pela ausência de um modelo de gestão adequado; incapacidade da legislação de equacionar problemas e criar um sistema articulado de governança federativo; e, por fim, a ausência de instrumentos de controle da gestão, de responsabilidade municipal, vinculando recursos hídricos ao ordenamento de uso do solo.

Já no que tange às dificuldades de coordenação entre diferentes políticas, a exemplo das ambientais e agrícolas que estão intimamente relacionadas com o PSA, Cunha (2005) relacionou como causas principais:

- Relação de conflito entre crescimento da produção agrícola e preservação do meio natural – historicamente, a produção agrícola não considerava seus potenciais impactos negativos, desequilibrando o tripé da sustentabilidade, ao privilegiarem o aspecto econômico

em detrimento do social e ambiental (SAMBUICHI et al., 2012). Aqui a fala do Entrevistado Rio Rural é bastante ilustrativa:

- O fato das decisões políticas resultarem da pressão de grupos de interesse;
- A incapacidade do governo de antecipar problemas, atuando quase sempre na administração de crises;
- A diferença de abordagem, prevalecendo na política agrícola o estímulo de mercado e, na política ambiental, o uso do comando e controle;
- Baixa capacidade operacional e financeira do estado brasileiro, aumentando o hiato entre a lei e sua aplicação; diferença no tempo de resposta das políticas – a agricultura reage rapidamente ao gasto público produzindo receitas, enquanto a política ambiental gera retornos (“incertos”) e de longo prazo; e
- Divisão administrativa em órgãos distintos, que não se comunicam.

Sobre estas dificuldades, Cunha (2005), Lerda, Acquatella e Gomez (2004) chegaram à conclusão de que (no país) os governos estaduais ainda se encontram em “*um estágio inicial de uma curva de aprendizagem*”, onde o subdesenvolvimento do sistema político e as dificuldades e operação do chamado “pacto federativo” acabam impelindo os órgãos setoriais a operarem de “*maneira autista*”, ou seja, de forma independente e descoordenada. Ao que parece, estas características explicam grande parte da fragilidade institucional apontada por Muradian (2013), Kronenberg e Hubaek (2013), Pattanayak, Wunder e Ferraro (2010).

E, mais especificamente sobre a atuação dos grupos de interesse, como eles são capazes de “*barrar proposições que contrariem seus interesses particulares, enquanto os interesses difusos de grupos sociais majoritários (e.g., consumidores, contribuintes) raramente encontram defensores*” (CUNHA; 2005, p. 11), isto parece explicar o problema do “*rent-seeking*” identificado por Kronenberg e Hubaek (2013) e Young (2002), bem como a forte influência política sob a qual os projetos de PSA estão sujeitos (MURADIAN; RIVAL, 2012; PATTANAYAK et al., 2010; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; YOUNG, 2002).

### 2.3.3 Justiça e Equidade

Sikor et al. (2014) ressaltaram que a estrutura, ou sistema de governança, afeta a distribuição de benefícios e deveres entre as partes interessadas. Sendo assim, ela acaba exigindo que os objetivos e os meios necessários para alcançá-los sejam definidos através de decisões coletivas.

Outro aspecto crucial diz respeito à percepção da legitimidade e a justiça da estrutura de governança pelos atores envolvidos, uma vez que isso afeta o seu comportamento social (MURADIAN et al., 2013; PASCUAL et al., 2010). Neste sentido, Hamilton (2018) e Muradian et al. (2013) reportaram que a efetividade do processo colaborativo de tomada de decisão depende do grau em que os *stakeholders* percebem e julgam o processo como justo e equilibrado, e que o senso de “injustiça” tende a contaminar a participação e o envolvimento dos atores.

Porém, dentro da estrutura de governança podem existir tensões entre as noções dominantes de justiça e aquelas dos atores locais, e as interações entre essas diferentes percepções é a principal dinâmica social que influencia a natureza e os resultados da governança dos ecossistemas (SIKOR et al., 2014).

Algumas noções, ou dimensões, de justiça e equidade<sup>18</sup> são discutidas na literatura. Em relação aos serviços ecossistêmicos, Dawson, Coolsaet e Martin (2018) consideram três dimensões de justiça e equidade: i) Distribuição – que observa a repartição de custos e benefícios, oportunidades e riscos entre diferentes grupos sociais; ii) Reconhecimento – que gira em torno do “*status*” conferido a diferentes valores ou identidades sociais e culturais e aos grupos sociais que os sustentam; e iii) Procedimento – mecanismos pelos quais as decisões são tomadas, incluindo a influência do poder e a política de quem ganha e quem perde.

Já Pascual et al. (2014) consideram para equidade, com base em McDermott, Mahanty e Schreckenber (2013), as mesmas dimensões propostas por Dawson, Coolsaet e Martin (2018), porém adicionam o Contexto como uma nova dimensão – como as condições sociais circundantes que influenciam a capacidade dos atores de obter reconhecimento, participar da tomada de decisões e fazerem “*lobby*” por uma distribuição justa, além da dinâmica do poder, e outras questões como gênero e educação.

De maneira diferenciada, Sikor et al. (2014) alargam a compreensão das dimensões de justiça, tratando-as como fatores: Dimensões, Sujeitos e Critérios. O fator Dimensões engloba aquelas três dimensões consideradas por Dawson, Coolsaet e Martin (2018) e Pascual et al. (2014), ou seja, Distribuição (atribuição de direitos e responsabilidades entre as partes interessadas), Participação (muitas vezes referida como “justiça processual”, ou procedimento como trataram Dawson, Coolsaet e Martin (2018), direcionando a atenção para os papéis de

---

<sup>18</sup> Justiça e equidade não são sinônimos. Como discutido McDermott, Mahanty e Schreckenber (2013), o senso comum define justiça em termos de direitos. Já a equidade é comparativa, preocupando-se com as relações entre as pessoas e com suas circunstâncias relativas. Equidade, portanto, contrasta com a representação comum da justiça porque não se limita à distribuição e tratamento igual para todos.

diferentes partes interessadas na tomada de decisões) e Reconhecimento (o reconhecimento das identidades e histórias distintas das pessoas e a eliminação de formas de dominação cultural de alguns grupos em detrimento de outros.

Sikor et al. (2014) consideram como Sujeitos as partes interessadas que possuem direitos ou responsabilidades e têm um papel na tomada de decisões, merecendo reconhecimento ou cuidados das outras partes interessadas, podendo ser estes grupos individuais, gerações, ou organismos não humanos por exemplo. Já os Critérios seriam as diretrizes de tomada de decisão que organizam a relação entre os sujeitos para dimensões particulares de justiça, tais como: igualdade, necessidade, mérito e merecimento.

Schlosberg e Carruthers (2010) ressaltaram que, como não há uma definição universal de justiça, é necessário explorar a pluralidade de perspectivas, incluindo a investigação sobre o que as pessoas consideram ser justo ou injusto em contextos diferenciados, em várias escalas espaciais e temporais de análise, a partir de visões de mundo amplamente distintas.

Sobre a influência das percepções de justiça nos resultados da governança, Pascual et al. (2014) verificaram que existe uma relação entre conservação e sensibilidade à equidade, e que em todos os contextos analisados, as evidências sugerem que a equidade importa não apenas por razões sociais, mas por razões instrumentais, não podendo, portanto, ser removida da tomada de decisão.

As noções de justiça são contextuais e experienciais, no sentido de que dependem do cenário político e histórico particular e dos tipos de recursos e responsabilidades a serem compartilhados (SIKOR et al., 2014). Tanto é assim, que Hamilton (2018) observou uma relação entre satisfação com a justiça (processual) e as características dos atores participantes. Segundo o autor, há uma tendência de maior satisfação por parte dos atores com mais capital social, que operam em um nível administrativo mais alto e que, geralmente, contam com um maior número de colaboradores (equipe) envolvidos. Capital social entendido aqui conforme Armitage et al. (2009, p. 96), isto é: *“as normas sociais, as redes de reciprocidade e troca e as relações de confiança que permitem às pessoas agir coletivamente”*.

Face ao exposto, apesar da considerável produção científica sobre como as percepções de justiça contribuem para os resultados da governança ambiental, como dito acima, Berardo (2013) destaca a necessidade de avançar na compreensão das condições que fazem com que alguns atores percebem os processos de tomada de decisão como justos e outros não.

E esse entendimento é crítico para melhorar os esforços para aumentar a legitimidade dos processos de tomada de decisão e, por extensão, a eficácia da governança ambiental (HAMILTON, 2018).

Ao estudar os fatores que afetam a forma como os atores políticos percebem a eficácia das instituições políticas envolvidas em sistemas complexos de governança dos recursos hídricos Lubell et al. (2017) sugerem, à luz da ecologia dos jogos<sup>19</sup>, que os participantes são mais propensos a perceber as instituições como eficazes quando os benefícios da solução de problemas de ação coletiva superam os custos de transação de desenvolver contratos políticos dentro dessas instituições, “hipotetizando” que os custos de transação são uma função de conflito, tipo de participação, conhecimento político, conhecimento científico e recursos do ator.

Questões de justiça e equidade, muitas vezes refletidas nas relações de poder, são consideradas de vital importância para a efetividade e sustentabilidade dos arranjos de governança de sistemas socioecológicos (CLEAVER; WHALEY, 2018; ISHIHARA et al., 2017; HALL et al., 2014; VAN HECKEN; BASTIAENSEN; WINDEY, 2015; CLEMENT, 2012; VAN HECKEN; BASTIAENSEN, 2010b).

Como demonstraram Calvet-Mir et al. (2015), o comportamento das pessoas sofre influência de fatores não econômicos, assim como do contexto e das relações de poder (KOSOY; CORBERA, 2010). Levando-se em conta que noções de justiça e equidade afetam a efetividade da estrutura de governança que, a depender, podem gerar diversos efeitos adversos tais como: iniquidades; “déficits democráticos”; “*commodificação*” da natureza; altas taxas de extração dos recursos naturais; problemas de equidade intergeracional; e perpetuação (reforço) das relações de poder (LEMOS; AGRAWAL, 2006), elas precisam ser consideradas, lembrando que no caso do PSA, essas noções podem ser mais importantes até mesmo que o próprio pagamento (PASCUAL et al., 2014).

---

<sup>19</sup> De acordo com Lubell et al. (2017, p.2), o “*framework*” da ecologia dos jogos (FEJ) deriva da literatura sobre governança colaborativa, e como ela, assume que a construção da cooperação está relacionada com a eficácia das políticas. Sistemas de governança complexos contêm muitos tipos de instituições além de parcerias colaborativas, como mercado, hierarquias, colaboração e diversos tipos de mistura de regras institucionais (OSTROM 2009b). Assim como a literatura da governança em redes, o FEJ concorda que as redes de políticas são recursos fundamentais para a informação e colaboração, no entanto, o FEJ não compartilha da opinião de que as redes são uma forma alternativa de governança, porque todas as formas de instituições de governança - até mesmo a mais hierárquica - envolve diferentes tipos de relacionamentos de rede. Consistente com a pesquisa de gerenciamento de rede, o FEJ argumenta que é crucial desenvolver estratégias de gestão para conduzir ativamente e melhorar o desempenho de sistemas de governança complexos por meio de instituições dinâmicas e redes associadas. Não obstante, o FEJ assume que os fóruns de políticas oferecem aos atores a oportunidade de elaborar contratos políticos que potencialmente forneçam benefícios mútuos ao resolver problemas de ação coletiva. E neste sentido, a probabilidade de fazer um contrato acaba sendo mais alta quando os custos de transações de pesquisar potenciais soluções políticas, barganhar os custos e benefícios da implementação, e monitorar e fazer cumprir o resultado do acordo político são mais baixos.

### 2.3.4 Análise da Governança: enquadramentos analíticos

Bots, Schlüter e Sendzimir (2015) afirmam ser possível distinguir a boa governança da má governança através do exame de suas características particulares, ou através da observação dos seus efeitos sobre a sociedade. Alguns atributos considerados importantes para uma boa governança são: participação social, representação, deliberação, “*accountability*”, empoderamento, justiça social e características organizacionais como arranjos em multicamadas – o que permite manejar a governança em diferentes escalas –, e múltiplos centros de autoridade – estrutura policêntricas (LEBEL et al. 2006; BISWAS; TORTAJADA, 2010). Porém, cabe destacar que as implicações morais da governança só se tornam aparentes ao observar as práticas reais dentro de seus contextos específicos (SIKOR et al., 2014).

A literatura disponibiliza inúmeros “*frameworks*” que servem como base para o estudo do funcionamento das estruturas de governança. Porém, o modelo de governança colaborativa proposto por Ansell e Gash (2008) merece destaque. Baseado em um estudo meta-analítico da literatura, os autores analisaram 137 casos de governança colaborativa de diferentes setores políticos, identificando, a partir deles, as variáveis críticas que influenciam a capacidade da estrutura de governança produzir uma colaboração “bem-sucedida”.

As principais conclusões de Ansell e Gash (2008) acerca do que consideram uma “boa governança colaborativa” são:

- Estratégias de governança colaborativa são particularmente adequadas para situações que exigem cooperação contínua;
- Caso existam “espaços alternativos” (isto é, fora da estrutura de governança) onde os atores podem atingir os mesmos benefícios de forma isolada, a governança só irá funcionar se houver alto grau de interdependência entre eles;
- O desequilíbrio de poder requer uma estratégia positiva de empoderamento das partes mais frágeis;
- Pré-história de antagonismos compromete a governança, a menos que haja forte interdependência ou que seja gasto um tempo efetivo para a recuperação da confiança entre as partes. E, nestes casos, resultados intermediários que produzem pequenas vitórias são particularmente cruciais;
- Quando a desconfiança for grande, a distribuição de poder uniforme e o conflito alto, os atores podem confiar em um intermediador externo; e
- Quando a distribuição de responsabilidades for assimétrica ou os incentivos para participar são fracos ou desproporcionais, a governança colaborativa tem maior probabilidade

de sucesso se houver um líder “orgânico” forte que conquiste o respeito e a confiança das várias partes interessadas desde o início do processo.

Diante das conclusões da pesquisa, Ansell e Gash (2008) propuseram um modelo contingencial de governança colaborativa (Figura 3), que se baseia em quatro conjuntos de variáveis, aqui consideradas como “categorias de análise”, já que essa pesquisa utiliza uma abordagem qualitativa (BARDIN, 1977): condições iniciais, desenho institucional, liderança e processo colaborativo.

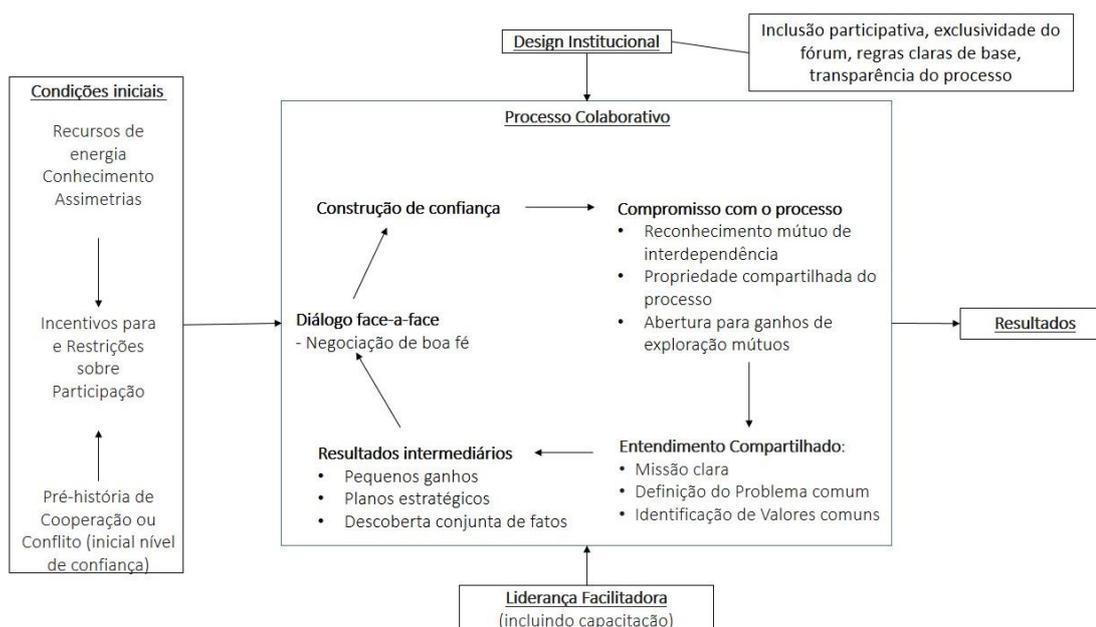


Figura 3. Modelo contingencial de governança colaborativa. Fonte: Ansell; Gash (2007, p. 550) adaptado. (Tradução própria).

Cumprido destacar que as “categorias de análise” sugeridas pelo modelo de Ansell e Gash (2008) permitem a aplicação dos preceitos metodológicos do paradigma construtivista, que busca desenvolver o consenso crítico entre os grupos de interesses e que, de acordo com Guba e Lincoln (2011, p. 96), parte de uma ontologia relativista, que pressupõe “*múltiplas realidades socialmente construídas*”; uma epistemologia subjetivista monista “*onde o investigador e o investigado estão entrelaçados de tal forma que as constatações de uma investigação são a criação literal do processo de investigação*”; e uma metodologia hermenêutica-dialética que compreende “*uma contínua iteração, análise, crítica, reiteração, reanálise e assim por diante, dando origem a uma construção conjunto/articulada sobre um determinado caso*”.

Outro aspecto positivo do modelo é contribuir, por meio do diálogo entre o teórico e o empírico, para o esforço de internalização das complexidades e contextualidades do problema

em análise, perseguindo assim a fusão do “texto” com o “contexto”, como sugeriu Lejano (2012), que prima pela valorização da experiência no contexto político durante o processo analítico/avaliativo.

De acordo com Lejano (2012, p. 17), a análise política conduzida apenas por modelos “*são nada mais do que metáforas aumentadas*”, hipostasiações. Como a política não se encontra dentro de um modelo fechado, devendo ser entendida como “*um ordenamento, um cenário em movimento*”, o real e o substantivo importam e, por isso, a necessidade da análise ir além de hipostasiar.

De forma conclusiva o autor sugere:

*“Situações políticas superam nossos modelos em termos de dimensionalidade, portanto há necessidade de empregarmos múltiplas perspectivas e enquadramentos para entendermos e descrevermos as situações; e*

*“Precisamos de novos modelos políticos que apresentem melhor o contexto e a experiência e que estejam mais adaptados a lidar com o fenômeno inerentemente complexo da política”.*

### 2.3.5 Institucionalismo Crítico

Sob o viés do paradigma construtivista, o pesquisador qualitativo torna-se “*bricouler*” que costura, edita e reúne pedaços da realidade, um processo que gera e traz uma unidade psicológica e emocional para uma experiência interpretativa que busca a aproximação mais possível da realidade, uma vez que a realidade objetiva nunca pode ser captada (DENZIN; LINCOLN, 2006).

A abordagem institucional “*mainstream*” dá maior ênfase ao desenho institucional como forma de superar limitações e direcionar o comportamento humano. Segundo Hall et al. (2014), seu paradigma centra-se na previsibilidade, o que “*torna as instituições receptivas ao design e, podendo então serem criadas ou moldadas nas direções desejáveis*”. Já o Institucionalismo Crítico, que se manifesta como uma nova corrente epistemológica, emerge da crítica ao institucionalismo “*mainstream*”, ao questionar a escolha racional e os seus pressupostos funcionais, argumentando a “*necessidade de modelos de ação humana mais socialmente informados, de ideias mais realistas sobre a comunidade e as restrições da ação coletiva, bem como uma melhor compreensão das relações sociais imbuídas de poder e significado*” (HALL et al., 2014).

Para o Institucionalismo Crítico, as instituições são dinâmicas, operacionalizadas por ações humanas, onde identidades sociais, relações de poder e fatores políticos e geográficos não podem ser desconsiderados (CLEAVER; DE KONING, 2015). Tendo como premissas-chave a complexidade, a natureza da ação humana, a centralidade da dinâmica de poder e preocupação

com a justiça social, Cleaver e De Koning (2015) afirmam que o Institucionalismo Crítico oferece novos e diferentes *insights* para a compreensão dos fenômenos institucionais sendo, inclusive, adequada para a compreensão da governança adaptativa de sistemas socioecológicos como sugerem Cleaver e Whaley (2018).

O surgimento das instituições, sua capacidade de explicar os processos dinâmicos de formação institucional, a variabilidade dos resultados e as maneiras pelas quais o poder e o significado moldam as instituições são de grande interesse dos institucionalistas críticos, que veem a mudança institucional como um processo de bricolagem (CLEAVER; WHALEY, 2018).

Elemento central do Institucionalismo Crítico, a bricolagem institucional foi definida por Cleaver e de Koning (2015, p. 3) como:

*“Um processo por meio do qual as pessoas, de forma consciente ou inconsciente, reúnem ou remodelam arranjos institucionais, valendo-se de quaisquer materiais e recursos disponíveis, independentemente de sua finalidade original. Nesse processo, antigos arranjos são modificados e novos, inventados. Componentes institucionais de origens diferentes são continuamente reutilizados, retrabalhados ou remodelados para desempenhar novas funções. Às configurações adaptadas de regras, práticas, normas e relacionamentos são atribuídos significado e autoridade. Esses arranjos renovados são as respostas necessárias para os desafios diários e estão incorporados na prática diária. A bricolagem é um processo fundamentalmente dinâmico caracterizado por níveis variáveis de visibilidade e funcionamento institucional”.* (Tradução própria).

Segundo os modelos de mudança institucional gradual propostos por Mahoney e Kathleen (2010), nem sempre as mudanças institucionais decorrem de choques exógenos, mas sim de processos endógenos, incrementais, resultados da tensão entre contexto e agência. Jespersen e Gallemore (2018) demonstraram, por exemplo, a importância do trabalho cotidiano para a construção e manutenção das instituições das quais os “modelos bem-sucedidos” dependem.

Diante do exposto, voltando às premissas da pesquisa apresentadas na seção 1.2, percebe-se que o modelo de Ansell e Gash (2008) ajuda a estabelecer balizas para a aplicação da abordagem do Institucionalismo Crítico para avaliar o funcionamento da estrutura de governança colaborativa de um projeto de PSA, como é o caso aqui.

Seguindo a orientação de Clement (2012), que chamou a atenção sobre a importância de considerar as relações de poder, o papel de atores-chave, as motivações, a influência do contexto e as interações institucionais na análise institucional de sistemas socioecológicos, será discutido a seguir o tema Ajuste Institucional (do inglês *“institutional fit”*).

## 2.4 Ajuste Institucional

Independente se o PSA é encarado de uma perspectiva coaseana, ou como indutor da ação coletiva, é pacífico na literatura que ele não é uma panaceia, como afirmou Engel (2016), e

muito menos pode ser encarado como uma alternativa política isolada, excludente, aplicável a qualquer situação (CLEMENT, 2012; VAN HECKEN; BASTIAENSEN; VÁSQUEZ, 2012; OSTROM; COX, 2010).

O PSA deve, portanto, ser utilizado de forma suplementar, em concomitância com outras políticas que já estejam em andamento (FERRARO, 2011), através de uma combinação de instrumentos, como adverte a perspectiva de “*policy mix*” (RING; SCHRÖTER-SCHLAACK, 2011), sobretudo em contextos complexos de tomada de decisão e implementação (GARCÍA-AMADO; PÉREZ; GARCÍA, 2013; FERRARO, 2011; HOWLETT, 2004; LANDELL-MILLS, PORRAS, 2002).

Mas, analisando o PSA de forma isolada, como visto até aqui, verifica-se que o mesmo abrange diferentes naturezas, o que o torna complexo, difícil de implementar e não aplicável em qualquer realidade (ENGEL, 2016; MURADIAN et al., 2010). Longe de alarmismos, essa evidência é importante para demarcar um limite à tendência que se observa de propagar o PSA como solução para os problemas ambientais, pelo menos no contexto das bacias hidrográficas com foco nos recursos hídricos, onde seu emprego se mostra mais evidente.

Desta feita, ao se propor analisar um esquema de PSA, não se pode deixar de buscar entender como que a sua estrutura de governança funciona e influencia a geração de resultados, como também, compreender em que medida os objetivos da política, seu desenho e sua forma de implementação e gerenciamento se ajustam ao seu contexto institucional.

Há pelo menos duas décadas a literatura vem mostrando que ecossistemas e sistemas socioeconômicos-culturais são dimensões verdadeiramente integradas, com inúmeras interações e interdependências que colocam os aspectos sociais e ecológicos em um mesmo patamar de importância (FOLKE, et al., 2007).

Sendo assim, é consenso entre muitos cientistas sociais e formuladores de políticas que o desenvolvimento social e econômico precisa reconhecer não apenas a importância dos serviços ambientais em si, mas também as capacidades dos ecossistemas de gerar serviços ecossistêmicos, resistir a turbulências e retornar ao estado de equilíbrio após choques e perturbações (resiliência), assim como o funcionamento dos sistemas de governança que gerenciam o sistema socioecológico que geram esses serviços (FOLKE, et al., 2007).

À perspectiva que busca analisar o grau de ajuste entre o contexto institucional e o contexto ecológico no qual um dado problema está sendo endereçado foi dado o nome de “*institutional fit*” (EPSTEIN et al., 2015), aqui livremente traduzido como ajuste institucional.

A literatura sobre ajuste institucional apresenta uma considerável sobreposição à literatura sobre sustentabilidade e resiliência de sistemas socioecológicos (CLEAVER; WHALEY, 2018;

CLEAVER; DE KONING, 2015; COX, 2012). E, como afirmaram Ostrom (1990) e Young (2010), o bom funcionamento da estrutura de governança depende de um ajuste razoável entre os arranjos institucionais e os processos econômicos e sociais relacionados.

Um exemplo de como o ajuste institucional se relaciona com a sustentabilidade dos sistemas socioecológicos foi dado por Folke et al. (2005) ao considerarem como aspectos importantes para uma boa governança colaborativa: i) construção de conhecimento e compreensão da dinâmica de recursos e ecossistemas para poder responder ao *feedback* ambiental; ii) alimentação das práticas de gestão adaptativa com conhecimento ecológico – aprendizagem; iii) flexibilidade institucional e sistemas de governança em múltiplos níveis com capacidade de gerenciamento adaptativo; e iv) adotar como certo a ocorrência de perturbações externas, incertezas e surpresas. E, como se evidencia, esse entendimento se mostra muito alinhado com o conceito coerência institucional, que no âmbito da importância da contextualização que reivindica a importância de integrar um programa ou ação política ao seu contexto local, foi definido por Lejano et al. (2007, p. 178) como a necessidade de “*se ajustar às instituições locais, estruturas sociais e padrões da vida diária*”.

Ao se perseguir eficiência no gerenciamento dos recursos naturais, o paradigma baseado no planejamento pela padronização para facilitar o controle e redução de variabilidades, tem impregnado a prática burocrática e não funciona bem em tempos de incertezas e mudanças (PAHL-WOSTL et al., 2007). Complexos sistemas socioecológicos não podem ser previstos e controlados, como se aborda a gestão tradicional, sendo por isso de fundamental importância a adoção de uma abordagem mais adaptativa (PAHL-WOSLT et al. 2007), o que remete, naturalmente ao conceito de resiliência, que talvez seja o mais importante diante das incertezas e instabilidades que opera em todos os sistemas.

#### 2.4.1 Resiliência de sistemas socioecológicos

O termo resiliência foi introduzido no campo ambiental por Holling (1973, p. 17), que o definiu como “*a medida da persistência dos sistemas e sua habilidade para absorver mudanças e distúrbios e ainda manter as mesmas relações entre populações ou variáveis de estado*”. Gunderson e Allen (2010) ressaltam que a palavra resiliência descreve os três aspectos das mudanças que ocorrem ao longo do tempo e a persistência das relações dentro do sistema e, também, a habilidade dos sistemas em absorver mudanças nas variáveis de estado; reconhecer a ocorrência de estados alternativos e múltiplos em oposição à premissa de um estado de equilíbrio e estabilidade global e; que as mudanças naturais ocorrem de forma inesperadas e descontínuas.

Folke et al. (2004, p. 8) reconhecem a resiliência como *a capacidade de um sistema de absorver perturbações e reorganizar enquanto passa por mudanças de modo a reter essencialmente a mesma função, estrutura, identidade e “feedbacks”*. De acordo com Folke et al. (2002), a noção da resiliência vem crescendo em importância para compreender, manejar e governar complexos sistemas interligados entre natureza e pessoas e quanto maior a resiliência, maior a capacidade de absorver perturbações sem sacrificar a provisão dos serviços ecossistêmicos.

Allen, Gunderson e Holling (2010) consideram que Folke et al. (2004, p. 8) refinaram o conceito de resiliência de Holling (1973) ao reconhecer as relações intra e entre escalas e a adaptabilidade, ao propor resiliência como *“o grau em que um sistema adaptativo complexo é capaz de auto-organização (versus falta de organização ou organização forçada por fatores externos) e o grau em que o sistema pode construir e aumentar a capacidade de aprendizagem e adaptação”*.

Para Stokols, Lejano e Hipp (2013), ao analisar as contribuições da Ecologia Social para a análise da resiliência, concluíram que a análise socioecológica da resiliência – que expande o estudo das transações entre pessoas e ambientes em várias dimensões, períodos de tempo e escalas –, mostra-se aberta ao conhecimento experiencial e à pesquisa-ação. E, por esta razão, são coerentes os modos participativo-colaborativos de investigação, que ultrapassam as fronteiras institucionais, epistemológicas e de escala (corroborando o alinhamento existente entre a abordagem metodologia desenvolvida nesta pesquisa e o enquadramento teórico).

Ademais, essa perspectiva analítica oferece novas abordagens para entender as controvérsias políticas e o seu uso permite respostas gerenciais e institucionais mais eficazes, porque respeita a “plurivocidade” das narrativas (que se refere à possibilidade de múltiplas versões ou significados de uma história) e extrai os diferentes significados de uma questão para diferentes atores; enfatiza a intertextualidade (que se refere ao grau em que o significado de um texto é moldado por outros textos) para informar a compreensão do texto principal; extrai interpretações narrativas de uma situação política que, potencialmente, reflete melhor os significados múltiplos e complexos que são específicos de um contexto único

E, na sequência, será discutida a resiliência e sua dependência da capacidade adaptativa dos sistemas de governança que, para tanto, precisam ser flexíveis e gerar capital social que, por sua vez, depende da qualidade do processo participativo e de como os atores percebem as noções de justiça e equidade e se comportam dentro da estrutura de governança.

#### 2.4.2 Capacidade adaptativa e Análise do Ajuste Institucional

No tocante à capacidade adaptativa dos sistemas de governança de sistemas socioecológicos, Galaz et al. (2008) ressaltam que a governança precisa dar respostas tanto às necessidades impostas por mudanças incrementais quanto às mudanças bruscas, inesperadas, sobre as quais a experiência é muitas vezes insuficiente para compreensão do problema (o que torna comum respostas ambíguas e que, via de regra, tornam incerta a dinâmica futura do sistema socioecológico).

Sendo assim, o desafio da governança reside não apenas no desenvolvimento de instituições e organizações multiníveis para o gerenciamento de ecossistemas em várias escalas, mas também no alinhamento com a dinâmica dos sistemas biofísicos e sem perder de vista a dinâmica dos sistemas sociais (GALAZ et al., 2008).

O ajuste institucional ideal, portanto, não pode ser rígido, mas sim flexível (FOLKE et al., 2007), sendo a participação e a coordenação entre os múltiplos atores duas dimensões extremamente importantes (LEBEL et al., 2013).

A falta de ajuste institucional é um problema de natureza multidimensional. Com base nos esforços de medição do ajuste e o aprendizado gerado pelas abordagens adaptativas e análises de diagnóstico, Lebel et al. (2013) resumiram os seguintes aspectos:

- Sistemas de governança (incluindo além de regras e normas, relações de poder, autoridade e legitimidade) são sistemas adaptativos complexos com dinâmica não linear, que podem incluir períodos de estase e modificação incremental, além de mudança abrupta e transformacional;
- Interações de escala, além de distúrbios, crises e surpresas, podem influenciar a evolução do ajuste; e
- O ajuste institucional pode ser medido e, assim, pode contribuir de forma significativa para a avaliação de lacunas e comparação de arranjos institucionais alternativos.

A análise do ajuste institucional é importante por contribuir para uma maior compreensão das interligações entre os componentes sociais, econômicos, culturais e ecológicos dos sistemas socioecológicos (FARRELL; THIEL, 2013). E quanto melhor for o ajuste entre os atributos das instituições e sistemas de governança e a dinâmica dos sistemas biofísicos, maior será a relevância do desempenho institucional (YOUNG, 2002).

Considerando que as instituições são as “*regras do jogo em uma sociedade*” (NORTH, 1990), a análise do ajuste institucional se mostra uma ferramenta imprescindível para a

compreensão de qualquer política ambiental, principalmente para aquelas cuja efetivação requer intervenções concretas no meio biofísico, e que muitas vezes extrapola os limites das jurisdições burocráticas e administrativas, como é o caso da gestão dos recursos hídricos que tem a bacia hidrográfica a sua unidade de análise.

Epstein et al. (2015) identificaram três tipos gerais de ajuste institucional: o ecológico, o social e o socioecológico, cada qual com suas dimensões associadas.

O ajuste ecológico envolve três dimensões: espacial, temporal e funcional. Em relação à dimensão espacial, ao analisar o problema da falta de ajuste, Folke et al. (2007) identificaram que os problemas ocorrem, basicamente, quando há incompatibilidades entre os limites do gerenciamento e os limites da entidade ecológica. Além da água, outro exemplo clássico seriam efeitos das mudanças climáticas que operam em nível global, incompatível com os limites jurisdicionais dos estados-nação e seus governos subnacionais, cujas políticas impactam diretamente na emissão de gases do efeito estufa.

A análise do ajuste temporal busca compreender como o tempo institucional (político e dos planejadores) se adequa às demandas impostas por mudanças ambientais e sociais. Ou seja, a capacidade de resposta institucional aos problemas ambientais no tempo.

Por fim, ajuste funcional remete à compatibilidade de escopo, que pode ser entendido como a variedade de processos cobertos por uma determinada instituição (FOLKE et al., 2007). Assim sendo, problemas de ajuste funcional ocorrem, por exemplo, quando usuários com interesses muito específicos em uma parte ou funcionalidade de um ecossistema altamente complexo tendem a concentrar suas ações de gerenciamento de maneira restrita, focada no aspecto de interesse, ignorando os possíveis efeitos colaterais e/ou sinérgicos no ecossistema como um todo. Problemas desse tipo são preocupantes por contribuírem substancialmente para a deterioração dos serviços ecossistêmicos, como afirmaram Folke et al. (2007) e Young (2002).

Ainda sobre ajuste funcional, Galaz et al. (2008, p.152) atribuem a ele duas causas principais: comportamento limiar e o efeito cascata. A primeira ocorre quando respostas institucionais são inadequadas às contingências e/ou reduzem a variação nos sistemas, biofísicos, podendo levar a mudanças praticamente irreversíveis no funcionamento do sistema como, por exemplo, uma política que incentiva a sobre exploração de um recurso escasso, em uma velocidade superior ao tempo de reposição, levando, obviamente, ao esgotamento. Já o segundo, deriva da incapacidade institucional de reconhecer, conduzir ou evitar mudanças inesperadas (não intencionais) decorrentes da interação entre os sistemas biofísicos e/ou sociais e econômicos.

Em relação ao ajuste do tipo social, tendo em vista que a performance das instituições depende da extensão em que estas refletem os interesses, valores, crenças e necessidades psicológicas dos grupos envolvidos, Epstein et al. (2015) destacam três dimensões associadas: ajuste entre regras operacionais e contexto social; ajuste entre o processo de formulação das regras e as expectativas e necessidades psicológicas dos “*stakeholders*”; e o ajuste entre instituições e escalas ou níveis de organização social.

O terceiro e último tipo de ajuste institucional considerado por Epstein et al. (2015) é o socioecológico que considera a interação entre instituições e um ou mais atributos do sistema socioecológico associado com um ou mais indicadores de sustentabilidade<sup>20</sup>.

Como discutiu Young (2002), a eficácia das instituições em evitar mudanças ambientais indesejáveis e/ou resolver problemas assim que eles surgem é determinada, consideravelmente, pelo grau em que elas são compatíveis com os sistemas biogeofísicos com os quais interagem.

Deste modo, partindo da visão socioecológica que considera que os sistemas humanos e ambientais devem ser considerados de forma integrada, e que a capacidade funcional dos ecossistemas em produzir bens e serviços ambientais depende da sua resiliência (FOLKE et al., 2002), problemas de ajuste institucional podem levar os sistemas ao colapso. Como diz Young, problemas de ajuste institucional são comuns e muitas vezes difíceis de eliminar, mesmo quando é de conhecimento e do interesse de todos encontrar uma solução para eles (YOUNG, 2002).

Além dos fatores de desajuste institucional já mencionados, dois outros são dignos de nota: o primeiro é o fato do domínio institucional (de governança), em muitos casos, ter sido desenvolvido com uma finalidade que muitas vezes acaba não coincidindo com o aspecto biofísico/ecológico do problema ambiental em questão (FOLKE et al., 2007); o segundo é a falta de uma compreensão sistemática do problema, o que torna “*tentador proceder por analogia e, especialmente, assumir que regimes bem-sucedidos em um contexto funcionarão bem em outros contextos*” (YOUNG, 2002, p. 22), seguindo a lógica indesejada do “*one-size-fits-all*”, amplamente discutida e criticada por diversos autores (CLEMENT, 2012; OSTROM; COX, 2010; OSTROM, 1990).

---

<sup>20</sup> Cabe esclarecer que, para efeito desta pesquisa, o ajuste institucional do tipo socioecológico e a dimensão do ajuste institucional social relativa a escalas e níveis de organização social não foram analisados. Isto se justifica pela inexistência de indicadores de sustentabilidade ambiental associados à gestão dos recursos hídricos na bacia do Rio Paraíba do Sul e pelo fato do desenho institucional dos projetos e sua forma de implementação (vide Capítulo 4) não levar em consideração as formas de organização social, sobretudo locais, não tendo sido, portando, obtidas informações referentes a isso.

Buscando aprofundar a compreensão do problema do ajuste institucional, apresentado aqui de maneira complementar, Young (2002) agrupou as causas (fontes) da falta de ajuste em três categorias principais e que interagem entre si: i) conhecimento imperfeito sobre o ecossistema em questão; ii) constrangimentos institucionais – tais como incompatibilidade entre área jurisdicional e abrangência biofísica do problema ambiental, dificuldades de operacionalização institucional, dependência da trajetória, e diferenças entre “regras no papel” e “regras na prática” (muitas vezes decorrentes do elevado poder de “*agência*” de atores relevantes); e iii) comportamento “captura de renda” – situações em que o interesse privado se sobrepõe ao interesse coletivo ou, nas palavras de Kronenberg e Hubaek (2013), quando “*atores assumem as rendas daqueles que teriam o direito de recebê-las em circunstâncias normais, frequentemente, por manipulação, corrupção ou força*”.

#### 2.4.3 Aspectos Críticos

A abordagem do ajuste institucional é bastante relevante e oportuna por permitir o aperfeiçoamento constante da relação homem - natureza, assegurando, sempre que possível, a resiliência dos ecossistemas e, assim, sua capacidade de continuar gerando os bens e serviços ambientais essenciais à vida, ainda que sob um enfoque “contingencial e normativo”. Por esta razão, foi utilizada para analisar como o mecanismo de PSA vem se desenvolvendo no estado do Rio de Janeiro.

Uma das críticas mais contundentes foi tecida por Bromley (2012) ao argumentar que é problemático pressupor que o homem tem capacidade de prescrever estratégias de enfrentamento prospectivas diante de um mundo complexo e indeterminado, assumindo que as instituições podem ser projetadas para se tornarem “adequadas” aos problemas ambientais. Para o autor, é complicado considerar os problemas como algo exógeno, uma vez que, na prática, instituições, estrutura social e percepções são elementos endógenos à evolução do sistema socioecológico.

Com base nos argumentos levantados por Bromley (2012), Vatn e Vedeld (2012) reconheceram que há um caráter normativo muito forte na abordagem do ajuste institucional por sempre estar associada a algum “objetivo” contra o qual se avalia a ocorrência do ajuste. Ademais, ao se debruçar sobre o trabalho de Young (2002), Vatn e Vedeld (2012) identificaram sobreposições entre os conceitos de “*fit*”, “*interplay*” e “*scale*” (aqui livremente traduzidos como ajuste, interação e escala), o que faz com que problemas de escala e de interação entre diferentes regimes (instituições), não raro, sejam tratados como problemas de ajuste (“*fit*”).

Sobre a normatividade da abordagem do ajuste institucional, Farrell e Thiel (2013) fazem uma análise interessante comparando autores para os quais a normatividade é um elemento exógeno ao estudo, ou seja, traçam suas análises a partir de um conjunto (ou conjuntos) de critérios como referência para o que se considera instituições “adequadas”, com aqueles para os quais a normatividade é endógena ao estudo, ou seja, tratam a normatividade dentro do processo de determinação de adequação como um objeto de estudo.

Por envolver complexidades que permitem diferentes perspectivas analíticas, um outro aspecto crítico da abordagem do ajuste institucional diz respeito ao seu caráter multidisciplinar (ou transdisciplinar). Neste sentido, ao examinar os escritos de Young (2012), Vatn e Vedeld (2012) reconheceram como imperativo um maior aprofundamento (e solidificação) dos aspectos ontológicos e epistemológicos a fim de promover um diálogo mais profícuo entre as diferentes perspectivas teóricas envolvidas, ou seja, “*abordar questões de pluralidade disciplinar de maneira científica e consistente*”.

Pode-se considerar que essa visão transdisciplinar também é corroborada por outros autores, como Lejano e Shankar (2013), que consideram que o ajuste é o resultado de múltiplos processos: troca de materiais, ação política e influências da cultura local. Segundo esses autores, as instituições crescem a partir de um lugar e, em certa medida, exibirão características pertencentes a esse lugar. Por isso a importância de aprofundar o entendimento dos mecanismos de ajuste que, ao contrário do isomorfismo, produzem polimorfismo e, para tanto, é preciso ir além da ideia construcionista de ajuste como legitimidade social – que ocorre no plano simbólico, mas também depende do material –, e também ir além da simples noção ecológica de homeostase – porque as instituições humanas existem em um processo dinâmico de mudança, conflito e resolução.

Para facilitar o desenvolvimento teórico do tema ajuste institucional, Vatn e Vedeld (2012) sugerem uma revisão conceitual do que vem a ser ajuste, seja caminhando para uma conceituação puramente orientada para a estrutura, ou tratando questões de escala e interação como aspectos específicos dentro de um conceito mais amplo, sendo essa última a possibilidade considerada mais factível pelos autores.

Talvez o primeiro passo nessa direção seja a inclusão do simbólico na análise que, de acordo com Stokols, Lejano e Hipp (2013), geralmente é modelada “*the state space in material-thermodynamic terms*”<sup>21</sup> e, como tal, “*podem não fornecer uma base útil para a criação de*

---

<sup>21</sup> Entendido aqui a partir de uma tradução livre como as condições das trocas materiais entre os diferentes tipos de capital dentro do sistema na condição em que ele se encontra.

*intervenções sociais e ambientais destinadas a melhorar a qualidade geral e a viabilidade de um sistema específico”.*

## 2.5 Marco Analítico da Pesquisa

A literatura indica que as análises puramente numéricas e quantitativas de esquemas de PSA acabam sendo limitadas, considerando que o PSA é um mecanismo de gestão de um sistema socioecológico.

Como um mecanismo de governança colaborativa, a eficiência do PSA está diretamente relacionada à qualidade do funcionamento da sua estrutura de governança, o que pode ser medido como propuseram Ansell e Gash (2008) por meio do seu modelo contingencial de governança colaborativa.

Adicionalmente, como o sistema de governança do PSA opera em diferentes dimensões, níveis e escalas, a análise do ajuste institucional que busca identificar o nível de compatibilidade entre os problemas ambientais e o contexto institucional associado (no que tange aos seus aspectos ecológicos, sociais e socioecológicos) passa a ser crucial por permitir que inferências sejam feitas sobre a eficiência, por exemplo, sobre o potencial de geração de adicionalidade dos projetos, aqui considerado um aspecto central.

Considerando a realidade empírica no contexto brasileiro, caracterizado por instituições frágeis, com capacidade limitada que, via de regra atuam de forma descoordenada e estão sujeitas à influência dos grupos de interesse, julgou-se oportuno aplicar no caso concreto essas duas perspectivas teóricas (governança colaborativa e ajuste institucional), a fim de revelar quais são e como atuam os principais gargalos que tornam o PSA no discurso diferente do PSA na prática.

A articulação da teoria com a realidade se deu por meio do exame das categorias de análise, cujas relações com os aspectos teóricos estão indicadas pelas setas na cor preta da Figura 4, a seguir.

A lógica empregada nesta pesquisa parte da premissa que o PSA é uma ferramenta utilizada para afetar positivamente o estoque de capital natural em um dado território. Porém, para o esquema de PSA chegar ao chão, todo um campo institucional precisa se alinhar (e se transformar) para fazer a coisa acontecer, e diferentes perspectivas teóricas podem ser utilizadas para enquadrar a análise disso como visto ao longo deste Capítulo.

Mas, independentemente do ângulo de visão, a qualidade das relações institucionais que afetam o funcionamento da ferramenta e os efeitos dessas relações nos sistemas biogeofísicos são dados observáveis e que podem ser obtidos e analisados.

Nesta pesquisa, a opção teórica foi pelo modelo contingencial de boa governança colaborativa proposto por Ansell e Gash (2008), incluindo as dimensões de ajuste institucional (também tratadas como categorias de análise) sistematizadas por Epstein et al. (2015) e Vatn e Vedeld (2012).

O levantamento das informações e suas análises seguiram uma metodologia construtivista baseada na abordagem hermenêutica-dialética, relativista, como sugerem Guba e Lincoln (2011) e Lejano (2012). Considerando que não há neutralidade na ciência e a influência que o contexto exerce na escolha da ação política e na sua execução, utilizou-se a perspectiva do Institucionalismo Crítico para aproximar a teoria da realidade empírica.

Como previamente abordado na seção 1.5.6, com base na literatura e ao longo do desenvolvimento da pesquisa, se chegou ao quadro analítico apresentado na Figura 4, que apresenta a relação entre as categorias de análise e as variáveis da literatura que estruturam o desenvolvimento do Capítulos 4, que discute os principais aspetos da governança colaborativa e do Capítulo 5, que trata do ajuste institucional, funcionando também como uma espécie de síntese conclusiva da pesquisa.

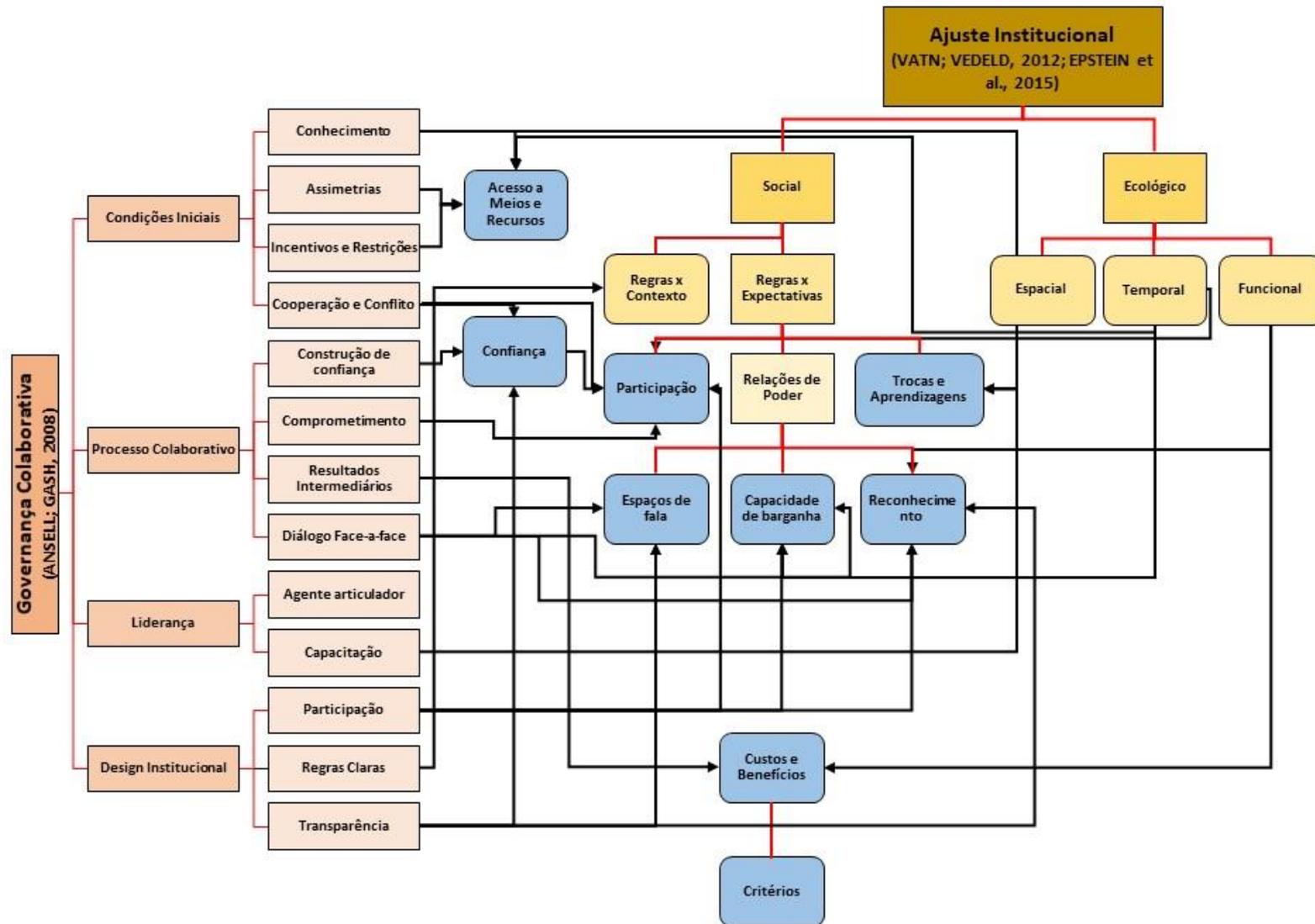


Figura 4. Marco analítico da pesquisa indicando a relação entre as variáveis de uma boa governança colaborativa, conforme estabeleceram Ansell e Gash (2008), e ajuste institucional (EPSTEIN et al., 2015; VATN; VEDEL, 2012) e as categorias de análise definidas para as análises desta pesquisa (retângulos azuis). As setas em preto indicam as relações entre as variáveis e as categorias de análise, que nem sempre são diretas e unidirecionais, principalmente em se tratando do ajuste institucional. Elaboração própria.

### 3 PSA NO RIO DE JANEIRO: ESPAÇO GEOGRÁFICO, CONTEXTO INSTITUCIONAL, EVOLUÇÃO DO CONCEITO

Para colocar a ideia do PSA em prática, não basta apenas vontade política e poder para tomar decisões. É preciso arranjar toda uma conjuntura institucional para materializar os conceitos e os atributos associados a ela, seja atribuindo a ele um enfoque mais instrumental ou estruturante, sob uma ótica de política pública.

O PSA não nasce em um domínio sem instituição (VATN; VEDELD, 2012). Ao contrário, sendo uma inovação em matéria de gestão dos recursos naturais, o PSA emerge dentro de um contexto institucional pré-estabelecido que precisa se adaptar para viabilizar a sua implementação. E como já apontaram Engel, Pagiola e Wunder (2008), esse processo recebe influência das diversas partes envolvidas, influências essas que, de acordo com Vatn (2005, p. 11), atuam como verdadeiros “*constructos*” sociais que irão definir, no limite, o que é “*racional ou, mais precisamente, razoável fazer*”.

O processo de mudança institucional depende das características das instituições, das suas capacidades técnicas e operacionais, dos interesses das partes envolvidas, das relações de força e poder, do discurso e da conjuntura política. Esse conjunto de fatores irão dar forma ao contexto institucional relacionado ao PSA, conseqüentemente, limitando ou potencializando os efeitos esperados com a implementação do mecanismo.

Embora estes aspectos sejam preponderantes, eles são ainda pouco explorados na literatura, que se concentra, predominantemente, nos aspectos mais instrumentais da ferramenta, tal como aqueles pontados por Engel, Pagiola e Wunder (2008), a saber: (i) serviços cobertos e atores envolvidos, (ii) evolução do programa, escala espacial e temporal, custos de transação, (iii) adicionalidade e estabelecimento da linha de base, (iv) permanência, contabilidade e vazamento, (v) estrutura e direcionamento de pagamentos, (vi) efeitos distributivos e (vii) planos e desafios futuros.

A proposta deste capítulo é analisar a trajetória institucional do PSA no Estado do Rio de Janeiro, partindo da gênese do conceito até a sua inserção na pauta da agenda ambiental fluminense, buscando revelar as transformações e os processos ocorridos.

Como uma forma de contribuição para a literatura do PSA, assumiu-se aqui uma perspectiva mais holística do instrumento, como uma ação de política pública, analisando de forma interativa as três dimensões consideradas essenciais da política, como definiu Frey (2000): “*policy*” (dimensão material, referente aos conteúdos concretos da política expressos por meio de leis, regulamentos e normas); “*politics*” (dimensão procedimental, processual, que

circunscreve as relações entre os agentes); e “*polity*” (que envolve a estrutura institucional do sistema político-administrativo).

O processo analítico faz uso da abordagem social construtivista, denominada por Vatn (2005) como institucionalismo metodológico, buscando integrar “*agência*” e estrutura, valores e interesses, que são considerados por ele – e diversos outros autores tais como Lejano (2019), Lejano (2012) e Lejano et al. (2007) – como elementos centrais na análise institucional, por meio de um processo dialético e hermenêutico (LEJANO; LEONG, 2012; GUBA E LINCOLN, 2011).

Não obstante, tomando do Institucionalismo Crítico a abordagem do *bricouler* institucional, buscou-se evidenciar, para além das relações de poder, o papel de atores-chave, as motivações, a influência do contexto e as interações institucionais (CLEMENT, 2012), ou seja, o papel do cotidiano na construção, manutenção e adaptação das instituições (JESPERSEN; GALLEMORE, 2018).

O método de análise visa caracterizar o contexto no qual o PSA emerge e a sua influência na determinação do desenho dos projetos, destacando como o funcionamento do aparato institucional se adapta e, ao mesmo tempo, condiciona as características que o mecanismo utiliza, bem como seus objetivos e seu potencial de geração de resultados ambientais.

Para tanto, buscou-se descrever a trajetória do PSA a partir das narrativas construídas com base na interpretação dos discursos dos atores diretamente envolvidos e das institucionalidades presentes, integrando diferentes escalas e dimensões do sistema socioecológico no qual o PSA se desenvolve.

Este Capítulo está estruturado da seguinte maneira: a primeira parte se dedica a contextualizar o espaço geográfico do Estado do Rio de Janeiro, o padrão de uso e ocupação do solo e em que isso implica em termos de geração de serviços ambientais, a segunda, se dedica a remontar a trajetória institucional da agenda ambiental no Estado, com foco nas instituições de governo que pavimentaram o caminho para a emergência do PSA, a terceira e última seção aborda o processo de institucionalização do PSA, indo da gênese à inserção do tema na agenda ambiental do Estado.

### 3.1 Espaço Geográfico

O Rio de Janeiro está localizado na região Sudeste do Brasil. Tendo como limites os estados de Minas Gerais, Espírito Santo e São Paulo, além do oceano Atlântico. Está totalmente inserido no domínio do Bioma Mata Atlântica, um *hotspot* da biodiversidade e um dos biomas mais

ameaçados do mundo (MYERS et al., 2000).

São 92 municípios distribuídos em uma área de 43.750,427 km<sup>2</sup> (24º estado brasileiro em tamanho). Com uma população estimada, em 2020, em 17.366.189 habitantes, é o terceiro estado mais populoso do país. Dos 96,7% da população que vivem em áreas urbanas, cerca de 70% residem na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, a segunda maior do Brasil, cujo processo de ocupação e expansão configura uma estrutura marcada pela desigualdade socioespacial, que dificulta a sua gestão (SANTOS et al., 2013). E esta desigualdade se estende para o interior do Estado, onde se distinguem dois subespaços bem diferenciados, a região metropolitana e seu núcleo, o município do Rio de Janeiro, e o interior (DAVIDOVICH, 2000), cuja trajetória de ocupação e organização do espaço traz paralelos com o início da história do país, aos tempos do Brasil colônia (SANTANA; DUARTE, 2009).

Em termos político-administrativos, Marafon et al. (2005) destacaram que, historicamente, a malha municipal fluminense se constituiu a partir de disputas de diversos grupos ligados à política local, sem que, no entanto, houvesse qualquer plebiscito popular para que os municípios fossem criados ou emancipados. E, como destacou Melo (1996), a transferência da responsabilidade pela definição dos critérios de criação de novos municípios da esfera federal para a estadual, dada pela Constituição de 1988, imprimiu um ritmo acelerado ao processo de emancipação que, segundo ele, levou a duas ordens de preocupação: impacto fiscal – causado pela multiplicação de estruturas administrativas e instâncias político-institucionais, sem a contrapartida da geração de riquezas; e dificuldades de coordenação federativa do país – existência de um número extremamente elevado de unidades subnacionais.

Em paralelo, outro vetor que conformou o espaço geográfico do Rio de Janeiro foi o papel das exportações, influenciando de forma direta a ocupação e povoamento do território, seja através das áreas de produção propriamente ditas, ou servindo como entreposto para outras áreas produtoras (MARAFON et al., 2005).

Inicialmente, destaca-se a introdução da agricultura canavieira na Baixada Fluminense, principal área produtora de açúcar no Estado do Rio de Janeiro (do século XVI até o século XX). Em geral, o cultivo da cana era praticado nas áreas de mata, em terrenos não embrejados, livres de enchentes, sendo a região de Campos, onde a cultura da cana se consolidou (MARAFON et al., 2005).

A mineração, embora proeminente em Minas Gerais, também acarretou transformações significativas no processo de ocupação do território, visto que, para abastecer a região das minas, assim como para escoar o metal para a metrópole, foi necessário abrir caminhos ligando o litoral à área de mineração.

Já a atividade cafeeira teve início na cidade do Rio de Janeiro ainda na época do império. Era cultivado nas encostas devido à impropriedade do solo nas áreas planas, e ao longo de um período de 60 anos foi se expandindo por diversas regiões até ocupar o vale do Rio Paraíba do Sul, em parte da região Serrana e nas bacias dos rios Pomba e Muriaé, transformando a então província do Rio de Janeiro no maior produtor e exportador de café do Brasil, até quase o final do século XIX (MARAFFON et al., 2005).

Com o depauperamento do solo no Vale do Paraíba, o custo elevado da mão-de-obra escrava e ao aumento da produtividade do café paulista (que empregava mão de obra emigrada da Europa), o café fluminense começou a declinar. Como era cultivado por meio de técnicas pouco eficientes e com elevado custo ambiental, em substituição ao café restou apenas pastagens em solos erodidos e sem nutrientes, quase incapazes de suportar as poucas cabeças de gado, que agora ocupam a maior parte das encostas anteriormente férteis (MAY, FERNANDES, OSUNA, 2019).

A cultura cafeeira acelerou e expandiu o processo de desmatamento do estado, principalmente a partir da segunda metade do século XVIII, e que foi continuado pela expansão das pastagens, queimadas e a demanda de material lenhoso para a produção de energia em atendimento ao processo de industrialização que começava a avançar. E a partir deste histórico que se consolidou o padrão atual de uso e ocupação do solo no estado.

Segundo dados da plataforma MapBiomias<sup>22</sup> (Figura 05), 43,3% do território do estado está ocupado por pastagens, 30,5% por formações florestais e 13,7% por um mosaico entre formações florestais e pastagens. Atualmente, restam apenas 12,4% da cobertura original de Mata Atlântica (SOSMA INPE, 2019). Com 18,7% do seu território formado por florestas primárias e secundárias em estágios inicial, médio e avançado de regeneração, o estado do Rio de Janeiro ocupa uma posição importante, sendo o terceiro estado mais preservado, atrás apenas do Piauí, com 33,9%, e Santa Catarina, com 22,9%. E parte significativa deste percentual se atribui ao relevo escarpado das encostas da Serra do Mar, que impôs limitações à expansão das atividades agrícolas no passado.

De acordo com Bonfim (comunicação pessoal, 2020), são 1.249.634,02ha de área conservada, segundo dados atualizados em fevereiro de 2020, considerando formações vegetais em estágio de regeneração natural inicial, médio a avançado, além de mangue, restinga e

---

<sup>22</sup> Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/>. Acesso em 19/11/2020.

comunidades relíquia. E deste total, cerca de 50% estão protegidos dentro de Unidades de Conservação; os outros 50% em propriedades privadas<sup>23</sup>.

De acordo com o censo agropecuário de 2017, existem no estado 65.224 estabelecimentos rurais (88,76% dedicados à agricultura familiar) ocupando uma área de 2.375.373ha (54,3% do território fluminense). Embora bastante representativa em termos de área, as atividades agrícolas respondem por apenas 0,52% do Produto Interno Bruto do estado, fortemente concentrado no setor de serviços (81,21%) e na indústria (18,57%) (CEPERJ, 2017).

Da área total dos estabelecimentos, 66% são ocupadas por pastagens, 20% por florestas (89% em Reserva Legal e APP), 8% por lavouras e 6% demais usos. Segundo consta, cerca de 80% das propriedades rurais possuem demanda por restauração florestal (IKEMOTO, 2021, informação pessoal) considerando as exigências do Novo Código Florestal (Lei 12.651/12) que, segundo estimativas de Soares-Filho et al. (2014), representam uma demanda por restauração florestal de aproximadamente 187 mil ha.

---

<sup>23</sup> Apontamentos proferidos durante o encontro online webCafé "Conectando conservação e produção para a sustentabilidade", ocorrido em 18/08/2020. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=XAEbVEmHp4E>.

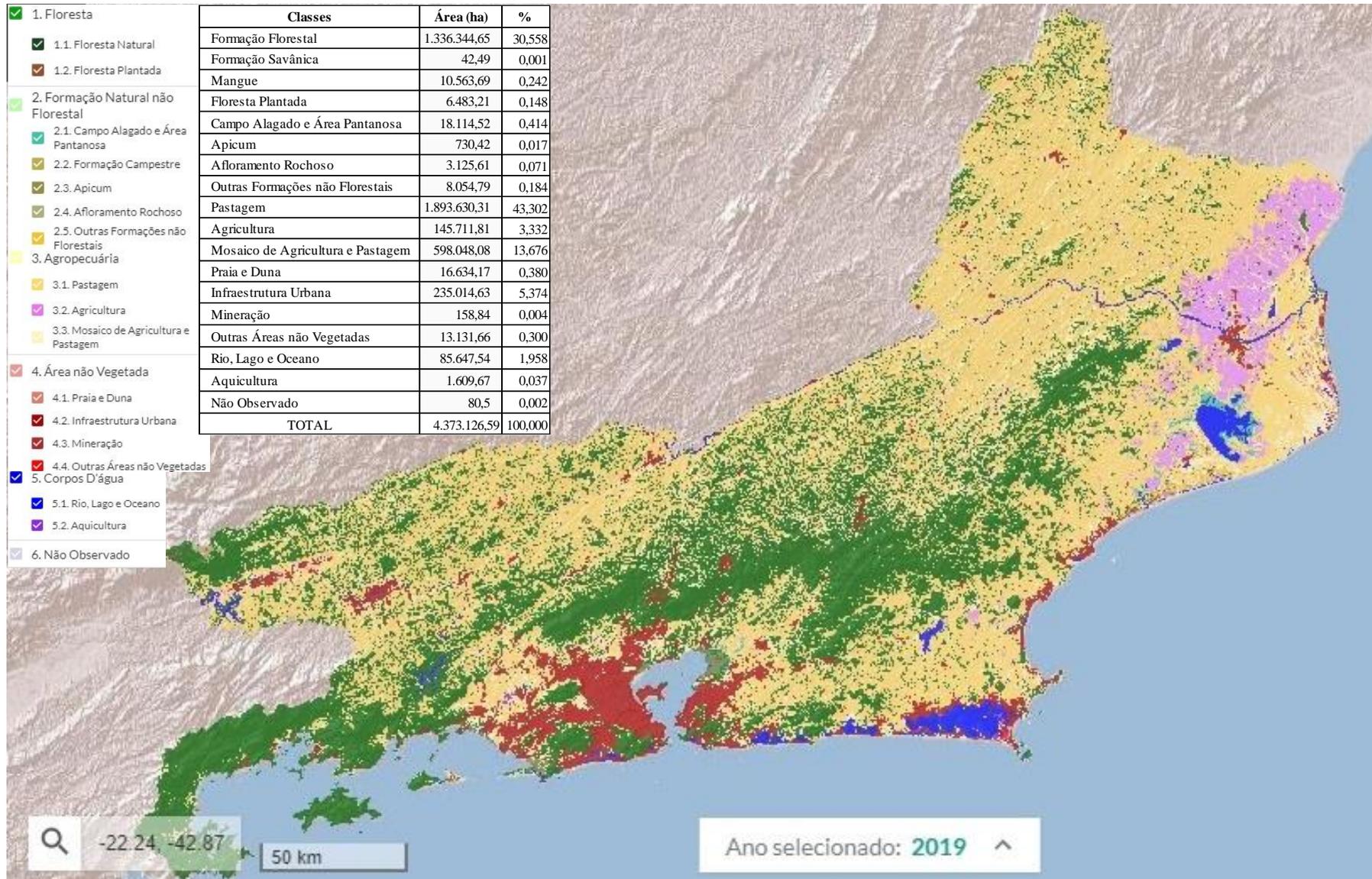


Figura 5. Uso e ocupação do solo no Estado do Rio de Janeiro. Fonte: MapBiomias. Acesso em: 17/11/2020. Adaptado.

### 3.2 Contexto Institucional

De acordo Mahoney e Kathleen (2010), as mudanças institucionais podem ser consequências tanto de choques exógenos, que provocam reconfigurações institucionais radicais, quanto de processos endógenos que, frequentemente, ocorrem de forma incremental, mas podem igualmente influenciar o comportamento humano e moldar de forma substantiva os resultados políticos.

De acordo com as autoras, essas mudanças incrementais podem ocorrer de quatro formas:

- Deslocamento: quando as regras existentes são substituídas por novas regras;
- Estratificação: quando novas regras são anexadas às existentes, mudando as maneiras pelas quais as regras originais estruturam o comportamento, sem introduzir instituições ou regras totalmente novas, mas sim envolvendo emendas, revisões ou acréscimos às existentes;
- Deriva: ocorre quando as regras permanecem formalmente as mesmas, mas seu impacto muda como resultado de mudanças nas condições externas; e
- Conversão: ocorre quando as regras permanecem formalmente as mesmas, mas são interpretadas e implementadas de maneira diferente.

A partir destes modelos de mudança, e do conceito de bricolagem institucional tal qual entendido pelo Institucionalismo Crítico, o contexto institucional ambiental do Rio de Janeiro será analisado, levando em conta os acontecimentos no ambiente internacional e federal que, via de regra, impuseram parte substancial das mudanças no nível estadual e municipal.

De acordo com Moura (2016), a política ambiental federal brasileira começou a ser delineada a partir da década de 30, tendo evoluído, principalmente, a partir da pressão de organismos internacionais multilaterais (Banco Mundial, sistema ONU e movimentos ambientalistas de ONGs).

Fruto deste movimento, foi criada, em 1973, a Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA), vinculada ao Ministério do Interior, preocupada com o problema do controle da poluição industrial e urbana, o que acabou desencadeando na criação das agências em âmbito estadual, como a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), em 1973, em São Paulo, e a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA), em 1975, no Rio de Janeiro.

Além da FEEMA, a estrutura institucional ambiental fluminense contava também com a Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA), criada pelo mesmo decreto<sup>24</sup>, e o

---

<sup>24</sup> Decreto Lei nº 39 de 24 de março de 1975.

Instituto Estadual de Floresta (IEF)<sup>25</sup>.

A SERLA tinha o papel de executar obras de controle de cheias e de regularização de dragagem de rios e lagoas sob domínio do estado do Rio de Janeiro; e a FEEMA tinha por objetivos a pesquisa, controle ambiental, estabelecimento de normas e padrões visando à utilização racional do meio ambiente, bem como treinamento de pessoal e prestação de serviços.

Para Margulis e Gusmão (1997, p. 3), a FEEMA era a agência ambiental mais importante do estado. Nas palavras dos autores,

*“Podendo oferecer salários relativamente generosos à época da sua criação, a Feema foi capaz de atrair e reter por um certo tempo um corpo técnico de excelente qualidade. Por um bom período a Feema foi uma agência ambiental que se destacou no âmbito nacional, tendo sido objeto de reconhecimento internacional pelos trabalhos que desenvolveu no campo da gestão ambiental.”*

Já o IEF tinha como objetivo realizar a política florestal e a conservação dos recursos renováveis. Criado como uma autarquia vinculada à Secretaria Estadual de Agricultura e Abastecimento, foi transformado em fundação desvinculada da Secretaria de Estado de Agricultura e Abastecimento dois anos após sua criação<sup>26</sup>, com personalidade jurídica de direito privado.

Em 1979, as atividades da SERLA foram ampliadas com a criação do Sistema de Proteção dos Lagos e Cursos d’água do estado do Rio de Janeiro, passando a abranger atividades de fiscalização, proteção e conservação dos lagos e cursos d’água sob jurisdição estadual, inclusive das normas federais mediante convênio.

Saindo da escala do Rio de Janeiro, da década de 30 até início da década de 80, na maior parte do mundo ocidental, os estados vinham de uma tendência desenvolvimentista de orientação Keynesiana com forte expansão do gasto público. Porém, mediante a um cenário de grave déficit fiscal, essa tendência foi revertida nos anos 80-90 (TANZI; SCHUKNECHT, 2000), quando começaram a imperar as ideias liberais.

De acordo com Muradian e Cardenas (2015, p. 360), além da crescente influência acadêmica da escola econômica neoclássica, no final da década de 1980, muitos países ocidentais experimentaram uma mudança ideológica, impulsionada pelos governos Reagan (USA) e Thatcher (Inglaterra), onde:

---

<sup>25</sup> Criado pela Lei nº 1.071 de 18 de novembro de 1986.

<sup>26</sup> Lei nº 1.315 de 07 de junho de 1988. O fato das fundações dotadas de personalidade jurídica de direito privado poderem ser instituídas por mera autorização legal, em vez de lei específica, como no caso das autarquias, pode ter sido uma das razões para a escolha deste instituto, considerando que ambos conferem autonomia financeira e administrativa.

*“O conjunto de prescrições de políticas que foram cunhadas como “neoliberais” se espalhou rapidamente por regiões geográficas do mundo, e sua adoção teve consequências duradouras em muitas esferas, incluindo preferências por opções de políticas orientadas para o mercado, direitos de propriedade privada e um papel restrito para o estado”.*

No caso do Brasil, Oliveira (2009, p. 75) destaca que os acentuados desequilíbrios fiscais e financeiros, as constantes ondas de instabilidade da economia e a forte influência de instituições multilaterais como o Banco Mundial, Fundo Monetário Internacional (FMI), Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) serviram como terreno fértil para o florescimento do novo pensamento dominante, o neoliberalismo, que segundo o autor: *“enxerga as ações do estado como causas dos problemas que afetam a eficiência do sistema e, na redução de seu papel e na sua retirada do mundo econômico o caminho para sua salvação”.*

No que tange à dimensão ambiental, Diegues (2008) argumentou que o pensamento neoliberal deu força para o aumento da importância das “megaorganizações” (grandes ONGs internacionais), à medida em que muitos órgãos multilaterais e instituições norte americanas e europeias passaram a financiar diretamente as ONGs, por considerá-las *“representantes da sociedade civil internacional em formação”* e mais confiáveis que as instituições governamentais dos países do Sul, por serem *“não-corruptas e eficazes”*.

Sendo assim, as grandes ONGs internacionais passaram a implantar filiais em vários países do Terceiro Mundo a partir de meados da década de 80, a exemplo da TNC *“que está na América Latina desde a década de 80 e naquele momento, final de 90, início de 2000, tinha três programas no Brasil em vários planos, na Amazônia, no Cerrado e na Mata Atlântica”* (ENTREVISTADO TNC).

No início dos anos 80, a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº 6.939/81) criou o Sistema Estadual de Meio Ambiente (SISNAMA) e estabeleceu os princípios, diretrizes, instrumentos e atribuições para os diversos entes da Federação, sendo considerado por Moura (2016) como um verdadeiro marco na política ambiental do país.

A descentralização das atribuições e o compartilhamento de responsabilidades entre os entes federados constituía-se como um dos princípios norteadores da reforma do setor público naquele período. A descentralização era considerada uma dimensão essencial da democratização nos países recém-democratizados, especialmente na América do Sul, e tinha como principais justificativas a democracia participativa, a preservação de identidades territoriais, a crença no ganho de eficiência alocativa e a possibilidade de surgimento de mecanismo de controle (MELO, 1996).

Seguindo esta tendência, a Constituição Federal de 1988 redefiniu o sistema federativo brasileiro, caracterizado por Shah (2007) como um “*federalismo cooperativo*”, isto é, esferas de governo independentes e autônomas, mas pressupondo a existência de mecanismos de coordenação horizontal e vertical.

Além de dar novas garantias constitucionais e tornar o meio ambiente uma matéria de competência executiva entre União, estados e municípios, a Constituição promoveu uma maior descentralização da política ambiental através da criação de órgãos e secretarias, bem como conselhos estaduais e municipais de meio ambiente.

Mas, se de um lado a descentralização era considerada “*uma dimensão essencial da democratização*”, como reportado por Melo (1996), de outro, ela trouxe um conjunto de efeitos não antecipados e perversos. Melo atribui como causa desses efeitos à inobservância de certos pré-requisitos ao longo do processo de descentralização, tendo como consequência burocracias locais de baixa qualificação, que não têm capacidade institucional de prover adequadamente bens e serviços sociais; transferência de receitas públicas sem responsabilidade de geração de receitas; indefinição e ambiguidade quanto à determinação de competências entre as esferas de governo, devido à generalização das competências concorrentes; porosidade do governo local em relação às elites locais provinciais, acarretando maior corrupção e clientelismo e fragmentação.

Essa visão de Melo é reforçada por Abers e Keck (2009) ao relatarem que no clamor pela descentralização, muitas pessoas não conseguiram reconhecer que o problema da falta de resposta das agências estaduais não foi resolvido simplesmente pela realocação da responsabilidade pelas políticas para as localidades, porque em locais onde o estado não havia fornecido serviços públicos e infraestrutura, não havia nada a devolver.

Outra consequência são as dificuldades de coordenação entre as políticas públicas. Para que a coordenação de diferentes políticas ocorra e tenha êxito, elas precisam compartilhar o mesmo conjunto de ideias a respeito de prioridades, horizontes e estratégias de ação, assim como dispor de um sofisticado aparato institucional que facilite a comunicação no interior do governo, e entre este e o setor privado (LERDA; ACQUATELLA; GOMEZ, 2004). Mas na prática, não é isso o que se observa, principalmente no que se refere à coordenação entre políticas ambientais e agrícolas, como apontou Cunha (2005) (ver Capítulo 2, seção 2.3.2), e externou o Entrevistado Rio Rural:

*“Com a experiência que eu tenho aqui e ao longo da vida, a gente vê que aqui existe uma dificuldade de entendimentos ou de aproximação entre o setor agropecuário e a área ambiental. E aqui no Rio, a gente está num momento em que a gente está buscando soluções para essas questões”.*

Voltando ao tema das mudanças institucionais, o cenário de crise fiscal, a tendência à descentralização e o discurso do neoliberalismo levaram o Governo Federal, no início da década de 90, a implementar a Reforma Gerencial do Estado Brasileiro. Fundado no princípio da eficiência, este modelo gerencialista do Estado abriu caminho para uma onda de enxugamento e desmonte da máquina pública, liberalização da economia, arrocho fiscal e direcionamento do gasto público para o pagamento da dívida externa, com foco no reestabelecimento da confiança por parte dos investidores internacionais (OLIVEIRA, 2009).

Neste contexto, a SERLA e a FEEMA foram transformadas em autarquias<sup>27</sup>, o que lhes conferia autonomia administrativa e financeira. Porém, como o Rio de Janeiro vivia um esvaziamento econômico regional, em grande parte motivado por divergências políticas em relação ao Governo Federal, e assim como os demais entes federados tinha uma forte dependência das transferências fiscais da União, sua capacidade de planejamento e execução governamental era extremamente reduzida, e as condições institucionais das agências ambientais refletiam isso.

Neste sentido, Margulis e Gusmão (1997) assumindo existir uma correlação positiva entre nível salarial e importância institucional, demonstraram a perda de prestígio da FEEMA, entre 1975 e 1996 (Figura 06), que teve ainda como um elemento adicional a aposentadoria de seu quadro técnico mais qualificado, como também alguns escândalos de corrupção e negligência (MAY; OSUNA; FERNANDES, 2019).

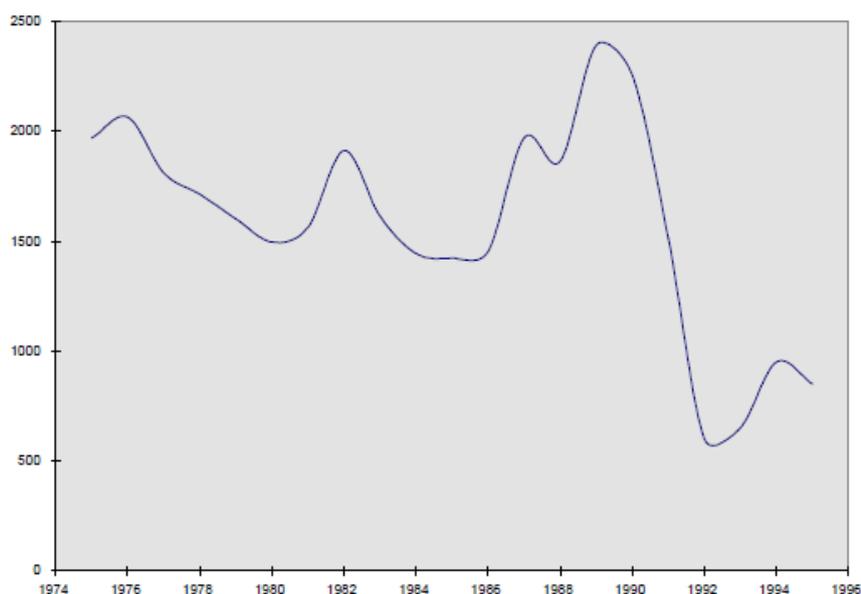


Figura 6. Evolução do salário médio real da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA). (Fonte: Margulis e Gusmão, 1997). A unidade do eixo Y não foi especificada no original, porém, segundo informações obtidas diretamente junto aos autores, tratam-se de valores reais.

<sup>27</sup> Lei 1.671 de 21 de junho de 1990.

A curva salarial média traçada pelos autores apresenta uma acentuada tendência de queda, atingindo o patamar mais baixo no início dos anos 90, o que, pelo visto, não parece ser mera coincidência. Embora os autores tenham analisado a FEEMA, suas observações podem ser perfeitamente generalizadas para a SERLA e o IEF, que além de compartilhar da mesma natureza jurídica e da mesma relação de subordinação ao Poder Executivo, gozavam ainda de menor prestígio, já que o grande carro-chefe da agenda ambiental sempre foi, e continua sendo, o licenciamento ambiental.

Sobre o IEF, por exemplo, Silveira-Filho (2012, p. 138) conclui que, em boa parte do período de sua existência, o órgão “*sofreu com a escassez de recursos humanos e financeiros, tendo um rebatimento com as mudanças do quadro técnico*”.

Para Margulis e Gusmão (1997), o desprestígio institucional gerou perda de produtividade e absenteísmo, em grande parte justificado pela necessidade de os servidores diversificarem suas atividades para complementar o orçamento doméstico. E, se de um lado pesava o corpo técnico desvalorizado, desmotivado e com baixa produtividade; de outro, ainda tinha o excesso de burocracia. Qualquer empreendimento cujas interferências envolviam mais de uma agenda, obrigatoriamente originava um processo administrativo em cada órgão competente, o que tornava os processos ambientais demasiadamente lentos e burocratizados, causando insatisfação na sociedade e no ambiente político.

Mas a partir de meados da década de 1990, a situação do estado começou a melhorar. A expansão das atividades petrolíferas e as mudanças na legislação ampliaram substancialmente o volume de recursos carreados para o Estado e para vários de seus municípios (SILVA, 2017).

### 3.3 Política Estadual de Recursos Hídricos

Em 1997, a Lei 9.433/97 cria o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos e, dois anos depois, o Rio de Janeiro institui a sua Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei 3.239/99), seguindo quase que integralmente o texto da lei federal.

Para Braga et al. (2006), a política de recursos hídricos trouxe conceitos inovadores no que concerne à organização do setor de planejamento e gestão das águas, institucionalizando a participação dos diferentes atores envolvidos e interessados nessa questão (BRAGA et al., 2006), passando o Poder Público a não ter mais a maioria dos votos nos comitês de bacia (MACHADO, 2002). Nesta mesma linha, Lima, Abrúcio e Silva (2014) ressaltam que a criação do comitê de bacia foi uma grande inovação institucional combinando descentralização, participação social, financiamento e articulação intergovernamental entre estado e sociedade.

Um outro aspecto inovador da política hídrica foi a utilização da cobrança pelo uso da água como um instrumento de caráter econômico, com o objetivo de induzir a racionalização do uso da água, estimular a não poluição e aportar recursos para financiar o programa de investimentos da bacia (BRAGA; BRAGA, 2006).

Como se observa, o modelo de governança adotado pela política de recursos hídricos converge para o modelo de governança híbrida proposto por Lemos e Agrawal (2006) que sugeriu uma forma de tripé, baseado no estado-mercado-comunidade.

Entretanto, como ressaltou Seroa da Motta (1998), considerando como objetivos da cobrança o financiamento da gestão dos recursos hídricos e redução das externalidades ambientais negativas, do ponto de vista econômico, transformar o valor da água em um preço ótimo para o financiamento da gestão pode não representar, necessariamente, o preço adequado para atendimento de objetivos ambientais e vice-versa. Não obstante, como discutiu o autor, na ausência de preços adequados, muito provavelmente, a alocação dos recursos naturais será ineficiente (o que se observará, por exemplo, em relação ao consumo médio per capita de água no Rio de Janeiro, o maior do país, e que não apresentou tendência de queda após a institucionalização da cobrança).

Com o advento da Lei das Águas (Lei 9.433/97), além de continuar fiscalizando e fazendo a gestão dos recursos hídricos, a SERLA passou a assumir o papel de consolidação do Sistema Estadual de Gestão dos Recursos Hídricos, qual seja: apoiar a criação e o funcionamento dos Comitês de Bacia (CBH); do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERHI); fazer a gestão do Fundo Estadual de Recursos Hídricos; implementar as Agências de Água (o que na prática só aconteceu em 2010, através da criação da figura das Entidades Delegatárias das Funções de Agência de Água) e a desenvolver e implementar os instrumentos de gestão previstos no artigo 5º da Lei 3.239/99.

Em termos práticos, como a atuação da SERLA estava concentrada na concessão de outorgas e na execução de obras de macrodrenagem, seu papel em termos de gestão e planejamento dos usos dos recursos hídricos era ainda muito incipiente. E a observação feita por Lima, Abrúcio e Silva (2014) para a esfera federal, de que as transformações impostas pela política hídrica, agregando novas funções e criando novas institucionalidades, não deixava claro como seria a governança do sistema, ou seja, como seria feita a interligação da formulação à implementação. Esse contexto também se aplica ao Estado do Rio de Janeiro.

Sem condições plenas de tocar essa “nova” agenda, a SERLA contou com o apoio da Agência Nacional de Águas e começou, gradativamente, a dar estruturação ao Sistema Estadual de Recursos Hídricos. A partir dos anos 2000 ajudou a criar os primeiros comitês de bacia e,

pegando carona na implementação da cobrança pelo uso da água na bacia do Rio Paraíba do Sul, cuja bacia hidrográfica abarca cerca de 50% do território fluminense, instituiu em 2004, por meio de lei, a cobrança em todo o seu território.

### 3.4 Instituto Estadual do Ambiente - INEA

A partir de 2007, o Governo do Estado deu início a uma grande reforma administrativa. Reduziu de 32 para 19 o número de secretarias, reuniu atribuições correlatas em um mesmo órgão, como foi o caso na criação da Secretaria de Estado, Planejamento e Gestão (SEPLAG), e fundiu sete entidades da administração indireta em apenas três, com destaque para a extinção da SERLA, FEEMA e IEF, através da criação do Instituto do Estado do Ambiente (INEA), subordinado à Secretaria de Estado do Ambiente.

Neste período, o contexto político e econômico do Brasil era bastante singular e o Rio de Janeiro vivia, talvez pela primeira vez, um estreito alinhamento político com o Governo Federal. Foi uma época de grandes investimentos no estado, dos quais destacam-se a construção da Companhia Siderúrgica do Atlântico (CSA) - 4,2 bilhões de euros; a instalação do Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ) - R\$ 14,6 bi; o Complexo do Porto do Açu - R\$ 8,3 bi; a Usina de Angra 3 - R\$ 4 bi; a reurbanização da área portuária da capital fluminense - R\$ 3,5 bi; a implantação do Arco Metropolitano - R\$ 1,2 bi; a reforma do Maracanã - R\$ 700 milhões; além de obras do Governo Federal relativas ao Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) que, apenas entre 2007 e 2010, investiu no estado R\$ 125,7 bi. Além desses empreendimentos, também ocorreram grandes eventos como os Jogos Militares de 2011, a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável – Rio+20, em junho de 2012, e a visita do papa em julho de 2013, para o Congresso da Juventude Católica.

A criação do INEA, que se consolidou em 2009, significou uma profunda mudança institucional na área ambiental. Embora desejada por uns, era refutada por outros, sobretudo por quem corria o risco de perder posições de hierarquia. Cabe lembrar que, por mais que estivessem vindo de um processo longo de fragilização, SERLA, FEEMA e IEF eram instituições consagradas, com trajetórias institucionais consolidadas, e que estavam agora sendo fundidas por força de uma vontade política, onde não se tinha muita clareza de como seria a sua estrutura e o seu funcionamento.

Fato é que a configuração das posições de liderança e relações de poder dentro do INEA foram bastante favoráveis para agenda azul (gestão dos recursos hídricos), em especial. A presidência do INEA foi assumida pelo presidente da SERLA, que era uma pessoa com perfil

técnico e experiência na área de recursos hídricos, e que gozava de liberdade para indicar seus diretores, deixando a Diretoria de Gestão das Águas e do Território a cargo de uma profissional com perfil acadêmico, extremamente qualificada, que tinha inclusive experiência como consultora do Banco Mundial na área de governança dos recursos hídricos, imprimindo uma gestão eminentemente técnica e voltada para a obtenção de resultados finalísticos, sempre que possível, adotando uma abordagem mais ecossistêmica em relação aos problemas ambientais e suas eventuais soluções.

Não obstante, Acselrad, Azevedo e Formiga-Johnsson (2015) consideram que o INEA teve uma contribuição significativa para a consolidação do sistema estadual de recursos hídricos, com destaque para a estruturação dos comitês de bacia, que passaram, todos os nove (FIGURA 07), a dispor de uma entidade delegatária das funções de agência de bacia.

O INEA também foi importante por promover avanços no desenvolvimento dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, a exemplo da elaboração do primeiro Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERHI (aprovado pelo CERHI em 2014), que buscou lançar um olhar diferenciado sobre o uso dos recursos hídricos no estado a partir de temas técnicos estratégicos para a gestão<sup>28</sup>. O ganho de escala dado ao volume de recursos gerados pela cobrança pelo uso da água a partir de 2009 – embora iniciada em 2004 –, foi dado pelo setor de saneamento. Maior usuário de água no estado, começou a pagar graças a uma complexa costura política capitaneada pelo INEA (ACSELRAD, 2009) que fez com que a arrecadação média anual do FUNDRIH saltasse de R\$ 10 milhões para R\$ 40 milhões, gerando um volume acumulado de mais de R\$ 400 milhões, cuja execução ainda é um gargalo, sobretudo pela indisponibilidade de projetos.

Recentemente, mais precisamente em 05/03/2021, foi publicado o Decreto Estadual Nº 47.505/2021, que permite o repasse automático dos recursos do FUNDRIH aprovados pelos comitês para as entidades delegatárias aplicarem em seus contratos de gestão, desburocratizando a gestão e dando maior celeridade ao diminuir os trâmites administrativos.

Como será discutido em detalhes na próxima seção, existiam duas experiências de PSA em andamento no estado. Naquele momento, eram elevadas as expectativas e os interesse dos

---

<sup>28</sup> A elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERHI) foi norteada por sete temas estratégicos: 1) Elaboração de estudos hidrológicos e de vazões extremas; 2) Avaliação da rede qualiquantitativa para a gestão das águas no Estado do Rio de Janeiro; 3) Áreas vulneráveis a eventos críticos; 4) Avaliação das fontes alternativas para abastecimento do Estado do Rio de Janeiro; 5) Impactos sinérgicos dos aproveitamentos hidrelétricos localizados no Estado do Rio de Janeiro; 6) Avaliação do potencial hidrogeológico dos aquíferos localizados no Estado do Rio de Janeiro; e 7) Avaliação da intrusão salina. Disponível em <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/GESTAODEAGUAS/InstrumentosdeGestodeRecHid/PlanosdeBaciaHidrografica/index.htm#ad-image-0>. Acesso em 17/07/2021.

atores sobre o tema, e não existia um marco regulatório (em nível federal e estadual) que desse segurança jurídica para a implementação do mecanismo – sobretudo em relação aos pagamentos diretos aos proprietários rurais com recursos de origem pública. Deste modo, acabou se formando uma “*policy network*” envolvendo atores do governo, da sociedade, dos Poderes Executivo e Legislativo, que compartilhavam valores comuns e tinham, acima de tudo, o desejo de dar ganho de escala ao PSA.

Como ressaltaram Castro, Young e Pereira (2018), mesmo diante da ausência de uma diretriz em nível federal (que tinha projetos de Lei relacionados ao PSA desde 2007), diversos estados e municípios vinham se antecipando e elaboraram suas normas jurídicas, e desenvolveram programas com a pretensão de utilizar o PSA como uma maneira de proteger e garantir diferentes serviços ambientais.

O Amazonas foi o primeiro estado a promulgar uma lei de PSA no país, em 2007, seguido pelo Acre e Espírito Santo, que aprovaram suas leis em 2008. São Paulo e Santa Catarina vieram na sequência, em 2010. Em meio a essa conjuntura, associado ao poder de “*agência*” da presidência do INEA e ao acesso direto ao Governo do Estado, acabou sendo publicado o Decreto 42.029, de 15 de junho de 2011. Este, ao regulamentar o PROHIDRO, institucionalizou o PSA através da criação do Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais (PRO-PSA).

Além de ser uma forma de tirar o PROHIDRO do papel, já que este era o único instrumento de gestão das águas que ainda não havia sido colocado em prática, o caminho encontrado foi muito mais rápido e simples do que a aprovação de uma lei. Como exemplo, desde 2014 tramita na Assembleia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro o Projeto de Lei nº 2.867/14 que cria o Programa Estadual de Pagamentos por Serviços Ambientais de Reciclagem. Desde 2015, tramita também o Projeto de Lei nº 453/15 que institui a Política Estadual de Serviços Ambientais.

Interessante destacar a observação de Castro, Young e Pereira (2018), de que dos dez estados com políticas de PSA, até 2016, o estado da Bahia foi o único que deu foco para a adicionalidade, ao determinar que as atividades de preservação, recuperação ou conservação do meio ambiente a serem gratificadas pelos programas de PSA sejam executadas além das exigências legais, previstas no código florestal (Lei Nº 12.651).



Em relação à agenda verde, das 38 Unidades de Conservação estaduais (com base em dados de 2018<sup>29</sup>), 15 foram criadas após a institucionalização do INEA (10 de proteção integral e 5 de uso sustentável), sendo que uma foi recategorizada e quatro tiveram suas áreas expandidas. Dos 477.339 ha de áreas protegidas por Unidades de Conservação estaduais, 104.930,66 ha foram incorporados após a instituição do INEA (21,9%). Outra conquista importante foi o fato de cada unidade de conservação passar a dispor de um responsável (um chefe de unidade), que até então não existia (FIRMINO, comunicação pessoal, 2021).

Embora esses números demonstrem um avanço positivo nesta agenda, como destacou Silveira-Filho (2012) eles demonstram também o forte viés conservacionista da política florestal fluminense, cujo “*arcabouço legal estadual existente possui forte marca para com as ações de comando e controle e para a administração de florestas, no que diz respeito à criação de Unidades de Conservação, com existência de pouca norma indutora das atividades florestais*”.

Embora existam iniciativas interessantes como a criação do Banco Público de Áreas para Restauração (BANPAR)<sup>30</sup>, com vistas a facilitar a aproximação entre os empreendedores que possuem compromissos ambientais dos proprietários de terras com interesses em restauração florestal; a criação do Portal da Restauração Florestal<sup>31</sup>; e o Projeto Olho no Verde, que promove o monitoramento sistemático dos remanescentes florestais por imagem de satélite, detectando automaticamente alertas de desmatamento no estado, tendo gerado mais de 1400 ações de fiscalização, não se percebe uma ação política mais voltada para o manejo e uso sustentável dos recursos florestais, como afirmou Silveira-Filho (2012) e ratificou o Entrevistado INEA 1:

*“Não tem política florestal formalmente instituída no Rio de Janeiro! A lei da silvicultura econômica por exemplo é ruim porque ela desincentiva. É muita burocracia impondo dificuldades para legalizar um plantio simples de poucos hectares de eucalipto. E se você não tem a base técnica, que é assistência técnica e extensão rural no campo, não tem incentivo econômico e não tem uma política legal, que política você tem? Mas a gente tem um monte de iniciativas, de “caquinhos” de política, de instrumentos. Por exemplo, a nossa resolução 143 que trata da restauração, a resolução de coleta de sementes dentro de uma unidade de conservação, a resolução da política de doação de mudas, nossa resolução do manejo florestal sustentável, nossa resolução para sistemas agroflorestais. Mas isso tudo não foram ações coordenadas do órgão que tem a função de elaborar a política ambiental, que seria a Secretaria, foram coisas que foram surgindo de baixo para cima devido às nossas necessidades.”*

<sup>29</sup> Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/biodiversidade-territorio/sobre-as-ucs/>. Acesso em 08/03/2020.

<sup>30</sup> Resolução INEA Nº 140, de 20 de julho de 2016. De acordo com dados de 2020, constam cerca de 131 propriedades cadastradas disponibilizando um total de 8.196,75 ha, dos quais 536,54 já foram mobilizados para a restauração.

<sup>31</sup> Disponível em: <https://www.restauracaoflorestalrj.org/>. Acesso em 04/07/2021.

Já em relação à agenda marrom, o INEA reformulou o Sistema de Licenciamento Ambiental (SLAM), que até então utilizava o modelo de licenciamento desenvolvido pela FEEMA em 1975 e, mais recentemente, lançou um aplicativo de celular, que busca tornar mais ágil e desburocratizado o processo de enquadramento da atividade, e um novo portal de licenciamento, para facilitar a interface com os usuários.

O ingresso de novos servidores com a criação do INEA, que desde sua fundação realizou dois concursos públicos, foi importante para repor e oxigenar o quadro funcional. Ingressando basicamente profissionais jovens, muitos recém-formados, houve um ganho motivacional dentro da agência, além da agregação de competências, sobretudo no que diz respeito a uso de novas tecnologias e meios de análises computacionais.

E visando o fortalecimento institucional do INEA através da “blindagem” do uso político da máquina pública, diversos cargos em comissão que não tinham alocação específica foram distribuídos e passaram a ser vinculados por setor, como uma maneira de dificultar o enfraquecimento das áreas.

Mas apesar das conquistas e avanços, o INEA ainda enfrenta grandes desafios, seja de ordem técnica e operacional, seja de ordem institucional. Em termos técnicos-operacionais, Acelrad, Azevedo e Formiga-Johnsson (2015) destacaram como desafios a operacionalização plena do FUNDRHI e a indução de um uso mais racional da água.

Sobre o FUNDRHI, como o volume de recursos arrecadado supera a capacidade de execução dos comitês, os valores vão se avolumando e isso gera uma “cobiça” constante de contingenciamento por parte do Governo do Estado, sobretudo em momentos de déficit fiscal. Neste sentido, vale destacar que, em 2017, a Justiça estadual arrestou os recursos do fundo e, em dezembro de 2019, a Assembleia Legislativa do Rio aprovou a proposta de Emenda Constitucional 31/19 do Poder Executivo, que desvincula as receitas de vários fundos, dentre eles, até 30% do FUNDRHI e até 50% do Fundo Estadual de Conservação Ambiental e Desenvolvimento Urbano (FECAM) pelo período que durar o estado de Calamidade Financeira do Estado.

Outro desafio importante diz respeito ao consumo e desperdício de água. De acordo com dados de 2018 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)<sup>32</sup>, com um consumo médio de 254,9 l/hab./dia, o Rio de Janeiro apresenta o valor mais alto da federação, 39,6% acima da média da macrorregião Sudeste e 64,6% acima da média do país (o que revela que a cobrança não foi suficiente para racionalizar o uso da água no

---

<sup>32</sup> Disponível em: [http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico\\_AE2018.pdf](http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico_AE2018.pdf). Acesso em: 12/11/2020.

estado).

Tendo em vista que a Organização Mundial da Saúde considera entre 100–200 l/hab./dia<sup>33</sup> um nível ótimo de acesso, verifica-se que o desperdício de água no Rio de Janeiro é considerável, não tendo sido a cobrança pelo uso dos recursos hídricos suficiente para racionalizar o uso, como previu o legislador e discutiu Seroa da Mota (1998).

Já em termos institucionais, assim como a grande maioria das instituições públicas da administração direta e indireta, o INEA se revela um órgão ainda extremamente frágil do ponto de vista político. Apesar de ter gozado de prestígio e liberdade de atuação quando da sua criação, se mostra na verdade sem praticamente nenhuma estabilidade organizacional, tendo passado por inúmeras mudanças estruturais, muitas das quais sem ganhos detectáveis de melhoria.

Ao longo dos seus pouco mais de dez anos de história, já foram publicados onze decretos<sup>34</sup> alterando sua estrutura e funcionamento, sendo três apenas no primeiro ano, reorganizando os diferentes setores e funções, o que até se justifica dada a necessidade de aprimorar o desenho institucional a partir da própria experiência prática.

Além de mudanças menos substanciais, como fusão de cargos e alterações de nomenclatura, também ocorreram mudanças estruturais significativas. Em 2015, por exemplo, foi dado início ao processo de esvaziamento da Diretoria de Gestão das Águas e do Território através da sua transformação em Diretoria de Segurança Hídrica e Qualidade Ambiental. E, em 2017<sup>35</sup>, foram extintas a Superintendência da Baía de Sepetiba (passando de nove para oito o número de superintendências) e diversos setores da Diretoria de Segurança Hídrica e Qualidade Ambiental<sup>36</sup>.

Especificamente em relação aos recursos hídricos, as transformações foram particularmente importantes, uma vez que toda a estrutura que havia sido projetada para o INEA viabilizar a efetivação dos princípios e diretrizes da política estadual de recursos hídricos, agregando valor àquilo que a SERLA vinha fazendo, foi praticamente

<sup>33</sup>

Disponível

em:

[https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2011/9789241548151\\_ch05.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/9789241548151_ch05.pdf). Acesso em 06/12/2020.

<sup>34</sup> Decretos Estaduais: 41.628/09; 42.062/09; 42.168/09; 42.778/10; 43.390/11; 43.921/12; 44.552/14; 45.430/15; 45.585/16, 46.037/17 e 46.619/19.

<sup>35</sup> Decreto Estadual nº 46.037, de 05 de julho 2017.

<sup>36</sup> Extinção do Serviço de Apoio a Colegiados; Serviço de Apoio Administrativo aos Comitês; Gerência de Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos e seus Serviços de Planejamento e Informação das Águas e de Cadastro e Cobrança pelo Uso da Água; Núcleo de Amostragem de Qualidade das Águas; Serviço de Análises Ecotoxicológicas; Serviço de Análises Instrumentais; Coordenadoria de Planejamento e Projetos Estratégicos e o Serviço de Planejamento e Avaliações de Recursos Hídricos; Núcleo de Apoio Técnico-Operacional; Núcleo de Estudos, Planejamento e Monitoramento Ambiental e Assessoria de Qualidade do Ar.

desarticulada. Apesar da resistência do corpo funcional e de diversos atores do sistema de gestão de recursos hídricos, com destaque para os representantes dos comitês de bacia, essas mudanças foram impostas pelo Secretário de Estado do Ambiente<sup>37</sup>, utilizando como justificativa o ambiente de incertezas gerado pelo agravamento da crise fiscal do estado, que implicou na redução da estrutura e fusão de diversas instituições.

E a desestruturação da agenda hídrica só não foi mais intensa porque a estrutura do sistema de gestão de recursos hídricos, que envolve todo um conjunto de colegiados participativos e descentralizados (CBHs e CERHI), estava em franco funcionamento (e em grande parte devido ao fortalecimento daqueles colegiados, incentivado pelo próprio INEA).

Mas, se por um lado parte dessas transformações fazia sentido dentro do discurso de contenção de gasto, por outro, além de não necessariamente ter implicado em redução de despesas, o que se observa foi a centralização de poder e a submissão da instituição à uma agenda política.

Aqui cabe evocar o conceito da “lei de ferro das oligarquias” proposta por Mitchels<sup>38</sup>:

*“Qualquer organização social de maiores dimensões (não só os partidos) tende a se converter em uma oligarquia, passando a ser governada por uma reduzida camada de dirigentes, que se afasta dos interesses da massa a quem deveria representar”.*

De acordo com Ribeiro (2014), a “lei de ferro das oligarquias” se operacionaliza por meio de dois eixos: baixo grau de renovação das instâncias dirigentes e o divórcio de opiniões entre líderes e liderados. Se de um lado a livre nomeação e exoneração dos dirigentes do INEA (prerrogativa do Chefe do Poder Executivo Estadual) significa uma instabilidade da classe dirigente, que muda a cada gestão, de outro, é preciso considerar que os ocupantes de cargos governamentais não são agentes perfeitos do público em nome do qual assumem responsabilidades, não agindo, portanto, de acordo com o melhor interesse dos cidadãos, como salientou Przeworsky (1995, p.77), segundo o qual, “à medida em que as compensações privadas aumentam, elas começam a tomar espaço dos benefícios públicos” levando os burocratas a “escolher alternativas que maximizem sua satisfação”.

Embora a concentração de poder não necessariamente signifique diminuição da qualidade dos serviços, é bom lembrar que os cargos do primeiro e segundo escalão de

---

<sup>37</sup> Preso em 2019 pela Operação Furna da Onça, deflagrada pela Polícia Federal, acusado dos crimes de associação criminosa e corrupção passiva: <https://g1.globo.com/rj/rio-de-janeiro/noticia/2019/05/23/trf-2-julga-se-deputados-do-rj-presos-na-furna-da-onca-devem- virar-reus.ghtml>. Acesso em 11/11/2020.

<sup>38</sup> *Para uma sociologia dos partidos políticos na democracia moderna*, segunda versão publicada em 1925.

agências como o INEA são, via de regra, ocupados por indicados políticos, que têm nesses cargos sua fonte de renda, e neles se mantêm à medida em que atendem aos interesses de quem os indicou.

Além de restar claro ser esta uma das fontes do divórcio de interesses, como assinalou Ribeiro (2014), se não a própria materialização da “lei de ferro da oligarquia”, esta prática subordina as decisões estratégicas e o poder de influência na tomada de decisão a quem tem interesses predominantemente políticos e detém pouco ou quase nenhum conhecimento na área, uma disfunção que gera desmotivação, desconfiança e prejuízos ao engajamento e o ao senso de pertencimento dos servidores de carreira.

Sofrendo alterações a cada mudança de governo, via de regra perpetradas de forma autocrática e sem considerar seus efeitos práticos e operacionais, ou seja, aparentemente mais motivadas por interesses político-partidários do que por demandas reais, o INEA se apresenta como uma instituição não consolidada, frágil e completamente refém do “estilo de comportamento político” dos governantes, ou seja, aqueles fatores culturais, padrões de comportamento político e atitudes dos atores que explicam o processo político para além da “*policy*”, “*politics*” e “*polity*” (FREY, 2000).

Hochstetler e Keck (2007 apud ABERS; KECK, 2009), ressaltaram o dilema imposto pelas constantes reestruturações das agências ambientais, cuja redefinição contínua de foco de ação traz para a esfera pública elementos de incerteza e indefinição que os atores políticos precisavam levar em conta ao alocar esforços e recursos.

Não obstante, uma modificação positiva foi a criação do cargo de Diretor Adjunto<sup>39</sup>, estabelecendo que sua ocupação seja exclusivamente por funcionários de carreira da instituição, com o intuito de formar lideranças e, ainda que de maneira tímida, possibilitar a continuidade das ações e políticas implementadas pelo INEA.

Mas no que tange os servidores, que no limite é quem faz o INEA ser INEA, na condição de biólogo concursado, o que se observa hoje é um quadro funcional bastante desgastado, desestimulado e sem perspectivas, mas que ainda mantém a qualidade do trabalho única e exclusivamente por amor à causa.

A ausência de um Plano de Cargos e Salários adequado; o congelamento dos salários que atualmente encontram-se depreciados pela inflação em cerca de 40%; a elevação da contribuição previdenciária de 11% para 14%; a suspensão da contagem de tempo de serviço para progressão na carreira e incidência de adicionais (triênio), em decorrência da

---

<sup>39</sup> Decreto Estadual nº 46.037/17.

Lei Complementar 173/2020; e tendo presenciado a prisão de quatro dos últimos cinco governadores por motivos de corrupção, ajuda a explicar a ausência de entusiasmo que outrora foi realidade na instituição.

Uma vez estabelecido um panorama da estrutura institucional ambiental do estado do Rio de Janeiro em seu nível mais macro, é importante caracterizar, ainda que de maneira breve, o funcionamento do sistema de gestão de recursos hídricos, no qual o mecanismo de PSA encontra-se aderido.

### 3.5 Introdução do PSA na Agenda Política

Nesta seção, foi empreendido um esforço de remontar a história do surgimento e o desenvolvimento do conceito de PSA no Rio de Janeiro, até a sua efetiva materialização através do Projeto Produtores de Água e Floresta do Guandu – PAF Guandu e do Fundo de Boas Práticas Socioambientais em Microbacias – FUNBOAS, que foram as primeiras experiências de PSA do estado.

Como praticamente não existem informações publicadas sobre o processo de desenvolvimento do mecanismo de PSA no estado, as principais fontes de informação foram as entrevistas realizadas com pessoas que tiveram envolvimento direto na fase inicial de concepção, desenho e implementação dos projetos, com destaque para os que pertencem (ou pertenceram) às seguintes instituições: Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA), Comitê de Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, Guandu-Mirim e da Guarda (CBH Guandu), Prefeitura Municipal de Rio Claro, *The Nature Conservancy* (TNC) e Consórcio Intermunicipal Lagos São João.

#### 3.5.1 PAF Guandu

Conforme será apresentado, o período aqui discutido vai de 2004, quando o tema PSA começou a ser debatido por diferentes instâncias relacionadas à área ambiental, a 2009, quando houve a aprovação do apoio do comitê Guandu ao Projeto PAF Guandu, e foi celebrado o Termo de Cooperação Técnica, que viabilizou a implementação do projeto.

Como veremos, a ascensão do PSA como um tema dentro da agenda política ambiental reunia aqueles fatores considerados por Hannegan (2009, p. 119) como essenciais para a construção bem sucedida de um “problema ambiental”, a saber: autoridade científica para a validação dos argumentos; existência de popularizadores que podem combinar ambientalismo e ciência; atenção da mídia, na qual o problema é “estruturado” como novo

e importante; dramatização do problema em termos simbólicos e visuais; incentivos econômicos para uma ação positiva; e recrutamento de um patrocinador institucional garantindo legitimidade e continuidade.

Primeiramente, cabe discorrer sobre o Instituto Terra de Preservação Ambiental (ITPA), por ter sido ele o principal condutor do processo de formação da “*policy network*” em torno da ideia do PSA, vindo a atuar, na sequência, como a entidade executora do projeto Produtor de Água e Floresta do Guandu (PAF Guandu).

O ITPA era uma ONG de atuação local, sediada no município de Miguel Pereira, com forte envolvimento nas causas e movimentos ambientais, como reportou o Entrevistado ITPA 2.

Estrategicamente, o ITPA definiu como sua área de atuação o espaço entre a Reserva Biológica do Tinguá e o Parque Nacional da Serra da Bocaina, dois grandes fragmentos de Mata Atlântica<sup>40</sup>, “*por ali existir um vazio enorme de política pública para a conservação e recuperação dos ecossistemas na escala regional, da paisagem*” (ENTREVISTADO ITPA1). Adicionalmente, é nesta região que se encontram as cabeceiras dos principais rios que drenam para a região do Guandu, onde ocorre a captação de água para abastecimento público e industrial da região metropolitana do Rio de Janeiro (CASTELLO-BRANCO, 2015).

Esses atributos agregavam a dramatização e os aspectos simbólicos e visuais necessários, como identificou Hannegan (2009), para sensibilizar os atores da importância de atuarem nesse território, sobre o qual o ITPA já vinha buscando desenvolver mecanismos de ação, o que veio se consolidar com I *Workshop* “Corredor da Biodiversidade Tinguá-Bocaina”, realizado no município de Paty de Alferes em 2005.

Segundo o Entrevistado ITPA 1, neste *Workshop*, onde participaram prefeituras, associações, ONGs, Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, representantes da Conservação Internacional e das universidades, “*foi construído um “planejamento bioregional elencando áreas dentro do corredor para criação de reservas, criação de RPPNs, desenvolvimento de agricultura e conservação de florestas em propriedades rurais através do uso de algum incentivo financeiro*”.

Porém, cabe destacar o papel de uma pessoa em especial, cuja atuação permitiu combinar ambientalismo e ciência e arregimentar as alianças que foram conferindo legitimidade ao longo do processo. Nas palavras do Entrevistado ITPA 1: “*Teve uma*

---

<sup>40</sup> A Reserva Biológica do Tinguá possui 24 mil hectares e o Parque Nacional da Serra da Bocaina possui 104.000ha, dos quais 60% ficam no estado do Rio de Janeiro.

*pessoa chave que me ajudou a organizar esse movimento todo, funcionando como uma espécie de guru teórico”.*

Essa pessoa é um engenheiro agrônomo que estava assessorando a prefeitura de Rio Claro à época. Recém-chegado do Ministério do Meio Ambiente, ele atuava no Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural (Proambiente), que faz uso de instrumentos econômicos como forma de recompensar os serviços ambientais gerados pela produção familiar rural. Chegando no *Workshop “ele botou tudo para fora”* (ENTREVISTADO ITPA 1), e além dele ter trazido a ideia do uso de mecanismos econômicos, *“foi ele quem trouxe o ITPA, que depois puxou a TNC, fazendo essa costura com as ONGs e com o CBH Guandu. Ele era o cara!* (ENTREVISTADO MUNICÍPIO RIO CLARO).

E nesse processo de formação da *“policy network”* a trajetória dos participantes foi diferencial. Como relatado pelo Entrevistado ITPA 1, seu pai, que participava do ITPA, era conhecido do então Secretário de Estado do Ambiente (Carlos Minc) por conta do seu envolvimento no movimento ambiental, e isso abriu caminho para o posterior envolvimento do Governo do Estado no PSA, que foi o diferencial para o projeto acontecer.

Se de um lado o ITPA, com sua capacidade de articulação e poder de *agência*, vinha abrindo caminho para viabilizar o PSA, de outro, o município de Rio Claro contava com uma equipe técnica bastante qualificada e que já desenvolvia projetos de restauração florestal e rede de contatos importante.

*“O prefeito era bem chegado lá na Rosinha [Governadora]! E isso foi bom, porque a gente não faz nada tecnicamente se politicamente não quiser. O Minc sempre apoiou tudo o que a gente foi fazendo e o pessoal do ITPA, muito chegado lá [no Minc], conspirou a favor!”* (ENTREVISTADO MUNICÍPIO DE RIO CLARO).

Em relação à efetivação do planejamento construído para o corredor Tinguá-Bocaina, o primeiro resultado veio com a criação da Área de Proteção Ambiental Alto Pirai<sup>41</sup>, por meio de uma parceria do ITPA com o município de Rio Claro. Naquele momento *“a prioridade era criar reservas e a gente criou todas, depois começamos a investir nas outras estratégias. Foi aí que apareceu a TNC, que estava apoiando o Programa Conservador de Água em Extrema”* (ENTREVISTADO ITPA 1).

A relação entre as ONGs, de diferentes envergaduras, é importante para entender não apenas o contexto, mas a forma como a política acaba se efetivando na prática. Ao analisar a ecologia política das grandes ONGs transnacionais, Diegues (2008) destacou o poder de

---

<sup>41</sup> Criada por meio da Lei nº 385 de 24 de março de 2008.

influência que megaorganizações ambientalistas internacionais exercem sobre organizações financeiras internacionais, como o Banco Mundial, nas grandes conferências sobre acordos internacionais e sobre muitos governos nacionais, especialmente do Terceiro Mundo, financiando atividades para as quais os governos não dispõem de recursos financeiros.

Nelson (1996) relatou que a influência das ONGs e do Banco Mundial na política econômica e ambiental se dá através da prescrição de políticas e de mudanças institucionais que sejam internacionalmente aceitas, ou seja, coerentes com o discurso hegemônico. Contudo, não pode deixar de ser considerado também como forma de influência, no caso do Banco Mundial, o seu poder de controlar a capacidade de endividamento dos países (HANNEGAN, 2009).

Para Diegues (2008), as megaorganizações acabam impondo seus próprios critérios e metodologias muitas vezes por meio das ONGs locais, (frequentemente dependentes de recursos financeiros dessas organizações) que funcionam “*como correias de transmissão de teorias e práticas, muitas vezes inadequadas às condições ecológicas e culturais dos países do sul, que acabam pagando um alto preço social*”.

Hrabanski et al. (2013) consideram a TNC e a *Conservation International* (CI) as ONGs internacionais mais ativas e que, de acordo Hudson (2001), contam com profundo poder de “*advocacy*”, em termos de governança ambiental.

Coudel et al. (2015) relataram a importância desses *players* no desenvolvimento do PSA no Brasil, com destaque para os esquemas relacionados aos recursos hídricos, e que foi corroborado pelo Entrevistado TNC:

*“Por volta de 2004, nossa agenda era tentar colocar em prática e ajudar o desenvolvimento de um mercado de serviços ambientais no Brasil, de incentivos econômicos ao produtor rural através de três linhas, carbono, biodiversidade e água”.*

Em 2005, a TNC se aproximou da ANA – que tinha acabado de elaborar o Programa Produtor de Água –, da Prefeitura Municipal de Extrema, em Minas Gerais – que havia promulgado sua lei de PSA em 2005<sup>42</sup> –, e do Governo do Estado de São Paulo, por meio da Secretaria de Meio Ambiente para, juntos, “*colocar no chão*” a ideia do PSA.

Naquela época, “*muita gente estava olhando para Costa Rica, Nova Iorque e querendo testar isso aqui, e entidades internacionais como o Banco Mundial fomentando a ideia. De*

---

<sup>42</sup> No dia 21 de dezembro de 2005 foi sancionada a Lei Municipal nº 2.100 que cria o Projeto Conservador das Águas e autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais. De acordo com Jardim e Bursztyn (2015), até onde se tem conhecimento, essa foi a primeira lei municipal brasileira que regulamenta pagamento por serviços ambientais em recursos hídricos.

*alguma maneira, nós conhecíamos a experiência e tínhamos algum recurso para começar* (ENTREVISTADO TNC).

Voltando aos fatores elencados por Hannegan (2009), o PSA consegue a atenção da mídia e se torna ainda mais popularizado. Em abril de 2007, o projeto Conservador de Água de Extrema realizou o primeiro pagamento aos proprietários rurais<sup>43</sup> e, em 2008, o Programa Globo Rural (de abrangência nacional) apresentou uma série de três reportagens sobre PSA, incluindo a experiência de Extrema o que, segundo Pereira (2017, p. 54), “colocou o conceito em outro patamar de entendimento no Brasil. O programa divulgou o projeto de Extrema para todo o Brasil, ocasionando grande interesse da sociedade em geral”.

No âmbito do Rio de Janeiro, a unidade Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA-Solos), desempenhou um importante papel ao conferir um peso científico dentro da “*policy coalition*” que estava se formando em torno do PSA.

Além de sediar eventos importantes como o Fórum-PSA e a Rede de PSA, que reuniam diversas instituições para discutir e contribuir para a elaboração e implementação da política estadual de PSA (PEREIRA et al., 2013), produziu inúmeros artigos, cadernos técnicos e livros, dentre os quais destacam-se: Instrumentos de Apoio aos Programas de PSA Hídricos no Brasil<sup>44</sup>; Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica<sup>45</sup> e Manual para Pagamento por Serviços Ambientais<sup>46</sup>.

Como tudo indica, a EMBRAPA ajudou a popularizar a ideia, combinando ambientalismo e ciência, ao mesmo tempo em que “patrocinava” intelectualmente a ideia conferindo legitimidade, cumprindo assim um dos papéis identificados por Hannegan (2009) como essenciais para alçar o PSA como um paradigma na gestão ambiental.

Assumindo que “*o recurso que pode financiar a conservação da bacia é a cobrança pelo uso da água*”, o Entrevistado TNC relatou que a primeira tentativa de se criar um mecanismo de PSA hídrico foi na bacia do rio Paraíba do Sul, que havia implementado a cobrança em 2004, mas que “*houve uma certa resistência, especialmente das instituições industriais, que não achavam que fazia sentido fazer pagamento ao produtor rural, aquela*

---

<sup>43</sup> Disponível em: <https://www.ana.gov.br/todos-os-documentos-do-portal/documentos-sip/produtor-de-agua/documentos-relacionados-projetos/livro-conservador-das-aguas-extrema>. Acesso em 29/09/2020.

<sup>44</sup> Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/189815/1/Instrumentos-de-apoio-aos-programas-de-PSA-hidricos-no-Brasil.pdf>. Acesso em 08/02/2021.

<sup>45</sup> Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/131969/1/Livro-Servicos-Ambientais-Embrapa.pdf>. Acesso em: 08/02/2021.

<sup>46</sup> Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1071113/manual-para-pagamento-por-servicos-ambientais-hidricos-selecao-de-areas-e-monitoramento>. Acesso em: 08/02/2021.

*velha discussão de pagar para cumprir a lei. E aí, a gente virou um pouco as baterias para o PCJ<sup>47</sup>”.*

*“Tendo a ideia de implementar o PSA no Paraíba do Sul batido na trave, o Rio era meio que um candidato natural, tem Mata Atlântica e um comitê que cobrava. Como a TNC participava de muitas redes, e tinha conexão com as lideranças locais, identificamos o ITPA como um parceiro natural de todo o processo” (ENTREVISTADO TNC).*

Para o ITPA, a TNC era um parceiro de peso que ajudaria a viabilizar o desenvolvimento do mecanismo financeiro previsto na estratégia de planejamento do corredor Tinguá-Bocaina e, para a TNC, o ITPA era o parceiro com atuação local, e que já vinha se articulando para implementar ações em território com muitos atributos ambientais.

Com recursos financeiros da TNC, apoio técnico e institucional do município de Rio Claro, e partindo do estudo de Barboza (2007) – que identificou as porções do território com maior potencial para interceptação da umidade atmosférica –, o ITPA realizou uma série de estudos e mapeamentos da área objeto de intervenção, incluindo o cadastramento de propriedades (CASTELLO-BRANCO, 2015; PEREIRA et al., 2013). A partir dessa aproximação entre ITPA e TNC, e com o apoio prestado pelo Município de Rio Claro, o próximo passo foi arregimentar o apoio do Governo do Estado.

*“Por conta dessa proximidade do pessoal do ITPA com o INEA, e uma ligação muito forte com o Minc, nós fomos lá levar essa ideia, o que foi muito bacana porque ele comprou de cara e colocou toda a estrutura à disposição” (ENTREVISTADO TNC).*

De fato, o apoio institucional do Governo do Estado foi diferencial para o esquema ser implementado. Se de um lado isso dava credibilidade necessária para angariar o apoio do Comitê Guandu (até então a provável fonte de financiamento), por outro, a decisão política de direcionar as compensações ambientais das empresas para as áreas do projeto, resolvia a parte mais custosa do projeto, que são as ações de reflorestamento.

A fragilidade institucional, refletida na capacidade de mudança de direção da atuação institucional em função de uma decisão política, acabou se mostrando benéfica uma vez que o convencimento do alto escalão do Governo do Estado abria a possibilidade de colocar a máquina pública a serviço daquela “*policy networking*” que estava se formando.

É importante destacar que apostar no PSA era bastante oportuno para o governo estadual. Naquele período, com o grande volume de empreendimentos no estado (ver item 3.4), a demanda por áreas para compensação ambiental era igualmente grande e “a

---

<sup>47</sup> A TNC, o Governo do Estado de São Paulo, o Comitê de Bacia dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Comitê PCJ), e a ANA desenvolveram e implementaram o projeto Produtor de Água do PCJ, cujo o primeiro edital de seleção de proprietários rurais foi lançado em 2009.

*mobilização de áreas era difícil naquela época, sendo interessante para a Secretaria criar um mecanismo que incentivasse a cessão de áreas privadas” (ENTREVISTADO ITPA 2). E como relatou o Entrevistado CBH Guandu 1, “qual o risco que eles tinham? Nenhum. A empresa é quem tinha que fazer o projeto e era o comitê quem estava bancando a ideia, então, se der certo, fui eu que apoiei, se der errado, o dinheiro é do comitê, não é da minha Secretaria” (ENTREVISTADO CBH GUANDU 1).*

Na perspectiva do comitê, a importância da área do corredor Tinguá-Bocaina era incontestável, sendo inclusive a recuperação dessas áreas uma indicação do Plano Estratégico de Recursos Hídricos do Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim, de 2006. E assim como os demais comitês de bacia do estado, tradicionalmente, os recursos da cobrança sempre foram aplicados em infraestrutura cinza.

Como “já existia uma ideia conceitual de que aquela região de Rio Claro faz um aporte importante de umidade<sup>48</sup> e o projeto foi apresentado ao comitê já articulado com o INEA, SEA, ITPA, TNC e Prefeitura de Rio Claro” (ENTREVISTADO CBH GUANDU 1), isso facilitou a aprovação pelo comitê<sup>49</sup>, ainda mais que o investimento solicitado era bastante modesto (R\$ 40 mil).

Após a aprovação, o projeto foi implantado no distrito de Lídice, em Rio Claro, na microbacia do Rio das Pedras (FIGURA 08).

---

<sup>48</sup> O professor Ricardo Valcarcel realizou estudos sobre chuva oculta e interceptação vertical na Serra do Mar, e orientou, em 2007, a dissertação de mestrado do Rafael Silva Barbosa, intitulada: Caracterização das bacias aéreas e avaliação da chuva oculta nos contrafortes da Serra do Mar”, tendo como área de trabalho o distrito de Lídice, no município de Rio Claro.

<sup>49</sup> 2ª Reunião Ordinária do Plenário do Comitê ocorrida em 12/06/2008.

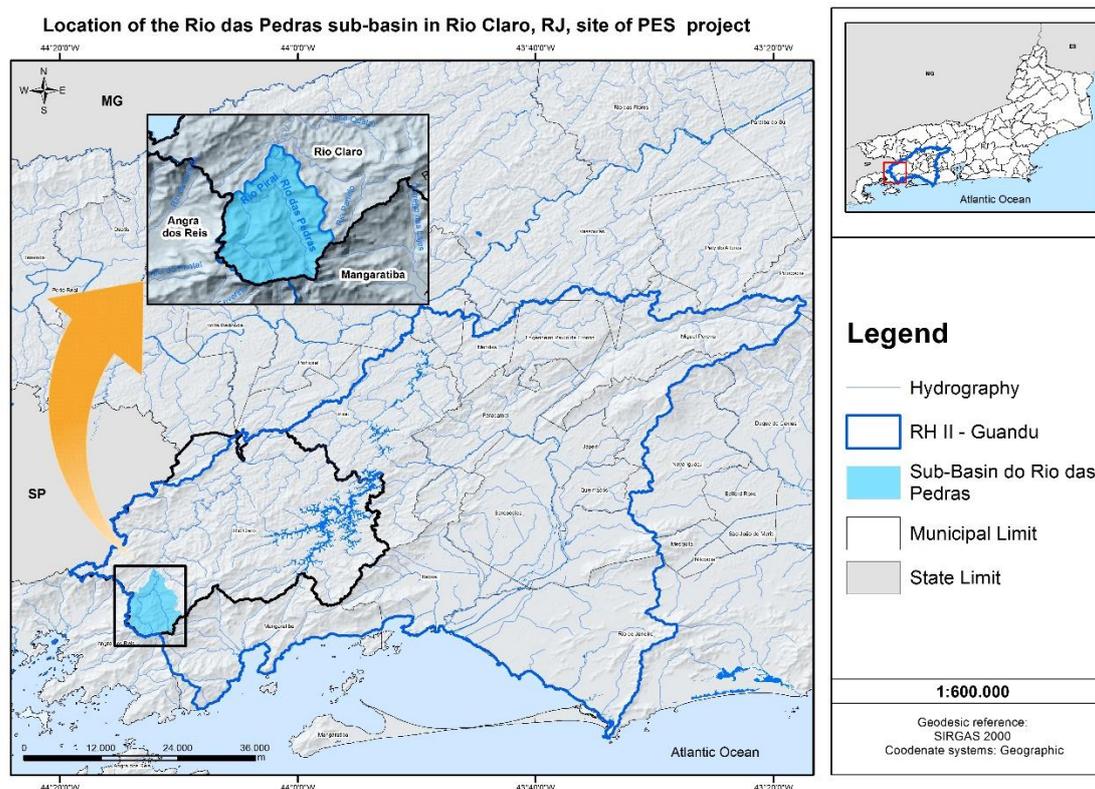


Figura 8. Localização geográfica do Projeto PAF Guandu na sub bacia do Rio das Pedras, Distrito de Lídice, Rio Claro-RJ. Fonte: May, Fernandes e Osuna (2019).

Voltando à citação de Vatn (2005) no início deste capítulo, a combinação de *agência* e estrutura é o que explica a gênese e a entrada do PSA como um tema de pauta dentro agenda ambiental do Rio de Janeiro. O poder de *agência* do ITPA, que contava com uma rede poderosa de contatos, incluindo o mais alto escalão do Governo, tinha em sua retaguarda um município também articulado, atuante e que dispunha de técnicos qualificados ocupando uma posição de destaque dentro do comitê Guandu.

Diante de um território repleto de atributos ambientais, de onde naturalmente brotam os símbolos que dão a ele a dramatização necessária ao redor da qual os interesses se convergem, chega a TNC apoiando tecnicamente, institucionalmente e dando legitimidade. Traçando um paralelo com o que Le Coq et al. (2015) descreveram no contexto de Costa Rica, verifica-se que o PAF Guandu também acontece como resultado de uma combinação de forças endógenas e exógenas.

Considerando a noção de rede trazida por Schmitt (2011, p. 90), “*como estrutura ou mecanismo de governança, capaz de integrar múltiplos “portadores de interesse”*”, o PSA no Rio de Janeiro foi fruto de uma rede formada através de uma abordagem relacional, na qual os atores foram se agregando por compartilhar um interesse comum. Como frisou

Castello Branco (2016, p.78), “do Secretário de Estado e presidentes de autarquia, ao prefeito da cidade e associação local, todos se empenharam na missão de fazer o projeto acontecer”.

Este importante papel capitaneado pelo ITPA ilustra perfeitamente a observação de Hochstetler e Keck (2007 apud ABERS; KECK, 2009) ao mostrar que a implementação de políticas ambientais no Brasil frequentemente requer a atuação de “ativistas” dentro e fora do estado coordenando as ações em todo o processo político, desde o “lobby” para decisões políticas até a implementação.

### 3.5.2 Fundo de Boas Práticas Socioambientais em Microbacias Hidrográficas – FUNBOAS

Embora o PAF Guandu seja a experiência de PSA mais conhecida e divulgada do Rio de Janeiro, o Fundo de Boas Práticas em Microbacias (FUNBOAS) também merece um lugar de destaque.

O FUNBOAS foi criado dois anos antes do PAF Guandu<sup>50</sup>, antes mesmo da criação do Comitê de Bacia Lagos São João (CBHLSJ) da Região Hidrográfica VI<sup>51</sup>. Embora tenha sido regulamentado cerca de cinco meses depois do que PAF Guandu<sup>52</sup>, o FUNBOAS é, na verdade, a primeira experiência de PSA do Estado do Rio de Janeiro.

Diferentemente do PAF Guandu, cujo foco é a conservação e a restauração florestal, o FUNBOAS tem como objetivo a melhoria das práticas produtivas, seguindo uma linha bastante parecida com o Programa Rio Rural, conforme será discutido em mais detalhes ao longo desta seção.

Sobre a área de atuação do FUNBOAS, a bacia do rio São João, que é responsável pelo abastecimento de água de aproximadamente 75% da população residente, além dos milhares de turistas que visitam a região<sup>53</sup>, vivia uma situação crítica de degradação ambiental (FULGÊNCIO, 2012). E diante desse quadro, como relatou Ribeiro (2016), o Consórcio Intermunicipal Lagos e São João<sup>54</sup> propôs, em 2004, o projeto Comunidades em

<sup>50</sup> Resolução CBHLSJ N° 13, de 04 de setembro de 2007.

<sup>51</sup> Instituído pelo Decreto Estadual n° 36.772, de 08 de dezembro de 2004.

<sup>52</sup> Resolução CBHLSJ N° 23, de 21 de agosto de 2009.

<sup>53</sup> De acordo a Prefeitura Municipal de Cabo Frio, a Região dos Lagos recebeu um milhão e duzentas mil pessoas no período que compreendeu o Réveillon e a primeira quinzena de janeiro de 2020. Destes, cerca de 700 mil visitaram Cabo Frio. A população de Cabo Frio estimada pelo IBGE (2020) foi de 230.378 hab., ou seja, um acréscimo de mais de 300%. Disponível e <https://cabofrio.rj.gov.br/cabo-frio-bate-recorde-de-visitantes-durante-o-periodo-de-reveillon/>. Acesso em 29/11/2020.

<sup>54</sup> Criado em 1999 para ser o principal organismo articulador das ações na região, acabou se tornando a entidade delegatária das funções de agência de bacia do CBHLSJ em 2010, através da Lei N° 5.639, de 06 de janeiro de 2010.

Ação nas Microbacias (CAM), que produziu diagnósticos ambientais participativos e planos de ações ambientais para uma comunidade rural, a montante do reservatório de Juturnaíba (Figura 09), área escolhida “em função da grande carga de esgoto que aportava no mais importante manancial hídrico para o abastecimento público da população na região”<sup>55</sup>.

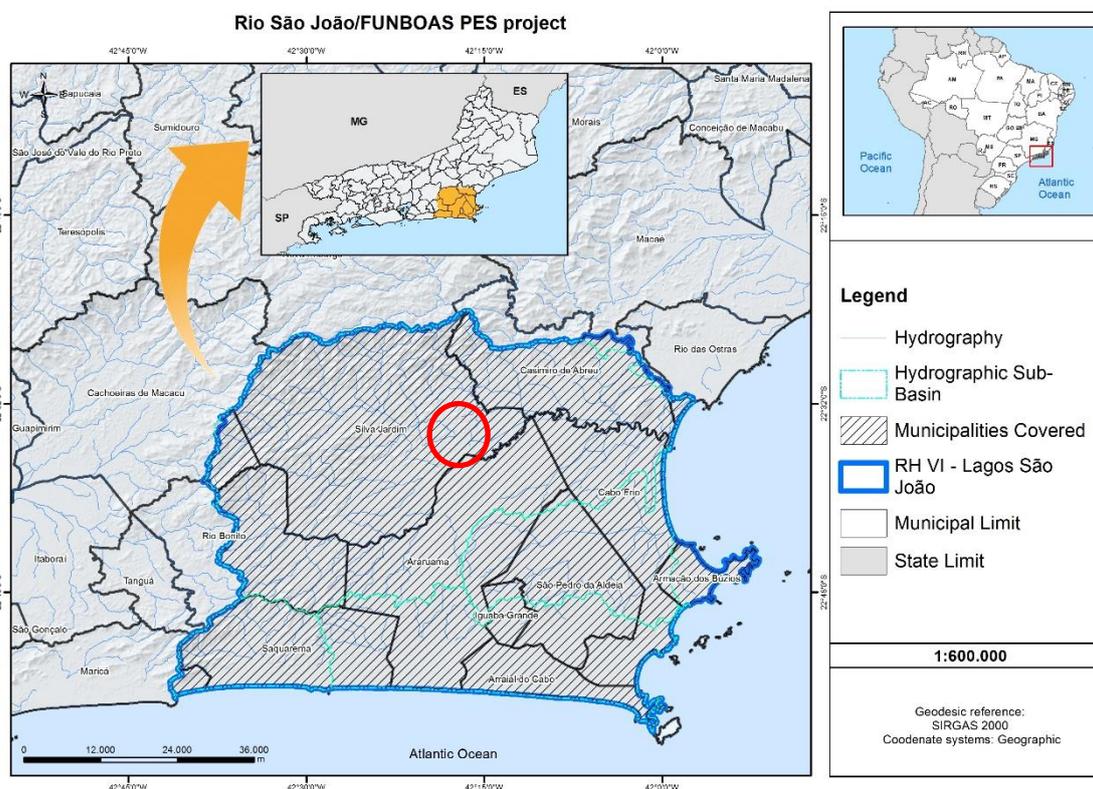


Figura 9. Localização geográfica do projeto FUNBOAS, na bacia do Rio São João, sub bacia do córrego Cambucaes (destacada em vermelho). Fonte: May, Fernandes e Osuna (2019, p. 434). Adaptado.

A escolha dessa bacia também foi motivada pelo fato de a comunidade rural já apresentar um potencial para o desenvolvimento de pequenas práticas de conservação dos recursos hídricos, sobretudo dos sistemas agroflorestais, participar do comitê de bacia, e por pertencer a um assentamento de reforma agrária “*carente de apoio das políticas públicas e assistência socioambiental*” (KRUSCHEWSKY et al., 2011).

Como destacou o Entrevistado CILSJ, “o projeto CAM deu origem ao FUNBOAS”, e na época, “existia uma proximidade muito grande entre os técnicos do CILSJ, do comitê e da EMATER, que estava começando a implementar o Rio Rural. O FUNBOAS e o Rio

<sup>55</sup> De acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos (2014), o Sistema Águas de Juturnaíba abastece uma população estimada de 113.863 habitantes dos municípios de Araruama, Siquiera e Silva Jardim, (correspondendo a um índice de 96% de atendimento) cuja vazão produzida é suficiente para atender a demanda desses municípios até 2030. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zeww/mdyy/~edisp/inea0062206.pdf>. Acesso em: 08/12/2020.

*Rural foram se moldando juntos*”, revelando que as interações institucionais e pessoais, formais e informais é que deram vida ao FUNBOAS, como argumenta a abordagem da bricolagem institucional (CLEAVER; DE KONING, 2015).

Ademais, entre os anos de 2002 a 2006, uma parceria com o WWF - Brasil foi fundamental para estruturar o escritório do CILSJ, fomentar ações na bacia e desenvolver materiais técnicos, como destacou Ribeiro (2016). Isso revela a importância das grandes ONGs internacionais fomentando, de algum modo, o desenvolvimento institucional, o que abriu caminho para o desenvolvimento do PSA posteriormente, como relataram Coudel et al. (2015).

O Programa Rio Rural<sup>56</sup> foi iniciado em 2005, com recursos do GEF, e vem sendo executado pela Superintendência de Desenvolvimento Sustentável da Secretaria de Agricultura e Pecuária do Estado do Rio de Janeiro (SEAPEC).

O objetivo central do programa é melhorar a qualidade de vida no campo, conciliando o aumento da renda do produtor rural com a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais. Em 2011, o programa passou a ser financiado pelo Banco Internacional para a Reconstrução e o Desenvolvimento (BIRD), com contrapartida do governo do estado. Até 2018, a previsão de investimento era de US\$ 233 milhões, beneficiando 48 mil agricultores familiares – *“por volta de 20 mil beneficiados diretos, com incentivo”* (ENTREVISTADO RIO RURAL), residentes em 366 microbacias distribuídas em 72 municípios.

Quando da formulação do FUNBOAS, poderia se optar por seguir o modelo que estava sendo implementado em Extrema-MG, como fez o PAF Guandu, ou *“seguir por esse viés das boas práticas dentro do PSA”*, que foi a opção adotada. Além de ser um caminho natural, dada a trajetória do CAM, essa escolha possibilitava minimizar dois importantes desafios comuns à maioria dos projetos de PSA: os pagamentos aos proprietários, *“o que era muito complicado e difícil de sustentar a longo prazo, e existia a dúvida se era pagando que a gente conseguiria alcançar a preservação”* (ENTREVISTADO CILSJ), e os custos de transação (PHAN et al., 2017; VAN NOORDWIJK et al., 2012).

*“Eu fui fazer todos os treinamentos do Rio Rural, assim como os técnicos da Emater, e a gente entendia que era muito difícil fazer sem envolver a Emater, porque é ela quem dialoga com os agricultores. Achávamos que seria um desperdício de energia e de grana fazer as coisas separadas, até porque muitas das microbacias prioritárias do Rio Rural eram iguais às nossas”.* (ENTREVISTADO CILSJ).

De acordo com os modelos de mudança institucional propostos por Mahoney e

---

<sup>56</sup> Disponível em: <http://www.microbacias.rj.gov.br/pt/rio-rural>. Acesso em: 12/04/2020.

Kathleen (2010), parece razoável considerar o FUNBOAS como um misto entre estratificação e conversão. Afinal, como uma derivação do projeto CAM, ele foi moldado a partir das institucionalidades que estavam se desenvolvendo naquele momento. Novas (mas não tão novas assim) funções foram sendo agregadas e redistribuídas (principalmente em relação ao CILSJ), diante de um contexto político onde o poder de veto era teoricamente forte (em se tratando de uma instituição política). Contudo, dado o cenário de grandes transformações institucionais fomentadas pela implementação do Sistema Estadual de Gestão dos Recursos Hídricos (a exemplo da criação do CBHLSJ, em 2004) esse poder estava fragilizado.

Formalmente, o FUNBOAS foi criado em setembro de 2007<sup>57</sup>, tendo como objetivos fomentar o manejo da paisagem de forma ecologicamente correta; desenvolver, no âmbito das propriedades rurais de médio e pequeno porte, novas tecnologias de conservação dos recursos naturais; atuar na realidade socioambiental das microbacias, visando à melhoria da qualidade de vida das comunidades; despertar o comprometimento dos produtores rurais, gestores e demais atores com as políticas de conservação e sustentabilidade; e implementar uma gestão integrada e participativa dos recursos naturais nas microbacias (grifo nosso).

Nota-se, portanto, que o FUNBOAS tinha um forte viés socioeconômico ao estabelecer dentre seus objetivos o foco em pequenas e médias propriedades, melhorar a qualidade de vida das comunidades, e engajar os produtores rurais através de um processo participativo no manejo ecologicamente correto da paisagem. Para Kruschewsky et al. (2011, p.2), no FUNBOAS os participantes “*não foram recompensados monetariamente, como na premissa do pagamento por serviços ambientais, mas sim incentivados financeira e tecnicamente para que pudessem manejar suas terras de acordo com os princípios agroecológicos*”.

Embora não tenha sido objeto específico de análise, é muito provável que as características e modelo participativo do FUNBOAS, herdado do projeto CAM, tenham lhe conferido maior legitimidade, já que os atores diretamente envolvidos tiveram voz e foram reconhecidos. Paralelamente, essas características revelam como os processos de implementação da política variam caso-a-caso, dependendo das trajetórias, dos contextos e das lideranças envolvidas.

Em termos de condicionalidade, assim como a maioria massiva dos projetos de PSA

---

<sup>57</sup> Resolução CBHLSJ N° 13, de 04 de setembro de 2007.

(CALVET-MIR et al., 2015; VAN NOORDWIJK et al., 2012; MARTIN-ORTEGA, OJEA; ROUX, 2012; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; WUNDER, 2008; WUNDER et al., 2008) o FUNBOAS também trabalhava com “entradas” ao invés de “saídas”, com base na Avaliação do Nível de Boas Práticas Socioambientais (um conjunto de variáveis e pesos associados a diferentes temas, como manejo e conservação do solo; manejo e conservação da água).

Para ter acesso ao fundo, os proprietários precisavam obter um nível de boas práticas igual ou superior a 50%. Àqueles classificados acima de 70%, era facultada a possibilidade de utilização de metade dos recursos em investimentos de bens de capital e, para aqueles que alcançassem uma pontuação acima de 90%, o uso do recurso era livre (FULGÊNCIO, 2012).

Inicialmente, foram selecionados seis pequenos agricultores da região para ter acesso ao fundo, com cotas de R\$ 5 mil. Conforme decidido na Câmara Técnica Permanente de Educação Ambiental<sup>58</sup>, a outra metade do recurso (cerca de R\$ 36 mil, conforme a Resolução CBHLSJ N°11/2007), aplicada no saneamento de 24 propriedades rurais (instalação de fossas sépticas biodigestoras, caixas de gordura e adequação de sistemas de captação de água).

Os principais resultados alcançados, compilados por KRUSCHEWSKY et al. (2011) e detalhados por Fulgêncio (2012) foram: o enriquecimento de seis hectares de sistemas agroflorestais, implantação de dois hectares de sistemas agroflorestais em áreas degradadas, aquisição de equipamentos para beneficiamento de produtos agrícolas, medidas de controle da erosão, adubação verde, implantação de cerca para a proteção de APP e melhoria de instalações e moradias.

Embora o FUNBOAS tenha tido uma escala de intervenção bastante reduzida em relação à Região Hidrográfica (3.825 km<sup>2</sup>)<sup>59</sup>, seus resultados foram expressivos. Em outubro de 2009 foi eleito o melhor projeto no Prêmio de Boas Práticas do Consórcio Intermunicipal de Desenvolvimento da Região Leste Fluminense (Conleste), promovido pelo Programa das Nações Unidas para os Assentamentos Humanos (ONU-Habitat), em parceria com a Universidade Federal Fluminense (UFF), com o Centro de Informações do Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (Comperj) e com o Conleste<sup>60</sup>.

---

58

Disponível

em:

[https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/microsoft\\_word\\_experincia\\_do\\_comit\\_funboas\\_2\\_doc.pdf](https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/microsoft_word_experincia_do_comit_funboas_2_doc.pdf). Acesso em 28/03/2020.

<sup>59</sup> Disponível em: <http://cbhlagossaojoao.org.br/hidrografia-regional/>. Acesso em: 08/12/2020.

<sup>60</sup> Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?uNewsID=22040>. Acesso em 28/03/2020.

Assim como o Rio Rural, que traz muita visibilidade para o Estado do Rio de Janeiro (inclusive ganhando um prêmio da ONU em 2018)<sup>61</sup>, e o PAF Guandu, que traz visibilidade para o CBH Guandu, o FUNBOAS tinha tudo para se tornar uma vitrine para o CBHLSJ. Porém, o projeto foi perdendo apoio ao longo do tempo, até ser completamente paralisado em 2013.

A evolução orçamentária do FUNBOAS ao longo dos anos demonstra essa perda de prestígio (Figura 10).

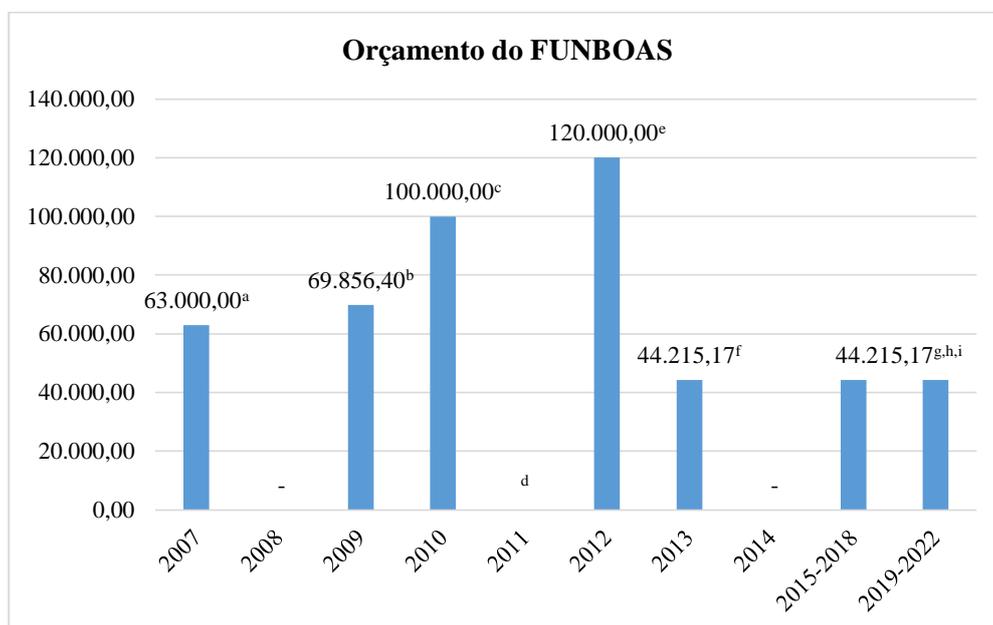


Figura 10. Orçamento do Comitê de Bacia Lagos e São João destinado ao FUNBOAS (proveniente da cobrança pelo uso da água). Elaboração própria. Fonte: <sup>a</sup>Resolução CBHLSJ N° 11/2007; <sup>b</sup>Resolução CBHLSJ N° 24/2009; <sup>c</sup>Resolução CBHLSJ N° 34/2010; <sup>d</sup>Resolução CBHLSJ N° 38/2011; <sup>e</sup>Resolução CBHLSJ N° 48/2012; <sup>f</sup>Resolução CBHLSJ N° 55/2013; <sup>g</sup>Resolução CBHLSJ N° 59/2015; <sup>h</sup>Resolução CBHLSJ N° 71/2018. <sup>i</sup>Resolução CBHLSJ N° 83/2019 e Resolução CBHLSJ N° 102/2019.

Embora o decreto de criação e de regulamentação do FUNBOAS<sup>62</sup> tenha estabelecido como fonte permanente de recursos 50% dos valores anuais arrecadados com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (e demais fontes), limitado a um mínimo de 25% da arrecadação, seu orçamento nunca atingiu esse piso.

Em 2007, antes mesmo da sua criação, foram destinados R\$ 63 mil<sup>63</sup> ao programa que, desde então, sempre teve uma rubrica do orçamento destinado a ele, com exceção dos anos de 2008, 2011 e 2014.

Como se observa na Figura 10, para o período 2015-2018 foi destinado ao FUNBOAS

<sup>61</sup> Disponível em: <https://nacoesunidas.org/brasil-e-um-dos-vencedores-de-premio-de-desenvolvimento-rural-sustentavel-na-america-latina/>. Acesso em 12/04/2020.

<sup>62</sup> Resolução CBHLSJ N° 23, de 21 de agosto de 2009.

<sup>63</sup> Resolução CBHLSJ N° 11, de 04 de setembro de 2007.

exatamente o mesmo montante de 2013, e no planejamento seguinte (2019-2022) idem. Mantendo o valor como uma rubrica “comprometida” dos orçamentos anteriores, denota-se que não teve execução orçamentária a partir de 2013, o que indica a sua paralisação.

Para o Entrevistado CILS, a justificativa para essa perda de prestígio é que a “*questão da produção de água não teve muita aderência dentro do comitê, que tinha uma tendência muito forte de direcionar os recursos para a região costeira, onde a representação é muito maior, e se investia cerca de 90% dos recursos*”.

Porém, o volume de recursos destinados ao FUNBOAS era pequeno, e não rivalizava com outros investimentos na bacia, e a isso somava-se a baixa capacidade de execução frente à velocidade de arrecadação o que fazia avolumar os recursos no FUNDRIH, ano após ano. Isto sugere que a alteração na composição de forças dentro do comitê tenha sido a principal causa para o enfraquecimento do FUNBOAS.

*“No início do consórcio, a representatividade dos setores, da bacia do São João e das bacias costeiras, era mais equilibrada. O CAM foi muito concebido por uma pessoa, que pensou essa estrutura do FUNBOAS, tinha uma visão integral da bacia e trabalhava muito para que o recurso fosse aplicado no São João, que é a bacia produtora de água. Mas depois que ele saiu, foi se afastando, a coisa foi perdendo força” (ENTREVISTADO CILSJ).*

Como as decisões do comitê dependem da formação de maiorias, através de um processo de barganha onde imperam relações de poder, acesso à informação e representatividade (ENGLE; LEMOS, 2010; LEMOS; AGRAWAL, 2006), estando os coletivos rurais, via de regra, sub-representados, investimentos como o do FUNBOAS ficam dependentes, quase que exclusivamente, do poder de *agência* daquelas lideranças que são sensíveis ao tema. Dada a ausência desse tipo de liderança, não se observam sinais de retomada do FUNBOAS nas discussões do comitê.

Por fim, é importante ressaltar dois outros aspectos que podem ter contribuído para o enfraquecimento do FUNBOAS: o primeiro, é a grande transformação institucional do CILSJ, que passou a assumir as funções de agência de água do CBHLSJ e também do CBH Macaé, agregando novas funções e obrigações contratuais “*que a organização não estava preparada para assumir*”, passando a *não conseguir equilibrar sua função enquanto entidade delegatária dos Comitês, e sua qualidade de fórum participativo de articulação política e institucional, que ia sendo cada vez mais reduzido* (RIBEIRO, 2016, p. 193), mudando inclusive as relações interpessoais entre os atores; e o segundo, problemas de prestação de contas identificados por uma auditoria do INEA, em 2012, suspendendo os repasses em 2013 (RIBEIRO, 2016), coincidindo, portanto, com o início da paralisação dos

desembolsos com o programa.

### 3.6 Consolidação e Expansão da Agenda PSA

Nesta seção, são apresentados os projetos de PSA que ilustram a evolução da agenda no Estado do Rio de Janeiro. Primeiro, será apresentado o processo de institucionalização do PAF Guandu dentro do comitê de bacia e sua expansão dentro da Região Hidrográfica dos Rios Guandu, Guarda e Guandu-Mirim.

Na sequência, serão apresentadas as características principais do Programa Produtor de Água na região do alto curso do rio Macaé, ainda não implementado; o Programa PSA Hídrico do CEIVAP, do qual dois projetos foram selecionados para compor o estudo de caso da presente pesquisa; e, por último, o Projeto Conexão Mata Atlântica, uma iniciativa de PSA de origem externa, implementada com recursos do *Global Environmental Facility* (GEF), Banco Mundial e Governo do Estado do Rio de Janeiro, coordenada pela Secretaria de Estado do Ambiente conjuntamente com a Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária, Pesca e Abastecimento.

#### 3.6.1 PAF Guandu: Institucionalização e Expansão

A formação da *policy network* necessária para colocar o projeto PAF Guandu em prática, se materializou em março de 2009 através da celebração de um Termo de Cooperação Técnica entre o Governo do Estado do Rio de Janeiro, INEA, o Comitê Guandu, a Prefeitura Municipal de Rio Claro, TNC e ITPA.

Neste Termo ficou instituída uma Unidade Gestora do Projeto (UGP), formada por representantes de todos os atores, com o objetivo de:

*“Coordenar e monitorar a implementação do projeto, levantar informações para subsidiar o monitoramento, ampliação e replicação, planejar e executar as ações em campo, implementar o sistema de remuneração dos proprietários envolvidos, sistematizar e disseminar a experiência visando à sua implementação nas demais bacias hidrográficas do estado, e elaborar pareceres técnicos”* (grifo nosso).

Nota-se que, desde o início, a intenção dos atores era tornar o projeto PAF Guandu um piloto a ser replicado nas demais bacias hidrográficas do estado. Isto demonstra uma opção pelo PSA como uma alternativa de gestão ambiental, mesmo não sendo a sua eficiência comprovada (RODRÍGUEZ DE FRANCISCO; BOELEN, 2015), evidenciando a hegemonia do discurso em torno do PSA “*que se torna invisível como poder na medida em que se inscreve nas definições do que é certo e errado, bom e ruim, verdadeiro e falso na sociedade*” (HAUSKNOST; GRIMA; SINGH 2017, p. 112).

Além da aprovação dos R\$ 40 mil para o pagamento de PSA dos 18 proprietários rurais contratados pelo PAF Guandu, o comitê aprovou mais R\$200 mil<sup>64</sup> para a continuidade do pagamento destes e de outros que porventura viessem a aderir ao projeto por um período de cinco anos (2010-2014). Porém, após a consolidação do arranjo institucional e do desenho do projeto, as dificuldades inerentes à sua execução começaram a aparecer, com destaque para pagamento aos produtores:

*“O Tribunal de Contas do Estado e a Procuradoria do INEA questionavam a utilização de recursos do comitê para pagamento de pessoa física, sem a prestação de um serviço de volta” (ENTREVISTADO CBH GUANDU 1).*

Naquele primeiro momento, a alternativa encontrada foi “*pagar todos os agricultores com o dinheiro da ONG*” (ENTREVISTADO ITPA 2). Sobre esta alternativa, é importante lembrar que, na figura de agente intermediário com papel central dentro do arranjo institucional (SATTLER et al., 2013; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; VATN, 2010), é a ONG quem gera expectativas e assume responsabilidades perante todos os demais, sendo muito prejudicial para sua imagem institucional e para a credibilidade do projeto que os pagamentos não aconteçam.

Mas, em tese, a superação do problema jurídico dos pagamentos se deu por meio transferência para o município da responsabilidade de pagar, tendo como base a aprovação de uma lei municipal.

A dificuldade de pagar pessoa física com recursos públicos sempre foi um gargalo dos projetos de PSA, como já haviam identificado Veiga e Gavaldão (2011, p. 141) ao estudar esquemas de PSA hídrico na Mata Atlântica. Além dos pagamentos, os autores apontaram outros gargalos como a inexistência de um arcabouço jurídico; indefinição das regras fiscais aplicáveis; e a dificuldade na execução de recursos públicos (seja por lacunas legais ou pela burocracia excessiva na gestão de contratos).

Naquele momento, o PSA significava:

*“Uma peça que não se encaixa no quebra-cabeça. Um pagamento que não se encaixa na legislação tributária, uma prestação de serviço que legalmente não pode ser assim definida, um contrato objetivo para um serviço difuso, um incentivo para aquilo que, em tese, deveria ser obrigação, propriedades ou posses a serem demarcadas em um contexto fundiário historicamente confuso, aplicação de recursos públicos em áreas privadas” (CASTELLO-BRANCO, 2015, p. 21).*

Além do ineditismo institucional que o PSA representava, a inércia das instituições e dependência da trajetória eram elementos complicadores para a implementação do mecanismo, como destacaram Southgate e Wunder (2009) e Young (2002).

---

<sup>64</sup> Resolução Comitê Guandu N° 42, de 18 de dezembro de 2009.

Vencer a burocracia relativa ao gasto público era um gargalo não só operacional, mas também gerencial e de ajuste institucional (GALAZ et al., 2013; OLSSON et al., 2007; FOLKE et al., 2005).

Em 2011, já com a AGEVAP no papel de entidade delegatária, foi lançado um edital e 38 provedores foram selecionados, porém, os pagamentos foram realizados pela própria AGEVAP (através de Recibo de Pagamento a Autônomo – RPA, com retenção de impostos), já que a Lei de PSA de Rio Claro ainda não havia sido regulamentada.

Em 2012, o PSA assume um outro patamar dentro do comitê, induzido pelo contexto político financeiro que se descortinava à época. De acordo com o Entrevistado CBH Guandu 2, naquele momento, o governo do estado queria mudar a forma de distribuição dos recursos da Compensação Financeira pela Utilização dos Recursos Hídricos para Fins de Geração de Energia Elétrica<sup>65</sup>, levando em função a capacidade de arrecadação dos comitês (uma questão de equidade). “*E como a gente tinha medo do dinheiro sumir nessa confusão de SEA, INEA*”, uma forma de “proteger” o recurso era dando destinação a ele. O CBH Guandu destinou então R\$1.905.763,64<sup>66</sup> do montante disponível dessa fonte de recursos para o seu mais novo programa, o PRO-PSA, que ainda não tinha sido aprovado.

Em maio daquele ano, a AGEVAP celebrou seu primeiro contrato com o município de Rio Claro, prevendo o repasse de R\$ 260 mil para a execução de ações do PAF Guandu e pagamento dos 57 provedores<sup>67</sup>. E em setembro, o CBH Guandu aprovou o Programa PRO-PSA<sup>68</sup>, fixando como receita mínima 3,5% da sua arrecadação, cujo o objetivo era expandir o PSA para toda a Região Hidrográfica II (Figura 11).

---

<sup>65</sup> A Compensação Financeira pela Utilização dos Recursos Hídricos para Fins de Geração de Energia Elétrica foi instituída pela Constituição Federal de 1988 e trata-se de um percentual de 6,75% do valor da energia produzido que as concessionárias de geração hidrelétrica pagam pela utilização de recursos hídricos. A Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) gerencia a arrecadação e a distribuição dos recursos entre os beneficiários: Estados, Municípios e órgãos da administração direta da União. Do total arrecadado são destinados 45% dos recursos aos municípios atingidos pelos reservatórios das UHE's, enquanto os Estados têm direito a outros 45%. A União fica com 10% do total. Disponível em: <https://www2.aneel.gov.br/area.cfm?idArea=42&idPerfil=2>. Acesso em: 01/10/2020.

<sup>66</sup> Resolução CBH Guandu nº 70, de 25 de abril de 2012.

<sup>67</sup> Contrato de Transferência nº 004/2012/AGEVAP.

<sup>68</sup> O Programa de Pagamento por Serviços Ambientais – PRO PSA foi instituído através da Resolução CBH Guandu nº 85, de 12 de setembro de 2012.

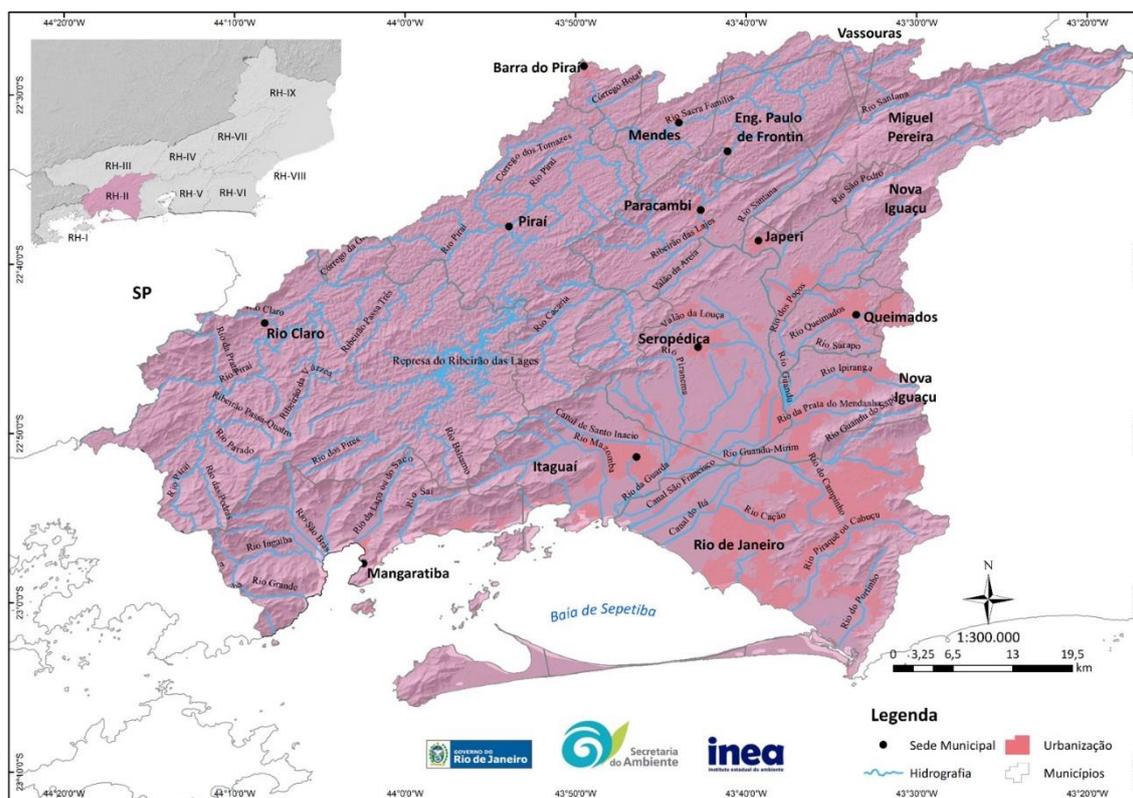


Figura 11. Área de abrangência do Comitê de Bacia dos Rios da Guandu, da Guarda e Guandu Mirim (CBH Guandu). Fonte: INEA. Disponível em: [http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2018/12/RHII\\_mapacomite.jpg](http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2018/12/RHII_mapacomite.jpg). Acesso em: 30/11/2020.

Para se ter uma ideia do nível de alavancagem de recursos do PRO-PSA, com base na arrecadação anual média do comitê entre 2011 e 2018<sup>69</sup>, o valor fixado corresponde a um volume aproximado de R\$780 mil/ano. Considerando que dos R\$ 800 mil previstos para o PSA entre os anos de 2010-2014<sup>70</sup> só foram efetivamente aplicados 34,5% (cerca de R\$ 55.200,00/ano), o volume do PRO-PSA era simplesmente 14 vezes maior.

Paralelamente, para dar subsídios técnicos para a expansão do Programa, o ITPA, a TNC e a Conservação Internacional elaboraram o Estudo de Viabilidade de Implantação do programa PRO-PSA na Região Hidrográfica do Guandu – Rio de Janeiro<sup>71</sup>, que aponta com um maior nível de detalhamento as áreas prioritárias para receberem PSA na Região Hidrográfica II.

Na primeira frase do estudo citado acima, que contou com o envolvimento das duas

69

[http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/GESTAODEAGUAS/InstrumentosdeGestodeRecHid/CobrancapeloUsodaAgua/DetalhamentodasSubcontas/index.htm?ssUserText=&assunto=&status=&trimestre=&data\\_inicial=&data\\_fim=&fragment13\\_NextRow=1&lang=PT-BR](http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/GESTAODEAGUAS/InstrumentosdeGestodeRecHid/CobrancapeloUsodaAgua/DetalhamentodasSubcontas/index.htm?ssUserText=&assunto=&status=&trimestre=&data_inicial=&data_fim=&fragment13_NextRow=1&lang=PT-BR). Acesso em 26/02/2020.

<sup>70</sup> Resolução CBH Guandu 42, de 18 de dezembro de 2009.

71

Disponível em: [http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter\\_digat\\_geget/documents/document/zwew/mtew/~edisp/inea0110840.pdf](http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_digat_geget/documents/document/zwew/mtew/~edisp/inea0110840.pdf). Acesso em 28/02/2020.

ONGs mais influentes do mundo – TNC e CI, segundo Hrabanski et al. (2013) – diz:

*“Uma das estratégias que tem obtido resultados mais eficazes no fomento à proteção e restauração de ecossistemas, sobretudo aqueles que são essenciais para a manutenção das condições que garantem a provisão de serviços ecossistêmicos dos quais depende o bem-estar da sociedade, como o abastecimento de água, é a implementação de iniciativas de pagamento por serviços ambientais (PSA)”* (Grifo nosso).

Ilustrando com bastante clareza o discurso hegemônico em torno do PSA.

Perseguindo a meta de universalizar o PSA na bacia, o comitê destinou, no seu Plano de Aplicação Plurianual (PAP) para o período de 2017 a 2020<sup>72</sup>, cerca de R\$13,9 milhões ao PRO-PSA, cristalizando o PSA como uma agenda prioritária do comitê. E, naquela circunstância, é bom lembrar, o PSA era um projeto que *“deu muita visibilidade ao comitê. Daí a nossa preocupação de se criar uma mentalidade que esse projeto, de maneira alguma, poderia parar. Isso foi muito bom”* (ENTREVISTADO CBH GUANDU 2).

Com todos os holofotes virados para o PAF Guandu (e o Programa PRO-PSA), especialmente para o ITPA, que foi quem concretizou o esquema ao ocupar o papel de articulador do projeto e agente intermediário, começou-se a perceber que as ONGs estavam começando a fazer “agência”, *“querendo assumir todo o processo para direcionar projetos para elas mesmas executarem”* (ENTREVISTADO CBH GUANDU 1).

Frente a isso, durante a reunião de posse dos novos membros do comitê para o biênio 2017-2018<sup>73</sup>, foi informado aos representantes da sociedade civil que a participação no comitê poderia trazer óbices, caso houvesse o interesse deles em concorrer aos editais do comitê, para evitar assim conflitos de interesses.

Em meados de 2018, o modelo do PAF Guandu foi replicado através da contratação do projeto PAF – Sacra Família, com o objetivo de promover a conservação de mil hectares de floresta e a restauração de 50 hectares distribuídos pelos municípios de Mendes, Paulo de Frontin, Vassouras e Miguel Pereira.

Em 2019, o comitê aprovou a atualização da metodologia de valoração do PRO-PSA, passando a utilizar a proposta desenvolvida pela Fundação Grupo Boticário (YOUNG; BAKKER, 2014)<sup>74</sup>, que já vinha sendo adotada pelo Projeto Conexão Mata Atlântica (ver seção 3.3.4), e também passou a ser adotada pelo comitê Macaé, em grande parte fruto da influência dos diferentes fóruns de PSA no estado (UGP do PAF-Guandu, Grupo de Trabalho (GT) de PSA do CEIVAP e GT – PSA do CERHI), que compartilham a maioria

<sup>72</sup> Aprovado por meio da Resolução CBH Guandu N° 124, de 17 de outubro de 2016.

<sup>73</sup> 1ª Reunião Ordinária do Plenário do CBH Guandu, ocorrida em 09/02/2017.

<sup>74</sup> Resolução CBH Guandu N° 143, de 09 de setembro de 2019.

de seus membros.

Esse compartilhamento instrumental sinaliza uma certa coordenação da atuação dos comitês, que está havendo um ambiente de trocas e compartilhamentos, já que as decisões metodológicas são individuais.

E, nesta tendência de alinhamento, assim como o GT PSA do CEIVAP, o comitê cria o Grupo de Trabalho de Infraestruturas Verdes (GTIV)<sup>75</sup>, com o objetivo de colaborar com a elaboração e implantação de soluções baseadas na natureza para gestão das águas na região Hidrográfica II.

A criação deste grupo é um importante sinal de uma mudança de perspectiva em relação ao PSA, que deixa de ser um fim em si mesmo e passa a se tornar uma dentre outras possibilidades de intervenção em infraestrutura verde.

Essa nova realidade meio que se conforma através da institucionalização e fortalecimento da agenda de “Infraestrutura Verde”, “Infraestrutura Natural”, ou seja, o planejamento e seleção de alternativas de “Soluções baseadas na Natureza” que visem aumentar a segurança hídrica, conforme evidenciado em programas e recursos aprovados nos CBHs fluminenses.

Parece nítido o interesse de dar maior convergência aos investimentos em proteção e recuperação de mananciais de abastecimento público, por meio do estabelecimento de diretrizes mais claras e da definição de áreas prioritárias para investimentos mais custo-efetivos.

Alguns exemplos dos avanços identificados são:

- Publicação do Atlas dos Mananciais de Abastecimento Público do ERJ (2018);
- Criação do Portal do Programa Pacto pelas Águas, publicado em dez/2018<sup>76</sup>;
- Resolução INEA nº 158/2018 - institui o Programa de Proteção e Recuperação de Mananciais no Estado do Rio de Janeiro – Pacto pelas Águas;
- Realização, em 2018, do estudo Infraestrutura Natural para Água no Sistema Guandu, Rio de Janeiro, responsável pelo abastecimento de mais de nove milhões de habitantes (BRITTO; FORMIGA-JOHNSON; CARNEIRO, 2016)<sup>77</sup>, que segundo os

<sup>75</sup> Resolução CBH Guandu Nº 144, de 17 de outubro de 2019.

<sup>76</sup> Disponível em: <https://inea.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=bfe87a4210b342f9b094f62e3938e299>. Acesso em 28/06/2021.

<sup>77</sup> Através de uma parceria entre a *World Resources Institute – WRI* (uma das maiores ONG do mundo, presente em mais de 60 países, cujo orçamento de 2019 ultrapassou U\$ 132 milhões), TNC, Fundação Grupo Boticário (criada em 1990 com foco na proteção de áreas naturais, apoio a projetos e disseminação de conhecimento, atuando com PSA através da iniciativa Oasis, (que até 2017 contava com sete projetos de PSA no país), Instituto Bioatlântica (IBIO) e apoio do *The Natural Capital Project* e Fundação FEMSA

modelos utilizados, a recuperação e preservação de três mil hectares de áreas degradadas na bacia (1,4% da sua área total) significa uma economia para a Estação de Tratamento de Água (ETA) Guandu de R\$ 156 milhões nos custos de tratamento de água e geração de energia, no horizonte de 30 anos (valores considerados compatíveis com o desempenho financeiro tradicional do setor de saneamento, justificando, segundo o estudo, investir em infraestrutura natural).

- Deliberação CEIVAP nº 276/2019 – Cria o Programa de investimento do CEIVAP para a recuperação e conservação de sub-bacias estratégicas nas áreas de abrangência dos CBH afluentes do rio Paraíba do Sul.

- Lei nº 8.538/2019 - institui a Política Estadual de Restauração Ecológica, o Plano Estadual de Restauração Ecológica e estabelece seus mecanismos;

- Portal do PRO-PSA<sup>78</sup>, lançado em outubro de 2020;

- Resolução CERHI-RJ nº 218/2020 - dispõe sobre diretrizes para planejamento, implementação, monitoramento e avaliação de iniciativas para proteção e recuperação de mananciais<sup>79</sup>;

- Resolução CERHI nº 227/2020 - dispõe sobre o Cadastro Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais – PRO-PSA;

- Resolução CERHI-RJ nº 232/2020 - aprova a criação da Câmara Técnica de Infraestrutura Verde do CERHI (CT IV)<sup>80</sup>;

- Resolução INEA 215, de 05 de abril de 2021 - estabelece procedimentos para implantação do mecanismo de pagamento por serviços ambientais pelas entidades delegatárias de funções de agência de água, nos termos do art. 9º da lei estadual nº 5.639, de 06 de janeiro de 2010.

Todas essas iniciativas envolvem SEAS, INEA e Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERHI).

---

<sup>78</sup>

Disponível

em:

<https://inea.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=68ed6955a37e4c4a8ebda9f5c3eb4b2f>.

Acesso em 28/06/2021.

<sup>79</sup> Esta resolução estabelece que os Planos de Bacia, o PROHIDRO e PROPSA deverão priorizar que as iniciativas para proteção e recuperação de mananciais sejam desenvolvidas em Áreas de Interesse para Proteção e Recuperação de Mananciais (AIPMs), e define ainda Áreas Prioritárias para Restauração Florestal (APRFs) com base em critérios técnicos, visando maior custo-benefício das intervenções com foco na segurança hídrica de mananciais para todo o SEGRHI.

<sup>80</sup> Nos considerandos dessa Resolução, cabe destacar a seguinte redação: “a crescente e contínua atuação dos Comitês de bacia hidrográfica na agenda de infraestrutura verde e investimentos de serviços ambientais relacionados a conservação e recuperação de bacias hidrográficas; e da demanda por definição de bases conceituais e diretrizes para a temática, que justificariam a conversão do GT PSA para um GT de infraestrutura verde”.

Como visto, o PAF Guandu encontrou no comitê Guandu um ambiente seguro, profícuo e favorável para o seu desenvolvimento, tornando-se o projeto de maior vulto e importância dentro do comitê, que trouxe muita visibilidade não só para o comitê, mas também para o Estado do Rio de Janeiro. T tamanha notoriedade, o PAF Guandu passou a servir de modelo para o desenvolvimento de outras experiências no estado, o que será discutido na sequência.

Por fim, a título de desfecho, cabe destacar que a política de PSA, originada e desenvolvida a partir do PAF Guandu, está se transformando à medida em que o texto vem se fundindo com o contexto, afetando o próprio texto que agora se encaminha para uma política mais abrangente voltada para o investimento em infraestrutura natural.

E, apesar das dificuldades, e ainda que os resultados do PSA ainda não tenham comprovação à luz da literatura, os investimentos foram profícuos à medida em que instrumentalizam o poder público e os comitês de bacia a atuarem de forma mais assertiva em torno de um tema específico que é a proteção de mananciais de abastecimento público.

### 3.6.2 Produtor de Água – Alto Curso do Rio Macaé

Ainda em fase de concepção, o comitê de bacia vem buscando criar as bases institucionais necessárias para a sua implementação, seguindo os moldes do Programa Produtor de Água da ANA.

Segundo a Nota Informativa do Programa<sup>81</sup>, o papel da ANA é de indução, ou seja, ele inicia o caminho para que instituições, geralmente locais e/ou regionais, públicas e/ou privadas, desenvolvam um arranjo institucional e uma estrutura de governança que leve o projeto à frente. Esse arranjo geralmente acontece através da celebração de um “Acordo de Cooperação”, onde cada participante contribui com alguma ação que lhe for mais favorável.

E um dos desafios é justamente a articulação e construção do arranjo institucional entre os diversos participantes garantindo os mecanismos e os recursos para que o PSA se sustente no tempo.

Não há relacionamento direto entre a ANA e os produtores rurais. A ajuda dada pela ANA é variável, conforme as particularidades de cada caso, podendo ser orientações, assistência técnica, promoção do diagnóstico local, promoção da reunião entre os participantes, adequação de estradas vicinais, educação ambiental, conservação de solos,

---

<sup>81</sup> Disponível em: <https://www.ana.gov.br/todos-os-documentos-do-portal/documentos-sip/produtor-de-agua/documentos-relacionados/1-nota-informativa-programa-produtor-de-agua.pdf>. Acesso em 09/12/2020.

recuperação e conservação de nascentes ou outros.

O Comitê Macaé elegeu a área das cabeceiras do rio Macaé como prioritária para iniciar o mecanismo de PSA. Essa região, que está totalmente inserida na Área de Proteção Ambiental Macaé de Cima, em parte sobreposta pelo Parque Estadual dos Três Picos, apresenta um importante remanescente de Mata Atlântica em estágio avançado de regeneração natural (Figura 12).

O Rio Macaé é o responsável pelo abastecimento de uma porção significativa do contingente populacional de Macaé e Rio das Ostras, municípios mais populosos da região, além de um importante parque industrial composto por duas termoeletricas mais as empresas ligadas à exploração e produção de óleo e gás natural, com destaque para as operações da Petrobras na Bacia de Campos, sediada em Macaé, segundo maior polo produtor de óleo e gás do Brasil. Segundo estimativas do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Macaé e Ostras (Plano Macaé)<sup>82</sup>, em 2012, 52% da demanda total de água era para abastecimento do setor industrial, seguido pelo consumo humano, com 29%, irrigação com 18% e dessedentação animal, com 1%.

Embora as estimativas do Plano Macaé demonstrassem que para a maioria dos trechos de rio não havia comprometimento significativo entre a disponibilidade e a demanda de água, para o trecho da Severina a situação era bastante preocupante. Local das captações para abastecimento público, das usinas termoeletricas e da Petrobras, o Plano de Bacia constatou que a demanda de água nesta captação correspondia a 64% da vazão mínima de referência no trecho, violando em quase 30% o limite máximo disponível para outorga, que era de 50% da vazão mínima de referência<sup>83</sup>.

---

<sup>82</sup> Aprovado na 2ª Reunião Ordinária do Plenária, ocorrida em 19/11/13.

<sup>83</sup> O critério de outorga no Rio de Janeiro foi alterado pela Resolução INEA nº 171 de 27/03/2019, deixando de ser 50% da vazão de referência  $Q_{7,10}$ , e passando a ser 40% da vazão de referência  $Q_{95}$ . Como a  $Q_{95}$  é menos restritiva, na prática, aumentou um pouco a quantidade de água disponível para outorga.

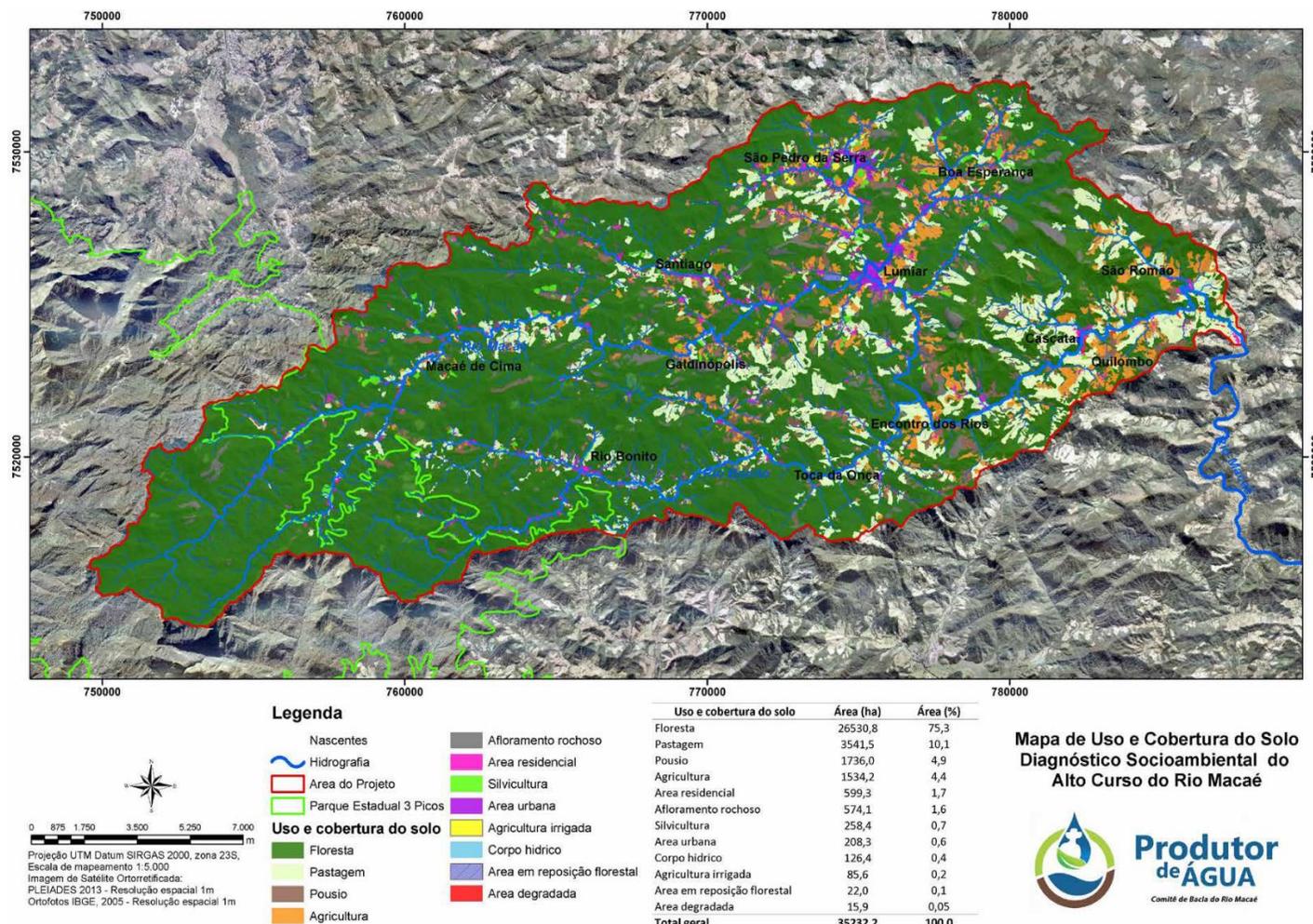


Figura 12. Mapa de Uso e Cobertura do Solo do Alto Curso do Rio Macaé, que coincide integralmente com a área da Área de Proteção Ambiental Macaé de Cima (APAMDC), limitada em vermelho. Em verde, os limites do Parque Estadual dos Três Picos (Fonte: Relatório de Diagnóstico Socioambiental e Projeto Técnico das Ações de Conservação do solo e da Água da Sub Bacia do Alto Curso do Rio Macaé). Disponível em: [https://cbhmacae.eco.br/novas/Diagnostico Socioambiental Produtor Agua CBH Macaee.pdf](https://cbhmacae.eco.br/novas/Diagnostico_Socioambiental_Produtor_Agua_CBH_Macaee.pdf). Acesso em: 04/10/2020.

O segundo passo dado pelo comitê foi aprovar uma minuta de Termo de Referência para a contratação da elaboração do Diagnóstico Socioambiental do Alto Curso do Rio Macaé. Na sequência, o comitê destinou R\$ 400 mil do seu orçamento para o Fundo de PSA<sup>84</sup>; criou o Programa de Boas Práticas em Microbacias Hidrográficas<sup>85</sup>; o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais<sup>86</sup> e formou um Grupo de Trabalho com a missão de elaborar uma proposta de programa e a sua regulamentação<sup>87</sup>.

Em relação ao Programa de Boas Práticas, seu escopo é praticamente idêntico ao FUNBOAS, sendo que os programas Boas Práticas e PSA foram concebidos inicialmente de forma articulada, isto é, as ações promovidas pelo primeiro são o que gera a demanda para os pagamentos do segundo.

Em 2013, os R\$ 200 mil do orçamento do comitê destinados aos programas Boas Práticas/PSA<sup>88</sup> foram utilizados como contrapartida do Convênio nº07/ANA/2013, celebrado entre a ANA e o CBH Macaé, no qual a ANA repassou ao comitê o valor de R\$ 1 milhão para a contratação do diagnóstico.

Segundo informações do CILSJ (2020, comunicação pessoal), a execução do diagnóstico propriamente dito custou R\$178 mil. Do restante dos recursos, 65% foram utilizados para pagamento de pessoal e um percentual bem menor (não especificado) foi utilizado para aquisição de equipamentos, sendo o saldo remanescente, entre R\$ 100 mil e R\$ 150 mil reais, devolvido para a ANA.

A partir da análise das resoluções do comitê, percebe-se que as informações geradas pelo diagnóstico acabaram subsidiando alterações importantes no escopo do programa Boas Práticas/PSA, a exemplo da definição do Rio Boa Esperança e do Córrego Santa Margarida como áreas prioritárias para iniciar o PSA<sup>89</sup> (afluentes do rio Macaé e mananciais de abastecimento dos distritos de Lumiar e São Pedro da Serra, respectivamente).

O comitê recentemente unificou os programas Boas Práticas e PSA<sup>90</sup>, para os quais foram destinados R\$ 900 mil. E, segundo o CILSJ<sup>91</sup>, está sendo preparado um Termo de Referência para a contratação de uma consultoria que terá como incumbência a hercúlea

---

<sup>84</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras Nº 26, de 20 de março de 2012.

<sup>85</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras Nº 29, de 20 de março de 2012.

<sup>86</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras Nº 30, de 20 de março de 2012.

<sup>87</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras Nº 35, de 10 de abril de 2013.

<sup>88</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras 38, de 29 de maio de 2013.

<sup>89</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras 69, de 21 de novembro de 2016.

<sup>90</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras 122, de 16 de outubro de 2020.

<sup>91</sup> Comunicação pessoal.

missão de: i) elaborar o arranjo institucional do programa; ii) estruturar um arcabouço jurídico; iii) executar um estudo de viabilidade econômica, iv) elaborar uma minuta de edital de seleção de propriedades e de contrato dos provedores de serviços ambientais e v) elaborar o manual operativo do programa.

Segundo informações diretamente obtidas com um dos representantes do comitê (2021, comunicação pessoal), os critérios que serão utilizados vêm sendo debatidos de forma coletiva pelos atores mais diretamente interessados. Foram realizadas cinco oficinas espalhadas pelo território da bacia, tendo sido pré-cadastrados mais de 80 produtores rurais. E as sugestões apresentadas nessas oficinas foram internalizadas na revisão das resoluções que versavam sobre o FUNBOAS e o PSA.

A aproximação do CBH ao nível local para apresentar e discutir suas ações exemplifica o processo de bricolagem institucional em andamento. Na ocasião da elaboração do Plano Macaé<sup>92</sup>, o CBH sentiu a necessidade de promover uma maior participação do público local no processo de construção do plano. Com recursos próprios, promoveu e financiou 20 “rodas de conversa” junto à comunidade e, desde então, vem fazendo esse movimento. Mais recentemente o CBH realizou encontros para tratar sobre o enquadramento dos corpos hídricos em classe de qualidade – seguindo a metodologia participativa proposta por Torres et al. (2019) –, e agora, vem realizando oficinas para tratar do PSA.

Mas apesar desse olhar diferenciado buscando dar voz aos atores representar uma mudança significativa na forma de fazer e conceber políticas públicas, ao delegar a construção do desenho do programa a um terceiro, delegando a ele a modelagem do esquema, sugere-se existir ainda um forte vínculo com a lógica institucionalista “*mainstream*” que atribui ao desenho institucional a eficiência das instituições.

Segundo Cleaver (2002, p. 12), na visão institucionalista, o papel das instituições “*é fornecer informações e garantias sobre o comportamento dos outros, oferecer incentivos para o comportamento diante do bem coletivo e monitorar e sancionar comportamentos oportunistas*”. Sendo assim, essas características passam a conferir previsibilidade às instituições e isso, em tese, as tornam sensíveis ao desenho, podendo assim serem criadas ou moldadas em direções desejáveis (HALL et al.; 2014).

Já o Institucionalismo Crítico questiona justamente essa crença ao assumir como pressuposto central o fato delas serem “*resultado da interação entre o exercício de agência e os efeitos, frequentemente restritivos, das relações sociais, ambientais e de poder*”, o que

---

<sup>92</sup> Resolução CBH Macaé e das Ostras N°41, de 07 de agosto de 2013.

torna de fundamental importância considerar a complexidade social e cultural subjacente à maneira como as pessoas utilizam e gerenciam os recursos naturais (CLEAVER; WHALEY, 2018; CLEAVER; DE KONING, 2015; HALL et al., 2014).

Pelo menos duas razões dão mais sentido à abordagem do Institucionalismo Crítico que à abordagem institucionalista. A primeira, é o exemplo contrário da implementação do PAF Guandu e do FUNBOAS, cujo desenho institucional foi totalmente dependente das condições institucionais pré-existentes.

A segunda razão é o contexto prévio de implementação da APA Macaé de Cima. Como ela foi implementada à revelia das populações locais, gerando conflitos territoriais e uma corrosão na legitimidade do poder público, como discutiu Mendes (2010), a expectativa do comitê de idealizar o esquema de maneira *top-down* não parece a mais adequada, já que os laços com os produtores rurais, sobretudo da perspectiva do poder público, precisam ser reconstruídos.

### 3.6.3 PSA Hídrico CEIVAP

O Rio Paraíba do Sul é um rio federal. Sua bacia hidrográfica, com 62.074 km<sup>2</sup>, abrange 14.510 km<sup>2</sup> do território do Estado de São Paulo (5%), 26.851 km<sup>2</sup> do Rio de Janeiro (63%) e 20.713 km<sup>2</sup> de Minas Gerais (4%).

A gestão das águas do rio Paraíba do Sul está a cargo do Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – CEIVAP<sup>93</sup>, originalmente criado em 1996<sup>94</sup>, (primeiro comitê federal instituído no país). O CEIVAP é composto por um plenário com 60 membros: três da União e 19 de cada estado, dos quais 40% das vagas são destinadas aos usuários de água; 35% ao poder público e 25% para as organizações civis, e uma Câmara Técnica Consultiva. Para operacionalizar suas determinações, o CEIVAP dispõe da Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) como sua Agência de Bacia<sup>95</sup>.

No nível estadual, há um comitê de bacia para cada uma das sete regiões hidrográficas afluentes, sendo uma em São Paulo, quatro no Rio de Janeiro e duas em Minas Gerais. Além dessas, também é considerado como área de influência do Rio Paraíba do Sul a Região Hidrográfica do Guandu.

---

<sup>93</sup> Decreto Federal Nº 6.591, de 01 de outubro de 2008.

<sup>94</sup> Decreto Federal No 1.842, de 22 de março de 1996.

<sup>95</sup> Medida Provisória nº. 165/04, que foi posteriormente convertida na Lei Federal Nº. 10.881/04.

Embora a bacia hidrográfica do Guandu não drene suas águas para o Rio Paraíba do Sul, há uma estreita relação hidrológica entre essas bacias, já que 60% das águas do Rio Paraíba do Sul são transpostas para a bacia do rio Guandu através de um complexo sistema de barramentos para fins de geração de energia construído, principalmente, a partir da década de 50. E, atualmente, a AGEVAP atua como entidade delegatária das funções de agência de água de todos os comitês afluentes, com exceção do de São Paulo.

Na figura 13, estão representados os limites territoriais dessas regiões hidrográficas ao longo da bacia do Rio Paraíba do Sul.

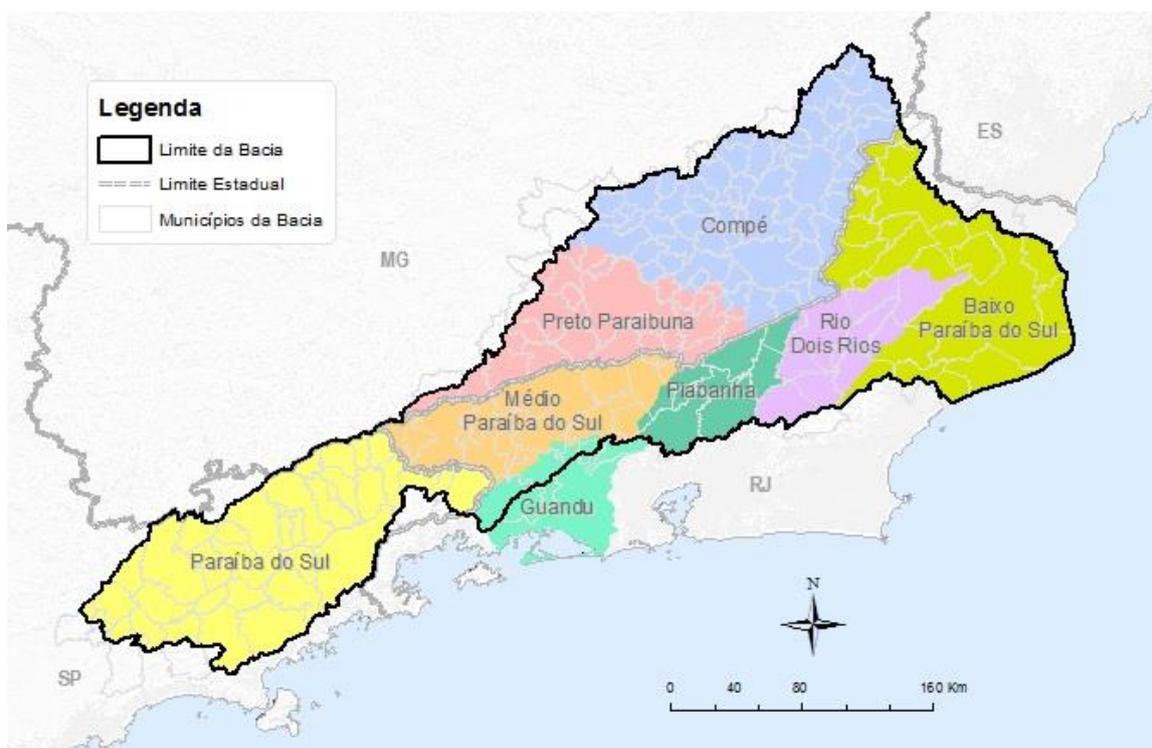


Figura 13. Limites das áreas de atuação dos comitês estaduais afluentes ao rio Paraíba do Sul, incluindo a Região Hidrográfica do Guandu devido ao seu forte vínculo hídrico (cerca de 60% da vazão do Rio Paraíba do Sul é transposta para Guandu para fins de geração. Fonte: <http://sigaceivap.org.br/observatorioComite>. Acesso em 14/04/2020.

De forma pioneira no Brasil, o comitê implementou a cobrança pelo uso da água na bacia em março de 2003<sup>96</sup>, e após o ingresso dos primeiros recursos da cobrança, a AGEVAP contratou a elaboração do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul (2007-2010)<sup>97</sup>.

<sup>96</sup> Deliberação CEIVAP N° 24, de 31 de março de 2004.

<sup>97</sup> Em 2002, quando o CEIVAP ainda não tinha sua secretaria executiva, a ANA contratou o Plano de Recursos Hídricos para a Fase Inicial da Cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul, atendendo a uma condição imposta pela Deliberação CEIVAP N° 08, de 06 de dezembro de 2001.

Em 2012, o CEIVAP contratou a atualização do Plano de Recursos Hídricos, de 2007, mas o contrato acabou não prosperando por questões administrativas e, em 2019, foi contratada outra empresa para dar continuidade à atualização do plano que, tem previsão de conclusão e aprovação no primeiro semestre de 2021<sup>98</sup>.

O planejamento vigente das ações na bacia foi concebido com base em três Componentes Temáticos: 1) Gerenciamento de Recursos Hídricos; 2) Recuperação da Qualidade Ambiental; e 3) Proteção e Aproveitamento dos Recursos Hídricos. Estes Componentes se subdividem em sete subcomponentes que, juntos, abrangem 36 projetos.

Apesar da necessidade de investir em ações de restauração e conservação florestal já ter sido contemplada no Plano, o comitê praticamente só investia nesse tema. De acordo com informações disponibilizadas no sítio eletrônico do comitê, até 2013, apenas um projeto foi contratado neste sentido: “Recuperação Ambiental da Bacia do Rio Sesmarias - Fase 1: Diagnóstico Físico Socioambiental”. Contratado por R\$411.583,46<sup>99</sup>, seu valor representa apenas 0,04% de toda a arrecadação acumulada até 2012 (R\$99.626.141,43)<sup>100</sup>, data da contratação.

Comparativamente, na bacia do PCJ, Padovezi et al. (2013) informaram que os investimentos dos comitês em projetos relacionados à restauração e conservação florestal dos comitês representam, aproximadamente, 2% do total investido. E assim como discutido para a bacia do Guandu, conclui-se que os comitês não tinham tradição de investir em projetos relacionados à infraestrutura natural, o que só começou a dar sinais de mudança após a chegada do PSA.

*“O caso de sucesso já em andamento do Guandu, apesar de nós, que estamos no dia-a-dia, sabermos dos problemas. Extrema fazia com que os comitês do Estado do Rio de Janeiro e até de Minas ficassem cobrando, era mais uma cobrança da sociedade civil, mas também dos comitês afluentes da Bacia do Paraíba do Sul” (ENTREVISTADO AGEVAP 2).*

Apesar da vontade de muitos, existia uma força dentro do CEIVAP refratária à ideia, e que durante um bom tempo foi capaz de exercer poder de veto – ou poder velado, que geralmente é colocado em prática quando o que está em jogo pode apresentar risco aos interesses da classe dominante, que detém poder, mas não necessariamente é quem toma a decisão (BACHRACH; BATZ, 1969).

---

<sup>98</sup> Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/plano-de-bacia.php>. Acesso em 10/12/2020.

<sup>99</sup> Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/acompanhacontrato.php>. Acesso em 10/12/2020.

<sup>100</sup> Com base apenas no valor estimado de arrecadação considerando o valor nominal dos boletos de cobrança. Disponível em: <http://ceivap.org.br/downloads/balanco-arrecadacao-bps-2003-2019.pdf>. Acesso em 10/12/2020.

Na reunião da Câmara Técnica Consultiva (CTC) do CEIVAP<sup>101</sup>, onde foi apresentada uma minuta de projeto de PSA pelo representante do Estado do Rio de Janeiro, a Coordenação da CTC, que na época era ocupada pela representante da Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP), alegando que não fazia sentido “pagar para cumprir a lei”.

Apesar da discordância, foi criado um grupo de trabalho no âmbito da CTC para elaborar um Termo de Referência (TR) com os critérios gerais para contratação de um Programa de PSA, cabendo aos estados desenvolver um TR específico para a seleção de propostas em seu território. Naquela ocasião, o CEIVAP destinou R\$ 600 mil/ano do seu orçamento para ser investido em PSA, no período de 2010-2012<sup>102</sup>.

O Rio de Janeiro elaborou o seu TR e o submeteu à AGEVAP para contratação. Mas, de acordo com o Diretor Executivo da AGEVAP<sup>103</sup>, o projeto não havia sido encaminhado porque não se sabia como seriam realizados os pagamentos de PSA de modo a não caracterizar vínculo trabalhista. Mais uma vez se observa o quanto era difícil realizar o pagamento, reforçando aquilo que já falaram Veiga e Gavaldão (2011). Em 2012 o edital foi lançado, contudo, a licitação foi vazia<sup>104</sup>.

À medida em que o tema ia ganhando força, dentro e fora dos comitês, o poder de veto dos grupos contrários foi ficando cada vez menor. Em 2013, a AGEVAP contratou uma consultoria para a elaboração do Programa de PSA e de uma minuta de edital para contratação de projetos de PSA para toda a bacia, para os quais seria destinado o valor de R\$ 10.550.000,00.

Após passar por alguns aperfeiçoamentos, o Diretor da AGEVAP<sup>105</sup> informou que o intuito do edital foi dar responsabilidades aos municípios e que a ideia era seguir o modelo de governança desenvolvido no PAF Guandu.

Quando questionado sobre os critérios de hierarquização das propostas, o que implica automaticamente em questões de *targeting* e seleção adversa, o Diretor respondeu que “*o fundamental era ser prático na definição desses itens, já que o principal objetivo é dar andamento ao processo*”.

Cabe mencionar que uma das metas previstas no contrato de gestão da ANA com a AGEVAP era o “Gerenciamento dos Investimentos” medido através da relação percentual

---

<sup>101</sup> 3ª Reunião Ordinária da CTC, ocorrida nos dias 16 e 17/08/2010.

<sup>102</sup> Deliberação CEIVAP Nº139/10, de 25 de agosto de 2010.

<sup>103</sup> Durante a 2ª Reunião Ordinária da CTC, ocorrida em 12/04/2012.

<sup>104</sup> O Edital não foi localizado.

<sup>105</sup> 3ª Reunião Ordinária da CTC, ocorrida em 12/12/13.

entre os recursos contratados e o total de repasse no período, ou seja, dinamizar a aplicação dos recursos do comitê. Neste sentido, considerando que os recursos destinados ao PSA representavam cerca de 10% de todo o valor arrecadado pelo comitê até então<sup>106</sup>, colocar o PSA para rodar era bastante interessante para a AGEVAP.

A depender do nível de pressão sobre a AGEVAP, parece caber a observação de Przeworsky (1995) de que os burocratas tendem a “*escolher alternativas que maximizem sua satisfação*”. E, neste caso, ser eficiente na execução dos recursos parece ter mais relevância que os resultados dos investimentos.

Levando a ideia à frente, em maio de 2014, o CEIVAP criou o Grupo de Trabalho – Pagamento por Serviços Ambientais (GT PSA)<sup>107</sup> e, em 08 de julho, a AGEVAP lançou o Edital AGEVAP Nº 04/2014<sup>108</sup> com vistas à “*execução de ações de conservação e restauração florestal para a proteção dos recursos hídricos na bacia, além do pagamento ao Provedor do Serviço Ambiental, estimulando, dessa forma, a política de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA.*”

As metas quantitativas do Edital, muito provavelmente definidas em função do orçamento disponível, eram a restauração florestal de até 420 ha de áreas degradadas e a conservação florestal de até 350 ha de áreas de florestas da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Os projetos, em caráter piloto, teriam início em 2014 e término em 2016, coincidindo com o término daquele período orçamentário (PAP 2013-2016).

Combinado com o edital, a AGEVAP lançou o Programa de Pagamentos por Serviços Ambientais<sup>109</sup> (PSA Hídrico CEIVAP), trazendo o contexto da bacia, princípios e diretrizes, das quais algumas se destacam por servir de base para as discussões dos próximos capítulos, quais sejam: prioridade dada às áreas de APP e de mananciais hídricos; a gestão participativa e descentralizada dos projetos, através da formação de uma Unidade Gestora do Projeto (composta, preferencialmente, pelos parceiros do projeto e representantes dos provedores de serviços ambientais); e o pressuposto da adicionalidade, à medida em que os projetos deveriam “*almejar o aumento na provisão de serviços em relação a um cenário sem a intervenção*”.

Ao todo, cinco das sete regiões afluentes tiveram projetos selecionados, sendo três no Rio de Janeiro (Médio Paraíba do Sul, Piabanha e Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana).

---

<sup>106</sup> Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/conteudo/Balanco-arrecadacao-acumulada-2013.pdf>. Acesso em 13/12/2020.

<sup>107</sup> Deliberação CEIVAP Nº 213, de 20 de maio de 2014.

<sup>108</sup> Disponível em: <http://ceivap.org.br/conteudo/edital-psa-hidrico-programa.pdf>. Acesso em 03/04/2020.

<sup>109</sup> Disponível em: <http://ceivap.org.br/conteudo/edital-psa-hidrico-programa.pdf>. Acesso em 04/03/2020.

Como duas regiões não tiveram projetos, os três comitês fluminenses se articularam “*e resolveram que entrariam com recursos para apoiar a introdução de mais um projeto em cada bacia*”<sup>110</sup>.

Essa medida revela pelo menos dois aspectos interessantes. O primeiro deles era o desejo (puro e simples) de ter um projeto de PSA na sua região, já que os comitês resolveram investir na contratação “*entendendo que, desse modo, o comitê realmente investe e passa a fazer parte de um projeto de PSA*”; e o outro, a oportunidade de aproveitar um processo licitatório já em andamento, aliviando grande parte dos custos de transação envolvidos.

Na Figura 14, podem ser visualizados os municípios contemplados, as áreas de intervenção e número de proprietários estimados por cada projeto contratado, e na Figura 15, o resultado final.

---

<sup>110</sup> Cada comitê aportou R\$200 mil, através dos seguintes atos normativos: Resolução CBH-BPS N° 14, de 07 de dezembro de 2015; Resolução CBH-Piabanha N° 33, 06 de novembro de 2015, alterada pela Resolução N°41/17, que dispôs sobre o PPA 2016-2020; Resolução CBH-MPS N° 40, de 16 de abril de 2014, que alterou a Resolução 29/13, Resolução CBH-MPS N° 47/15, que alterou a Resolução 40/14; e a Resolução N° 54/16, que dispôs sobre o PPA 2017-2020.

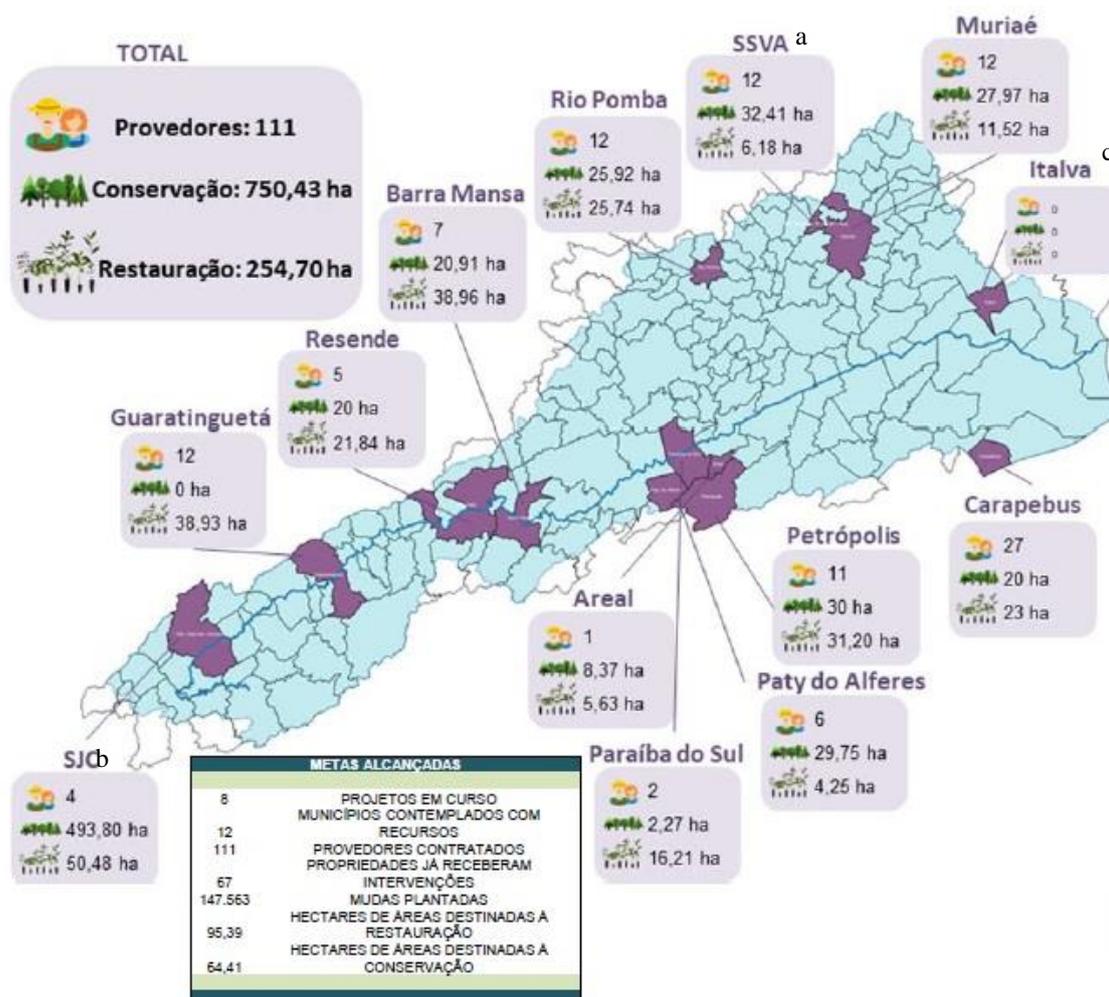


Figura 14. Municípios abrangidos pelos 09 projetos contratados por meio do Edital AGEVAP 04/2014. Fonte: Apresentação da AGEVAP durante o primeiro Workshop do Programa de Pagamentos por Serviços Ambientais com foco em Recursos Hídricos, ocorrido em Resende-RG, no dia 08 de março de 2018. Adaptado. Fonte: CEIVAP. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/psa/ap-01-agevap.pdf>. Acesso: 03/10/2020. Adaptado. <sup>a</sup>SSVA - São Sebastião da Vargem Alegre; <sup>b</sup>SJC – São José dos Campos; <sup>c</sup>Italva – Cancelado.

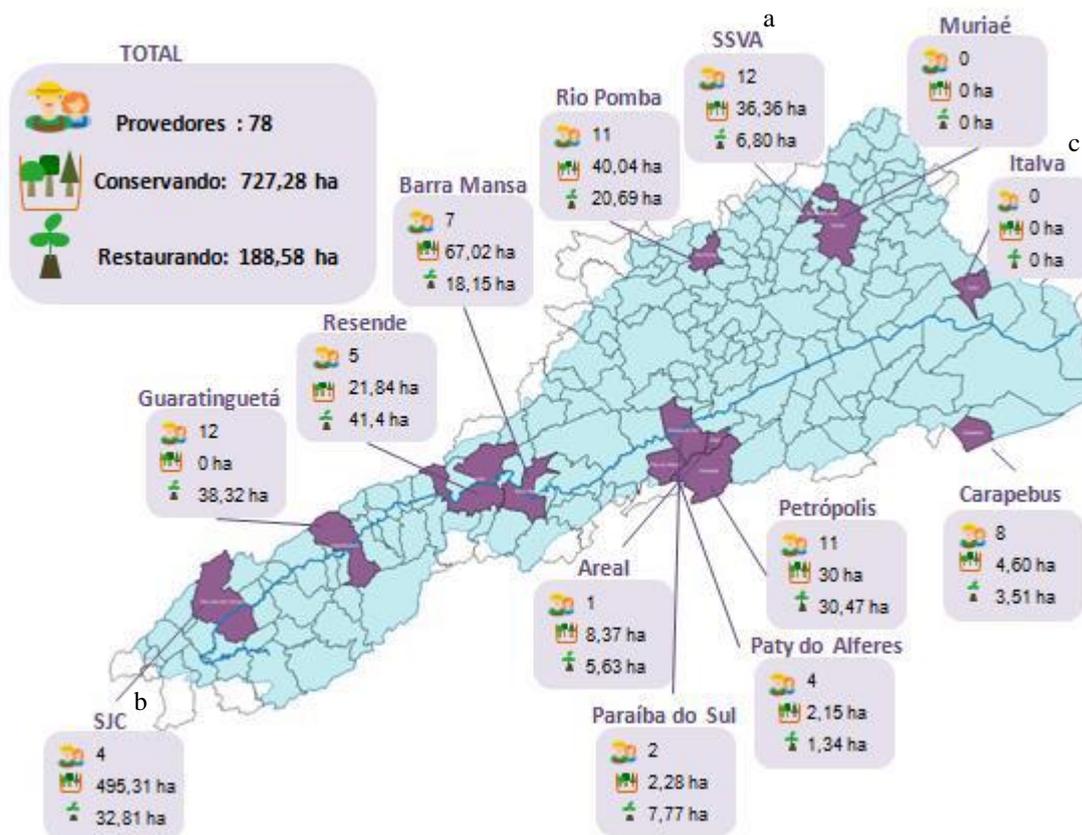


Figura 15. Municípios abrangidos pelos projetos contratados pelo Edital AGEVAP 04/2014 e respectivas áreas de intervenção. Fonte: Programa de Investimento em Serviços Ambientais para a Conservação e Recuperação de Mananciais - PROGRAMA MANANCIAIS (2019, p. 21). Fonte: CEIVAP. Disponível em: [http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq\\_pubMidia\\_Processo\\_607\\_2019\\_Programa\\_Investimento\\_em\\_Servicos\\_Ambientais\\_Conservacao\\_Recuperacao\\_de\\_mananciais.pdf](http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq_pubMidia_Processo_607_2019_Programa_Investimento_em_Servicos_Ambientais_Conservacao_Recuperacao_de_mananciais.pdf). Acesso em 06/04/2020. Adaptado. <sup>a</sup>SSVA - São Sebastião da Vargem Alegre; <sup>b</sup>SJC – São José dos Campos; <sup>c</sup>Cancelado; e <sup>d</sup>Interrompido.

Como será analisado nos próximos capítulos, foram muitas as dificuldades encontradas e os projetos tiveram performances bastante distintas, tendo sido alcançado globalmente 70% do número estimado de provedores contratados, 74% da meta de restauração e 97% da meta de conservação.

Em termos financeiros, o valor total contratado pelo Programa incluindo, além dos projetos, a consultoria para elaboração da minuta do programa e do edital mais a gerenciadora dos contratos foi de R\$12.320.620,76, tendo sido efetivamente liquidados R\$ 10.866.608,94 (88%). O montante pago de PSA foi R\$ 197.410,86, o que representa 1,8% do custo total do Programa.

A fim de se ter uma estimativa do custo médio do hectare restaurado e conservado, foram utilizados como referência os valores orçados no Plano de Trabalho dos projetos Olhos D'Água (R\$22.953/ha/restauração e R\$5.010/ha/conservação) e AMA 2 (R\$15.964/ha/restauração e R\$3.339/ha/conservação), selecionados como caso desta

pesquisa. Relativamente, a restauração foi em média 4,6 vezes mais cara que a conservação. Diante dessa equivalência, do quantitativo de áreas manejadas e no valor total gasto pelo Programa, estimou-se que, ao final, cada hectare com ações de restauração custou cerca de R\$31.344/ha/restauração e o hectare conservado, aproximadamente R\$ 6.814/ha.

Esse valor da restauração, comparativamente, ficou próximo (cerca de 12% mais alto) do valor de R\$ 26.061,17 estimado por Benini e colaboradores (2017) para a restauração da Mata Atlântica em condições adversas (atualizado pelo IGPM-FGV. Data inicial: 01/2017 e final 09/2020).

Tendo em vista que o custo estimado leva em conta gastos como o de despesas com pessoal, que chegou a representar 10% do valor do contrato do Projeto AMA 2 e 17% do Olhos D'Água, há uma possibilidade de redução substancial dos custos de restauração caso os mecanismos de contratação das intervenções sejam mais diretos e objetivos, valendo extrapolar as análises para os outros projetos executados.

Uma questão relevante diz respeito à mudança de perspectiva do CEIVAP em relação ao PSA, materializada na alteração do GT PSA para GT Mananciais, em 2018<sup>111</sup>. De acordo com a Coordenação do GT Mananciais, “*o objetivo é promover a segurança hídrica através de uma abordagem voltada para a infraestrutura natural. O PSA é um instrumento econômico que viabiliza essa estratégia, mas não é o único*”.

Muito provavelmente em função da curva de aprendizagem gerada ao longo da execução dos projetos, os principais aspectos destacados pela Coordenação do GT PSA é a necessidade de “*selecionar muito bem a bacia, e que a escala de intervenção seja compatível para poder gerar impactos*”. E o principal gargalo identificado foi “*a falta de visão integrada entre setor de recursos hídricos, quem trabalha e faz restauração, quem trabalha e faz extensão rural e o desenvolvimento agropecuário*”, exemplificando com muita clareza a ausência de coordenação entre políticas públicas, como mostrou Cunha (2005).

Em 2019, o CEIVAP aprovou o Programa de Investimento em Serviços Ambientais para a Conservação e Recuperação de Mananciais - Programa Mananciais<sup>112</sup>, para o qual há uma previsão de investimentos na ordem de R\$ 84 milhões, ao longo de 15 anos.

Diferentemente do que foi o PSA – Hídrico CEIVAP, esse programa tem como centralidade a determinação das áreas prioritárias para intervenções e já vem se articulando

---

<sup>111</sup> Deliberação CEIVAP N° 264/2018, de 18 de outubro de 2018.

<sup>112</sup> Deliberação CEIVAP N° 276, de 12 de novembro de 2019.

com os comitês afluentes, para, de forma participativa, delimitar essas áreas. O Programa Mananciais também traz inovações, tais como: criação da figura dos “articuladores de projeto”, uma espécie de *hub* local com a missão de mobilizar os “coletivos rurais”, identificar as demandas por conservação e restauração e elaborar o anteprojeto a ser submetido aos editais do programa; e dar mais voz aos coletivos rurais, que serão constantemente estimulados a participarem da elaboração dos projetos e na sua execução.

#### 3.6.4 Projeto Conexão Mata Atlântica

O Projeto Conexão Mata Atlântica é o esquema de PSA mais recente implementado no Estado do Rio de Janeiro. Na verdade, é a parte fluminense do Projeto “Recuperação de Serviços de Clima e Biodiversidade no Corredor Sudeste da Mata Atlântica Brasileira”, formalizado por convênio envolvendo o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), o governo federal, por meio do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI, os governos dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro e apoio técnico e financeiro do *Global Environmental Facility* (GEF)<sup>113</sup>.

Diferentemente dos demais, cujo objetivo é a promoção de serviços ambientais hídricos, nesse, o objetivo principal é recuperar e preservar serviços ecossistêmicos associados à biodiversidade e à captura de carbono da floresta.

O escopo macro do projeto foi definido com base em três componentes: 01 – Fortalecimento da Capacitação Institucional para Manejo e Monitoramento dos Estoques de Carbono e da Biodiversidade; 02 – Aumento dos Estoques de Carbono na Bacia do Paraíba do Sul; e 03 – Aumento da eficácia e sustentabilidade financeira das Unidades de Conservação (UCs) ao longo do Corredor da Serra do Mar.

No Rio de Janeiro o projeto está centrado no Componente 2, para o qual prevê estabelecimento de um mecanismo de PSA “uso múltiplo” para a implantação de 1500ha de conservação florestal, 750ha restauração ecológica de 1.500ha de conversão de áreas de baixa produtividade (por exemplo pastagens degradadas) em sistemas de maior funcionalidade ecológica e econômica (como sistemas agroflorestais, silvipastoris e consórcios florestais).

A execução do projeto está a cargo da Secretaria de Estado do Ambiente através do Instituto Estadual do Ambiente (INEA), na coordenação geral do projeto, e da Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária, Abastecimento e Pesca (SEAPPA). Devido ao escopo

---

<sup>113</sup> Convênio BID 2376/OC-BR.

do projeto e à inclusão da conversão produtiva como uma das práticas elegíveis, percebe-se que um dos objetivos desse projeto é também proporcionar uma maior integração e coordenação institucional, sobretudo no que tange à implementação de políticas agrícolas e ambientais.

No Estado do Rio, os recursos destinados às ações do projeto somam cerca de R\$ 44 milhões. Para a implementação, além das instituições mencionadas, foi sendo agregada uma rede de parceiros, dentre os quais participam a Emater-Rio, Centro de Ensino Superior de Valença (CESVA), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Cooperativa de Café no Norte Fluminense (COOPERCANOL), CEDAE, AGEVAP, CEIVAP e a Fundação Grupo Boticário, além da Ferroport (*joint-venture* formada pela Anglo American e pela Prumo Logística) e Rio Galeão (Aeroporto Internacional Tom Jobim), por meio de suas obrigações de reposição florestal.

Além de executar as metas programadas, a perspectiva do projeto é premiar o agricultor, isto é, reconhecer o que ele já fez ou vem fazendo em prol da melhoria da qualidade ambiental, levando em conta, principalmente, as práticas já incentivadas pelo Rio Rural. Deste modo, o projeto acaba funcionando como um “reforço/desdobramento” do Rio Rural.

Da perspectiva da bricolagem institucional, o Projeto Conexão expressa o quanto que o contexto institucional prévio é importante para o desdobramento do comportamento das instituições e da implementação de políticas públicas. Como relatou o Entrevistado Rio Rural,

*“A gente tem um exemplo muito bom de um passo adiante, que é um projeto como o Conexão Mata Atlântica, em que você trabalha com o PSA, você proporciona aos agricultores que se apresentam, que se habilitam aos editais, que eles acessem recursos de PSA, mas isso vem junto com toda essa proposta de desenvolvimento rural, com a metodologia de microbacias que o Rio Rural vem pondo em prática aqui no Rio de Janeiro”.*

Segundo o Coordenador de Gestão da Informação do Rio Rural<sup>114</sup>, ao agregar valor ao produtor, reconhecendo o seu papel, automaticamente abre-se caminho para uma mudança de percepção do produtor em relação ao governo, que deixa de ser visto como alguém que só serve para controlar e punir, ou mesmo expropriar a terra, como identificaram Southgate e Wunder (2009), havendo uma verdadeira ressignificação do papel do estado para o

---

<sup>114</sup> Apontamentos proferidos durante o encontro online webCafé "Conectando conservação e produção para a sustentabilidade", ocorrido em 18/08/2020. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=XAEbVEmHp4E>.

produtor.

Ainda de acordo com o Coordenador de Gestão da Informação do Rio Rural, 80% das propriedades rurais possuem demanda para restauração florestal e os produtores são sensíveis à causa ambiental. Porém, o gargalo é a carência de conhecimento e acesso a recursos. E é justamente neste aspecto que se sobressai um dos diferenciais deste projeto, o Salto Tecnológico que vincula a aplicação da totalidade dos recursos recebidos a título de PSA, em tecnologias que promovam a melhoria da capacidade produtiva e a sustentabilidade econômica das propriedades. A *rationale* é que o produtor passe a produzir mais e melhor, gerando cada vez menos impacto ambiental e mais serviços ecossistêmicos.

Mais três outros aspectos merecem destaques. O primeiro deles, já que afeta diretamente o potencial de adicionalidade do projeto, foi a metodologia desenvolvida para a priorização das áreas de intervenção, buscando identificar os locais da paisagem onde os efeitos das intervenções pudessem gerar impactos mais sensíveis, como postularam Wünscher, Engel e Wunder (2008).

Embora ambiciosas em termos relativos, as metas do projeto são ainda muito pequenas em termos absolutos, haja vista 40% dos 61.307 km<sup>2</sup> da bacia estarem atualmente ocupados por pastagens/campos degradados e com baixa produtividade<sup>115</sup>. Como identificar essas áreas potencializando os efeitos das intervenções no nível de paisagem, mas sem perder de vista a sustentabilidade dos sistemas produtivos, é uma tarefa bastante complexa (KROEGER, 2013; MATZDORF; SATTLER; ENGEL, 2013), o projeto empregou um esforço considerável buscando suprir esta lacuna tão comum a inúmeros projetos de PSA (BÖRNER et al., 2017; FERRARO, 2012; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

Segundo a metodologia, a partir de um exaustivo diagnóstico socioambiental, a priorização das áreas foi feita considerando múltiplas escalas e múltiplas dimensões. A escolha das microbacias levou em consideração critérios ambientais – como o percentual de cobertura florestal e valores limiares para a manutenção da integridade biológica, como sugeriu Banks-Leite et al. (2014), a ocorrência de espécies florestais endêmicas e o grau de conectividade da paisagem –, e critérios socioambientais – como o nível de organização da microbacia (expresso através da organização, participação e qualidade Conselho Gestor da

---

<sup>115</sup> “Por mais de trezentos anos, os “ciclos” da cana de açúcar, do café e da pastagem criaram condições de degradação e compactação do solo que contribuem diretamente para o desenvolvimento de erosões lineares que ocorrem em diversos setores das vertentes abrangendo praticamente todas as sub bacias que compõem a bacia do rio Paraíba do Sul” (COHIDRO, 2014, p. 54).

Microbacia), volume de projetos ambientais implementados pelos produtores rurais e facilidade de acesso e qualidade de relacionamento entre os extensionistas do Rio Rural e os produtores rurais.

Selecionadas as microbacias, essas foram subdivididas em porções menores do território, delimitadas segundo critérios hidrológicos - “nanobacias”. As nanobacias foram então priorizadas de acordo com a sua importância para a conservação dos mananciais de abastecimento público, para as atividades produtivas e efetividade das ações de conservação e restauração. Para isso foram levadas em consideração a densidade de drenagem, a localização dos pontos de captação de água para abastecimento público, o posicionamento da nanobacia dentro da bacia de contribuição, dentre outros critérios.

Dentro das nanobacias priorizadas, o nível de detalhamento desceu mais uma vez, sendo mapeadas as áreas de intervenção na escala da propriedade, com o objetivo de identificar as áreas mais propícias para cada tipo de intervenção, subsidiando tanto os técnicos do projeto quanto os produtores rurais a decidirem as áreas e as intervenções em cada propriedade a serem submetidas ao projeto.

Em resumo, foram definidas sete microbacias (em duas Regiões Hidrográficas: RH III - Médio Paraíba do Sul e a RH IX - Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana, Figura 07) distribuídas em seis municípios, cujas áreas de intervenção totalizam 53.258ha.

A Figura 16, a seguir, apresenta o processo de mapeamento de uma das sete microbacias selecionadas (Rio das Flores).

Em termos de governança, o Projeto Conexão Mata Atlântica seria um misto entre hierarquia e gestão no nível da comunidade, como discutido por Matzdorf et al. (2013), Muradian (2013) e Vatn (2010), à medida em que existe uma forte centralização e controle da implementação por meio de regras robustas, gerenciadas centralmente (controle administrativo pelo poder público), mediante a uma estrutura de atuação descentralizada por meio de unidades executoras locais, com uma equipe atuando na divulgação, sensibilização dos proprietários, auxílio aos produtores na preparação da documentação para submissão ao edital, assistência técnica para implementação e manutenção das intervenções e orientação para aplicação dos pagamentos no salto tecnológico.

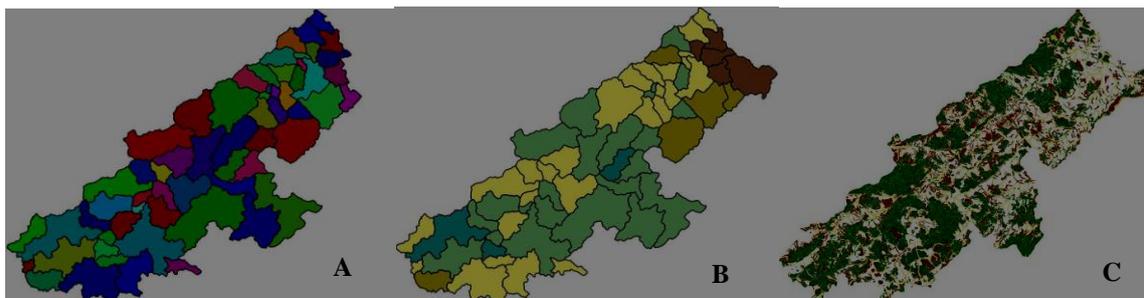


Figura 16. Detalhamento do mapeamento da Microbacia Rio das Flores. A – Divisão da Microbacia em nanobacias. B - Priorização das nanobacias com base na importância da sua contribuição para mananciais de abastecimento público. C – Apontamento detalhado das áreas potencialmente indicadas para a conservação florestal, conservação ecológica e conversão produtiva. Os mapas estão como no original, disponível em: <https://geoservicos.inde.gov.br/geoserver/web/wicket/bookmarkable/org.geoserver.web.demo.MapPreview.Page?3>. Acesso em: 06/04/2020.

O segundo aspecto relevante, como destacaram Lemos e Agrawal (2006), é a governança em múltiplos níveis e multiescalar (ver discussão aprofundada no Capítulo 4) GEF/BID representam o nível global, enquanto o Ministério de Ciência e Tecnologia e a Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos (FINATEC), ainda que essa atuando no nível administrativo, representam a escala do país.

No nível estadual atuam a SEA/INEA e a SEAPPA/EMATER, no nível regional as Unidades Executoras e, no nível local, os Escritórios Locais e os próprios provedores, que possuem flexibilidade para definir quais áreas da propriedade serão destinadas ao projeto, sendo a seleção das propriedades dependente dos critérios de hierarquização definidos no edital, que levam em consideração aspectos tais como: agricultura familiar; renda principal proveniente da propriedade; localização do imóvel rural em área prioritária de microbacia; implementação prévia das práticas de conservação, restauração ou conversão produtiva incentivadas pelo projeto.

O terceiro aspecto a ser ressaltado é a questão embutida de justiça e equidade. O projeto tem como público-alvo o produtor familiar, as pequenas propriedades rurais, e fazer isso acontecer pode ser considerado um mérito. Veja as percepções do Entrevistado Rio Rural:

*“Muitas vezes um recurso que está disponível na área ambiental, um recurso de PSA, um recurso de compensação, por questão de logística e de escala, eles vão para grandes propriedades. Você colocar em curso um programa como o Conexão e o Rio Rural é um esforço muito grande, porque tem que conseguir essas soluções de fazer com que os recursos possam ser aplicados em pequenas propriedades”.*

A metodologia de cálculo do valor do PSA baseia-se no custo de oportunidade da terra, calculado em R\$ 405,00, e na aplicação de uma “tábua de valoração”, conforme adaptação da proposta desenvolvida pela Fundação Grupo Boticário (YOUNG; BAKKER, 2014). A

fim de não ter pagamentos considerados muito baixos, desestimulando a participação dos produtores, nem muito altos, a ponto de poucas propriedades capturarem uma parcela significativa dos recursos, ficaram determinados como limites o pagamento mínimo de R\$1.200,00/ano e o máximo de R\$20.000,00/ano, por propriedade.

No primeiro edital (Edital de Seleção Pública PSA 002/2018) foram selecionados 165 proprietários rurais, dos quais 162 permaneceram contratados. Ao todo, o projeto mobilizou a conservação florestal de 1.775,08 ha, a restauração ecológica de 252,24ha e a conversão produtiva de 40,68ha, totalizando R\$1.026.246,15 em pagamentos de PSA.

Segundo a 10ª edição do Boletim Informativo do projeto<sup>116</sup>, 128 proprietários já foram autorizados a receberem o incentivo referente ao segundo pagamento, totalizando o montante de R\$ 798 mil, e mais dois ciclos de pagamentos estão previstos até 2022. O segundo edital (Edital Seleção Pública PSA nº 006/2019) já foi aberto e tiveram duas prorrogações de prazo, se encerrando a última em 17 de julho de 2020.

Uma vez apresentada a evolução e as principais características dos projetos de PSA no Estado do Rio de Janeiro, esta evolução é apresentada de forma gráfica na Figura 17, a seguir, adaptada do original elaborado por Eloy, Coudel e Tony (2013).

Após esta síntese dos projetos, serão analisados a governança e o ajuste entre o problema ambiental e seu contexto institucional, e como isso se reflete no potencial dos projetos gerarem resultados positivos (Capítulo 5).

---

<sup>116</sup> Disponível em: <https://mailchi.mp/cc1f9e9ccbed/boletim-informativo-conexao-mata-atlantica-rio-de-janeiro5-674578>. Acesso em 04/10/2020.

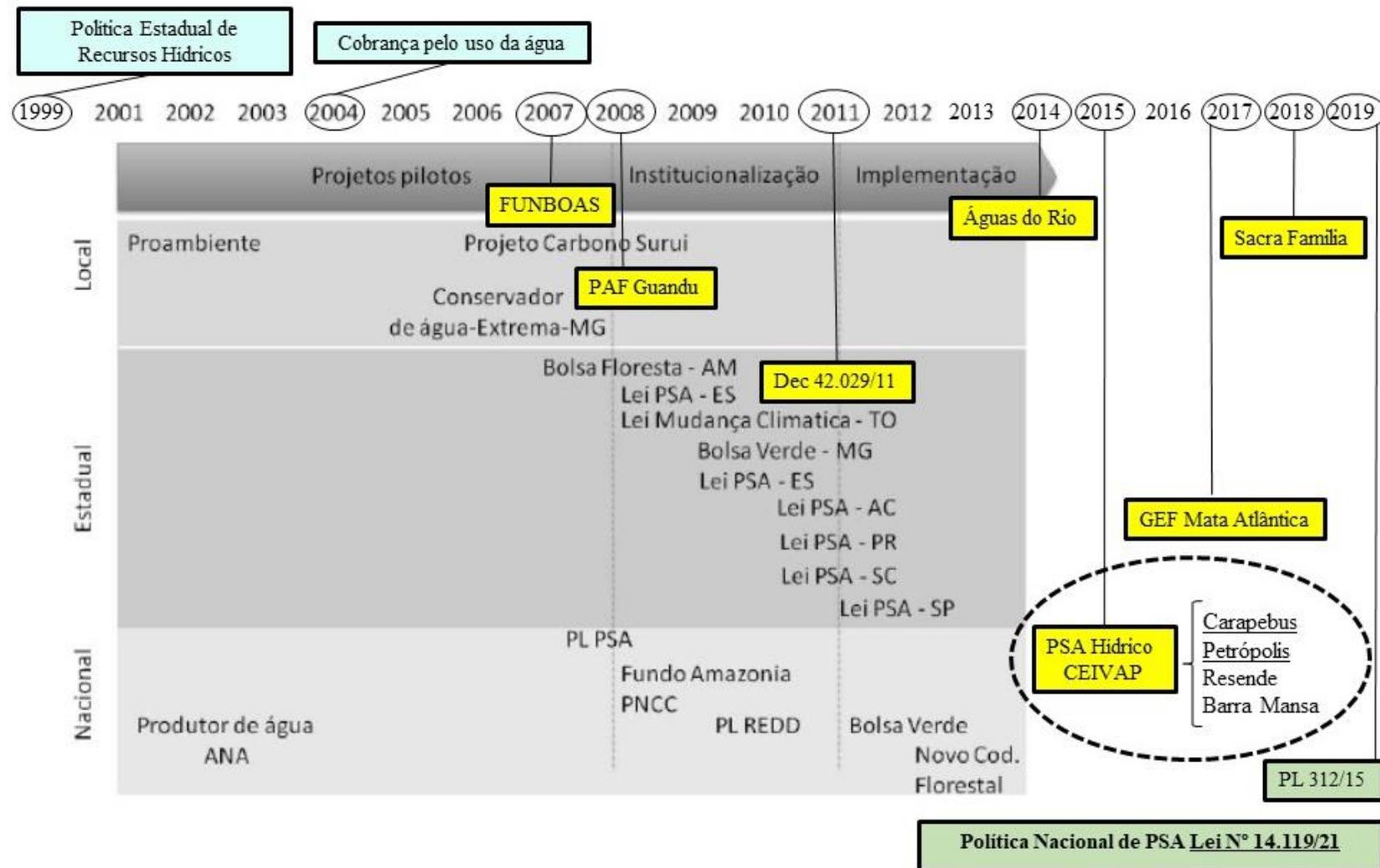


Figura 17. Cronologia da emergência dos principais programas de PSA e o marco regulatório no Brasil, com a atualização para o Estado do Rio de Janeiro e a política de recursos hídricos. Fonte: Eloy, Coudel e Toni (2013), modificado. Em amarelo, foram destacados os esquemas e o marco legal no Estado do Rio de Janeiro e, do Programa PSA Hídrico CEIVAP, foram indicados os municípios fluminenses contemplados, ressaltando em negrito os que foram utilizados como caso nesta pesquisa.

### 3.7 Conclusão

Como demonstraram Pagiola, Glehn e Taffarelo (2013), os projetos de PSA dos municípios de Extrema e Montes Claros, em Minas Gerais, foram rapidamente seguidos por outros, bem como por vários estados e muitas organizações ambientalistas não governamentais (ONGs), levando, segundo eles, a uma explosão de projetos-piloto de PSA em níveis municipais e estaduais, gerando também os esforços para aprovar leis de PSA nos âmbitos federal, estadual e municipal.

O mesmo ocorreu com a consolidação do PAF Guandu e FUNBOAS, experiências que, de certo modo, tiveram bastante visibilidade, contribuindo para que a expansão do PSA fosse mais motivada pela expectativa “de sucesso” da replicação de modelos “bem-sucedidos” – o que Ostrom e seus colaboradores (1992) chamaram de “*one size fits all*” –, do que consequência de um processo de desenvolvimento institucional no qual ele fosse a alternativa considerada viável e adequada naquele contexto.

Apesar de a introdução do PSA no Estado do Rio de Janeiro também ter um componente de replicação do modelo de Extrema, cabe ressaltar que aqui já existia um ambiente institucional em transformação, com atores atuantes em diferentes escalas, organizados para encontrar soluções para os problemas ambientais. Essas trajetórias e contextos específicos foram diferenciais para a organização e o desenho dos projetos de PSA, sejam eles assumindo uma perspectiva de compensação e premiação dos provedores, como no caso do PAF Guandu, seja assumindo uma perspectiva de indução a uma mudança de comportamento através do uso de incentivos, como se observou no caso do FUNBOAS.

Este Capítulo descreve como se formou e atuou a “*policy network*” criada ao longo do percurso institucional do PSA, revelando a atuação dos grandes *players* internacionais, com destaque para o Banco Mundial e a WWF, no caso do FUNBOAS, e da TNC, no caso do PAF Guandu. Além de difundir e reforçar o conceito do PSA, estes atores foram importantes para a formação do arranjo institucional através do fornecimento de apoio técnico, financeiro e político (conferindo legitimidade ao processo através do seu peso institucional, facilitando assim a formação de parcerias).

E, paralelamente a isso, as grandes transformações institucionais acontecendo no Estado do Rio de Janeiro naquele momento, simbolizadas pela criação do INEA, unificando as três agendas ambientais, significaram uma mudança estrutural nas formas

de pensar e agir que abriram espaço para o conceito de serviços ambientais no planejamento do Estado.

No caso do PSA Hídrico do CEIVAP, as informações levantadas na pesquisa sugerem que a decisão pela adoção do mecanismo sofreu forte influência dos grupos de interesse que pressionavam a instituição para desenvolver um esquema de PSA na bacia. Somando-se a isso a falta de capital técnico e humano dos atores envolvidos, o edital de seleção de projetos acabou abrigando uma série de limitações, cujos desdobramentos na implementação serão devidamente abordados mais adiante.

Muito embora a AGEVAP não detivesse os capitais necessários para investir na agenda do PSA, especificamente, ela foi capaz de criar condições para os projetos chegarem às vias de fato (lançamento do edital e contratação dos projetos) apesar das dificuldades, o que é um aspecto positivo quando interpretado pela ótica da implementação e fortalecimento do sistema de gestão de recursos hídricos. Esse, como foi concebido a partir de uma lógica diferente da lógica padrão da administração pública – ou seja, fundamentado na gestão descentralizada e participativa, adotando a bacia hidrográfica como unidade de análise –, traz consigo incertezas jurídicas e administrativas que dependem fortemente da vontade política e da capacidade de atuação das lideranças, como bem ilustra a iniciação da cobrança pelo uso da água no Estado do Rio de Janeiro, que acabou pavimentando o caminho para toda a estruturação do sistema tal qual se observa hoje em dia.

Via de regra, políticas mais participativas e descentralizadas como é o caso da política das águas, são mais resistentes<sup>117</sup> e resilientes em momentos de turbulência. E o caso do arresto dos recursos das subcontas do FUNDRHI, como uma das medidas de enfrentamento da crise fiscal adotada pelo Governo do Estado, exemplifica bem isso (ver mais detalhes na seção 3.4). A consolidação e o nível de maturidade do sistema, com forte atuação de seus colegiados participativos, foram determinantes para fazer o Governo do Estado rever sua posição, que está devolvendo os recursos para o fundo.

A introdução e o desenvolvimento do PSA facilitaram uma maior aproximação entre a política ambiental e a política agrícola, tradicionalmente implementadas de forma independente e descoordenada, como exemplifica o Projeto Conexão Mata Atlântica, conferindo a diferentes setores um objetivo comum.

---

<sup>117</sup> Aqui entendido como a “*facilidade ou dificuldade de mudar o sistema*”, de acordo com o sentido dado por Folke et al. (2004).

É digno de nota ressaltar a vocação hídrica do PSA no Estado do Rio de Janeiro, que é um estado que tem forte dependência da bacia do Rio Paraíba do Sul, precisando, portanto, investir substancialmente na sua segurança hídrica.

Além do PSA ter servido para instrumentalizar a agenda de recursos hídricos no estado (através da criação de grupos de trabalho, da produção de conhecimento técnico, empírico e das normatizações subsequentes), ele acabou abrindo caminho para a constituição de uma política mais transversal e abrangente, mas ao mesmo tempo mais objetiva e específica, que é a Proteção de Mananciais.

E a Proteção de Mananciais não se tornou uma política apenas do Estado do Rio de Janeiro, mas também do próprio CEIVAP, evidenciando que as aprendizagens propiciadas pelo PSA estão servindo para o remodelamento da política, para a bricolagem institucional, inclusive dando um outro sentido aos investimentos em infraestrutura natural, deixando o PSA de ser um fim em si mesmo. Isto posto, percebe-se que o PSA promoveu avanços institucionais importantes para a gestão ambiental no Estado do Rio de Janeiro.

Mas, se de um lado o PSA movimentou o contexto institucional em direção a uma ação mais concertada, será que de outro ele foi capaz de induzir uma mudança de comportamento dos produtores? Diante do caráter demasiado complexo do mecanismo, cujas dificuldades de implementação ainda se mostram como um grande empecilho para o ganho de adicionalidade, é preciso analisar se os custos dessa aprendizagem institucional justificam os resultados obtidos.

Nos próximos capítulos, será lançada uma luz em direção a estes questionamentos a partir de dois prismas: governança colaborativa (Capítulo 4) e ajuste institucional (Capítulo 5).

#### 4 PROGRAMA PSA HÍDRICO DO CEIVAP: UMA ANÁLISE DE GOVERNANÇA

No capítulo anterior vimos que o PSA surgiu no Estado do Rio de Janeiro como uma alternativa viável para promover a melhoria da qualidade ambiental das bacias hidrográficas, compatível com as demandas de áreas estratégicas do estado, sobretudo do ponto de vista do abastecimento público. O propósito deste capítulo é analisar o funcionamento da estrutura de governança e sua influência nos resultados do esquema de PSA, através do estudo de dois casos.

Como visto na seção 3.6.3, foram executados 5 projetos no Estado do Rio de Janeiro. Porém, foram selecionados os esquemas de Petrópolis e Carapebus por eles terem apresentados performances bastante distintas e terem sido implementados em contextos econômico, social e ambiental completamente diferentes.

Cabe lembrar que os projetos-piloto do Programa PSA Hídrico do CEIVAP, contratados pela AGEVAP para a bacia do Rio Paraíba do Sul, surgem da replicação do modelo desenvolvido no PAF Guandu. Porém, essa estratégia de adoção de modelos “bem-sucedidos” de áreas e contextos geralmente distintos, na prática, raramente logra êxito (CHAN et al., 2017; YOUNG, 2002). Afinal, como apontaram Cleaver e De Koning (2015), as instituições são dinâmicas, operacionalizadas por ações humanas, onde identidades sociais, relações de poder e fatores políticos e geográficos precisam ser considerados, fazendo com que não exista uma relação simples entre forma institucional e resultados.

Vatn (2010) ressalta que o PSA se apresenta como um misto entre estado, mercado e comunidade. E, ao levar em consideração as características destas dimensões, combinadas com as incertezas inerentes aos sistemas socioecológicos, uma série de questões ganha relevo.

Como destacaram Muradian et al. (2010), as dificuldades de implementação dos projetos, os custos de informação, as incertezas na provisão de serviços, as desigualdades no acesso aos recursos, o papel dos agentes intermediários e os contextos institucionais e culturais são de importância vital para uma compreensão mais ampla do mecanismo.

Por esta razão, Van Hecken, Bastiaensen e Windey (2015) sugerem que seja dado um foco maior nos atores, nos aspectos sociais e nas relações de poder, dando, assim, um novo contorno às lógicas institucionais e às complexas formas pelas quais as políticas de PSA são moldadas e experimentadas no campo. E é com foco nesses elementos que esta pesquisa se desenvolve.

Para jogar luz nesse processo, foi utilizada como referencial teórico a interface entre o “institucionalismo puro” e o “Institucionalismo Crítico”, uma vez que, enquanto aquele dá ênfase à importância do desenho institucional como forma de superar limitações, este valoriza não apenas o trabalho cotidiano envolvido na construção e manutenção das instituições das quais os “modelos bem-sucedidos” dependem (JESPERSEN; GALLEMORE, 2018), como também leva em consideração as relações de poder, o papel de atores-chave, as motivações, a influência do contexto e as interações institucionais (CLEMENT, 2012).

A pluralidade de percepções sobre o ambiente, e os caminhos nos quais uma percepção particular e seu discurso correspondente se tornam dominantes e, eventualmente, se transformam em um processo material, são pontos cruciais para a análise em estudos socioecológicos (VAN HECKEN; BASTIAENSEN; WINDEY, 2015).

Desta forma, as análises aqui realizadas partem da perspectiva pluralista proposta por Paavola (2005), ao buscar identificar e reconhecer os diferentes olhares, valores, motivações e percepções dos participantes, para, a partir daí, traçar o papel dos atores-chave e o processo participativo ao longo do processo.

Tendo como ponto de partida os critérios que respondem por uma boa governança colaborativa sugeridos por Ansell e Gash (2008), e considerando que questões como justiça ambiental, distribuição de custos e benefícios, procedimentos de tomada de decisão e reconhecimento de diferentes valores e identidades são relevantes para capturar, de maneira mais eficaz, as respostas da estrutura de governança (DAWSON et al., 2017), os discursos dos múltiplos atores envolvidos nos esquemas de PSA estudados foram analisados com base nas seguintes categorias de análise: Espaços de Fala; Capacidade de Barganha; Reconhecimento; Trocas e Aprendizagens; Participação; Custos e Benefícios; Confiança; e Acesso a Meios e Recursos (ver Figura 4).

Mas antes de entrar especificamente no exame das categorias de análise, é preciso discutir as características do Edital de Chamamento Público AGEVAP Nº 04/2014, segundo o qual os projetos foram contratados e executados e, na sequência, uma descrição básica das entidades executoras, caracterização socioambiental das áreas de intervenção e perfil dos proprietários rurais participantes dos projetos.

#### 4.1 Edital de Chamamento Público AGEVAP N° 004/2014

O Edital de Chamamento Público AGEVAP N° 004/2014<sup>118</sup> foi publicado em 08 de julho de 2014, juntamente com o Programa de Pagamento por Serviço Ambiental com Foco em Recursos Hídricos – PSA Hídrico, com objetivo de contratar, para toda a bacia do Rio Paraíba do Sul, projetos de PSA para a restauração florestal de até 420 ha de áreas degradadas e conservação florestal de até 350 ha de áreas de florestas.

Além das metas especificadas no edital, o programa previa capacitar no mínimo 60 profissionais para a formulação de sistemas de pagamento por serviços ambientais e organizar três encontros de trocas de experiências de projetos de PSA na bacia do Rio Paraíba do Sul. Como o edital não deixou claro, entende-se aqui por “formulação de sistemas” de PSA a capacidade de conceber, desenhar e implementar projetos de PSA.

Segundo o edital, as propostas de projeto poderiam ser apresentadas ou por um município ou através de uma parceria entre uma instituição executora (pessoa jurídica de direito público ou privado, com ou sem fins lucrativos) e um município, devendo este estar no todo ou em parte dentro dos limites da bacia.

Cada projeto tinha que ter um quantitativo mínimo de área de restauração e/ou conservação que correspondesse a 1/7 da meta total, ou seja, 60 ha de área de conservação, 50 ha de restauração, ou ambos. Vale lembrar que são sete bacias afluentes para o Rio Paraíba do Sul (Figura 13) e o objetivo era selecionar a melhor proposta de cada uma delas. Caso não houvesse projetos em todas as bacias, ou havendo disponibilidade de recursos, seriam selecionadas as melhores propostas seguindo a ordem da etapa de hierarquização, independentemente da sua localização.

Sobre essa estratégia de dividir as metas do projeto por bacia afluente, e selecionar os projetos por meio de edital de seleção pública, embora sensata do ponto de vista político e da isonomia entre as regiões e seus comitês de bacia, como visto na seção 3.4.3, é insuficiente, visto que a demanda por ações de conservação e restauração florestal na bacia como um todo abrange uma área infinitamente superior às metas do edital. Diante de um cenário de recursos escassos, as intervenções devem, obrigatoriamente, serem dirigidas para as áreas com maior sensibilidade em termos de respostas ambientais (gerações de serviços ecossistêmicos), caso se queria resguardar um mínimo de eficiência nos investimentos.

Deste modo, pulverizar as intervenções impôs um risco ainda mais elevado ao

---

<sup>118</sup> Disponível em: <http://ceivap.org.br/conteudo/edital-psa-hidrico-programa.pdf>. Acesso em 03/04/2020.

potencial de geração de adicionalidade, considerada em termos de provisão de serviços ecossistêmicos, que era algo previsto pelo programa ao estabelecer que “*os projetos de pagamentos por serviços ambientais deverão pressupor serviços complementares ou adicionais*”. Mas infelizmente, como demonstraram Wunder et al. (2018), essa dispersão das intervenções é uma prática comum à grande maioria dos projetos de PSA.

Sobre a adicionalidade, sabe-se que a sua inclusão como critério de direcionamento das intervenções pode melhorar significativamente a eficiência do esquema (WÜNSCHER et al., 2008). Porém, como discutido no Capítulo 2, sua mensuração não é simples (MATZDORF et al., 2013) e requer a definição de uma linha de base que pode ser cara e de difícil obtenção (KROEGER, 2013). A adicionalidade torna mais complexo o PSA que, segundo Wunder et al. (2018), precisa ser simples e ter legitimidade no nível local. Como visto, esse aparente paradoxo entre simplicidade e complexidade vem se tornando um tema de debate na literatura (WUNDER et al., 2020; WELLS et al., 2018; WUNDER et al., 2018).

Voltando ao edital, uma vez que a AGEVAP não dispunha de uma linha de base, e considerando a forma como o PSA entra na agenda e o edital foi elaborado (ver Capítulo 3), conclui-se que a adicionalidade era muito mais uma diretriz desejada que um objetivo a ser perseguido.

Como destacaram Holling et al. (2001), a gestão dos recursos naturais caracteriza-se pelo alto grau de vulnerabilidade e pela imprevisibilidade dos comportamentos gerados pelas interações entre sistemas ecológicos e humanos. Isto exige um rearranjo na forma de atuar tornando um erro assumir que o ecossistema responde às ações humanas de forma linear, ou seja, previsível e controlável, e/ou que o homem e o sistema natural podem ser tratados de forma independente (FOLKE et al.; 2002), o que infelizmente foi o caso deste edital.

Investimentos em restauração e conservação ambiental até então não faziam parte da trajetória institucional da AGEVAP, tanto que foi necessária a contratação de uma consultoria para elaborar a minuta do edital e do programa, que acabou seguindo os padrões e a lógica tradicional típica dos contratos que a AGEVAP estava acostumada a fazer.

*"Em 2014, a AGEVAP não dispunha de uma equipe técnica com pessoas formadas nessa área. Nós não tínhamos, por exemplo, um engenheiro florestal, um biólogo na equipe, e colocar o negócio na rua sem pensar nos detalhes, com equipe pequena, foi um problema"* (ENTREVISTADO AGEVAP 1).

A fala do Entrevistado Redeh 1 corrobora que o modelo contratual, dependente da trajetória, foi um importante fator de constrangimentos. Segundo ele, a AGEVAP “conduziu um projeto de engenharia florestal como se fosse um projeto de engenharia civil: vou colocar esse ‘input’ e vai sair este ‘output’! Não vai! Se choveu ou não choveu ferrou! As coisas não se dão desta maneira”.

Mas apesar de o PSA não ter sido capaz de introduzir transformações significativas nas regras e formas de atuação institucional da AGEVAP, já que ele seguiu o *modus operandi* tradicional, ele provocou algumas mudanças e adaptações.

O processo de mudança institucional da AGEVAP, por meio de agregação de funções de maneira incremental, pode ser enquadrado como do tipo “*layering*” segundo Mahoney e Thelen (2010), isto é, quando há um forte poder de veto para a manutenção do *status quo* e um baixo poder discricionário e de interpretação das regras pelos agentes. Contudo, isso era de se esperar ao considerar que a AGEVAP lida com recursos públicos e está subordinada ao CEIVAP.

Contudo, novas funcionalidades foram sendo incorporadas (novas camadas de atuação), mas que ainda se encontravam profundamente arraigadas às regras e modelos existentes. Vale destacar que os projetos institucionais não são “autoativados”, ou seja, exequíveis autonomamente pelo simples fato de terem sido criados, e segundo o que implica dizer que as agências estaduais podem não ser tão impressionantes na prática quanto no papel e que os interesses não geram, por sua mera existência, recursos utilizáveis, sendo muitas vezes necessário que o ambiente de tomada de decisão coletiva colabore para superar a resistência à mudança e fornecer aos funcionários do estado os recursos de que carecem para implementar as ações de interesse público (ABERS; KECK, 2009).

Nas palavras do Entrevistado AGEVAP 1,

*"Nunca havia sido feito gestão de um programa como esse. E aí você trata a gestão desse programa como se fosse a gestão da elaboração de um plano de bacia, por exemplo. A contratação de alguém que entrega um papel é completamente diferente da contratação de alguém que faz atividade de campo. Então, você tem uma série de problemas derivados daí. Não tínhamos instrumentos de medição bem definidos, o que avaliáramos? Tivemos que criar”.*

Com base no conteúdo do edital, as principais inconsistências identificadas foram o prazo de execução dos serviços, os critérios de habilitação e hierarquização dos projetos e a ausência de algum dispositivo de ajuste/revisão das propostas, apresentadas em nível de pré-projeto.

O prazo previsto para a execução dos projetos era inicialmente de três anos (2014-2016). Considerando que o primeiro ano foi praticamente todo utilizado para mobilização, aprovação da lei de PSA e contratação dos produtores, restavam apenas dois anos para adquirir os insumos, executar as ações e monitorar os projetos (o edital definia a necessidade de realizar o monitoramento hidrológico, que sem sombra de dúvidas não seria capaz de identificar mudanças no nível de provisão de serviços ecossistêmico, seja pelo volume das intervenções e prazo dos projetos, ou pela impossibilidade de isolar o efeito causal das intervenções).

Embora estivessem previstas no edital ações de manutenção dos plantios (sem especificação de frequência), e sendo estas imprescindíveis para o seu sucesso, o prazo do projeto era inadequado para garantir a viabilidade das ações de restauração florestal, e que essas promovessem mudanças perceptíveis nas funções ecossistêmicas como cita Santos et al. (2019). Só para exemplificar, enquanto o estado do Rio de Janeiro exige pelo menos quatro anos<sup>119</sup> de manutenção, ou até que os plantios atinjam um nível mínimo de qualidade ecológica onde acredita-se que o processo de regeneração natural irá progredir de forma autossustentável, o estado de São Paulo concede um período de manutenção que pode chegar a 20 anos<sup>120</sup>. O prazo total de três anos do edital se mostra muito exíguo, e talvez por isso foram necessárias reiteradas prorrogações.

Em relação aos critérios para habilitação dos proponentes, além de exigências administrativas e burocráticas comuns, o edital solicitava comprovação de atuação em áreas afins ao seu objeto, expressa em seu ato constitutivo, e comprovação de que a instituição tinha experiência mínima de 2 (dois) anos em área compatível com o objeto do edital. Na ausência de critérios de habilitação mais direcionados, como por exemplo, apresentação de atestados técnicos de serviços prestados na área de conservação ambiental e/ou projetos executados de restauração florestal, instituições sem a menor experiência nessas áreas acabaram sendo habilitadas.

Nos dois casos selecionados nesta pesquisa (Petrópolis e Carapebus), as instituições executoras não tinham experiência no assunto, como revelam as falas dos entrevistados dos dois projetos:

---

<sup>119</sup> Resolução INEA N° 143, de 16 de junho de 2017, que institui o Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal (SEMAR).

<sup>120</sup> Resolução SMA N° 32, de 03 de abril de 2014, que estabelece diretrizes e orientações para a elaboração, execução e monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no Estado de São Paulo, além de critérios e parâmetros para avaliar seus resultados e atestar sua conclusão.

*“A Redeh nunca tinha feito restauração em si, nunca tinha plantado uma árvore. Era totalmente inexperiente nessa questão, não tinha ideia do que era um projeto de restauração”.* (ENTREVISTADO REDEH 2).

*“Imaginava que era uma coisa muito mais pontual, muito mais cartesiana, uma obra, na minha cabeça era uma obra”* (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).

Após a habilitação (etapa documental), a etapa seguinte era a priorização das propostas, que se baseou em um conjunto de critérios associados a um sistema de pontuação variando de 0,5 a 10, sendo desclassificadas as propostas com nota inferior a 6 (seis). Os critérios utilizados foram: percentual de áreas de APP em relação à área total do projeto; a localização em áreas de relevância para o abastecimento público (a montante de pontos de captação); relevância das áreas para recarga de aquífero (se em área de recarga); área de amortecimento de UCs (se as áreas têm alguma restrição de uso); áreas prioritárias definidas no Plano de Recursos Hídricos do CEIVAP; áreas prioritárias definidas nos Planos de Recursos Hídricos dos Estados ou comitês afluentes; e áreas com projetos de PSA.

Dado que os planos de recursos hídricos são elaborados em uma escala estratégica, e que praticamente todas as áreas apresentadas se encontram, de certa forma, a montante de alguma captação para abastecimento público e/ou se situam sobre algum tipo de aquífero, os critérios se mostraram pouco sensíveis, fazendo com que a maioria das propostas habilitadas fosse bem pontuada. Considerando as dimensões da bacia e os critérios de pontuação das propostas, percebe-se que o edital foi incapaz de dar um mínimo de direcionamento às intervenções.

A última etapa foi a hierarquização das propostas por comitê afluente. Os critérios utilizados para pontuá-las foram o conteúdo do projeto técnico, medido com base na cognição e relação entre atividades e tamanho da equipe, relação entre o percentual de áreas de APP e área total do projeto, custos e população diretamente beneficiada. Importante ressaltar que a qualidade técnica dos projetos em termos de conhecimento das áreas, detalhamento das ações e do contexto das áreas propostas teve importância secundária.

Outro aspecto relevante diz respeito aos desembolsos dos contratos. O edital previa que o pagamento aos executores seria mediante a aprovação dos produtos, respeitando o cronograma de desembolso aprovado no Plano de Trabalho. Sobre isso, cabem duas observações. A primeira diz respeito ao fato de o edital não ter exigido demonstração da capacidade financeira dos proponentes para execução dos projetos. Isto é extremamente

importante porque os executores precisavam investir os recursos previamente, e como comentou o Entrevistado AGEVAP 2, os projetos eram caros: *“a restauração de um hectare é na faixa de R\$ 30 mil. Não é uma educação ambiental de R\$ 10 mil. É um projeto de milhão”*.

Como as entidades proponentes eram majoritariamente ONGs, que dependem exclusivamente de projetos e possuem acesso restrito a crédito, a maioria delas não teve recursos financeiros suficientes para investir no projeto, *“tampouco a empresa que participou teve”*, como acrescentou o Entrevistado Agevap 1. Resultado, *“muitas não conseguiram finalizar suas atividades e muitas disseram que tomaram prejuízo no final das contas porque não conseguiram realizar com os recursos que tinham”*. (ENTREVISTADO AGEVAP 2).

E a outra observação é que, como as entidades executoras só iriam conhecer efetivamente as áreas de intervenção após a celebração dos contratos com os produtores, e a intervenção do projeto não é uma ação cartesiana, o correto seria existir algum mecanismo de ajuste do orçamento apresentado na etapa licitatória em função das condições reais de campo, obviamente que respeitando uma certa margem de erro. Como isso não aconteceu, as entidades executoras é que assumiram, sozinhas, todas as incertezas do projeto, até mesmo a de desvalorização da moeda pela inflação, já que em nenhum momento, mesmo mediante vários aditivos de prazo, houve reajuste de preços.

Como revelam Damasceno e Kraus (2019), o aumento no preço dos insumos e serviços em decorrência do atraso no início das atividades acabou criando uma situação de dificuldade de fluxo de caixa. Na prática, as entidades executoras trabalharam até 2020 com um orçamento referenciado a 2014.

A fim de solucionar as inúmeras dificuldades operacionais e o grande desnivelamento entre os projetos, a AGEVAP, que tinha uma instituição contratada para ajudá-la na gestão dos contratos (Geoambiente), padronizou todos os produtos e produziu um Manual de Elaboração dos Produtos para orientar o trabalho das entidades executoras. Como retratou o Entrevistado AGEVAP 2:

*“Às vezes, chegava um papel aqui dizendo: ‘plantei mil mudas!’. Não é assim. Eu preciso que você me mande um relatório comprovando a área plantada, dizendo quantas mudas você plantou, qual foi o espaçamento e etc., daí nasceu a ideia de montar o manual”*.

Não obstante, a AGEVAP era objeto de auditorias da Agência Nacional de Águas (ANA) e como destacou o Entrevistado AGEVAP 2, *“o auditor que vem aqui não é um*

*engenheiro florestal. O auditor que vem aqui é um cara formado em economia, em contabilidade, quem vem nos auditar só conhece as obras cinzas<sup>121</sup>”.*

Essa auditoria pressionava ainda mais a necessidade de sistematizar a administração dos projetos, e, conseqüentemente, de uniformizar as ações dentro de uma lógica cartesiana e livre de imprevistos e incertezas.

Como se observa, a fala acima reproduzida revela a distância entre a lógica com que a gestão dos recursos hídricos vem sendo feita e a lógica dos sistemas socioecológicos, que requer uma governança adaptativa focada na resiliência.

Uma vez instituído, o manual passou a ser regra do jogo, a referência para os pagamentos dos contratos. Ainda que contestado pelas entidades executoras, principalmente por ter onerado os contratos e ter sido instituído após o início dos mesmos, o Entrevistado AGEVAP 2 informou que foi dada a oportunidade para as entidades executoras se manifestarem sobre ele, mas que não houve manifestações.

Se para a AGEVAP o manual foi positivo, para as entidades executoras ele foi mais uma instância burocrática, elevando consideravelmente os custos de transação do projeto, limitando a capacidade adaptativa na execução dos serviços.

Cabe destacar que o Programa previu, para cada caso, a criação de uma Unidade Gestora de Projeto (UGP) formada pelos parceiros e representantes dos produtores rurais. Como definido no Programa, a UGP tinha como atribuição

*“Articular o arranjo interinstitucional para execução do projeto, dirimir conflitos, dar sugestões de ações e melhorias, propor medidas para a continuidade, apoiar a construção de técnicas e práticas para a conservação e restauração do solo, das florestas e dos recursos hídricos”. (PROGRAMA DE PAGAMENTOS POR SERVIÇO AMBIENTAL COM FOCO EM RECURSOS HÍDRICOS – PSA HÍDRICO, 2014, p. 16<sup>122</sup>).*

Esse papel de articulação interinstitucional, solução de conflitos, proposição de melhorias e apoio técnico torna a UGP semelhante a uma *organização de transição*, como definiram Folke et al. (2005), que são instâncias que fornecem uma arena para construção de confiança, aprendizado social, criação de sentido, identificação de interesses comuns,

---

<sup>121</sup> Referência ao PSA como uma estratégia de investimento em infraestrutura verde (ou natural), em contraposição à infraestrutura cinza. Segundo Cameron e Blanuša (2016), infraestrutura cinza compreende “os componentes construídos das cidades, como edifícios, estradas, calçadas, esgotos e outras utilidades estruturais”. Já a infraestrutura verde compreende uma “variedade de tipologias de paisagem verde, incluindo parques, reservas naturais, árvores de rua, jardins, corredores de rios, lagoas, telhados e paredes verdes, terrenos agrícolas e lotes, bem como elementos de ligação como “Corredores verdes”. Segundo os autores, a infraestrutura verde complementa especialmente a infraestrutura cinza, ao mesmo tempo em que contrabalança alguns de seus efeitos.

<sup>122</sup> Disponível em: <https://ceivap.org.br/conteudo/edital-psa-hidrico-programa.pdf>. Acesso em 09/07/2021.

colaboração vertical e/ou horizontal e resolução de conflitos. Galaz et al. (2013) consideram a organização de transição crucial para manter a colaboração entre diferentes grupos de partes interessadas, a fim de promover a inovação, gerar novos conhecimentos e identificar novas oportunidades para a solução de problemas (GALAZ et al., 2013).

Porém, as UGPs, *“na maioria das vezes, não funcionou muito bem e o centro de decisão ficou muito concentrado na AGEVAP”* (ENTREVISTADO AGEVAP 1), embora na literatura seja afirmado o contrário quando dos SANTOS et al. (2020, p. 4) generalizaram que as UGPs tiveram *“um papel primordial para o desenvolvimento dos projetos, uma vez que neste arranjo institucional todos os stakeholders têm participado das diversas etapas de implantação e acompanhamento dos projetos.”*

Essa contradição serve para demonstrar que a prática é diferente do discurso, e como as comunidades epistêmicas contribuem para reforçar a crença no PSA, a despeito do que se observa na prática.

De acordo com o Entrevistado AGEVAP 1, *“a UGP não funcionou porque ela não teve a representatividade das instituições, ela não se consolidou de fato como um espaço funcional, não havia o engajamento coletivo de todos os atores”*, principalmente dos produtores rurais. Um exemplo do desinteresse foi dado em Carapebus, onde, segundo o Entrevistado Ecoanzol 1, *“no início entrou o IFF, o PARNA Jurubatiba, Prefeitura, mas no final, com a frequência, ficou mesmo a Ecoanzol e a prefeitura, daí eu entendi que é errado ter muita gente, você tem que ter menos, e atores que sejam mais participativos”*.

Não tendo a UGP a atuação esperada, a implementação dos projetos acabou ficando centrada na relação entre a AGEVAP e as executoras, formalizada por meio de um contrato de prestação de serviços. Dentro dessa relação contratual, o poder de tomada de decisão e definição de regras concentrava-se na AGEVAP, revelando um forte componente hierárquico, que tornava a distribuição de competências e responsabilidades desbalanceada.

Este fato é importante por conta da sua influência na percepção dos atores acerca do processo participativo, que quando é considerado justo e equitativo, aumenta o engajamento e o comprometimento, facilitando o alcance dos resultados (BLUNDO-CANTO et al., 2018; CLEAVER; WHALEY, 2018; PAUDYAL et al., 2018; SCHRÖTER et al., 2018; CALVET-MIR et al., 2015; VAN HECKEN et al., 2015; SIKOR et al., 2014; LEBEL et al., 2013; MURADIAN et al., 2010; PASCUAL et al., 2010; STRINGER et al., 2006)

Em tese, a UGP seria o ator que ajudaria a buscar solução para os problemas

complexos, desempenhando funções importantes como a produção conjunta de conhecimento e o trânsito entre as diferentes camadas, mediando e negociando conflitos (CASH et al., 2006). Contudo, a sua inexistência dificultou ainda mais a superação dos problemas típicos de governança em múltiplas camadas, a exemplo da falta de coordenação na participação dos atores, percepções diferenciadas de valor, transparência, lacunas e assimetria de conhecimento (LOFT et al., 2015).

Embora não seja incomum que os agentes intermediários, no caso as entidades executoras, assumam o papel que cabia à UGP (SATTLER et al., 2016), isso acabou não acontecendo nos casos estudados.

Uma razão que pode ajudar a explicar o mal funcionamento das UGPs seria o desinteresse dos atores, cujo o envolvimento parece ter sido meramente burocrático, sem uma definição clara de papéis, se mostrando apenas como uma instância a mais de burocracia, que as entidades executoras não foram capazes de manter funcionando. E essa ausência de “identidade” entre os atores, falta de objetivo comum, evidencia a carência de capital moral.

Stokols, Lejano e Hipp (2013) argumentaram que o capital moral é um ativo social de importância crucial, embora muitas vezes esquecido. Geralmente ele abarca normas coletivas que transcendem as diferenças inter e intra grupos, podendo estar associado também a uma “fé” comumente sustentada nas instituições e processos sociais, sem os quais, o engajamento cívico (e atividades como votação, pagamento de impostos, etc.) sofre. Por essas razões, sociedades que carecem de normas éticas amplamente compartilhadas tendem a ser menos resilientes e eficazes em suas respostas a perturbações ambientais e escassez de recursos do que aquelas coletividades em que prevalecem altos níveis de capital moral (STOKOLS; LEJANO; HIPPI, 2013).

Ainda que seguindo uma estrutura hierarquizada (poder e autoridade alocados na AGEVAP), cada projeto tinha em sua estrutura de governança uma constelação própria de atores que operavam em diferentes níveis, e, por isso, havia toda uma complexidade associada (LOFT et al., 2015). O nível mais baixo era o de campo, operacional, envolvendo os produtores rurais contratados pelos projetos para “prover” serviços ambientais. É neste nível que as decisões do manejo dos ecossistemas são efetivamente tomadas (FARLEY; COSTANZA, 2010; FISHER et al., 2008).

Em um nível intermediário, se davam as relações entre as entidades executoras e a AGEVAP. Neste, também atuava o município e, por vezes, o comitê de bacia. Já a camada mais elevada era aquela onde as decisões com como todo eram tomadas, tendo como ator

central a AGEVAP, e, em teoria o CEIVAP, que segundo o Entrevistado AGEVAP 1 não teve baixa participação no projeto como um todo. *“Pagar ele pagou, mas acompanhamento dia a dia não teve muito não”* (ENTREVISTADO AGEVAP 1).

Na opinião do Entrevistado AGEVAP 2, *“o CEIVAP ficou muito apático, mal queria saber sobre os informes do que estava acontecendo, parecia que não tinha muito interesse”*. Se o CEIVAP, na figura de demandante dos esquemas, não demonstrava interesse, logo, subentende-se que a razão de ser do projeto não era incrementar a provisão de serviços ecossistêmicos na bacia, mas simplesmente ter um esquema de PSA em funcionamento, como discutido no Capítulo 3.

Não podemos desconsiderar o potencial do edital de ter seus resultados afetados por questões culturais, capacidade de *agência*, aspectos sociais e relações de poder (VAN HECKEN et al., 2015). Assim como aspectos relacionados com o processo participativo, mecanismos de tomada de decisão, relações de confiança, conhecimento, trocas e aprendizagens entre atores, que além de serem essenciais para uma boa governança colaborativa, são ainda determinantes para a capacidade adaptativa dentro de sistemas socioecológicos, precisam ser avaliados (CLEAVER; WHALEY, 2018; ENGLE; LEMOS, 2010; FOLKE; et al., 2005; OLSSON et al., 2004; STRINGER et al., 2006).

Isto posto, nas próximas seções serão analisadas a estrutura de governança dos dois estudos de caso selecionados. Mas como a análise empreendida nesta pesquisa prima pela contextualização, inicialmente será apresentada uma descrição básica das entidades executoras, as características socioambientais principais das áreas de intervenção e o perfil dos produtores rurais. Na sequência, seguirá o exame das categorias de análise propriamente ditas.

#### 4.2 Entidades executoras, caracterização socioambiental das áreas de intervenção e perfil dos produtores rurais

Na perspectiva oferecida por Lejano (2019), Stokols, Lejano e Hipp (2013), Lejano (2012) e Lejano et al. (2007), o significado dado pelos atores sobre as características ambientais, sociais, econômicas e culturais são fundamentais porque, a partir delas, é que os atores operam dentro contexto da política, e elas, naturalmente, diferem entre si a partir da perspectiva e da localização de cada agente. Essa observação vai ao encontro de Van Hecken, Bastiستن e Whiley (2015) ao postular que a pluralidade de percepções sobre o ambiente e os caminhos nos quais uma percepção particular e seu discurso correspondente

se torna dominante, e eventualmente se transforma em um processo material, são pontos cruciais para a análise em estudos socioecológicos.

Sendo assim, Stokols, Lejano e Hipp (2013), sugerem que a interpretação e análise do sistema socioecológico necessita descrever mais explicitamente “*as transações através das dimensões ontológicas, incluindo a de significado, que pode ser compartilhado, mas não objetivado*”. E uma estratégia possível proposta pelos autores seria modelar essas diferentes dimensões como tipos de capital distintos, mas que de certo modo se inter-relacionam, passando o sistema socioecológico a ser analisado como reservas (estoques) de capital que se transformam entre si.

Ainda que não seja intenção desta pesquisa analisar os projetos selecionados seguindo estritamente essa perspectiva, a proposta dos autores se mostra interessante para facilitar a análise dos efeitos da política, e por ajudar a dar sentido aos resultados quando organizados sob essa perspectiva.

Porém, o sentido de capital empregado nessa pesquisa segue o enquadramento proposto por Bordieu (1986 apud STOKOLS; LEJANO; HIPPI, 2013), segundo o qual capital “*refere-se a qualquer recurso ou ativo que os atores sociais podem empregar para promover seus objetivos*”.

Conforme sistematizado por Stokols, Lejano e Hipp (2013), tem-se as seguintes formas de capital (Tabela 1):

Tabela 1. Formas de capital. Fonte: Stokols, Lejano e Hipp (2013). Tradução própria.

<b>Formas de Capital</b>	
<b>Recursos Materiais</b>	
Capital econômico/financeiro	Ativos financeiros para aumento produtividade
Capital natural	Recursos produzidos através de processos naturais
Capital natural feito pelo homem	Recursos físicos desenhados e construídos pelos homens
Capital tecnológico	Máquinas, equipamentos, dispositivos digitais/comunicação
<b>Recursos Humanos</b>	
Capital social	Relações entre pessoas que facilitam a ação
Capital humano	Capacidades das pessoas, incluindo habilidades e informações
Capital moral	Investimento pessoal e recursos coletivos voltados para justiça/virtude

Uma vez apresentado esse pequeno pano de fundo teórico, será dada sequência nas análises desse capítulo.

#### 4.2.1 Entidades Executoras

Nos dois casos selecionados, Projeto PSA AMA 2 e Projeto PSA Olhos D'Água, as propostas submetidas ao edital foram apresentadas pelo município em parceria com uma organização do terceiro setor, que cumpriu o papel de instituição executora (ou entidade

executora ou agente intermediário, como conhecido na literatura).

O Projeto PSA AMA 2 – Águas da Mata Atlântica: produtores rurais pela conservação e restauração da floresta, valorizados como produtores de água (Petrópolis – RJ) foi elaborado e executado pela Rede de Desenvolvimento Humano (Redeh), Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIP) fundada em 1990 e sediada no município do Rio de Janeiro-RJ.

Em termos de experiência, no portfólio<sup>123</sup> da Redeh constam 14 projetos, além deste em tela. Desses, 12 são na área social (e gênero) e apenas dois na área socioambiental, com destaque para o projeto Adapta Mata Atlântica (AMA). Este projeto foi desenvolvido na própria região com objetivo de criar um plano piloto de adaptação às mudanças climáticas. Um dos resultados foi a identificação do PSA como uma alternativa possível de mitigação dos efeitos dessas mudanças, o que acabou servindo de base para a Redeh elaborar a proposta de projeto submetida ao edital da AGEVAP.

O Projeto PSA Olhos d'Água (Carapebus – RJ) foi elaborado e executado pela Ecoanzol, uma organização não-governamental (ONG) com sede em Campos dos Goytacazes, fundada em 2005 “*com o propósito de desenvolver a pesca esportiva no nosso território*” (ENTREVISTADO ECOANZOL 1), que tem sua atuação centrada na promoção da sustentabilidade, tendo como áreas de interesse a gestão ambiental integrada, educação ambiental; identidades socioculturais, economia solidária, apoio técnico institucional, elaboração de projetos e estudos e promoção e organização de eventos, conforme consta em seu sítio eletrônico<sup>124</sup>.

Em termos de expertise, constam seis projetos no portfólio da instituição: Luxo do Lixo (sem informação); Seminário Saneamento Básico e Medalha Mérito (iniciativas próprias); Torneio Pesca do Robalo; Circuito Yaman (valorização cultural e formação continuada com atuação concentrada no território do assentamento 25 de março) e este projeto de PSA.

Nota-se, portanto, que as duas instituições não tinham experiência prévia com elaboração e execução de projetos relacionados à conservação e restauração florestal, fio condutor do projeto de PSA.

---

<sup>123</sup> Disponível em: <http://www.redeh.org.br/>. Acesso em: 30/04/2020.

<sup>124</sup> Disponível em: <http://www.ecoanzol.org.br/p/atuacao.html>. Acesso em 04/05/2020.

#### 4.2.2 Caracterização socioambiental das áreas de intervenção

As intervenções do Projeto PSA AMA 2 localizam-se em Petrópolis, na microbacia dos rios Bonito e Taquaril (Figura 18), mais especificamente nos núcleos rurais denominados Brejal e Taquaril, que são importantes polos agrícolas do estado. Segundo Azevedo e Kranz (2019), Brejal, por exemplo, é o maior<sup>125</sup> produtor de alimentos orgânicos do Estado do Rio.

Estas microbacias estão cercadas por Unidades de Conservação municipais, como o Monumento Natural da Pedra do Elefante (DAMASCENO; KRANZ, 2019) e fazem divisa com o Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

Em termos de uso e ocupação do solo, segundo o projeto apresentado pela Redeh, 59,1% dos 8.782,7 ha das microbacias dos rios Bonito e Taquaril estão ocupados por formação florestal (47,8% por florestas em estágio médio a avançado de regeneração natural e 11,3% em estágio inicial). As pastagens ocupam 29,8%, agricultura 5,9%, afloramento rochoso 5,0% e ocupação urbana de baixa densidade apenas 0,1%.

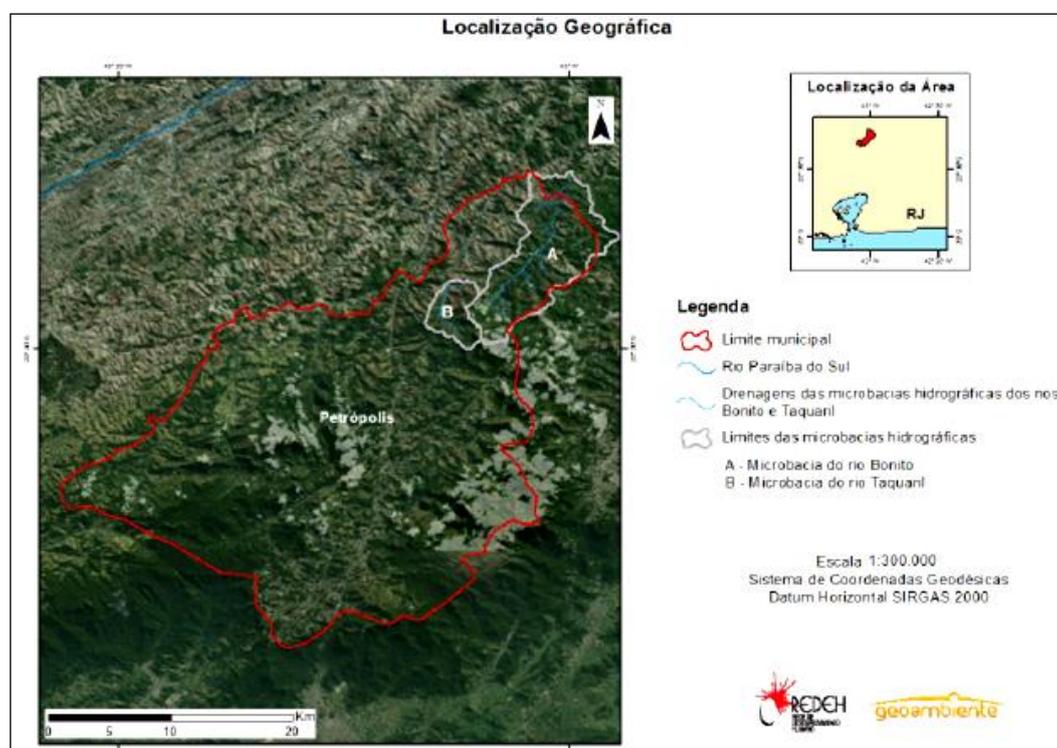


Figura 18. Localização das microbacias dos rios Bonito e Taquaril, município de Petrópolis. Fonte: Projeto Redeh revisado (2017, p. 14)<sup>126</sup>. Adaptado.

<sup>125</sup> O Brejal é considerado a capital fluminense do orgânico, tendo sido inclusive objeto de reportagem do Programa Globo News. Disponível em: <https://ciorganicos.com.br/biblioteca/conheca-brejal-a-capital-dos-orgnicos/>. Acesso em 18/05/2020.

<sup>126</sup>

Disponível em: [http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq\\_pubMidia\\_Processo\\_093-2015-REDEH.pdf](http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq_pubMidia_Processo_093-2015-REDEH.pdf). Acesso em 02/05/2020

em:

A área selecionada para as intervenções do Projeto PSA Olhos D'Água, conforme consta na proposta apresentada pela ONG, localiza-se nas sub-bacias do rio Macabu, da lagoa de Carapebus e da microbacia do brejo do Arrozal, no município de Carapebus-RJ (Figura 19). Esta área abrange uma grande extensão de terra com 1.311,85 km<sup>2</sup>. Como o padrão de uso da terra dessa área extensa é diferente daquele onde as intervenções ocorreram, no presente caso dentro do Assentamento 25 de Março, optou-se por considerar as classes e os percentuais de uso e ocupação do solo na escala do município, que ocupa uma área de 307,39 km<sup>2</sup>, cerca de 4,5 vezes menor que a área considerada.

Segundo o projeto, o uso predominante era de formações florestais, abrangendo 58,9% do território dessas sub-bacias, seguida de pastagens em 29,4% da área. Mas no nível do município, e como descreveram SALLES e SANTOS (2019), a realidade é bem diferente, predominando pastagens na maioria das áreas selecionadas.

De acordo com a plataforma Mapbiomas<sup>127</sup>, que utiliza dados de 2018, as pastagens ocupam 58% do território do município, seguida por um mosaico de agricultura e pastagens (12%). Já florestas e cultivos anuais e perenes ocupam 8% da área. Os 16% restantes são ocupados por diferentes usos<sup>128</sup> (Figura 20).

---

<sup>127</sup> Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>. Acesso em 04/05/2020.

<sup>128</sup> Praias e dunas: 10%; Formações naturais não florestais: 3%; Rios, lagos e oceanos: 2%; e Infraestrutura urbana: 1%.

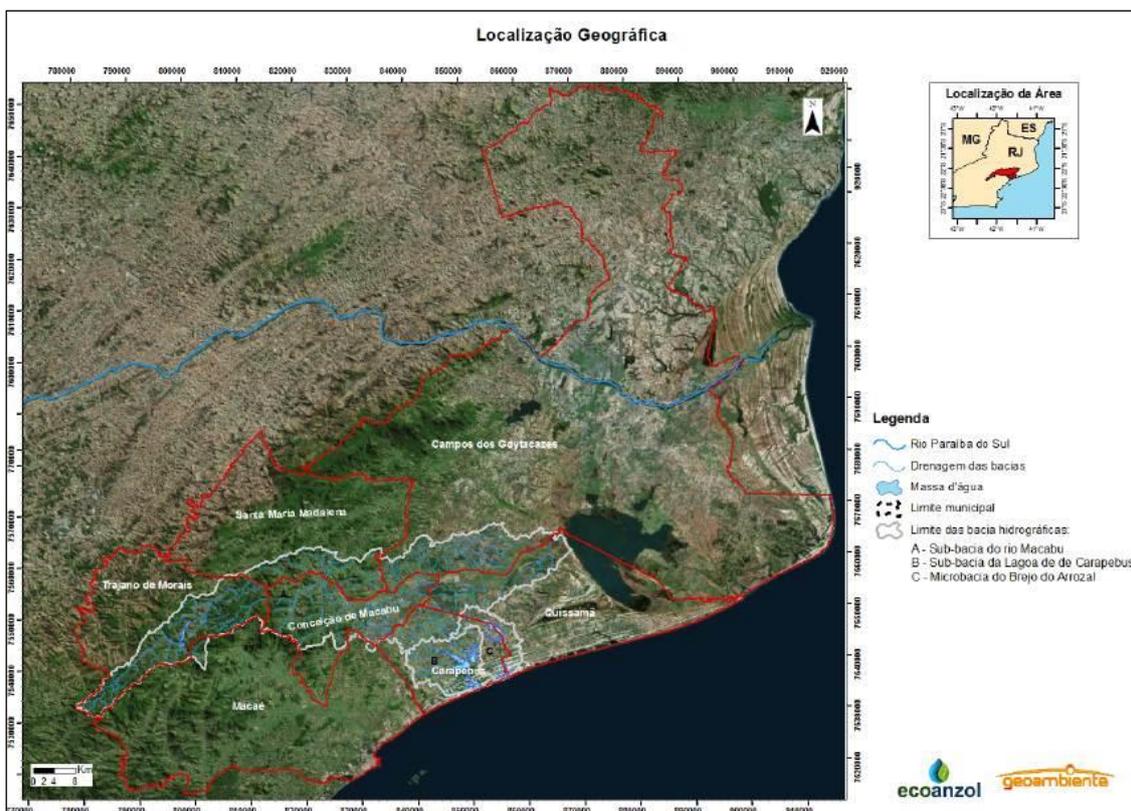


Figura 19. Localização Geográfica das sub-bacias do rio Macabu, da lagoa de Carapebus e da microbacia do brejo do Arrozal, no município de Carapebus. Fonte: Produto Ecoanzol Revisado (2017, p. 15)<sup>129</sup>.

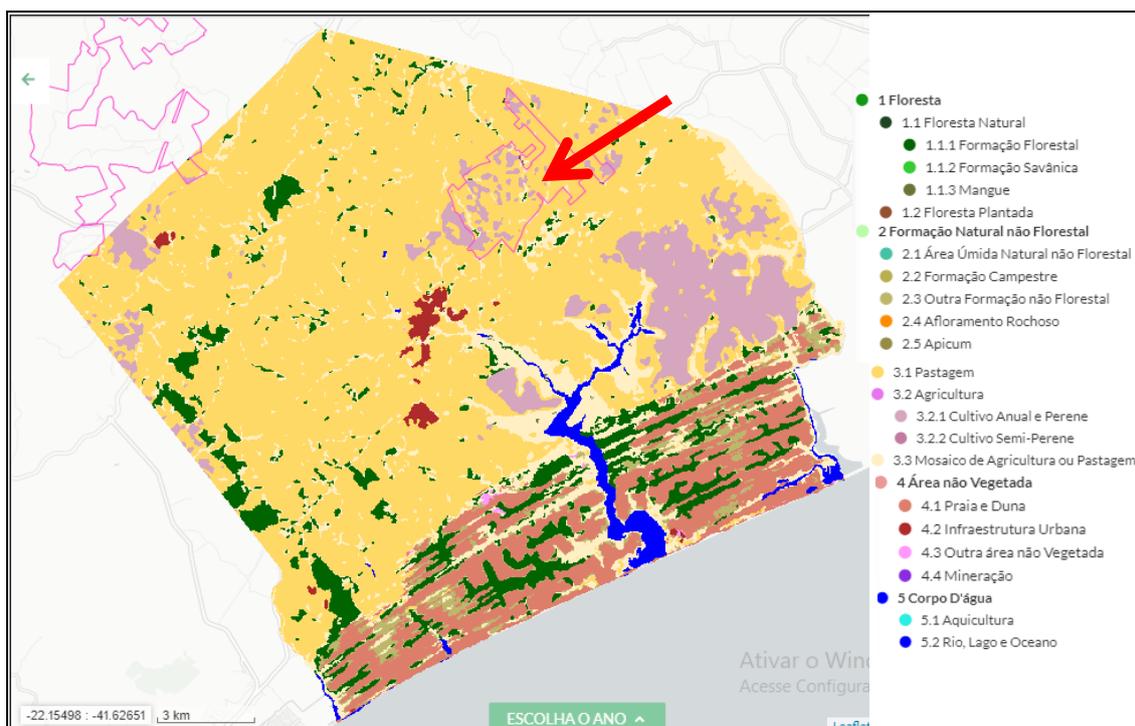


Figura 20. Uso e ocupação do solo no município de Carapebus, ano de 2018. Fonte: <https://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>. Adaptado. O polígono indicado pela seta vermelha indica a área do Assentamento 25 de março, onde se localizam as propriedades participantes do projeto.

Para melhor visualização, é apresentada na Figura 21 uma imagem detalhada das áreas de intervenção (propriedades) dentro do Assentamento 25 de Março.



Figura 21. Localização das propriedades que receberam as intervenções do projeto (polígonos cinza). Fonte: <http://sigaceivap.org.br/siga-ceivap/map#>. As linhas em azul escuro são trechos de drenagem (dados do IBGE na escala 1:25.000) e os polígonos em azul claro indicam as Faixas Marginais de Proteção que correspondem às áreas de preservação permanente (dados do INEA na escala 1:25.000). Elaboração Própria.

Como se observa, as duas áreas são bastante distintas. Além das diferenças no uso e na cobertura do solo, predominando formações florestais em Petrópolis e pastagens em Carapebus, as condições climáticas, econômicas e socioambientais também são bastante diferentes.

Em termos climáticos, segundo Rio de Janeiro (2014), a RH-IX, que abarca quase integralmente o município de Carapebus, apresenta a menor umidade média anual do estado (1102 mm/ano). Com base na classificação de Thornthwaite, o clima da região é do tipo subúmido seco evoluindo para semiárido.

Petrópolis, por outro lado, localiza-se na RH-IV, a região hidrográfica com a quarta maior umidade média anual (1422 mm/ano) do estado, com clima do tipo úmido. De acordo com os balanços hídricos realizados durante a elaboração do PERHI-RH, a situação de Petrópolis é muito mais confortável, sem vulnerabilidades a estiagens. Mas por outro lado a combinação do tipo de relevo, geologia e pluviosidade impõe ao município riscos de acidentes naturais geológicos, principalmente relacionados a

deslizamentos de solo e/ou rocha, e hidrológicos, como inundações, segundo o Departamento Geral de Defesa Civil (TCE, 2019).

Em termos econômicos, dados da Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro (Fundação CEPERJ)<sup>130</sup> mostram que o Produto Interno Bruto (PIB) de Petrópolis em 2017 (a preços de mercado), foi de R\$ 1.281.183.100,46 (o 8º do estado). Frente a uma população estimada para o período em 298.235 habitantes, dando um PIB *per capita* de R\$ 42.958,85, o 20º do estado. Já o PIB de Carapebus foi calculado em R\$ 367.795.000,00 (o 69º do estado). Considerando uma população estimada de 15.568 habitantes em 2017, o PIB *per capita* foi R\$ 23.637,00, o 46º do estado e praticamente a metade do PIB de Petrópolis. Como um reflexo de uma economia mais diversificada, a taxa de ocupação da população (pessoal ocupado/população economicamente ativa) de Petrópolis foi quase o dobro de Carapebus, respectivamente 28% e 16%.

Assim como na maioria dos municípios fluminenses, o setor de serviços vinha sendo o principal gerador de riquezas em Petrópolis. Mas em 2017 houve mudança, passando a administração pública a se tornar o setor mais importante, o que em parte se explica pela conjuntura social e econômica do país. Essa mudança também ocorreu em Carapebus, mas de forma inversa, com a administração pública cedendo lugar para o setor de serviços.

A decomposição do PIB por setores para os dois municípios no ano de 2017 e sua posição relativa aos demais municípios do estado pode ser verificada no Quadro 3. Nele, se observa que o peso do setor agricultura, embora pequeno nos dois municípios, teve uma importância 5,5 vezes maior em Carapebus. Nesse sentido cabe a fala do Entrevistado Rio Rural sobre a agricultura no estado,

*“Se você só olhar o PIB do Rio de Janeiro e pegar o PIB da agricultura, faz pouco caso: “ah, a agricultura não é nada no Rio de Janeiro”. Mas se você olhar o estado como um todo, você vai ver que a maioria dos municípios do estado depende do setor rural. Tirando aqui a área metropolitana e um ou outro município mais industrializado, em todos os outros o setor rural tem um peso enorme.”*

Em termos de qualidade de vida, o Índice de Desenvolvimento Humano (IDHM)<sup>131</sup>, que leva em consideração a longevidade da população, educação e renda, encontrava-se na faixa considerada alta nos dois municípios. Porém, em termos comparativos,

---

<sup>130</sup> Disponível em: <http://www.ceperj.rj.gov.br/Conteudo.asp?ident=64>. Acesso em 19/04/2020.

<sup>131</sup> Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/carapebus/pesquisa/37/30255?localidade1=330390>. Acesso em 19/04/2020.

Petrópolis ficou na 13ª posição (0,745) dentro do estado, e Carapebus na 46ª posição (0,713).

Buscando atualizar este indicador, cujos dados são de 2010, foi comparado o Índice Firjan de Desenvolvimento Municipal<sup>132</sup>, que é um pouco mais abrangente que o IDHM por utilizar os componentes emprego, renda, educação e saúde. Assim como o IDHM, os dois municípios situaram-se na mesma faixa (Moderado), mas quando comparados com o restante do estado, o distanciamento entre eles foi ainda maior, ficando Petrópolis na 6ª posição e Carapebus na 61ª.

No Quadro 4, são apresentadas algumas variáveis socioambientais dos dois municípios de forma comparativa. Em termos de tamanho, Petrópolis possui praticamente o dobro do território de Carapebus, e uma população quase 20 vezes superior. Concentrando cerca de 95% da população nas áreas urbanas, a densidade demográfica de Petrópolis é quase 8 vezes mais elevada que em Carapebus, que ainda mantém uma parcela significativa da sua população nas áreas rurais, aproximadamente 20%.

Quadro 3. Posicionamento dos aspectos da economia dos municípios de Petrópolis e Carapebus em relação aos demais municípios do Rio de Janeiro.

Setor Econômico	Municípios			
	Petrópolis <sup>a</sup>		Carapebus <sup>b</sup>	
	Posição Estadual	Participação do PIB municipal (%)	Posição Estadual	Participação do PIB municipal (%)
<b>Agricultura</b>	16	0,4	72	2,2
<b>Indústria</b>	8	26,6	56	27,8
<b>Administração</b>	10	54,3	69	28,9
<b>Demais Serviços</b>	8	18,7	75	41
<b>PIB preços de mercado</b>	8	-	69	-
<b>PIB per capita</b>	20	-	46	-

Fonte: Elaboração própria, a partir de dados extraídos dos estudos do Tribunal de Contas do Estado (TCE) (2019) para os municípios de Petrópolis e Carapebus.

<sup>a</sup>Disponível em: [file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Petr%C3%B3polis%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Petr%C3%B3polis%20(1).pdf). Acesso em 18/05/2020. <sup>b</sup>Disponível em: [file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Carapebus%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Carapebus%20(1).pdf). Acesso em 18/05/2020.

Em relação a indicadores importantes como abastecimento público e esgotamento sanitário, Petrópolis mais uma vez se mostra em uma condição privilegiada. Petrópolis praticamente universalizou o abastecimento de água enquanto Carapebus tem apenas 24% da população urbana com abastecimento público.

No tocante ao esgotamento sanitário, os serviços de coleta e tratamento de esgoto em Carapebus é praticamente inexistente, embora considerado como 100% coletado no SNIS, o que obviamente é um equívoco. O índice de tratamento de esgoto só considera o

<sup>132</sup> Disponível em: <https://www.firjan.com.br/ifdm/>. Acesso em 18/05/2020.

volume que é coletado e conforme diagnosticado no Plano de Saneamento Básico do município<sup>133</sup>, grande parte do esgoto gerado não é tratado, sendo descartado *in natura* nos corpos hídricos. Em Petrópolis, 100% da população urbana tem esgoto coletado, dos quais 80% é tratado. Tendo em vista que o percentual médio de tratamento de esgoto no estado é de 31,3%<sup>134</sup>, conclui-se que Petrópolis está em uma boa condição.

Incrustado na Serra do Mar, Petrópolis contém grandes fragmentos florestais de Mata Atlântica em estágio avançado de regeneração natural, tendo mais da metade de seu território (56%) protegido por Unidades de Conservação. Segundo dados de 2018 da plataforma Mapbiomas<sup>135</sup>, o município de Petrópolis tem 55,6% do seu território ocupado por formações florestais (44.054,64 ha), o que em parte pode ser explicado por relevo acidentado, impondo dificuldades à expansão da agricultura.

Em Carapebus a situação é outra. Com formações florestais em apenas 7,6% de seu território, tinha como tradição o cultivo da cana-de-açúcar, que viveu seu expoente na década de 70, chegando a ocupar quase que a totalidade de sua área. Segundo o Atlas Agropecuário disponibilizado pelo Imaflora<sup>136</sup>, em 1996 não existiam matas ou florestas em Carapebus. Este número salta para 90 ha em 2006 e para mais de 2400 ha em 2017, coincidindo com o movimento inverso das grandes usinas que existiam na região (MARAFON et al., 2005).

Embora Carapebus tenha a metade da área protegida de Petrópolis em termos percentuais, o peso das UCs municipais é bem maior, representando 35% de toda a área protegida. Este fato é importante porque o esforço do município para a conservação ambiental é contabilizado de forma independente como um incentivo adicional no cálculo do ICMS Ecológico<sup>137</sup>.

Como já havia sido sinalizado por Soares-filho et al. (2014), há no Brasil uma grande demanda por restauração florestal para cumprir as exigências da Lei 12.651/12, e os dados apresentados no Quadro 4 revelam isso.

---

133

Disponível

em:

[http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq\\_pubMidia\\_Processo\\_043-2018\\_P06.pdf](http://sigaceivap.org.br:8080/publicacoesArquivos/ceivap/arq_pubMidia_Processo_043-2018_P06.pdf). Acesso em 14/02/2021.

<sup>134</sup> Disponível em: <http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-setor-saneamento>. Acesso em 20/05/2020.

<sup>135</sup> Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage>. Acesso em 20/05/2020.

<sup>136</sup> Disponível em: <http://atlasagropecuario.imaflora.org/pesquisa-agropecuaria>. Acesso em 20/05/2020.

<sup>137</sup> Mecanismo de transferências fiscais utilizado para a coordenação de políticas públicas na área ambiental (MAY; FERNANDES; OSUNA, 2019), instituído no Rio de Janeiro pela Lei Estadual N° 5.100/07.

Quadro 4. Variáveis socioambientais dos municípios de Carapebus e Petrópolis.

Variáveis socioambientais	Petrópolis	Carapebus
Área total (km <sup>2</sup> ) <sup>a</sup> e em ha (entre parênteses)	791,14 (79.114)	307,39 (30.739)
Densidade demográfica - 2010 (hab/km <sup>2</sup> ) <sup>a</sup>	371,85	43,36
População estimada - 2019 <sup>a</sup>	295.917,00	16.301
População urbana - 2010 <sup>a</sup>	281.286 (95%)	10.542 (79%)
População rural - 2010 <sup>a</sup>	14.631 (5%)	2.817 (21%)
População ocupada – 2019 <sup>a</sup>	16,8% (73 <sup>o</sup> ) <sup>h</sup>	27,3% (8 <sup>o</sup> ) <sup>h</sup>
Domicílios com esgotamento sanitário adequado – 2010 (%) <sup>a</sup>	82	79*
Índice de atendimento total de água (%) <sup>b</sup>	96,93 (área urbana: 98,74)	19,25 (área urbana: 24,40)
Índice de atendimento total de esgoto (%) <sup>b</sup>	84,45 (área urbana: 88,81)	100* (área urbana: 100)
Índice de coleta de esgoto (%) <sup>b</sup>	100	-
Índice de Tratamento de esgoto (%) <sup>b</sup>	80,51	75
Estabelecimentos agropecuários (quantidade) <sup>c</sup>	768	549
Estabelecimentos agropecuários (ha) <sup>c</sup>	21.246	16.244
Assistência Técnica (% de estabelecimentos) <sup>c</sup>	40,49	45,36
Cobertura Florestal nos estabelecimentos rurais (ha) <sup>c</sup>	6.642,00 (31,25%) <sup>f</sup>	2.494,00 (15,35%) <sup>f</sup>
Matas ou florestas naturais em Área de Preservação Permanente (APP) ou Reserva Legal (RL) nos estabelecimentos agropecuários <sup>c</sup>	299 (38,93%) <sup>g</sup> 6230 ha (29,32%) <sup>f</sup>	328 (59,74%) <sup>g</sup> 2434 ha (14,98%) <sup>f</sup>
Formações florestais (ha) <sup>d</sup> . O valor percentual é em relação à área do município.	44.054,64 (55,6%)	2.354,09 (7,6%)
Áreas Protegidas por Unidades de Conservação - 2019 (ha) <sup>e</sup>	44.417,10 (56,14%)	8.295,84 (26,9%)
Áreas Protegidas por Unidades de Conservação municipais (ha) <sup>e</sup>	559,49	2.919,49
Estimativa de repasse do ICMS Ecológico 2020 (R\$) (Total: R\$229 milhões) <sup>e</sup>	4.533.436,27 (17 <sup>o</sup> ) <sup>h</sup> (1,98%) <sup>i</sup>	2.897.641,22 (32 <sup>o</sup> ) <sup>h</sup> (1,26%) <sup>i</sup>

<sup>a</sup> Censo IBGE 2010. <sup>b</sup> Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico. <sup>c</sup> Censo Agropecuário IBGE 2017. <sup>d</sup> Mapbiomas. <sup>e</sup> Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores do Estado do Rio de Janeiro (CEPERJ). <sup>f</sup> Percentual em relação a área total dos estabelecimentos agropecuários. <sup>g</sup> Percentual em relação ao número total de estabelecimentos agropecuários, considerando a ocorrência ou não de mata ou floresta no estabelecimento. <sup>h</sup> Posição em relação ao ranking dos municípios do Rio de Janeiro. <sup>i</sup> Percentual dos 2,5% do ICMS devolvidos aos municípios pelo Estado, com base em critérios ambientais. \* Dados conforme contam na base consultada, porém, certamente equivocados. Elaboração Própria.

Em relação à cobertura florestal em APP ou RL, ela não foi identificada em 61,07% dos estabelecimentos agropecuários de Petrópolis e em 40,26% dos de Carapebus, de onde conclui-se que projetos como esse são uma grande oportunidade para os produtores rurais. Outrossim, segundo o último mapeamento do uso e cobertura do solo no Estado do Rio de Janeiro, cerca de 80% das propriedades rurais do estado, cerca de 34.000 imóveis, possuem demandas concretas para restauração florestal segundo dados do CAR<sup>138</sup>.

<sup>138</sup> Apontamentos proferidos durante o encontro *online* WebCafé "Conectando conservação e produção para a sustentabilidade", ocorrido em 18/08/2020. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=XAEbVEmHp4E>.

De acordo com os projetos das ONGs, em Petrópolis foram 12 propriedades habilitadas e em Carapebus 40. O perfil fundiário dessas propriedades está representado na Figura 22. Como se observa, Petrópolis apresentou uma grande variação de tamanho. Apenas 4 propriedades tinham área igual ou menor a 5 ha, tendo a curva de distribuição de área o formato próximo ao de uma reta, com as propriedades variando de 2 a 68 ha.

Em Carapebus, a maioria das propriedades tinha tamanho entre 12ha e 13ha (o que corresponde ao tamanho médio dos lotes disponibilizados pelo INCRA no assentamento 25 de Março, conforme revelaram os produtores entrevistados. Porém, a amplitude de variação também foi grande, indo de 2,5 a 81 ha.

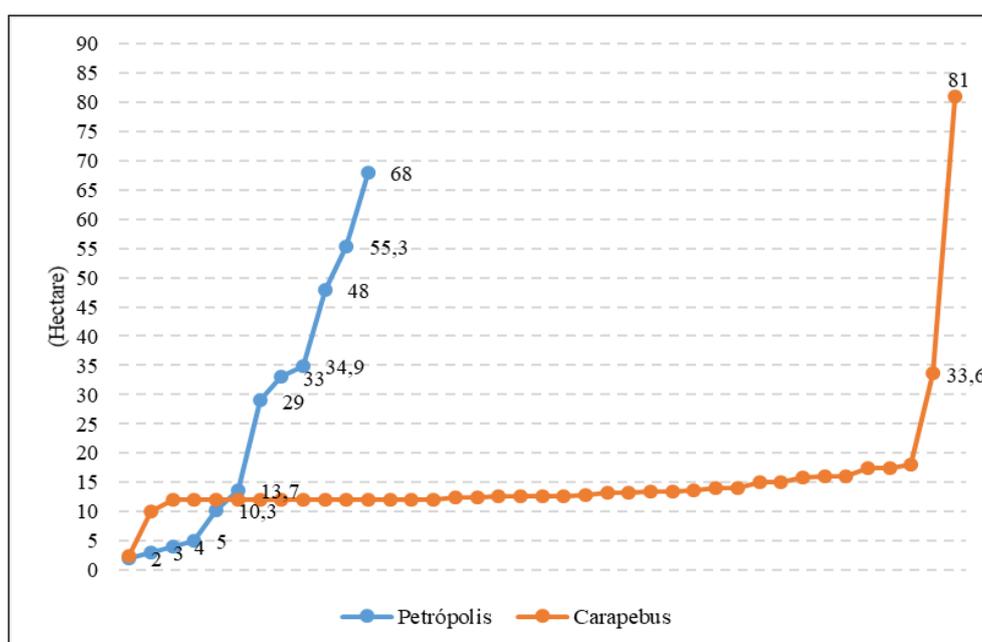


Figura 22. Distribuição das áreas das propriedades habilitadas a participar do projeto de PSA no município de Petrópolis e Carapebus. Fonte: Censo Agropecuário 2017. Elaboração Própria.

#### 4.2.3 Perfil dos proprietários rurais

A Redeh informa que em Petrópolis a maioria dos produtores tem idade acima dos 50 anos, ensino superior completo e a fonte principal de renda não provém da propriedade, contrariando o perfil geral do município, onde 84,1% do total de estabelecimentos agropecuários auferem sua renda principal da propriedade.

Ainda segundo a Redeh, todos os entrevistados demonstraram estar sensíveis à causa ambiental, com exceção de dois produtores que não manifestaram interesse em novas técnicas de produção, os demais (10 proprietários rurais) citaram a falta de assistência e de conhecimentos técnicos como um fator limitante. Vale lembrar que apenas 40,5% dos estabelecimentos agropecuários de Petrópolis receberam algum tipo de assistência técnica

(Quadro 4). Sobre a demanda por assistência técnica e extensão rural, embora a EMATER seja “*extremamente pulverizada, ela está em todos os municípios e tem conhecimento da maioria das comunidades rurais do estado*”, não tem como dar conta da quantidade de agricultores, como ressaltou o Entrevistado Rio Rural.

Conforme relatou o Entrevistado Município Petrópolis:

*“Os produtores nativos, aqueles tradicionais do Brejal, alguns aderiram, mas não foi a maioria. A maioria foi de produtores que saíram do Rio, compraram propriedade ou estão morando no Brejal. Pois você tem o produtor raiz, como a gente fala, e tem aquele produtor que uns chamam de o ‘novo rural’, o pessoal que se aposentou, com o nível de instrução maior, que pôde estudar na cidade, até mesmo com terceiro grau. Esses proprietários têm mais grana, mais consciência ecológica, acompanha mais o noticiário... É outro nível”.*

O perfil dos produtores rurais de Carapebus é bem diferente. Segundo o projeto da Ecoanzol, dos 53 proprietários que se interessaram no edital do PSA, 45% estão na faixa entre 30 e 49 anos e o restante, com mais de 50 anos. E segundo o Entrevistado Ecoanzol 2, a maioria dos proprietários rurais tem “*baixa instrução e vive em uma situação precária*”.

Cerca de 75% dos interessados no projeto possuíam Certidão de Ocupação emitida pelo INCRA, e o restante estava em diferentes fases de regularização (de inventário à escrituração). De acordo com o projeto da Ecoanzol, 86% dos produtores tinham como principal fonte de renda o próprio estabelecimento agropecuário (percentual mais alto que a média do município que segundo o Censo Agropecuário era de 53,3%).

#### 4.3 Exame das Categorias de Análise

Como visto no Capítulo 3 e na seção anterior, a implementação dos projetos de PSA pela AGEVAP foi mais uma tentativa de replicar um modelo preexistente de gestão ambiental que necessariamente a implementação de uma alternativa que se mostrasse viável e indicada para a solução do problema definido.

Esta característica vai ao encontro daquilo que Rodríguez de Francisco e Boelens (2015) identificaram como um traço característico do hemisfério sul, onde os especialistas que planejam intervenções de conservação ambiental estão mais preocupados em consolidar um modelo de política moderno e universalista (como vem se mostrando a visão hegemônica sobre o PSA) do que entender seus impactos sociais em contextos de alta complexidade social e desigualdade. E ao fazer isso, acabam inevitavelmente simplificando as realidades, uniformizando os contextos e presumindo que as comunidades são homogêneas (MILNE; ADAMS, 2012).

Partindo desta perspectiva, um aspecto relevante é o nível de conhecimento prévio dos atores envolvidos acerca do tema e sobre os territórios que receberam as intervenções. De acordo com o Entrevistado Redeh 2 “*não existia nada mapeado na região do Brejal e do Taquaril onde a gente atua. Ninguém nunca tinha ido lá*”, e apesar de a Redeh ter obtido a maior pontuação na etapa de hierarquização dos projetos (9,0/10), ela “*nunca tinha feito restauração em si, nunca tinha plantado uma árvore e era totalmente inexperiente nessa questão. Não tinha a menor ideia do que era um projeto de restauração*”, destaca.

Do mesmo modo, a Ecoanzol também não tinha expertise no assunto. Como revelou o Entrevistado Ecoanzol 1: “*quando a gente chegou, a gente chegou do zero. Do zero mesmo. Não tínhamos, de jeito nenhum, essa visão ampla do que é o PSA*”.

Até mesmo a empresa contratada pela AGEVAP para gerenciar os projetos (Geoambiente), pelo menos na visão dos técnicos da Redeh, também não tinha competência técnica e não dispunha de uma equipe à altura:

*“O pessoal saía de São Paulo para fazer vistoria em Petrópolis. Eu mesmo recebi várias pessoas, inclusive analista de sistema em campo. Eram pessoas que realmente não sabiam o mínimo do que estavam fazendo ali”.* (ENTREVISTADO REDEH 2).

Na opinião dos técnicos da Ecoanzol foi diferente. Segundo o Entrevistado Ecoanzol 1, “*todas as vezes que vieram, todas as visitas, foi muito produtivo, porque eles fizeram conosco o que a gente faz com a comunidade, explicando o passo a passo*”.

À falta de experiência dos atores se somam as características do edital, o que acabou criando um problema de circularidade, quando analisado da perspectiva da AGEVAP. As proponentes não sabiam com exatidão onde as intervenções iriam ocorrer quando da elaboração do projeto, e a AGEVAP também não poderia prever para quais áreas seriam apresentados projetos. Isto fez com que o edital e os contratos fossem elaborados “às escuras”, um problema muito mais complexo que a assimetria de informação, custo de oportunidade e valor dos pagamentos como apontou Ferraro (2007).

O único projeto onde isso foi minimizado foi no município de Resende, cuja entidade executora havia elaborado previamente o diagnóstico socioambiental da área de intervenção, que serviu como ponto de partida para a elaboração da proposta submetida ao edital, alcançando ao final, a maior eficiência segundo Santos et al. (2020).

Mas é bom lembrar que mesmo que as áreas fossem conhecidas com antecedência, intervenções na natureza são repletas de incertezas e imprevisibilidades (ULIBARRI, 2019; de LIMA; KRUEGER; GARCÍA-MARQUEZ, 2017; DEFRIES; NAGENDRA, 2017; BARNAUD; ANTONA, 2014; HOLLING, 2001; HOLLING, 1978). E como bem

definiram de Lima, Krueger e García-Marquez (2017), por se tratar de sistemas abertos, quaisquer limites que se estabeleçam são artificiais e por isso, esquemas como PSA sempre enfrentarão influências ou surpresas externas, seja devido a comportamentos inesperados ou mesmo por processos negligenciados, o que torna condição *sine qua non* que a estrutura de governança seja flexível e adaptativa.

Por esta razão, era importante que os contratos tivessem uma maior flexibilidade. Mas não, eram extremamente rígidos, e isso se agravou ainda mais com a introdução do Manual para Elaboração de Produtos pela AGEVAP.

Embora tivesse como objetivo facilitar a gestão dos contratos por meio da padronização e uniformização dos projetos trazendo maior clareza para as entidades executoras sobre aquilo que precisava ser feito, ele acabou se transformando em uma “receita de bolo” a ser seguida, eliminando por completo a capacidade adaptativa e de tomada de decisão sobre questões que só seriam conhecidas em campo. Neste sentido, Milne e Adams (2012) já haviam sinalizado que o PSA (e suas dimensões políticas) pode levar à simplificação da complexidade social e ecológica e inclusive abrir caminho para o avanço de interesses poderosos e/ou capitalistas.

E essa rigidez imputada pelo manual gerou uma série de constrangimentos. Afinal, *“quando alguma coisa saía do manual, eram tantos porquês, era tanta burocracia, era tanta explicação, era tanta coisa que a gente não conseguia executar, a gente não conseguia nem explicar”* (ENTREVISTADO REDEH 2).

Sobre este aspecto, conclui-se, portanto, que existia uma grande carência de informações de todos os lados, inclusive em termos administrativos e burocráticos, como visto na seção 4.1, causando constrangimentos em diferentes dimensões, sobretudo no funcionamento da estrutura de governança como será demonstrado no exame das categorias de análise a seguir.

#### 4.3.1 Espaços de Fala

Como identificaram Muradian e Cardenas (2015), as percepções dos agentes envolvidos são importantes porque condicionam a maneira como esses agentes interagem entre si. O que depende, em grande parte, da existência de capital moral compartilhado como sugeriram Stokols, Lejano e Hipp (2013). Deste modo, o objetivo foi verificar em que medida os atores, sobretudo os provedores de serviços ambientais, consideraram ter tido espaço para colocarem suas opiniões e/ou reivindicações ao longo do projeto.

Cumprir destacar que os espaços de fala são analisados muito mais pelo seu alinhamento com questões relacionadas à justiça e equidade (ISHIHARA; PASCUAL; HODGE, 2017; VAN HECKEN; BASTIANSEN; VÁSQUEZ, 2015; SIKOR et al., 2014; MURADIAN et al., 2010; PASCUAL et al., 2010; ANSELL; GASH, 2008; LEMOS; AGRAWAL, 2006) do que em relação aos espaços que os produtores tiveram para acessar o projeto, como bem analisaram Bremer, Farley e Lopez-Carr (2014).

Em Petrópolis, as entrevistas com os produtores rurais revelaram que, na opinião deles, havia espaços de fala. Contudo é importante destacar que a participação dos produtores se limitava ao nível local. Durante uma passagem da entrevista o Produtor Petrópolis 2 chegou a comentar que tinha acesso ao telefone pessoal da coordenação do projeto. Se isso por um lado demonstra a existência de espaço de fala, de outro, *“eu não me sentia à vontade de explorar a fundo qualquer tema. Como era um presente, como eu chamo, você não se sente bem de reclamar”* (PRODUTOR PETRÓPOLIS 2).

Essa fala revela o peso que o desenho institucional do projeto teve na participação dos provedores. Como bastava a eles *“abrir a porteira”*, o projeto, na prática, se configurava como algo exógeno, com o qual eles não desenvolveram uma identificação, envolvimento, e muito menos responsabilização. A percepção do projeto *“como um presente”* acabou obliterando o espaço de fala que existia e foi reconhecido pelos produtores.

Em Carapebus, como foi observado em campo no dia de condução das entrevistas, os produtores tinham livre acesso à entidade executora<sup>139</sup>. Mas durante as entrevistas, os produtores abordaram o tema de maneira genérica, considerando a situação dos produtores rurais como um todo (não se restringindo às condições dos produtores naquilo que se relaciona estritamente ao projeto).

Segundo o Produtor Carapebus 1 *“a gente não consegue chegar até eles, somente através dessas pessoas que vem até aqui”*, e na percepção do Produtor Carapebus 3, ao expressar sua opinião sobre a condição do produtor rural no país como um todo, disse *“os produtores rurais só passariam a ter voz se trouxessem o Lula de volta para a presidência”*.

Embora as entrevistas não foram suficientes para captar em detalhes a percepção dos produtores rurais de Carapebus em relação aos espaços de fala dentro do projeto, a

---

<sup>139</sup> Durante uma reunião da Associação de Moradores do Assentamento 25 de Março e a Ecoanzol.

conclusão que se chega é que os produtores tiveram espaços de fala limitados, e circunscritos ao nível local.

Em relação aos demais níveis de governança, o não funcionamento da UGP se mostrou um fator limitador. Ramos, Aguiar e Vilela (2016, p. 192) ao analisar o projeto PAF Guandu identificaram, além de problemas em relação à difusão de informações, que as mesmas “*podem estar chegando até os proprietários de forma incompleta ou desencontrada*”. E sobre a participação e envolvimento dos produtores rurais dentro da UGP, os autores concluíram que a “*articulação da governança por parte da Unidade Gestora do Projeto, onde os proprietários rurais são tomados como sujeitos passivos, indicam a existência de uma estrutura hierárquica, onde as decisões são tomadas de cima para baixo*” (grifo nosso).

Esta observação corrobora a literatura que, no geral, relata o distanciamento dos produtores dentro dos projetos de PSA, sendo este um aspecto crítico que precisa ser considerado com bastante cuidado, já que problemas de participação, sobretudo quando envolve percepções diferenciadas de justiça e equidade, pode colocar em risco o funcionamento da estrutura de governança e alcance dos resultados esperados.

Já no nível intermediário, para as entidades executoras não havia espaços de fala junto à AGEVAP. Segundo elas, a relação era estritamente contratual, com muitas dificuldades de diálogo. Como relatou o Entrevistado Redeh 1: “*nunca estão disponíveis para atender um telefone, demoram dois dias para responder um email, quando respondem*”. E, a opinião do Entrevistado Ecoanzol 1 vai nessa mesma direção: “*eu ligava para ela 15, 20 vezes e ela não me atendia uma ligação telefônica. Isso não existe*”.

Porém, a AGEVAP considerou que as entidades executoras não tinham problemas de acesso, pelo contrário, “*era o dia inteiro conversando com as ONGs. Não era uma coisa assim de difícil acesso, nada disso, porque o acesso era fácil*” (ENTREVISTADO AGEVAP 2).

Contudo, como os projetos demandavam muita atenção e a equipe da AGEVAP era extremamente reduzida para dar conta de acompanhar plenamente os contratos, a AGEVAP se viu obrigada a reduzir o acesso das entidades executoras. “*Era uma pessoa para atender essas demandas gigantescas, e ela não estava dando conta*” (ENTREVISTADO AGEVAP 2).

Como se observa, a opinião dos atores sobre a existência de espaços de fala foi conflitante. Longe de estabelecer o certo e o errado, essa constatação da pesquisa é

interessante porque valida a metodologia empregada, que buscou justamente apreender a pluralidade de visões inseridas no contexto analisado.

As informações levantadas e apresentadas até aqui ilustram como a estrutura institucional da AGEVAP repercutiu no desenvolvimento do projeto, neste caso, limitando o espaço de fala e dificultando o diálogo entre os atores, sinalizando uma fragilidade importante do sistema de governança dos projetos. Vale lembrar que, segundo Baehler e Biddle (2018), a comunicação, a aprendizagem social e o desenvolvimento de capital social são questões relevantes para a governança de sistemas adaptativos e resilientes, além, é claro, de influenciar na participação com consequências no alcance dos resultados esperados (MURADIAN; RIVAL, 2012; CORBERA, 2012).

Uma vez que a participação dos produtores era reduzida e limitada ao nível local, seja por conta do desenho dos projetos que relegou os produtores a um segundo plano, ou pela própria dificuldade de mobilização – *“o gargalo é a mobilização do produtor, que é difícil, não são todos que conseguem isso”* (ENTREVISTADO CBHBPS) –, e dependente da capacidade de intermediação das entidades executoras nos demais níveis, dentro de uma perspectiva de justiça e equidade, os espaços de fala reduzidos limitaram a capacidade de diálogo.

Não existindo diálogo, obviamente a capacidade de trocas e aprendizagens se tornou prejudicada. Além da ausência de diálogo ser um empecilho para o bom funcionamento da estrutura de governança como demonstraram Ansell e Gash (2008), ela ainda dificulta a incorporação de valores socioculturais e o envolvimento das comunidades, o que é ainda desejável para reduzir o potencial de captura de benefícios por parte da elite e do poder institucional (KUMAR; KUMAR; GARRETT, 2014).

Um outro elemento que contribuiu para as dificuldades de diálogo foi a insuficiência de profissionais qualificados no tema, sobretudo por parte da AGEVAP, fazendo com que toda a comunicação se limitasse ao cumprimento formal do manual e das obrigações contratuais. Cumpre destacar que a introdução do manual foi considerada pelas executoras como algo arbitrário, uma imposição unilateral da AGEVAP.

Porém, após a saída da Geoambiente e da disponibilização, pela AGEVAP, de um engenheiro florestal para acompanhar os projetos, a situação começou a melhorar significativamente.

Embora esse profissional tenha ingressado na agência logo após o início dos contratos, ele só foi designado para acompanhar os projetos nas etapas finais e, mesmo

assim, depois de uma forte pressão, tanto das contratadas quanto dos profissionais da própria agência:

*“A gente pediu pelo amor de Deus para colocá-lo nos projetos, porque do jeito que estava não dava...”* (ENTREVISTADO AGEVAP 2).

*“Ele só entrou porque a gente lutou muito. Todo mundo gritou, todos os PSAs de todos os municípios pressionaram muito para que ele assumisse. Porque ele já era concursado e a AGEVAP não colocava um profissional à altura. Então não deu outra, quando finalmente eles cederam e mudaram toda essa parte de gestão interna, foi quando o negócio começou a funcionar, mas aí já estava no final”* (ENTREVISTADO REDEH 2).

Ou seja, além da AGEVAP dispor de uma estrutura reduzida para dar conta dos projetos, a equipe ainda não dispunha de profissionais com o perfil técnico adequado, ainda que pudesse contar com um, revelando assim uma grande limitação na condução dos contratos e gestão dos projetos.

A entrada do profissional acima mencionado foi um passo importante dado pela AGEVAP que melhorou substancialmente a governança dos projetos, ao dotá-los de uma melhor capacidade de diálogo, confiança entre os atores e capital técnico, influenciando inclusive na capacidade adaptativa dos projetos, como será ilustrado por meio do episódio das formigas, discutido na próxima seção.

#### 4.3.2 Reconhecimento

Essa categoria de análise apresenta, em essência, dois propósitos. O primeiro, distinguir como um dado ator identifica, reconhece os demais. O segundo, identificar em que medida houve validação, internalização de um dado posicionamento, visão ou colocação feita por um dos atores pelos demais.

Como já dito, o desenho do projeto teve sua estrutura de governança baseada em um contrato de prestação de serviços, cujas ações passaram a ser especificadas por um manual, sem espaço para adaptações, limitando sensivelmente a capacidade de reconhecimento dos atores.

Este aspecto teve uma repercussão ainda maior sobre os provedores, que vendo o projeto como *“um presente”*, ou não se sentiam capazes de opinar ou propor mudanças ou, do contrário, não eram ouvidos quando suas opiniões divergiam do manual. Isso fica claro na opinião do Produtor Petrópolis 2 ao citar o episódio das formigas, que costuma ser um dos grandes desafios da restauração florestal, já que elas podem prejudicar o estabelecimento das plantas aumentando a taxa de mortalidade dos plantios, após sucessivos ataques (GARCIA, 2015): *“eu vi tudo, e nem por isso me ouviram na minha*

*humilde fala: “olha as formigas hein!?”.* Foi uma crítica que eu fiz praticamente desde o início e que demorou para ser assimilada”.

Sobre as formigas, especificamente, a entidade executora até tinha conhecimento do problema, mas as dificuldades burocráticas e operacionais acabaram impedindo ela de agir e, conseqüentemente, reconhecer a opinião do produtor. O problema das formigas só começou a ser endereçado após a entrada do engenheiro florestal na equipe da AGEVAP, o que significou uma mudança profunda na forma de gestão e condução das intervenções.

*“Nós só conseguimos implantar depois que ele chegou, e isso já era uma ideia desde o início, uma demanda, uma necessidade que nós tínhamos. Até porque, se a gente não usasse, o plantio não seria possível. Com o veneno, que é o termonebulizador, mais um pó e mais uma isca em grão, com esses três não conseguimos controlar, imagina com nenhum”* (ENTREVISTADO REDEH 2).

Em relação ao ponto de vista dos produtores em Petrópolis, eles reconheceram o trabalho da entidade executora, sobretudo a qualidade técnica da coordenadora de campo, que foi capaz de gerar troca de informações e aprendizagem, como denota a percepção do Entrevistado Município Petrópolis: *“o produtor absorveu muito mais que passou, porque também não tinha tanta experiência nessa área de reflorestamento”*.

Em Carapebus, onde a entidade executora contratou os próprios produtores rurais para realizar as intervenções (uma adaptação interessante dentro da estrutura de governança), a imposição de ter que seguir o manual à risca acabou impedindo os produtores de contribuir e aportar conhecimento ao projeto, mesmo naquelas situações onde o conhecimento empírico se mostrava superior e mais apropriado que o conhecimento teórico, determinado no manual.

Lamentavelmente, não houve reconhecimento dos produtores por parte da entidade executora, e nem o contrário, já que os produtores consideraram a forma de intervenção ineficaz. As falas a seguir ilustram isso:

*“Eu acho que deveria ouvir mais a opinião dos agricultores, deixar as pessoas que têm um pouco de experiência trabalhar junto com o técnico, não assim, eles virem com a ideia pronta e colocarem na nossa cabeça. Poderia primeiro chegar, sentar, conversar”* (PRODUTOR CARAPEBUS 1).

*“As árvores não pegaram porque foram plantadas na técnica de quem não conhece a terra. Foram plantadas de acordo com o engenheiro. Só que o engenheiro conhece muito menos do que nós que estamos na terra. Se tivesse colocado só o pessoal daqui para executar, tinha pegado tudo, porque a mesma pessoa que trabalhou plantando, plantou laranja esses dias agora na seca para outras pessoas e pegou tudo”* (PRODUTOR CARAPEBUS 3).

Apesar das falas dos produtores indicar o oposto, as duas entidades executoras afirmaram que buscaram reconhecer a opinião dos produtores.

Um exemplo curioso de reconhecimento aconteceu em Petrópolis. Como lá se tratava de uma área produtora de orgânicos, os produtores tiveram que ceder ao permitir o uso de formicidas e, por outro lado, a entidade executora teve que abrir mão do uso do herbicida para controle da matocompetição, apesar de ser muito mais eficiente que as práticas mecânicas como capina e roçada (SANTOS et al., 2020).

No nível intermediário, as entidades executoras alegaram que praticamente não tiveram reconhecimento por parte da AGEVAP, que “*deveria escutar melhor o que falamos para ela, entender melhor e realmente aproveitar*” (ENTREVISTADO REDEH 1).

Um fator que pesou negativamente na percepção das executoras foi se verem obrigadas a cumprir as determinações da AGEVAP, sem espaço para expor o contraditório. “*A coisa vinha de maneira ‘top-down’ e você não tem ninguém para ouvir, ninguém para discutir, ninguém para entender o que está acontecendo*” (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).

Dado o caráter piloto dos projetos e a inexperiência dos participantes, as entidades executoras acreditaram que o processo seria do tipo “*learning-by-doing*”. Até porque, adaptações, mudanças e inovações são aspectos importantes dentro de um sistema de governança colaborativo-adaptativo (ADHIKARI; BARAL, 2018). Porém, “*isso não aconteceu, porque quando voltamos trazendo essa necessidade de adequação da realidade não foi possível*” (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).

Ademais, a necessidade de agilidade na tomada de decisões em campo acabou sendo prejudicada por processos burocráticos lentos, como destacaram Damasceno e Kranz (2019). Em Carapebus, por exemplo, o atraso da prefeitura em divulgar a lista dos produtores hierarquizados levou o projeto Olhos D’Água a perder o período chuvoso programado para iniciar os plantios, atrasando sensivelmente a execução do projeto.

Todavia, cabe ressaltar que parte da inflexibilidade da AGEVAP advém do fato dela se comportar como um órgão público, que administra verbas públicas, imersa dentro de um sistema burocrático que, de acordo com Weber<sup>140</sup>:

- Está sob regência de áreas de jurisdição fixas e oficiais, ordenadas por leis e normas administrativas;

---

<sup>140</sup> Disponível em: [https://cfa.org.br/wp-content/uploads/2018/02/40livro\\_burocracia\\_diagramacao.pdf](https://cfa.org.br/wp-content/uploads/2018/02/40livro_burocracia_diagramacao.pdf). Acesso em 15/02/2021.

- Está submetida a uma relação de autoridade, delimitada por normas relativas aos meios de coerção e de consenso;
- Possui relação hierárquica, definindo postos e níveis de autoridades, além de um sistema de mando e subordinação com gerência das atividades e tarefas delegadas por autoridade; e
- A administração é formalizada por meio de documentos, que acabam por regular a conduta e as atividades das pessoas.

Ou seja, a rigidez hierárquica e a inflexibilidade das regras, regulamentos e procedimentos administrativos na condução dos contratos solaparam a capacidade adaptativa dos projetos, o que fica muito claro na fala do Entrevistado AGEVAP 2: *“nós, até certo momento, entendíamos as coisas. Mas é aquela história, se o edital é ruim, eu tenho que seguir ele, de qualquer forma eu tenho que seguir”*.

Mas, apesar das restrições burocráticas e administrativas, seria exagero considerar que não houve reconhecimento algum por parte da AGEVAP, que dentro da pouca liberdade de ação, buscou atender as demandas das entidades executoras, como ilustra a passagem a seguir:

*“Estávamos vendo que se não fizesse isso não iríamos conseguir êxito no processo, avaliamos juridicamente com o pessoal do administrativo-financeiro e fizemos uma carta de crédito para eles. Adiantávamos um percentual do valor do plantio, e depois, quando eles mandavam a medição, glosávamos o que já tinha sido pago e pagávamos só a diferença”* (ENTREVISTADO AGEVAP 2).

Em suma, sobre reconhecimento, observa-se que a estrutura do Programa e a sua forma de execução dos projetos deixou a desejar neste sentido. Os comitês de bacia, por exemplo, se ressentem de não terem sido ouvidos durante a formulação e concepção do Programa:

*“O papel do comitê deveria ser maior, participar desde o início, do planejamento e da mobilização, antes do edital. As políticas públicas não enxergam os comitês, os conselhos na sua essência. Quem sabe é o comitê, é o comitê que faz a gestão”* (Entrevistado CBHBPS).

Após o edital ter sido publicado, os comitês estiveram mais presentes, porém sem voz ativa, primeiro porque a UGP não funcionou como planejado, e segundo, porque aos comitês coube apenas acompanhar, como ilustra a fala do Entrevistado CBH Piabanha: *“a gente acompanhou toda essa negociação, processo de avaliação dos projetos, hierarquização dos projetos, a gente esteve acompanhando passo a passo o que a AGEVAP e o CEIVAP estavam fazendo”*.

Como se observa ao longo desta seção, a forma como os projetos foram implementados, infelizmente, seguiu o caminho comum a muitos esquemas de PSA que

é o da implementação de cima para baixo, como identificaram Chan et al. (2017). Para os autores, o caráter *top-down* eleva o risco de os possíveis participantes recuarem devido a conflitos com seus próprios valores ou restrições à sua criatividade e sabedoria no cuidado com a terra, tornando as prescrições externas muito menos atraentes que as soluções domésticas.

Como discutido acima, a observação de Chan et al. (2018) se aplica para o caso de Carapebus, onde os produtores rurais, com conhecimento empírico, se viram obrigados a executar as intervenções de maneira diferente daquilo que determina o saber local. Porém, como destacou Meek (2013), é bom lembrar que políticas públicas implementadas sem o envolvimento dos atores locais, que negligencia questões específicas importantes, geralmente tem sua legitimidade e resultados comprometidos.

E isso, de certa forma, dialoga com a percepção de Milne e Adams (2012), ao concluírem que o PSA pode levar a uma simplificação da complexidade social e ecológica, com diversas consequências. Assumindo uma abordagem mais crítica, esses autores destacaram que as ideias neoliberais subjacentes à lógica do PSA podem disfarçar e despolitizar a dinâmica intracomunitária, ao mesmo tempo que eliminam a necessidade de processos participativos ou deliberativos mais amplos na conservação; que o caráter “voluntário” do mecanismo pode negar a agência local e silenciar certas vozes; e que as visões “simplificadas” da “floresta” tornam invisíveis as lutas pela propriedade e diversas práticas de uso da terra, podendo trabalhar, ainda, para separar as pessoas da natureza.

A conclusão, portanto, é que o reconhecimento foi um atributo limitado nos casos analisados, principalmente naquilo que concerne à participação dos produtores rurais, seja em função do desconhecimento sobre o assunto, de aspectos burocráticos, ausência de diálogo e dificuldades de interlocução.

E uma vez que as observações aqui destacadas ecoam o que muito se discute na literatura, logo, tem-se que os mecanismos de PSA precisam ser remodelados, principalmente reposicionando o produtor rural. Do contrário, é praticamente certo que os esquemas tenham resultados muito distantes do esperado.

#### 4.3.3 Capacidade de Barganha

Esta categoria de análise busca identificar em que medida os atores dispunham de meios e recursos para barganhar durante o processo de tomada de decisão ao longo do projeto.

A capacidade de barganha guarda estreita relação com o reconhecimento. Uma vez que esse era reduzido, logo, aquela também era. Dada a estrutura de governança e a forma como os projetos foram desenhados, o ator com maior capacidade de barganha era a AGEVAP, que tinha o poder de impor as regras e direcionar mudanças de rumo mesmo com os contratos já em andamento: *“o processo foi muito arbitrário! Poderíamos ter sido consultados em muita coisa, mas era tudo top-down, não tem essa, não tem troca, é de cima para baixo e acabou”* (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).

Considerando ainda que os interesses dos provedores foram negligenciados, na condição de comprador a AGEVAP explorou essa posição em detrimento dos interesses dos demais atores, revelando uma condição de barganha desigual, exemplificando um dos problemas que podem levar o PSA a configurar aquilo que Kronenberg e Hubaek (2013) denominaram como a “maldição” dos serviços ecossistêmicos.

Porém, seria injusto considerar que a capacidade de barganha era, no todo, inexistente, como ficou claro a partir da saída da Geoambiente e da chegada do engenheiro florestal – fruto da pressão das executoras e de funcionários da própria AGEVAP.

Outro ator, que embora importante tenha tido uma participação tímida e com considerável poder de barganha, eram as prefeituras. Em Carapebus, por exemplo, a entidade executora alega que 13 dos 40 produtores habilitados foram excluídos do processo por simples poder de barganha do município, a quem cabia hierarquizar e contratar os provedores habilitados no edital de chamamento.

De acordo com o Entrevistado Ecoanzol 1, alegando problemas de documentação, a procuradoria do município *“cortou um monte de gente, levando em conta um documento do INCRA que não tinha nada a ver, por que tinha gente que tinha e que ficou e que não tinha e que ficou”* sugerindo claramente um uso político do projeto.

A literatura já sinalizou que projetos de PSA, sobretudo aqueles cujo arranjo envolve o poder público, podem ser utilizados para acomodar interesses políticos (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). A fala do Entrevistado CBHBPS é bastante ilustrativa neste sentido:

*“Entendo que tem um processo político que precisa ser perseguido, que o dinheiro público vem da política e é a política que define a função do dinheiro público, no caso do Estado. E, infelizmente o poder público não ouve o técnico”.*

Embora os recursos do Comitê tenham um direcionamento mais claro, como determina a Política de Recursos Hídricos, o próprio lançamento do edital pela AGEVAP,

como discutido no Capítulo 3, revela que pressões políticas tiveram um peso significativo no desenho dos projetos, reforçando aquilo que Muradian e Rival (2012) já haviam sinalizado, bem como aquilo que disse Young (2002, p. 17): *“que o designer dos projetos resulta mais do processo de barganha dos atores, cada qual com seus interesses pessoais, do que de um exercício sistemático de engenharia social”*.

Cabendo ao produtor apenas abrir a porteira, conclui-se que a sua capacidade de barganha era inexpressiva, mesmo sendo ele a peça fundamental, sem a qual não há projeto. Mais uma vez traçando um paralelo com o projeto PAF Guandu, Ramos, Aguiar e Vilela (2016) verificaram que, da ótica da gestão social, os produtores não se sentiam com a mesma capacidade de influência no processo de tomada de decisão que os demais atores, sugerindo que o papel dos provedores é apenas “figurativo”.

Já da perspectiva das entidades executoras, na condição de contratada, sua capacidade de barganha era muito limitada. E em relação aos CBHs, ainda que estes tenham cofinanciado os projetos, como sua participação na estrutura de governança era praticamente nula, e a UGP não funcionou, logo, não demonstraram capacidade de barganha.

#### 4.3.4 Acesso a meios e recursos

Aqui, o objetivo foi identificar, para cada ator, a disponibilidade de acessar os meios e os recursos necessários para sua plena participação no projeto, envolvendo desde o acesso às informações como também capacidade de articulação e acesso a recursos técnicos, financeiros e operacionais.

No que se refere aos produtores rurais, o perfil bastante diferenciado entre eles, nos casos analisados, repercutiu na sua capacidade de acesso a meios e recursos. Em Petrópolis, os produtores demonstraram conhecimentos amplos sobre diversos assuntos ligados à temática ambiental, e até mesmo já tinham conhecimento prévio sobre o PSA, tendo sido citados os exemplos de Nova York e Extrema (como salientou Maccauley (2006), o caso de Nova York é o grande exemplo de PSA no mundo e que, por ser bem-sucedido, acaba criando um inconsciente coletivo de que o PSA é bom e eficaz, reforçando o discurso que existe em torno do tema). E como reconheceu o Entrevistado Município Petrópolis, todos se mostraram preocupados com a temática ambiental.

Com conhecimento geral aparentemente mais restrito, os produtores de Carapebus não conheciam o mecanismo de PSA, embora fossem sensíveis à causa ambiental e se

mostrassem preocupados com a preservação e conservação da natureza. Aqui cabe lembrar a relação positiva entre floresta e água, partilhada por todos os participantes.

Diferentemente de Petrópolis, como os produtores de Carapebus eram em sua grande maioria agricultores familiares, tinham conhecimentos empíricos sólidos sobre as atividades produtivas que praticavam.

Interessante notar que, tanto em Petrópolis quanto em Carapebus, a maioria dos produtores conheciam o Programa Rio Rural, tendo dele sido beneficiários. Em Carapebus, todos os entrevistados creditaram ao Rio Rural parte significativa da sua conscientização ambiental, tornando assim duras as críticas proferidas por Pattanayak, Wunder e Ferraro (2010) e Ferraro e Kiss (2002) aos projetos integrados de conservação e desenvolvimento, relativizadas neste contexto.

Apesar da situação econômica distinta, em ambos os casos os produtores revelaram não ter condições financeiras para investir na melhoria da qualidade ambiental de suas propriedades e, por isso, viam no projeto uma oportunidade, que sem exigir contrapartidas, era considerado um presente.

Um aspecto que se mostrou relevante, e que se relaciona com a capacidade dos produtores de acessar meios e recursos, é o grau de associativismo dos produtores. Segundo dados do Censo Agropecuário, 91% dos produtores em Petrópolis estão reunidos em associação/movimento de produtores. Já, em Carapebus, sobressai a cooperativa como forma mais representativa de associação, reunindo 45% dos produtores.

Na região do Brejal, o nível de associativismo é alto, sendo forte a capacidade de mobilização dos produtores que, segundo o Produtor Petrópolis 2, tiveram influência para que fosse articulado um projeto na região para ser submetido ao edital, fazendo parte de suas ambições ocupar um assento na plenária do CBH Piabanha, como relatou o Produtor Petrópolis 2:

*“A nossa comunidade é bastante organizada. E aí, o que aconteceu? A gente fica de olho nos editais e em contato com os comitês, como o comitê Piabanha, e foi através de um edital do comitê que nós vimos essa possibilidade (...) Nós não temos assento no comitê ainda, mas provavelmente vamos ter”.*

Assim como em Petrópolis, os produtores em Carapebus também estão organizados, mas demonstraram uma capacidade de mobilização inferior, em parte devido à sua limitada capacidade de acesso a meios e recursos.

Como verificado, os produtores mal têm acesso à internet e são fortemente dependentes do município, cuja atuação beira ao paternalismo, como revelou o secretário de agricultura do município e os técnicos entrevistados:

*“O município não cobra nada. Se você for precisar de gastar cinco horas de trator, serão cinco horas de trator custeadas pelo município. Nós ajudamos na comercialização e na entrega do produto. O produtor está lá no interior, ele vai plantar, vai cuidar e ainda vai arranjar alguém para comprar? Ele não tem como, infelizmente não tem e se a prefeitura não fizer isso, essa relação não se realiza. O que a gente tenta é diminuir a dependência, mas é difícil porque eles precisam muito”.*

No tocante à entrada dos produtores nos projetos, é importante frisar que as exigências documentais acabaram se tornando um empecilho para muitos, como destacou o Produtor Petrópolis 2, embora os editais de chamamento público tenham considerado uma ampla gama de possibilidades de comprovação da titularidade da terra, tais como: Registro Geral de Imóveis; Posse de Imóvel em Área Desapropriada; Imóvel Recebido em Doação de Particular ou Ente Público; Cessão de Uso; Usucapião Individual e Coletivo Urbano, Área de Propriedade do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA).

Porém, aspectos relacionados às deficiências de capital social também influenciam a capacidade de participação dos produtores em acessarem os projetos, como discutiram Bremer, Farley e Lopez-Carr (2014). Como destacou o Entrevistado AGEVAP 1, *“o proprietário rural, que é um senhor de idade semianalfabeto, será que ele vai saber do edital da prefeitura, vai conseguir reunir e fazer cópia de todos os documentos? Não é uma tarefa simples”*. Neste sentido, como ressaltaram Kosoy e Corbera (2010) e Ferraro e Kiss (2002), além dos aspectos concernentes à posse incerta da terra, a experiência limitada, dificuldades de compreensão de novos mecanismos ou má aplicação de contratos legais também podem limitar o acesso dos produtores rurais a projetos como o PSA.

Em suma, a literatura vem dedicando um considerável espaço às questões relacionadas à justiça e equidade relativas ao acesso dos provedores a esquemas de PSA, não sendo, portanto, um assunto trivial (PAUDYAL et al., 2018; ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014; ADHIKARI; BOAG, 2013; VATN, 2010; WUNDER, 2008; KOSOY et al., 2007; LANDELL-Mills; PORRAS, 2002).

Ainda cabe ressaltar a questão do capital humano, ou seja, a disponibilidade de profissionais com competência técnica e experiência em restauração e conservação florestal atuando nos projetos.

Como reconheceu a própria AGEVAP, implementar esquemas de PSA não é trivial, e por ser “*tão específico, precisava de profissionais da área*” (ENTREVISTADO AGEVAP 2). Não tendo expertise no assunto, sem o apoio de profissionais com o perfil técnico adequado e seguindo a dependência da trajetória, como discutido no capítulo anterior, o edital apresentou lacunas importantes, não sendo suficientemente capaz de orientar a elaboração de boas propostas, nem de coibir que instituições com insuficiência de recursos participassem do certame.

*“O edital também não dizia como era o pagamento e o orçamento. Ai as ONGs foram selecionadas com projetos ruins e tiveram que revisar toda a parte estrutural de orçamento no meio do caminho. As ONGs não tinham capacidade de fazer e eram orçamentos complexos. Foi um início péssimo”.* (ENTREVISTADO AGEVAP 2).

Como já dito, as entidades executoras também não tinham experiência no tema, e não dispunham de profissionais qualificados quando da elaboração de seus projetos. No entanto, estes acabaram sendo selecionados, mesmo sendo demasiadamente genéricos. E a isso ainda se somam as limitações de ordem financeira, já que as entidades executoras precisavam financiar as intervenções para então receber da AGEVAP os valores previstos em contrato.

Em termos financeiros, a Redeh conseguiu superar as dificuldades. Sendo de porte maior e tendo outros projetos em execução simultaneamente, ela foi capaz de manejar internamente seus recursos para investir nas intervenções. E, embora com um projeto executivo precário, foi capaz de contratar, pouco antes do início das intervenções, uma profissional com ampla experiência em conservação e restauração florestal, e que tinha acumulado experiência dando apoio aos produtores da região para a realização do Cadastro Ambiental Rural (CAR), contratada com recursos do comitê de bacia.

A entrada dessa profissional foi diferencial, não apenas por suas competências técnicas e conhecimento acumulado, mas como um retorno da presença do comitê de bacia (ainda que agora mais vinculado ao CEIVAP) na realidade daquelas pessoas que vivem no Brejal, com implicações positivas para a relação de confiança entre os atores.

Outros dois aspectos da Redeh merecem ser destacados. O primeiro diz respeito à profissional local contratada para mobilização dos proprietários. Além do acesso facilitado por conta de ser da região e de já ter trabalhado junto aos produtores, era competente e trabalhava motivada, pois se identificava com os objetivos do projeto, reunindo, portanto, as características consideradas centrais para a implementação de esquemas de PSA, conforme Schomers et al. (2015).

O segundo aspecto tem relação com a rede de contatos da Redeh. A coordenadora do projeto tinha contato com muitas pessoas, dentre elas, o Entrevistado Município Petrópolis, a quem se atribui a introdução da agricultura orgânica na região do Brejal. Nas palavras do Produtor Petrópolis 2, *“ele já está aqui na região há bastante tempo e foi quem introduziu a agricultura orgânica na região. E ele, por sua vez, conhecia o pessoal que trabalhava muito com a Redeh”*.

*“Eu tenho um contato lá que é a pessoa que iniciou a coisa dos orgânicos, é uma pessoa esplêndida, queridíssimo na região, muito respeitada, que também queria o projeto e me abriu todas as portas”* (ENTREVISTADO REDEH 1).

Trabalhando à época como assessor do secretário de Agricultura do município de Petrópolis, o Entrevistado Município Petrópolis é uma pessoa muito respeitada e influente onde trabalha há mais de 20 anos como produtor e consultor. Além dele ter ajudado na etapa de elaboração do projeto, ele ajudou também na mobilização e convencimento dos produtores e na articulação política do projeto dentro da Prefeitura e na Câmara Municipal, uma liderança que gozava de legitimidade tanto no campo quanto na esfera institucional, conforme corroboram Damasceno e Kranz (2019).

Como sugeriram Ansell e Gash (2008), a disponibilidade de uma liderança atuante e legítima faz toda a diferença para o funcionamento de uma estrutura de governança colaborativa e, caso a Redeh não contasse com esse apoio, provavelmente seria muito difícil atingir os 100% da meta estabelecida. Além disso, o papel desempenhado por essa liderança também ilustra como que as entidades executoras, na figura de agentes intermediários, podem facilitar a implementação do projeto reduzindo seus custos de transação (SATTTLER et al., 2013; TACCONI; MAHANTY; SUICH, 2013; VATN, 2010).

No tocante a Carapebus, a Ecoanzol teve mais dificuldades que a Redeh, tanto que só conseguiu celebrar 1/3 dos contratos previstos (9/27), 15,3% da meta de restauração florestal (3,51/23ha) e 20,3% da meta de conservação (4,06/20ha). A insuficiência financeira parece ter sido o principal obstáculo. Sem recursos, a instituição não concluía as ações, e assim não recebia os pagamentos, o que acabou criando uma situação insustentável, um círculo vicioso.

Como relatou o Entrevistado Ecoanzol 1, *“se esse edital diz que você executa para depois receber, eu sou uma ONG, eu não tenho fundo de caixa, a gente não tem um cheque especial, um cartão corporativo. Como é que eu faço?”*. Isto revela uma falha crucial do edital.

Mas por outro lado, o ponto forte da Ecoanzol reside na sua capacidade de mobilização social e sua capacidade de articulação. Como destacou o Entrevistado Agevap 2, “*você vai a campo, os produtores amam. O pessoal do campo gosta deles, eles têm uma boa receptividade, eles entram na casa de qualquer um. Para mobilização eles são bons!*”. Já em termos de articulação, se o projeto chegou onde chegou grande parte se deve ao apoio dado pelo município, por meio da Secretaria de Agricultura. Como será discutido na próxima seção, se de um lado a Prefeitura atrapalhou o início do projeto, com a mudança de governo ela passou a ser o principal parceiro.

#### 4.3.5 Comprometimento

Esta categoria de análise busca identificar e discutir a visão dos atores sobre o processo participativo dentro da estrutura de governança, o grau de envolvimento e dedicação envolvidos.

Sem sombra de dúvidas a AGEVAP e as entidades executoras foram os atores com maior grau de envolvimento, haja vista a estrutura de governança centrada na execução de um contrato celebrado entre eles.

Em relação às prefeituras, seu papel foi diferenciado entre os projetos, embora tenha sido uma tônica que as irregularidades fiscais e a morosidade do processo administrativo impediram o pagamento de uma ou todas as parcelas de PSA em todos os oito projetos contratados pelo programa (SANTOS et al., 2020).

Especificamente no caso de Carapebus, embora a prefeitura tenha tido um papel questionável no início, após a mudança de gestão ela passou a ter uma atuação indispensável, assumindo parte significativa das ações de competência da entidade executora.

Já em Petrópolis não se pode dizer o mesmo, limitando a prefeitura a publicar o edital e contratar os produtores. Segundo o Produtor Petrópolis 2, a Prefeitura teve “*o papel de simplesmente não atrapalhar*”, porque “*muitas vezes o que não sai de lá não é aprovado*”. Damasceno e Kranz (2019) fizeram questão de destacar que um dos principais desafios relacionado ao Projeto AMA 2 foi justamente na interação com a Prefeitura de Petrópolis, “*que não demonstrou o interesse esperado*”, ressaltando a necessidade de dar crédito à “*habilidade de quem ajudou a passar a lei na Câmara*”.

Essa passagem mais uma vez faz remissão ao papel das lideranças, como discutiram Ansell e Gash (2008), sendo que nos dois casos foi destacado o papel individual de alguém de dentro da Prefeitura para conduzir o processo e facilitar o percurso burocrático.

No caso de Petrópolis, este papel foi assumido pelo Entrevistado Município Petrópolis, e a transcrição abaixo de um trecho da sua fala revela um pouco a importância da sua atuação:

*“A gente tinha que mobilizar o Poder Executivo para fazer toda aquela burocracia de responder o edital e a seleção. A parte do Poder Legislativo foi outra novela, muito parecida. No Executivo eu já estava na Secretaria, já conhecia algumas pessoas. Não foi fácil, mas também não foi tão difícil. No Legislativo foi mais complicado, porque teve que passar por diversas comissões até chegar no plenário para ser aprovada a lei e depois ser publicada no Diário Oficial. Foi um trabalho de convencimento, de tempo. De fato, eu não senti em nenhuma das duas instâncias impedimento. Até por que se o Legislativo e o Executivo não se interessam politicamente que o projeto ande, muito dificilmente ele vai andar”*

Considerando o ineditismo do PSA, cujo marco regulatório ainda estava em processo de amadurecimento, parece óbvia a necessidade de se investir tempo e esforço no convencimento dos agentes políticos, ainda que convencidos pelo conceito do PSA.

Sobre isso, o Entrevistado Município Petrópolis comentou:

*“Ele [prefeito] falou: ‘não, isso é importante!’. Na verdade, ele percebeu que se fôssemos selecionados no edital era um dinheiro que vinha e não ia ter um custo para Prefeitura. Ao mesmo tempo, um bônus político e ambiental bom. Então, chegou na mesa dela para assinar, difícil foi chegar até a mesa dele. Foi muita insistência no convencimento de que isso era importante, que não ia ter custo, que a contrapartida da Prefeitura era muito pequena e a gente passou por um período de seca no município, então esse assunto da água, da preservação, meio que veio a calhar”*

Em Carapebus, as dificuldades de interlocução com o município nos primeiros dois anos do projeto, foram superadas após a mudança de governo, quando então o próprio secretário de agricultura passou a se relacionar diretamente com a coordenação do projeto. De acordo com as informações relatadas pelo Secretário de Agricultura e sua equipe, a regulamentação contábil e orçamentária do convênio, *“foi nós que fizemos, aprovamos, colocamos no orçamento, criamos a ficha orçamentária do convênio. Não tinha nem conta! A gente que finalizou toda essa parte”*. Ou seja, dois anos após o início do projeto a prefeitura ainda não tinha acertado contabilmente os recursos, comprometendo todo o cronograma de execução.

E o apoio dado pelo secretário municipal não se limitou a executar as ações previstas pela Prefeitura, tendo sido dada ajuda no *“transporte, na roçada com o trator. O que precisaram da Prefeitura ela fez. Falaram para mim várias vezes: ‘meu filho, se não fosse vocês, não saía’”* (ENTREVISTADOS MUNICÍPIO CARAPEBUS).

Sobre a morosidade da atuação municipal, o Entrevistado Redeh 1 relatou que foram necessários *“nove meses para conseguir que a Prefeitura de Petrópolis sancionasse a lei de PSA”*, um dos pré-requisitos para o projeto ir ao chão. Já em Carapebus, a demora de

quase três meses para a Prefeitura aprovar a hierarquização dos provedores habilitados levou a Ecoanzol a perder o período chuvoso, como mencionado na seção 4.3.2.

Embora essa delonga possa parecer um desinteresse da Prefeitura, de outro lado, a burocracia administrativa municipal tem suas dificuldades e que precisam ser consideradas. A fala do Entrevistado CBH Piabanha ilustra bem isso,

*“Na Prefeitura de Petrópolis você tem o departamento de licitação e contratos, que registra esses contratos, e tem o departamento de convênios, que faz a gestão, que acompanha a execução dos convênios. Um é na Secretaria de Administração e o outro é na Secretaria de Planejamento. Quem é que paga?! É a Secretaria de Fazenda. Quem coordena todo o projeto é a Secretaria de Meio Ambiente, e além disso, tem o gabinete do prefeito que é quem assina o convênio com a AGEVAP. Então, são cinco setores de cinco secretarias diferentes. Fazer isso tudo caminhar não é algo muito simples. Eu acho que não pode eliminar as Prefeituras, mas eu acho que tem que rever o papel delas no projeto”* (ENTREVISTADO CBH PIABANHA).

Sobre o envolvimento do Poder Executivo, como discutido no Capítulo 3 e reportado pelo Entrevistado AGEVAP 2, sua inclusão era uma forma de *“dar legalidade ao pagamento ao produtor”*. Mas, infelizmente, no caso de Carapebus, nenhuma das parcelas de PSA foi paga devido à falta de regularidade fiscal do município para receber repasses de recursos do CEIVAP (SANTOS et al., 2020).

De acordo com o Programa PSA Hídrico, além de estabelecer os critérios de hierarquização dos provedores, à Prefeitura cabia *“acompanhar a execução das ações referentes aos contratos com os provedores de serviços ambientais e participar da alocação, implantação e vistoria das áreas contratadas”*. Porém, em Petrópolis, a Prefeitura nem sequer foi a campo, ela *“meio que abandonou e deixou tudo na mão da Redeh. Quem acabou fazendo a hierarquização foi a gente, e meio que formalizamos lá na reunião”* (ENTREVISTADO REDEH 2).

Já em Carapebus, apesar do apoio adicional, em relação a esse papel a Prefeitura foi a campo, mas limitou-se a verificar se o apoio solicitado estava sendo ou não efetivamente aproveitado.

Sobre os comitês de bacia, como discutido indiretamente na categoria de análise Reconhecimento, sua atuação foi restrita, embora considerada imprescindível pelos representantes entrevistados. Conforme revelado, a atuação dos comitês foi mais intensa nas etapas iniciais, através do estímulo à participação pelos possíveis interessados no edital da AGEVAP. Outra atuação importante foi o aporte de recursos financeiros para a contratação de um segundo projeto em suas respectivas regiões hidrográficas. Mas após o início dos mesmos, os comitês tiveram sua participação reduzida, sobretudo pelo não

funcionamento da UGP, que ajudaria a dirimir conflitos entre as contratadas e a AGEVAP.

A participação dos produtores rurais se resumiu a ceder as áreas para as intervenções, sendo a única contrapartida exigida a obrigação de comunicar algo que, porventura, pudesse colocar em risco a integridade das mesmas, o que, inclusive, era de inteira responsabilidade das entidades executoras.

Inevitavelmente, com uma participação reduzida e não tendo eles sido consultados previamente, a fim de levantar suas expectativas, interesses e necessidades, o engajamento dos produtores ficou bastante prejudicado. Vendo o projeto como “um presente”, eles não se sentiam parte do processo e assim não desenvolveram o senso de responsabilização, o que demonstra uma fragilidade importante já que aspectos como legitimidade, participação, justiça procedimental e equidade afetam diretamente o funcionamento e a capacidade adaptativa da estrutura de governança (SCHRÖTER et al., 2018; DAWSON; COOLSAET; MARTIN, 2018; PASCUAL et al., 2014; KUMAR; KUMAR; GARRET, 2014; MCDERMOTT; MAHANTY; SCHRECKENBERG, 2013; CORBERA, 2012; ANSELL; GASH, 2008).

Face ao exposto, é razoável admitir que o projeto não foi capaz de induzir uma mudança de comportamento dos participantes, e muito menos de influenciar a percepção dos demais produtores, ou seja, daqueles que optaram por não “receber o presente”, seja por receio de perder seus direitos de propriedade sobre a terra e/ou mesmo a desconfiança dos interesses do governo, como reportaram os entrevistados, o que, não raro, acontece em muitos projetos de PSA (KWAYU; PAAVOLA; SALLU, 2017; SOMMERVILLE et al., 2010).

Apesar de a grande maioria dos produtores beneficiados terem apenas cedido área, o Produtor Petrópolis 2, em especial, teve uma participação diferenciada. Conforme o próprio relata:

*“Fui meio coadjuvante de tão beneficiado que eu me sentia, mas isso não aconteceu com mais ninguém. Eu achava que qualquer ganho era ganho, e o que eu pudesse fazer para ajudar, eu ajudaria. Fui uma pessoa bastante ativa no processo para todos. Porque a equipe executora ficou aqui numa escola que eu cedi para eles, e daqui eles partiam para os outros lugares. Ninguém mais teve problema com operário porque eles estavam aqui (...) eles perceberam que podiam contar comigo e realmente usaram isso”.*

Em relação à Geoambiente, a opinião das entidades executoras sobre a qualidade da sua participação foi divergente, como já mencionado anteriormente. Muito embora ela figurasse na estrutura de governança como uma empresa contratada pela AGEVAP para

acompanhar e analisar o desenvolvimento dos contratos, para a Redeh ela significou apenas um custo a mais de transação e, para a Ecoanzol, ela foi “*importantíssima*” ajudando a dar inteligibilidade e clareza às ações por parte da entidade executora.

Dado que os projetos tinham o mesmo objetivo e o mesmo manual, a divergência de opinião sobre o papel da Geoambiente parece residir na diferença de capacidade executiva entre as ONGs. A Redeh, como mencionado, dispunha de uma profissional experiente para conduzir os trabalhos de campo, bem ou mal contava com recursos financeiros para executar as ações, e vinha de um histórico de mais de 30 anos de experiências em gestão de projetos.

Já a Ecoanzol tinha como coordenador dos trabalhos de campo um profissional jovem, com experiência reduzida, e enfrentou muitas dificuldades financeiras e de gestão, a ponto de depender significativamente do município. Talvez por isso, funcionando a Geoambiente suprimindo a dificuldade de interlocução entre os projetos e a AGEVAP, tenha tido uma avaliação positiva por parte da Ecoanzol.

#### 4.3.6 Confiança

O processo de estabelecimento de confiança é fundamental em qualquer tipo de relação, sobretudo em estrutura de governança em modelos colaborativos. Como apontaram Baehler e Biddle (2018), confiança é um dos atributos responsáveis pelo desenvolvimento do capital social, sem a qual o projeto torna-se carente de direcionamento e propósito (KUMAR; KUMAR; GARRETT, 2014).

Schomers et al. (2015) mostraram que os agentes intermediários (entidades executoras) quando reconhecidos, conhecidos e acessíveis pelos agricultores, podem formar redes pessoais baseadas na confiança, com impactos positivos para o projeto, aumentando, por exemplo, a participação dos produtores e o direcionamento espacial das medidas propostas.

De modo geral, as entrevistas revelaram que havia, nos dois casos, uma confiança mais solidificada no âmbito local entre produtores e entidade executora. Até porque, como apontou o Entrevistado AGEVAP 1, “*a relação entre instituição executora e proprietário rural é sempre excelente, se não, ela não consegue desempenhar nenhum tipo de ação*”.

Mas apesar disso, o Produtor Carapebus 2 manifestou desconfiança,

*“Eles tinham um projeto de plantar 1.200 árvores, que foi o que falaram comigo. Quando chegou na hora, plantaram só quinhentas e poucas. E o trato era plantar*

*meio a meio, metade de fruta e metade de nativas. Eles devem ter plantado uns 10% só de frutas”.*

Isto revela que o Entrevistado AGEVAP 1 não está, no todo, correto, uma vez que os dados mostram que os produtores podem continuar envolvidos no projeto, mesmo embora não mantendo uma relação de confiança para com a entidade executora.

Em Carapebus, um outro aspecto chamou a atenção. A verificação das categorias de análise sugere existir um excesso de confiança por parte dos produtores, em parte, reforçada pela limitada capacidade de acesso à informação, evidenciando a percepção de Vatn (2010) de que esquemas de PSA podem acabar deixando muito poder nas mãos dos agentes intermediários.

Esse excesso de confiança chega a tangenciar a manipulação, como revelam as justificativas dadas pelos produtores acerca do andamento do projeto. As 27 propriedades habilitadas em Carapebus foram divididas em três módulos, com nove propriedades cada, a fim de facilitar o fluxo de entregas e os pagamentos do contrato (uma adaptação institucional na execução dos contratos para dar mais celeridade e fôlego financeiro aos projetos). Contudo, só foi iniciado o módulo 1 (atingindo apenas 15,26% da meta restauração florestal e 20,3% da meta de conservação, não sendo nenhum pagamento de PSA efetuado até o momento) e o projeto foi considerado concluído pela AGEVAP.

Embora a Ecoanzol não tenha tido os recursos financeiros suficientes para executar as ações previstas, as falas levantadas indicam que os produtores atribuem a uma causa externa a razão para ter sido feito tão pouco, como exemplifica a fala do Produtor Carapebus 1: *“só fez nove por causa desse processo aí, eles dizem que não vão mais aplicar, negócio do governo”.*

Uma explicação possível para essa aparente incoerência é que a Ecoanzol estava, pelo menos até a data da entrevista, buscando captar recursos de outras fontes para concluir as intervenções e pagar o PSA. Como externou o Entrevistado Ecoanzol 1: *“se Deus quiser, eu vou trazer uma empresa de grande porte, que tem compensação ambiental aqui, para comprar esses dois lotes que estão faltando e que a gente não fez. Eu quero muito fazer isso”*, e para tanto, era preciso manter as propriedades mobilizadas.

Por outro lado, se a Ecoanzol assumisse de antemão que os módulos 2 e 3 não seriam concluídos por falta de recursos, além do risco de desmobilização, seria ainda maior o risco de danos à sua imagem institucional, além dos prováveis constrangimentos, principalmente para o pessoal de campo que se comprometeu e criou expectativas junto aos produtores.

Seja devido à limitação de acesso às demais instâncias do projeto (níveis médio e estratégico), e/ou a forte dependência da entidade executora para acesso a recursos e informação, verifica-se que os produtores em Carapebus tinham um sentimento de desconfiança em relação ao “*governo*”, que na prática se refere à AGEVAP e ao CEIVAP, de onde saíam os recursos.

E essa associação “a governos”, acentuava ainda mais a desconfiança dos produtores rurais, embalada pelos graves escândalos de corrupção, “*o recurso não chega todo aqui, eles tentam ao máximo desviar. Essa é minha visão né? E é isso que a gente vê quando liga a televisão*” (PRODUTOR CARAPEBUS 1).

Em relação a Petrópolis, os produtores eram mais conscientes e tinham mais informações sobre o arranjo do projeto, tendo inclusive tomado ciência do edital como remonta a fala do Produtor Petrópolis 1. O conteúdo das entrevistas leva a crer que, embora haja uma desilusão com a condição política no Brasil, o projeto não era visto como algo governamental e, por esta razão, infere-se não haver desconfiança em relação à AGEVAP e ao comitê.

Tanto em Petrópolis quanto em Carapebus, os produtores participantes viram benefícios no projeto (ver seção 4.3.7), e acreditavam que aquilo que foi prometido (pagamentos por exemplo) iria se concretizar, ou na pior das hipóteses, “*que não tinham nada a perder*”.

Na visão dos produtores, quem não participou foi por receio de perder a autonomia sobre a terra. Cabe lembrar que esse é um sentimento comum em muitos projetos de PSA, que, inclusive, acabam não indo para a frente por conta da desconfiança entre os “*stakeholders*”, como apontaram Southgate e Wunder (2009). Outras razões indicadas foram: “*medo do desconhecido, medo de invasão, medo de ser exposto, de ter que prestar contas, medo pela ignorância*” (PRODUTOR PETRÓPOLIS 2).

Um outro elemento que influi sobre a confiança entre os atores diz respeito à presença, isto é, ao seu posicionamento dentro da estrutura de governança. Na visão das entidades executoras, como eram elas que estavam na linha de frente do projeto, isso fazia com que os produtores atribuíssem a elas toda a responsabilidade.

*“Alguém aqui sabe o que é AGEVAP? Pergunta aí se alguém sabe. Ninguém sabe o que é INEA, ninguém sabe o que é nada. Então, quando não tem pagamento, é a gente que não pagou. Quando falta qualquer coisa é a gente o culpado”.*  
(ENTREVISTADO ECOANZOL 1).

Mas, curiosamente, como relatou o Entrevistado AGEVAP 1, “*se você está longe e é um agente importante, você acaba sendo o culpado por tudo*”.

Com base no que se observou em Carapebus, os produtores atribuindo a não continuidade do projeto a um “desinteresse do governo”, mesmo não sendo essa a principal explicação, parece que essa perspectiva trazida pelo Entrevistado AGEVAP 1 é a que faz mais sentido.

Em relação à Geoambiente, como visto na seção 4.3, a Redeh sentia uma desconfiança muito grande, diferentemente da Ecoanzol e, pelo que parece, essa desconfiança pode ser atribuída a dificuldades de interlocução e à falta de capacidade técnica, como ilustram os excertos a seguir:

*“Eles subcontrataram uma gerenciadora de São Paulo, que não eram engenheiros florestais. Eu conversava com geógrafos. A minha engenheira tinha ataques. Ela falava assim: ‘eu não admito que essa pessoa venha questionar o meu parecer técnico, ela é geógrafa, a função dela é outra, ela não é engenheira florestal, ela não pode questionar por imagem um parecer técnico que eu estou dando em campo”* (ENTREVISTADO REDEH 1).

*“Para você ter uma ideia, o pessoal saía de São Paulo para fazer vistoria em Petrópolis. E, eu já recebi várias pessoas, inclusive analista de sistema em campo, então, eram pessoas que, realmente, não sabiam o mínimo do que estavam fazendo ali* (ENTREVISTADO REDEH 2).

Quanto à AGEVAP, o sentimento das entidades executoras foi de desconfiança, em grande parte motivada pela dificuldade de diálogo, insensibilidade dela em relação às necessidades dos projetos e pela imposição unilateral de mudanças sem reposição dos custos adicionais implicados. Como externou o Entrevistado Ecoanzol 1, “a *regra do jogo pode mudar a qualquer momento*”.

Em relação aos demais atores, como os comitês tinham motivado as instituições a submeterem proposta ao edital, e depois ajudou a mediar conflitos entre elas e a AGEVAP, subentende-se que havia uma relação mínima de confiança entre eles. Quanto aos municípios, Petrópolis teve uma participação meio apática, demandando muito esforço de convencimento e tempo de ação, o que acabou gerando uma desconfiança da Redeh em relação a ele. Já em Carapebus, após a renovação do Executivo, a Prefeitura passou a ser bastante atuante, demonstrando existir uma relação de plena confiança entre a entidade executora e o município, haja vista o Entrevistado Município Carapebus considerar a coordenação da Ecoanzol “*muito esforçada, uma guerreira que fez o negócio acontecer!*”.

Como visto nesta seção, a confiança foi um atributo que demonstrou problemas dentro dos projetos, sobretudo entre a AGEVAP e entidades executoras, e acredita-se que isso se deve não apenas às razões apresentadas, mas devido ao comportamento das categorias de análise como um todo, ainda mais que entre elas havia uma relação

formalizada por contrato, estabelecido mediante um edital com lacunas e um processo seletivo frágil, incapaz de minimizar os riscos e as incertezas inerentes a projetos desta natureza.

Portanto, a conclusão a que se chega é que o ambiente de insegurança em torno dos projetos prejudicou o estabelecimento de uma relação de confiança entre as partes, impedindo a construção do capital social, tão importante para o sucesso da governança colaborativa e adaptativa do sistema socioecológico delimitado pelo projeto (BAEHLER; BIDDLE, 2018; BREMER; FARLEY; LOPEZ-CARR, 2014).

#### 4.3.7 Custos e Benefícios

Esta categoria de análise busca identificar quais aspectos foram considerados positivos (benefícios, ganhos) e negativos (custos, perdas) e como os atores percebiam o que poderia ser considerado como positivo ou negativo pelos demais atores.

Na perspectiva dos produtores, a literatura aponta que influi na sua decisão em participar de um esquema como o PSA: os custos de oportunidade, o nível de conhecimento ou conscientização ambiental, a inércia para mudar os modos de produção, o medo de monitoramento adicional e o nível de entendimento do programa (SEROA DA MOTTA; ORTIZ, 2018). Sobre este último aspecto, a fala do Entrevistado Rio Rural é bastante exemplificativa: “o *dinheiro, o recurso, ele ajuda. Mas, se as coisas não forem claras, bem explicadas, se o produtor não puder ver claramente que é uma boa opção para ele, ele não entra, mesmo tendo dinheiro*”.

Além desses fatores, também pesam nessa decisão questões como educação, existência de fonte de renda fora da propriedade e a motivação altruísta (YUAN et al., 2017; BREMER; FARLEY; LOPEZ-CARR, 2014), embora esses fatores possam gerar vieses de regressividade e seleção adversa (OUVERNEY et al., 2017).

Pelo que se observou ao longo das entrevistas, e diferentemente do que pensavam os entrevistados da AGEVAP, as entidades executoras, os municípios e os comitês de bacia, o pagamento não foi o elemento mais importante para o convencimento dos produtores (muitos dos quais nem receberam), o que se mostra condizente com os resultados de Blundo-Canto et al. (2018).

Ao contrário, o principal motivador parece ter sido a possibilidade de o projeto ajudar os produtores a promoverem a adequação ambiental da propriedade. Santos et al. (2019) também chegaram a essa conclusão, quando afirmam que o grande atrativo para a adesão

dos produtores aos projetos de PSA do CEIVAP foram os investimentos em restauração e isolamento de áreas nas propriedades rurais.

Lembrando do argumento utilizado pelo Entrevistado Município Petrópolis para convencimento dos atores políticos da Prefeitura de Petrópolis, a crise hídrica por qual passou a bacia do Rio Paraíba do Sul, uma das mais severas dos últimos 85 anos (COSTA, et al., 2015), foi um gancho importante para sensibilização dos produtores, como ilustram as falas a seguir:

*“A bacia do Piabonha era a mais florestada de todas as sub-bacias do Paraíba do Sul, mas apesar disso, a gente que vive aqui vê a redução de florestas e vê, em alguns casos, a redução de água. Na crise hídrica de 2014 e 2015 até nós sofremos. Tivemos casos sérios de conflitos de água. O município de Sumidouro pediu ajuda ao comitê porque lá havia conflitos violentos, até com ameaças de morte, por conta de água”* (ENTREVISTADO CBH PIABANHA);

*“Não é tanto por receber o PSA, mas pela água que é muito importante para gente, para a agricultura familiar. Por que algumas pessoas já estão passando isso na pele. Há um tempo atrás tinha um pouco mais de água, agora a gente vê que a água já está diminuindo”* (PRODUTOR CARAPEBUS 1).

Interessante destacar também que, nos dois casos, os produtores mencionaram benefícios que extrapolam a escala da propriedade, revelando um reconhecimento de um valor intrínseco da natureza, bem como uma preocupação com o caráter intergeracional dos recursos naturais.

*“Foi uma experiência nova que me abriu portas no sentido de que eu senti que eu tinha feito alguma coisa pelo planeta.”* (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1).

*“Eu me interessei porque amanhã ou depois chega meus netos aí, minha neta, tem um pedaço lá que eu florestei, e nesse pedaço eu não faço pasto. A nascente de água é uma riqueza para a gente.”* (PRODUTOR CARAPEBUS 2).

Essas constatações são interessantes por reforçarem a opinião de Maccauley (2006, p. 28) de que *“nós faremos mais progresso no longo prazo apelando para o coração das pessoas do que para suas carteiras”*.

O Produtor Petrópolis 1, feliz em participar do projeto e desejoso da sua continuação e expansão, fez reiterados elogios, chegando a mencionar que *“a coisa funcionou”*, inclusive que *“em torno de 10% dessas águas já melhorou significativamente”*. Porém, é muito improvável que isso tenha acontecido por várias razões, seja pelo curto espaço de tempo do projeto, seja pela dificuldade de mensuração (de LIMA; KRUEGER; GARCÍA-MARQUEZ, 2017; VAN NOORDWIJK et al., 2012) ou mesmo pela ausência de evidência na relação água-floresta (BARNAUD; ANTONA, 2014), o que sugere um problema claro de causalidade reversa.

Retomando a análise de custos e benefícios, como resumiu o Entrevistado Redeh 1, para os produtores o projeto era “*um negócio da China!*” e houve apenas um relato em que o produtor se sentiu lesado, que foi justamente aquele que demonstrou desconfiança em relação à entidade executora.

*“Eles acabaram com muitas árvores de fruta que eu tinha, árvores pequenas, e infelizmente essa área que eles trabalharam eu vou ter que replantar quase toda. O projeto é bom, é ótimo, eles é que não sabem executar”* (PRODUTOR CARAPEBUS 3).

Como as áreas trabalhadas eram muito degradadas, sobretudo em Petrópolis, cujo relevo é acidentado, com predomínio de encostas declivosas, com alto grau de degradação e presença de fortes processos erosivos (DAMASCENO; KRANZ, 2019), os custos de manutenção das intervenções (substituição de mudas, controle de formigas, matocompetição e fertilização) foi bastante elevado. Ademais, como destacaram Santos et al. (2020), essas áreas não receberam soluções eficazes de recuperação. Por esta razão, é bastante provável que a grande maioria dos produtores não deverá assumir a manutenção das intervenções, seja pelo custo, seja pela falta de engajamento.

Na perspectiva das entidades executoras, dado que ONG não tem fins lucrativos, como anteviu Vatn (2010), uma das razões de sua entrada em esquemas como esses é a possibilidade de auferir recursos financeiros, sem os quais ela não sobrevive. Porém, a falta de expertise no assunto e a inexistência de capital de giro acabaram cobrando um preço bastante elevado. E, como resumiu o Entrevistado Ecoanzol 1:

*“Acabou todo mundo explorado para poder cumprir o orçamento. Nosso trabalho poderia ter ficado melhor e o lucro que tivemos foi não sair totalmente liquidados financeiramente”.*

Como reportado, nem sempre as áreas efetivamente cedidas pelos proprietários totalizavam as áreas contratadas, exigindo revisões constantes no orçamento, gerando atrasos significativos no cronograma de trabalho e, conseqüentemente, no fluxo financeiro dos projetos.

Diante de uma realidade inesperada, e sendo o custo dos investimentos alto, a tendência das ONGs foi tentar enxugar gastos, o que inevitavelmente refletiu na qualidade dos serviços. Como revelou o Entrevistado Redeh 2, “*a empresa que a gente contratou cobrou um preço bem abaixo, e isso no final deu um problema para nós. Ele fazia um trabalho ruim, mas ele ganhava muito pouco para aquilo*”.

Um outro problema que gerou prejuízo às ONGs foram algumas exigências extemporâneas da AGEVAP, como a introdução do manual,

*“Recebi uma ordem para suspender, que não ia ser mais aquele valor, que aquele valor seria cortado. Cortaram todo o restante do projeto faltando três dias para completar um mês de trabalho no campo, com tudo em curso! Eu tive que parar tudo. Você pode imaginar o impacto financeiro disso tudo?” (ENTREVISTADO ECOANZOL 1);*

*“Eles nos entregaram um tal do manual que a gente deveria seguir e neste manual havia uma série de exigências que não constavam no edital. Quebrou a gente! Tudo isso é hora de engenheiro que eu estou pagando” (ENTREVISTADO REDEH 1);*

e a impossibilidade de reajustamento de preço,

*“O nosso orçamento é de 2014, quando a gasolina custava 2,39 o litro. O deslocamento que eu tenho, só a logística que eu faço, não teve nenhum reajuste financeiro.” (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).*

Mas apesar das adversidades, era complexo para as entidades executoras tomar a decisão de deixarem os projetos. Seu nível de responsabilidade e comprometimento era desproporcional ao dos demais. Ainda mais no campo, onde as relações eram personificadas. Sobre os custos de saída, a fala do Entrevistado Ecoanzol 1 resume bem a percepção das entidades executoras:

*“É como se a gente não tivesse feito nada... É uma derrota, uma situação humilhante. Sabe porquê? Porque você se envolve, dá a cara para bater, vai lá na ponta, faz todos os compromissos, assume todos os riscos...” (ENTREVISTADO ECOANZOL 1);*

Quanto aos municípios, na visão dos demais participantes, o projeto significava aporte de recursos, uma agenda positiva e, mais ainda, uma oportunidade de capitalização política. Mas, apesar desses aparentes benefícios, sua participação foi tímida, com exceção de Carapebus, como visto anteriormente.

O caso de Petrópolis revela como que um projeto desse tipo gera impactos administrativos e burocráticos na máquina pública (ver seção 4.3.5) e, considerando que o montante total de recursos aportados pelo projeto (cerca de R\$ 1,2 milhões) é praticamente desprezível frente ao orçamento total municipal, pode residir nisso o baixo interesse destacado por Damasceno e Kranz (2019).

Segundo a equipe da Secretaria de Agricultura de Carapebus, o projeto tinha relevância, apelo, porque *“ninguém vai contra o favorecimento da população”*, ainda mais sendo uma comunidade de agricultores familiares assentados da reforma agrária. Mas como visto na seção 4.3.5, insuficiente para angariar o apoio municipal nas etapas iniciais do projeto.

Além do interesse da Prefeitura, o custo do apoio ofertado à Ecoanzol foi considerado insignificante pelo secretário de agricultura e seus técnicos (*“se fosse um projeto, vamos supor, trinta vezes maior do que esse, aí isso ia nos afetar”*) e o sucesso do projeto

provavelmente resultaria em uma diminuição de custos da Prefeitura com os seus municípios que, como discutido anteriormente, tem uma relação que beira ao paternalismo.

*“Foram 600 bebedouros em 2017, fora as outras atividades. Só em cercar a nascente já ajuda muito! Quanto que a gente não economizaria se todo mundo tivesse um local preservado, tivesse água em sua propriedade? Não digo que economizaria 100%, mas uns 50% talvez”.*

Já para a AGEVAP, que na condição de agência de bacia tem um contrato de gestão associado, dois benefícios são claramente identificados. O primeiro, era realizar uma entrega para o CEIVAP, e como os contratos envolviam uma quantia significativa de recursos, sua realização contribuía para o segundo objetivo, que era o cumprimento de uma das metas estabelecidas em seu contrato de gestão com a ANA<sup>141</sup>.

Embora a geração de serviços ambientais fosse um benefício para a AGEVAP, essa se mostrou uma preocupação secundária, haja vista todo o processo de desenho, contratação e execução dos projetos.

*“Naquele momento, eu acho que a ideia era botar para rodar um projeto piloto, independentemente. Tinham as metas quantitativas e tal, mas era uma questão mais institucional. Um dos objetivos, na minha visão, era o CEIVAP dizer que tem um projeto de PSA em andamento e, por isso, colocaram o nome de piloto. Eles diziam: ‘a gente quer é aprender para depois replicar para a bacia’; então foi muito mais institucional e político do que técnico” (Entrevistado AGEVAP 2).*

Em termos de custos, com base nas informações levantadas, verifica-se que os custos da AGEVAP foram mais administrativos e institucionais. Face a quantidade de problemas, o Entrevistado AGEVAP 2 comentou que *as pessoas que foram trabalhar com o PSA ficaram todas muito desgastadas, tanto psicologicamente falando quanto perante aos outros*”. E, mesmo no caso de as intervenções fracassarem, como o gasto público seguiu o rito administrativo e as normas previstas no edital (burocracia Weberiana), dificilmente a AGEVAP seria responsabilizada por isso, o que mais uma vez demonstra que a distribuição de custos e responsabilidades era assimétrica.

Os comitês de bacia fluminenses investiram recursos próprios para a contratação de um segundo projeto em suas respectivas áreas. O objetivo deste investimento foi promover a melhoria da qualidade ambiental, aproveitando todo o esforço administrativo

---

<sup>141</sup> Contrato de Gestão CEIVAP-ANA x AGEVAP nº 014/2004. Indicador: Cobrança pelo uso da água. Critérios de Avaliação: Valor desembolsado sobre o valor repassado pela ANA (%); Recursos das contrapartidas alavancadas sobre recursos da cobrança investidos (%); Proposta para aperfeiçoamento da cobrança. Disponível em: <http://www.agevap.org.br/contrato-gestao.php>. Acesso em 19/06/2020.

da AGEVAP e, como revelado pelo Entrevistado CBHBPS, “*cumprir o dever de casa*” não deixando os recursos da cobrança “*parados na conta*”.

Apesar dos custos identificados e das dúvidas que cercam a assertividade dos projetos fazer com que “*provavelmente poucas áreas vão virar florestas*”, (ENTREVISTADO AGEVAP 2) a execução dos projetos gerou uma aprendizagem institucional considerável para os atores envolvidos, sobretudo para a AGEVAP e as entidades executoras, que tiveram que aprender fazendo. Este fato é digno de nota porque pode desencadear a aprendizagem e a possibilidade de melhoria do ajuste institucional (objeto do próximo capítulo) e do sistema de governança, como apontaram Galaz et al. (2013).

Outro ganho do projeto foram as leis de PSA promulgadas, que de algum modo abrem caminho para investimentos em infraestrutura natural. Estes resultados, em certa medida, materializam as sugestões de Kronenberg e Hubaek (2013) de que os esquemas de PSA podem (e devem) focar mais nas questões não econômicas, a exemplo da melhoria do capital ambiental e social e na criação de oportunidades futuras de desenvolvimento.

#### 4.3.8 Critérios

O objetivo aqui foi identificar a finalidade do projeto através dos diferentes olhares, ou seja, as razões que motivaram o relacionamento empreendido entre os atores envolvidos, a razão de ser do projeto.

Segundo Sikor et al. (2014), Pascual et al. (2014), Mcdermont et al. (2013), Muradian et al. (2013); Muradian e Rival (2012), essas razões podem ser: i) necessidade - necessidade de promover adequações ambientais; ii) distribuição - um mecanismo de ajuda aos produtores rurais mais necessitados que, de outra maneira, não teriam como investir na adequação de suas propriedades; iii) compensação - um mecanismo de retribuição ao produtor rural pela destinação de áreas para a restauração florestal; iv) recompensa - uma forma de premiação (recompensa) para aqueles produtores que conservaram recursos naturais em suas propriedades; v) incentivo – estímulo ao produtor rural para adotar as práticas incentivadas pelo projeto; ou vi) uma combinação de mais de um objetivo.

Todos os atores, nos dois casos estudados, identificaram como principal critério do projeto a necessidade, ou seja, a urgência em reverter o estado de degradação ambiental das bacias hidrográficas. Cabe lembrar que o edital foi lançado praticamente no final de uma das crises hídricas mais severas enfrentadas pela bacia do rio Paraíba do Sul, e como

prevalece no senso comum a ideia de que mais floresta melhora a disponibilidade hídrica, era natural esperar este resultado.

Um segundo critério que permeou a fala da maioria dos entrevistados foi a distribuição, principalmente na perspectiva dos produtores. O projeto foi visto por eles como uma forma de auxílio (subsídio) para a regularização ambiental das propriedades.

Quando o Entrevistado Ecoanzol 1 coloca que o PSA “*é uma política pública que deveria ser direcionada à agricultura familiar*” e que tem como um de seus objetivos “*levar conhecimento ao produtor*”, fica claro o critério distributivo do projeto.

Embora o pagamento tenha tido um papel secundário no convencimento dos produtores, não deixou de ser importante no aspecto distributivo, sobretudo em Carapebus, onde os produtores eram mais vulneráveis economicamente. Isto ressalta o potencial do PSA de amenizar questões relacionados à pobreza, como vem sendo discutido há mais de uma década (PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005; LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002) e que é extremamente importante para assegurar a efetividade do mecanismo (PAUDYAL et al., 2018; REN et al., 2018; WUNDER et al., 2018; LOFT et al., 2017; CALVET-MIR et al., 2015; MURADIAN et al., 2013).

Em menor proporção, apareceram como critérios a recompensa, compensação e incentivos. A compensação, como critério chave do instrumento segundo a definição *mainstream* do PSA (WUNDER, 2005), apareceu unicamente, e de forma indireta, na fala do Entrevistado CBHBPS: “*se não tiver o recurso ele não entra. O produtor não vai enxergar aquilo como benefício, a não ser que a floresta dê um recurso financeiro para ele, fruticultura ou árvore para madeira, essas coisas, senão não vai funcionar.*”

Esta percepção se mostra incoerente com a realidade verificada dos projetos, porém faz um certo sentido quando aplicada para o caso dos produtores que não se interessaram pelo projeto, mesmo este sendo “*um presente*”. Para esses, além das dúvidas e incertezas, provavelmente prevalece uma visão utilitarista dos recursos naturais, diante da qual, ceder áreas para o projeto significa perder área de produção.

#### 4.3.9 Trocas e Aprendizagens

Uma vez que questões como espaços de fala, reconhecimento, participação e confiança tiveram restrições, conseqüentemente, isso afetou as trocas entre os atores, geração de conhecimento e aprendizagens (formação de capital social), um aspecto de grande importância que precisa ser observado.

De acordo com as entrevistas, houve trocas e aprendizagens, mas em intensidade e abrangência muito aquém do desejável, ainda mais se tratando de uma estrutura de governança onde se esperava que fosse colaborativa, de um sistema socioecológico, onde a capacidade adaptativa é um aspecto primordial (CLEAVER; WHALEY, 2018; BARNAUD et al., 2018; SCHRÖTER et al., 2018; MCGINNIS; OSTROM, 2014; CRONA; PARKER, 2012; ANSELL; GASH, 2008; LEMOS; AGRAWAL, 2006; STRINGER et al., 2006; OLSSON et al., 2004).

Diferentemente de Carapebus, onde os produtores questionaram as técnicas utilizadas pela Ecoanzol, em Petrópolis houve incorporação de conhecimentos da entidade executora pelos produtores,

*“Aprendi muito com esse plantio, através de engenheiros, pessoas que estudaram, que foram lá e aplicaram novas técnicas. Porque plantar na Mata Atlântica não é a mesma coisa que plantar uma floresta de eucalipto. Eu aprendi muita coisa boa com eles nesse sentido mais técnico. Agora, por exemplo, eles plantaram lá feijão guandu. Isso é a adubação verde e aquilo vai melhorar, vai fertilizar o solo, não vai precisar de tanto dinheiro, o próprio guandu vai fixar nitrogênio no solo, vai precisar menos adubo.”* (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1)

Apesar dos produtores de Carapebus não terem enfatizado trocas de conhecimento com a Ecoanzol, segundo o Entrevistado Ecoanzol 1, foram realizados “vários seminários, seminário de EPI, seminário de agroecologia, seminário de bom uso da água, enfim”, com o objetivo de levar informações e agregar conhecimento na comunidade.

Em termos de trocas, a Ecoanzol e a Redeh consideraram que os *workshops* proporcionados pela AGEVAP, como previsto na concepção do Programa, não foram capazes de atingir os objetivos esperados. Os eventos eram expositivos, não permitindo a imersão dos participantes em questões consideradas relevantes para os projetos. Todavia, a deficiência dos eventos acabou sendo, em parte, compensada pelas trocas laterais que acabaram ocorrendo entre os projetos, merecendo destaque o projeto em Resende, cujo o apoio do coordenador e do responsável pela execução foi citado tanto pela Ecoanzol quanto pela Redeh.

Apesar das ONG terem se mostrado frágeis, sobretudo no que concerne à disponibilidade de capital financeiro, um ponto de destaque foi o seu grau de envolvimento e comprometimento com a comunidade local. O que foi bem ilustrado pela Ecoanzol. Além de buscar capitalizar os produtores levando acesso à informação, ela buscou também empoderar a liderança local, gerando efeitos indiretos para a construção de capital social, como demonstraram Kwayu, Paavola e Sallu (2017):

*“Eu consegui cinco computadores com a universidade que estavam em um ponto de cultura obsoleto. Trouxe as máquinas e coloquei aqui no assentamento. Você tem noção do que isso significa para essas pessoas que não têm nenhum tipo de informação, não têm nada?” (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).*

*“Disso aí eu não tenho do que reclamar, sempre que aparece uma oportunidade e ela pode me convidar, ela sempre me convida para eu estar vendo o que realmente está acontecendo, o que que a gente tem direito e nunca chega aqui. E é o que eu te falei, na visão dela ela não queria parar só nesse projeto, ela queria nos ajudar muito mais, mas eu sei que ela não está tendo condições” (PRODUTOR CARAPEBUS 1).*

Como visto, o nível de trocas e aprendizagens dentro dos projetos sofreu restrições por conta da burocracia, desenho dos projetos e as dificuldades de diálogo entre os atores.

#### 4.4 Conclusão

Ao examinar de forma integrada a conjuntura na qual o edital foi elaborado, os diferentes contextos e a execução dos projetos em cada caso, verifica-se que a implementação dos esquemas de PSA parecem ter sido muito mais consequência da vontade de se ter o mecanismo operando do que de uma preocupação com os seus impactos nos estoques de capital natural em si.

Não que não fosse objetivo dos implementadores da política incrementar a geração de serviços ecossistêmicos, mas isso acabou ficando em segundo plano, muito em função da ausência de conhecimento e informações, do desenho dos projetos e da burocracia administrativa.

O ineditismo que o tema representava para todos (e ainda representa) e a ausência de capital técnico e humano foram determinantes para abrir lacunas em diferentes dimensões do funcionamento da estrutura de governança, que em parte reflete a qualidade das relações pré-existentes entre os atores, que se caracteriza pelo distanciamento dos produtores rurais e desconfiança “no governo”.

Ao seguir sua trajetória institucional, a AGEVAP acabou adotando um modelo de contratação de serviços e uma forma de gestão da execução, alicerçada em uma lógica cartesiana, típica da burocracia administrativa, que se mostrou inapropriada para o tipo de serviço que estava sendo contratado. E esse desajuste institucional, como será discutido em detalhes no próximo capítulo, explica grande parte dos problemas e dos resultados limitados dos projetos em termos de adicionalidade.

Vindo de cima para baixo, e de fora para dentro, o projeto foi concebido de forma descontextualizada das realidades locais. A contratação do projeto mais vantajoso<sup>142</sup> para Administração, por meio de um edital de concorrência pública, depende de um conjunto amplo de informações e conhecimentos que, em raras exceções, estão disponíveis. Isto porque, além de caros, são de difícil obtenção, e ainda precisa considerar questões como incertezas e imprevisibilidades, por se tratar de intervenções em sistemas socioecológicos.

As ações dos projetos, sobretudo para a restauração florestal, naturalmente são fontes de incertezas, e estavam sendo orientadas e executadas por regras administrativas em detrimento das condições e especificidades locais, e essa contradição refletiu na pouca capacidade de formação de capital social (e capital moral conforme sentido dado por Stokols, Lejano e Hipp (2013).

A novidade do mecanismo e a reversão do papel do governo – pela ótica dos produtores rurais, que deixa de atuar como agente repressor e controlador para assumir o papel de fomentador –, acabou gerando desconfiança. O que ficou mais nítido em Carapebus, onde os produtores apresentam um perfil socioeconômico mais baixo em relação a Petrópolis, é a tese de que a percepção dos benefícios do projeto varia de acordo com o nível intelectual, social e econômico dos produtores.

No caso de Petrópolis, onde já existia uma relação anterior e mais próxima entre os produtores rurais do Brejal e o CBH Piabanha, entre eles dois e a Redeh, a desconfiança em relação ao governo não foi tão evidente, ao contrário, parece ter havido um reforço positivo nessa relação.

A gestão dos projetos centralizada na AGEVAP que, na figura de contratante, detinha o poder de tomar decisões unilaterais e estabelecer procedimentos que nem sempre se limitaram às balizas contratuais, foi um ponto de insatisfação bastante reforçado. Deste modo, a distribuição de poder e capacidade de barganha dos atores se traduziu em uma distribuição assimétrica de responsabilidades, ficando a maior parte dos riscos (e ônus) a cargo das entidades executoras, *“que tiveram de lidar com o desafio de orçar a restauração de áreas desconhecidas e garantir que as mesmas fossem restauradas a curto prazo* (SANTOS et al., 2019).

Essa característica, além de comprometer o bom funcionamento da estrutura de governança, tornando-o menos colaborativo, restringindo os espaços de fala e o

---

<sup>142</sup> Aqui se faz alusão à Lei 8.666, de 21 de junho de 1993, que institui normas para licitações e contratos da Administração Pública e dá outras providências.

reconhecimento e a capacidade de barganha dos atores, limitou também os resultados dos projetos, já que as respostas institucionais necessárias ao longo da sua execução acabaram não sendo dadas na velocidade e na medida da necessidade dos problemas encontrados.

Às ONGs cabia todo o custo (e risco) de implementar as ações, que só eram pagas a *posteriori* e, ainda assim, após o crivo da AGEVAP. Além do pouco espaço para propor adaptação, segundo os entrevistados a AGEVAP impôs alterações no contrato com eles já em andamento, desbalanceando o equilíbrio econômico-financeiro dos projetos. E tendo as entidades executoras mobilizados os atores e se comprometido com eles, principalmente com os produtores, seu custo de saída do projeto era o maior entre todos, o que talvez ajude a explicar as intenções de continuação do projeto em Carapebus, mesmo sendo considerado concluído pela AGEVAP.

Neste sentido cabe lembrar do Manual Operativo introduzido pela AGEVAP. Se de um lado ele facilitou a organização dos projetos e a dinâmica de execução (e prestação de contas), ele teve como efeito eliminar praticamente qualquer possibilidade de adaptação e inovação na execução das intervenções.

Este fato é uma ilustração clara de como perspectivas distintas de percepção e análise do problema ambiental e da sua solução podem ser conflitantes. O PSA lida com diversidade, complexidades e incertezas como exaustivamente reforçado neste trabalho, mas a lógica administrativa e financeira é burocrática, cartesiana, inapropriada para a gestão de sistemas socioecológicos. Como destacaram Milne e Adams (2012), não faz muito sentido padronizar as intervenções de forma descontextualizada, como se os projetos não tivessem suas especificidades e as realidades fossem homogêneas.

Como os projetos analisados tiveram seu desenho inspirado no PAF Guandu, é possível traçar alguns paralelos sobre o grau de conscientização ambiental dos agentes, a importância do pagamento, a participação dos produtores na execução dos projetos, a relevância ambiental das áreas manejadas, a experiência das entidades executoras, o papel das lideranças e as trajetórias institucionais. Esses parâmetros ajudam a verificar a eficiência e eficácia do PSA como política pública, que deve levar em conta as singularidades de cada área de atuação.

Segundo Paiva e Coelho (2015), a grande maioria dos produtores no PAF Guandu “já adotava práticas de conservação e optou em participar pela consciência ambiental que tinham”. Embora o número de produtores entrevistados nesta pesquisa seja deveras limitado para qualquer tipo de generalização, parece razoável considerar que a maioria dos produtores beneficiados também tinham conscientização ambiental (que, como visto,

teve influência positiva do Rio Rural), mas que, por questões contextuais, não adotavam práticas de conservação, diferentemente do PAF Guandu.

E talvez essa predisposição em aceitar o projeto, simplesmente pelo o que ele significava, tenha sido a causa para que os pagamentos fossem considerados de importância secundária, até mesmo para os agricultores familiares, em ambos os casos.

No caso do PAF Guandu, além da maior parte do público-alvo não depender da terra para sobreviver (dos 29 produtores entrevistados por Lima e colegas (2017) apenas 2 dependiam da terra para sobreviver) *“para muitos proprietários, o valor pago pelo serviço ambiental é irrisório e seu interesse envolve a possibilidade de preservar o ambiente, seja porque possui laços afetivos e simbólicos, seja porque possui consciência ambiental”* (RAMOS; AGUIAR; VILELA, 2016, p. 188).

Esta percepção de Ramos, Aguiar e Vilela (2016) sobre a importância do simbólico corrobora a importância da metodologia de pesquisa empregada e da perspectiva crítica utilizada, que traz o problema do PSA do campo concreto, das intervenções, até o campo simbólico, relacional, tal como compreendem Lejano (2019) e Stokols, Lejano e Hipp (2013).

No que tange à participação na concepção e desenho dos projetos, em ambos os casos, os produtores rurais ficaram ausentes no processo e praticamente não tiveram voz. A eles só cabia aceitar ou não *“o presente”*, decidido e empacotado de forma exógena e oferecido de maneira *top-down* pelo poder público (Estado, colegiados participativos e instituições relacionadas).

Não obstante, nos casos analisados, embora o produtor possa ter assumido algum protagonismo (a exemplo da participação do Produtor Petrópolis 2, ver seção 4.3.5), os projetos não foram capazes de gerar um senso de responsabilidade por parte dos produtores. E, dado o avançado grau de degradação de algumas áreas de intervenção, como identificaram Santos et al. (2019), elevando os investimentos para a manutenção dos plantios, é provável que os produtores abandonem as áreas.

No PAF Guandu, alguns produtores relataram para Fiorini et al. (2020, p. 9) que *“o mau manejo das intervenções permitiu que algumas árvores morressem em áreas reflorestadas”*, o que parece evidente um certo distanciamento do produtor, que não se incluiu como responsável pelas intervenções, demonstrando esse ser um traço que precisa ser revisto para tornar os projetos mais efetivos.

Problemas de identificação de áreas prioritárias (*targeting*) foram observados tanto no PAF Guandu quanto nos casos analisados. Como discutido nas seções iniciais deste

capítulo, Petrópolis está em uma região com elevado percentual de cobertura florestal, inclusive em estágio avançado de conservação, assim como a região de Lídice, em Rio Claro, onde o PAF Guandu foi iniciado, que também possui uma cobertura florestal considerável, não sofria pressão de desmatamento e, como identificaram Fiorini et al. (2020), há uma inconsistência entre diferentes bases que sugerem a possibilidade de 20% das áreas indicadas para reflorestamento pelo PAF Guandu já constarem como áreas florestadas em uma imagem de satélite do ano 2000.

Nos estudos de caso, observou-se que grande parte das dificuldades enfrentadas decorreram da falta de experiência das entidades executoras e da sua “insuficiência” de recursos para aportar ao projeto. Como preconizou o edital, elas precisavam comprovar a realização das ações antes de receberem seus pagamentos, e como ONG geralmente não tem fins lucrativos, sendo pequena sua capacidade de fluxo de caixa, elas tiveram dificuldades de atingir as metas estabelecidas. A Ecoanzol, por exemplo, que é uma ONG de pequeno porte, só conseguiu alcançar 15,26% da meta de restauração florestal e 20,3% da meta de conservação projetada.

É mais difícil traçar um paralelo com o PAF Guandu em relação às capacidades dos agentes executores, relacionando isso com o funcionamento do projeto. Foram trajetórias institucionais muito diferentes. Contudo, pelo que se observou, os capitais humanos envolvidos na concepção do PAF Guandu tinham uma proximidade muito maior com o tema, e nas suas mais diversas dimensões, o que leva a deduzir que as dificuldades técnicas podem ter sido gerenciadas de maneira mais efetiva mas, por outro lado, o ineditismo era muito maior, impondo dificuldades de outras naturezas. Por essas e outras razões a análise se limitará aqui.

Embora o projeto tenha tido um forte viés de necessidade e distribuição, não foi possível verificar que ele tenha sido capaz de produzir uma mudança no comportamento dos produtores, e, muito menos, um aumento do grau de conscientização ambiental naqueles que já não a demonstrava.

Tanto no PAF Guandu quanto nos dois casos estudados, observa-se que a liderança teve uma importância cabal. Em relação ao primeiro, a liderança foi abordada mais no nível da articulação institucional, no âmbito da consolidação da política de PSA no estado do Rio de Janeiro (Capítulo 3).

Já em relação à Petrópolis, merece destaque a participação do representante da Prefeitura, que já tinha um envolvimento anterior na região, gozava da confiança e prestígio dos produtores rurais e ainda tinha trânsito livre dentro do governo municipal.

E em Carapebus, ressalta-se a liderança do secretário municipal que, sensível ao projeto, não só ajudou a Prefeitura a cumprir o seu papel, como também deu todo o apoio possível à entidade executora, muito além das suas obrigações contratuais.

As trajetórias institucionais e as condições contextuais locais tiveram peso na performance dos projetos. Em Petrópolis, existindo um envolvimento prévio do CBH com os produtores, que são organizados e com destacado nível social e econômico, o projeto fluiu um pouco melhor, com mais confiança entre os atores, reforçando os laços pré-existentes.

Em Carapebus, as dificuldades foram maiores, e a confiança entre os atores acabou se circunscrevendo entre produtores e entidade executora. Embora o projeto tenha levado mais acesso a meios e recursos, os ganhos em termos de capital humano e social derivados do projeto em si acabaram sendo pouco evidentes no que tange ao funcionamento da estrutura de governança.

Como o PSA foi uma agregação de função, o processo de bricolagem institucional promoveu, ainda que de forma tímida, os ajustes e adaptações necessários para viabilizar a execução dos projetos – considerando que, a despeito dos resultados, eles saíram do papel –, porém, reforçando relações de poder e distribuindo responsabilidades entre os atores de forma desproporcional.

Alguns exemplos de respostas institucionais que contribuíram para viabilizar os projetos foram as responsabilidades assumidas pelo Produtor Petrópolis 2 para servir de canal com a coordenação da execução do projeto; a introdução do manual (sem juízo de valor dos seus impactos na gestão e nos resultados no projeto); a incorporação do engenheiro florestal pela AGEVAP; substituição de técnicas de controle de formigas; uso do feijão guandu para recobrimento das falhas de plantio e adubação natural do solo.

Uma mudança institucional de extrema relevância foi a AGEVAP ter disponibilizado, para atuar junto aos projetos, um de seus colaboradores com competências técnicas no assunto e que gozava do reconhecimento e da credibilidade dos demais atores, provocando uma mudança sensível (como denota-se das entrevistas), melhorando a relação entre os atores e até mesmo permitindo a implementação de pequenas adaptações que se faziam necessárias frente à realidade dos projetos. Esse exemplo reforça com muita clareza a importância do diálogo e da confiança para o funcionamento da governança.

Apesar dos contratos terem sido encerrados, e a Redeh cumprido a meta, foram muitos os obstáculos enfrentados para ajustar o contexto institucional às características

do mecanismo. Presume-se, pelas discussões efetuadas até aqui, que os inúmeros constrangimentos enfrentados abriram espaço para a aprendizagem institucional e também teve reflexo positivo, principalmente em Petrópolis – onde a meta foi atingida sobretudo em relação à visão que o produtor rural compartilha sobre o poder público, uma vez que esse se tornou mais presente, mais próximo do produtor.

De maneira bastante estilizada, são destacadas as principais características da estrutura de governança observadas nos casos estudados (Quadro 5):

Quadro 5. Resumo das principais características identificadas no funcionamento da estrutura de governança nos dois casos do PSA Hídrico CEIVAP estudados (Petrópolis e Carapebus).

<b>Petrópolis</b>	<b>Carapebus</b>
Fortalecimento da confiança entre produtor, ONG e Poder Público (Rio Rural + CBH)	Fortalecimento, com ressalvas, da confiança entre produtor e ONG e desconfiança entre produtor e Poder Público
Relação de desconfiança entre contratante-contratado	
Compromisso demarcado pelas responsabilidades contratuais	
Diálogos no nível local	
Liderança fortemente ativa: técnica e política	Liderança fortemente ativa: política
Prefeitura lenta e desinteressada	Prefeitura lenta e desinteressada no início e depois rápida e ativa

O presente estudo corrobora a importância de se reconhecer as trajetórias e o histórico relacional dos atores envolvidos e o quanto isso pode afetar nas relações de confiança entre eles, como já observaram Ansell e Gash (2008). Espaços de diálogo são fundamentais para a geração e troca de conhecimentos e a burocratização das intervenções implicou em prejuízos sensíveis para a capacidade adaptativa e a efetividade da estrutura de governança. Apesar do presente trabalho ter focado os estudos de caso selecionados, as evidências aqui levantadas podem ser ampliadas e utilizadas para uma compreensão e análise mais ampla da política de PSA como um todo.

A existência de lideranças legítimas, via-de-regra, fazendo as costuras necessárias para colocar a estrutura de governança em funcionamento é fundamental. E, como visto, se não houver um mínimo de capital moral, algo que crie um senso de pertença entre os atores, dificilmente haverá construção de outras formas de capitais, inclusive de capital natural, que em última análise, resulta da interação entre os demais.

Talvez o aspecto mais importante é chamar a atenção para os custos de transação envolvidos no PSA, na verdade, em praticamente qualquer tipo de investimento em

infraestrutura natural. Parece inviável selecionar projetos por meio de editais de seleção pública sem definição anterior de áreas. Os contratos, precisam incluir mecanismos de revisão e reajustes, para permitir contratação de serviços mais flexíveis, capazes de se adequarem às realidades que se impõem.

E antes de investir em projetos como esse, é imprescindível identificar as institucionalidades pré-existentes e a partir delas construir verdadeiras pontes com o público alvo, buscando assim compatibilizar necessidades, demandas e expectativas, quem sabe assim tornando mais eficaz e eficiente a ação pública, atendo aos múltiplos interesses que se superpõem.

O caso de Petrópolis ilustra que os vínculos existentes facilitaram o funcionamento da governança. Mas, por outro lado, em Carapebus onde tudo era praticamente novo, o empenho da entidade executora em transformar a realidade dos beneficiários do projeto superou as expectativas e dá sustentação às relações que se formaram, e que ainda não haviam sido formalmente atendidas (não houve pagamento de PSA).

## 5 AJUSTE INSTITUCIONAL

As análises nos capítulos anteriores demonstraram o quão complexo é o mecanismo de PSA em suas múltiplas dimensões e, como já haviam advertiram Engel (2016) e Muradian et al. (2010), não é aplicável e apropriado para qualquer situação.

Lembrando que a maioria das análises de projetos de PSA, mesmo sem mensurar a adicionalidade, concluem que os pagamentos foram benéficos para a cobertura da terra e para a biodiversidade (CALVET-MIR et al., 2015), neste capítulo foram feitas várias inferências traçando um paralelo entre aspectos observados do ajuste institucional e seus efeitos na adicionalidade dos projetos.

A análise do ajuste entre o contexto institucional e o contexto ambiental dos projetos tem como perspectiva a abordagem da governança adaptativa de sistemas socioecológicos, descrita pela lente do Institucionalismo Crítico. Através de um resgate interpretativo dos diversos aspectos discutidos até aqui, o que se propõe é apresentar uma síntese conclusiva dos casos analisados, culminando no diálogo entre os achados desta pesquisa e a literatura, apresentando algumas fronteiras para o desenvolvimento do tema.

Diante da realidade brasileira, caracterizada por instituições frágeis e descoordenadas, que enfrentam dificuldades técnicas e operacionais, além de uma burocracia excessiva que limita sensivelmente a atuação institucional, a análise dos estudos de caso examinados nesta pesquisa sugerem que, ao contrário do discurso *mainstream*, o PSA – na verdade – só é viável em situações muito singulares, onde já exista previamente um substrato fértil para o desenvolvimento de um sistema de governança colaborativo e funcional, estabelecido em torno de um objetivo comum, orientado por bases técnicas e científicas.

E diferentemente da concepção prévia de que o valor do pagamento do PSA seria o grande atrativo do produtor, na prática, o que se observou é que o produtor está muito mais interessado em fomentar a conservação da natureza e pelo aspecto distributivo do projeto do que pelo pagamento em si, o que faz muita diferença para o desenho de projetos de investimentos em infraestrutura natural mais aderentes à realidade e, dessa forma, com maior potencial de ganho na geração de serviços ecossistêmicos.

### 5.1. Ajuste Institucional Ecológico

#### 5.1.1 Dimensão Espacial

Nesta seção será examinada a congruência entre a extensão geográfica dos problemas

ecológicos e a extensão jurisdicional das instituições envolvidas para a sua solução, como assim entendem Epstein et al. (2015); Galaz et al. (2008); e Folke et al. (2007). Em outras palavras, buscou-se examinar se a área de abrangência das instituições envolvidas se ajustam ou não aos problemas ecológicos, ou à natureza heterogênea desses problemas, aos quais elas se dedicam.

Um exemplo seria os casos onde os arranjos institucionais acontecem em um nível muito mais amplo, isto é, distante do problema onde, muitas vezes, a definição do projeto se dá de maneira centralizada e insensível às circunstâncias biofísicas existentes (SCOTT, 1995 apud GALAZ et al., 2008) ou, ao contrário, em um nível de abrangência insuficiente para lidar com a natureza do problema.

Galaz et al. (2008, p. 150) incluem, além da equivalência entre a área de abrangência institucional e a extensão dos problemas ecológicos, se a jurisdição institucional é capaz ou não de lidar com atores ou *drivers*, externos ou internos, considerados importantes para manter o(s) ecossistema(s) ou os processos afetados pela instituição. A partir desses dois aspectos, serão analisados os casos de estudo.

Em relação aos projetos, como visto no Capítulo 4, seção 4.1, foi demonstrado que eles operavam em níveis e escalas cruzadas, tendo as instituições, cada qual, uma área de abrangência no seu nível de operação.

Na escala da paisagem da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul atuavam o CEIVAP e a AGEVAP. Bacia hidrográfica, ou bacia de drenagem, é a área da superfície terrestre drenada por um rio principal e seus tributários, limitada por seus divisores de água (BOTELHO, 1999).

Considerada elemento fundamental de análise da fase terrestre do ciclo hidrológico (SILVEIRA, 2007), além da perspectiva hidrológica, o território da bacia hidrográfica também é importante da perspectiva geomorfológica. Segundo Toy e Hadley (1987), a bacia hidrográfica é a unidade natural de análise da superfície terrestre por ser possível reconhecer e estudar nela as inter-relações entre os diversos elementos da paisagem e os processos que atuam na sua esculturação. E, do ponto de vista da abordagem ecossistêmica, a bacia hidrográfica possui características hidrológicas próprias, regidas por fatores climáticos, pedológicos, geológicos, topográficos e vegetativos (RESK; GOMES, 1995).

Como a bacia hidrográfica foi definida como a unidade territorial básica para a implementação da política e atuação do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos da Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos (Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997 e Lei 3.239/02 de agosto de 1999) e as instituições envolvidas (no nível da paisagem) têm como área de abrangência todo o território da bacia, logo, há ajuste institucional.

Cumprido ressaltar também que a AGEVAP ainda atua como entidade delegatária das funções de agência de água dos comitês afluentes, que têm área de abrangência regional. E nessa escala, intermediária, ainda havia sido prevista uma UGP, no qual participariam o CBH e o município envolvido, reforçando o ajuste institucional espacial.

Considerando que as intervenções eram “pontuais”, em nível de sub-bacia, que nos casos analisados situavam-se dentro dos limites territoriais de um município, logo, havia correspondência entre a área de jurisdição municipal e a escala de intervenção do projeto. E neste aspecto é importante ressaltar que é ao município que cabe o ordenamento territorial, ou seja, a gestão do uso e ocupação do solo<sup>143</sup>.

Já no nível de campo – local (da propriedade) –, embora o produtor não detenha plenos poderes sobre o uso da terra, ou seja, não pode fazer o que quiser (uma vez que há legislações que limitam esse direito, como a Lei da Mata Atlântica e o Novo Código Florestal), considerando que a ele cabia a escolha de participar ou não do projeto, e de direcionar as áreas que seriam cedidas ao projeto (e a grosso modo, o tipo de intervenção), logo, havia ajuste institucional espacial nessa escala.

Em teoria, à UGP caberia o papel de atuar como “*bridging organization*”, ou seja, intermediando as diferentes camadas do projeto (horizontal e verticalmente), facilitando a articulação, a coprodução de conhecimento e a sua assimilação pelos diferentes “*stakeholders*” (SATTLEER et al., 2016; CASH et al., 2006; FOLKE et al., 2005). Mas como discutido no capítulo anterior, na prática ela não funcionou (em grande parte pelo desinteresse dos atores), demonstrando que nem sempre a existência de ajuste institucional “no papel” significa ajuste institucional “na prática”, como havia chamado atenção Young (2002).

Embora seja comum a entidade executora assumir esse papel de “*bridging organization*” (SATTLEER et al., 2016), elas não foram capazes de desempenhá-lo a contento nos casos estudados, e a isso se atribui uma relação contratual rígida e fortemente

---

<sup>143</sup> Embora seja um assunto pertinente, como foge dos objetivos desta pesquisa, não será aqui aprofundada a discussão dos problemas de ajuste institucional oriundos da distribuição entre os entes federados das competências constitucionais acerca da proteção e conservação ambiental.

hierarquizada. Nem mesmo a AGEVAP conseguiu cumprir este papel.

Uma vez que a AGEVAP tem dupla atuação na bacia (agência do CEIVAP e entidade delegatária das funções de agência de vários comitês afluentes), e que os comitês não foram envolvidos na concepção do edital, percebe-se que a própria a AGEVAP não conseguiu fazer essa interlocução entre os atores atuantes nas escalas em que participou.

Considerando que o projeto tinha foco nos recursos hídricos e, como apontou Moss (2012), o gerenciamento dos recursos hídricos em torno das bacias hidrográficas é, talvez, a ilustração mais importante das tentativas de reconciliar os limites de um recurso ambiental com os de suas respectivas instituições, percebe-se que há coerência entre a área de abrangência das instituições e os limites do sistema biofísico em questão.

Mas ao analisar o ajuste institucional espacial, considerando a capacidade das instituições de “*lidar com os atores ou fatores externos ou internos e importantes para manter o(s) ecossistema(s) ou processo(s) afetado(s) pela instituição*” (GALAZ et al., 2008, p. 150), percebe-se que não houve ajuste.

Como discutido no Capítulo 4, as entidades executoras não conheciam previamente o local exato de implantação das práticas, e o modelo de intervenção e das técnicas utilizadas foi definido centralmente, de forma rígida, ignorando por completo as circunstâncias biofísicas existentes em cada local.

Ademais, as entidades executoras não tinham espaço para adaptar as técnicas de intervenção, e muito menos de absorver o conhecimento empírico dos produtores – que, no caso de Carapebus, estão acostumados a manejarem a terra dentro de seus contextos específicos –, limitando drasticamente a viabilidade de sucesso das intervenções.

Em Petrópolis, onde as condições de degradação ambiental e acesso às áreas eram bastante críticas, esse problema ficou mais evidente, tendo a entidade executora que “*se empenhar muito para levar o carro lá nas alturas, levar o material, foi uma tarefa de titã*” (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1).

Em suma, se em termos administrativos e institucionais havia ajuste, em termos da capacidade dos projetos de lidar com *drivers* ou atores externos ou importantes, não pode se dizer o mesmo.

### 5.1.2 Dimensão Temporal

Ao longo da pesquisa, foi possível identificar três fontes de desajuste institucional do tipo ecológico temporal. O primeiro foi o tempo de resposta das instituições. O segundo, estritamente relacionado com o primeiro, foi a experiência e o conhecimento técnico das

equipes envolvidas na execução dos projetos. O terceiro é o tempo de vigência dos contratos (projetos), diante das características funcionais dos ecossistemas.

Em relação ao primeiro aspecto, é importante destacar a burocracia. Projetos que se propõem fazer intervenções na natureza precisam, minimamente, ser capazes de se ajustarem aos acontecimentos (muitas vezes inesperados), como também incorporarem na sua gestão o aprendizado gerado (GALAZ et al., 2008; FOLKE et al., 2005).

Como se observou, a AGEVAP – na figura de contratante, portanto, responsável pela ordenação de recursos que são de natureza pública –, teve pouca ou quase nenhuma capacidade de adaptar seu “*modus operandi*” à realidade dos projetos. Por estar fortemente delimitada pelo aparato burocrático administrativo, a dependência da trajetória atuou como mais uma fonte de desajuste institucional, previsível segundo Young (2002).

A AGEVAP não surgiu originariamente com a função de atuar diretamente na promoção de adequações ambientais na bacia, embora fosse criada para operacionalizar a gestão dos recursos hídricos. Em 18 anos de existência, o Programa PSA Hídrico foi o primeiro com projetos diretamente relacionados com intervenções em infraestrutura natural.

*“Naquela época [formulação do programa], a agência de bacia não tinha tanta expertise nessa área. Em 2014, a AGEVAP não tinha uma equipe técnica. Ninguém sabia operacionalizar projetos de investimentos em serviços ambientais que são muito complexos. Nunca havia sido feito gestão de um problema como esse”* (ENTREVISTADO AGEVAP 1).

Naturalmente, o ineditismo das atribuições impostas pelos projetos se mostrou como uma fonte a mais de desajuste institucional, já que as demandas não tinham sido anteriormente previstas. E por inexistir na instituição capital técnico e operacional acumulado, com perfil relacionado às atividades dos projetos, a AGEVAP não tinha capacidade de oferecer respostas rápidas aos problemas, na medida em que eles apareciam.

Com base nas discussões do Capítulo 3, os projetos em andamento ainda não haviam atingido um nível de maturação capaz de deixar um legado de “lições aprendidas” que pudessem ter sido utilizadas pela AGEVAP. A opção, no entanto, foi a de replicar o modelo existente, acreditando que assim teria chances de sucesso – o problema do “*one-size-fits-all*”, como denominou Cleaver (2018) e Ostrom (1990).

Sobre a influência de questões políticas nos projetos de PSA, ou objetivos secundários (“*side objectives*”), como salientaram Engel, Pagiola e Wunder (2008),

Wunder, Engel e Pagiola (2008), Folke et al. (2007) e Young (2002), em três situações se observou a sua existência: no processo de formulação do edital pela AGEVAP, que parecia mais preocupada em ter o mecanismo operando do que com os seus efeitos ambientais do mecanismo; no aparente desinteresse dos municípios no início dos projetos, que estavam passando por período de mudança de gestão e “*essa virada de governo empobreceu sim, em muitos casos, o projeto*” (ENTREVISTADO AGEVAP 1); e no processo de hierarquização dos provedores em Carapebus que, segundo as entrevistas, foi uma estratégia adotada pelo município de favorecimento de uns produtores em detrimento de outros.

Cabe destacar ainda os impactos do tempo de resposta dos atores. Não se pode desconsiderar a burocracia do poder público, ainda mais na esfera municipal, onde as competências técnicas e o aparato institucional costumam ser mais defasados (ABRÚCIO; OLIVEIRA, 2017). E embora seja uma tônica que a burocracia estatal é lenta e pesada, ela parece não ter sido considerada no desenho dos projetos.

*“Nós temos que nos antecipar, vamos dizer assim, para que a Prefeitura tenha o tempo dela, três, quatro, cinco meses, sei lá, para receber esse recurso, se adequar, para que então comece o processo. Não pode começar do telhado para depois fazer o alicerce; tem que começar a casa do chão para cima”* (Entrevistado CBHBPS).

Os plantios, por exemplo, precisam ser efetuados, necessariamente, durante o período chuvoso para aumentar as chances de sucesso no estabelecimento das mudas em campo, que, na região, vai de dezembro a abril. E, como ilustra a fala a seguir, a burocracia não respeitou esse limite, tornando-se um obstáculo importante:

*“São tantas as dificuldades administrativas, de gestão e de negociação entre as entidades, que prazos acabaram sendo perdidos. Não pode ser na hora em que a administração, seja pública, do dinheiro ou da agência e tudo mais acha que deve ser, e isso aconteceu!”* (ENTREVISTADO CBH PIABANHA).

Dentro de uma estrutura de governança colaborativa, o comprometimento e o resultado da atuação de cada ator faz toda a diferença (ANSELL; GASH, 2008). Contudo, por se tratar de entes públicos, autônomos, sobre os quais não haviam sido previstos mecanismos de “*enforcement*”, os tempos de atuação tiveram muito impacto. A exceção era em relação à AGEVAP e às entidades executoras que estabeleceram uma relação contratual. Não existindo mecanismos adaptativos, os projetos acabaram ficando muito vulneráveis.

Uma forma de minimizar o problema de ajuste institucional ecológico temporal, sobretudo naquilo que se refere ao incremento da capacidade adaptativa, seria dar maior flexibilidade às entidades executoras para realizar as ações, principalmente de restauração

florestal, passando a valorar mais a qualidade final do plantio, e não a técnica utilizada. Além de poder abrir margem para o reconhecimento do saber empírico local, isso facilitaria também a experimentação de diferentes alternativas, a fim de descobrir aquela que melhor se adequaria à realidade de campo, gerando aprendizagem.

Outro aspecto poderia ser a possibilidade de adaptação do orçamento, obviamente que dentro de uma margem pré-estabelecida, mas conferindo assim maior liberdade e dinâmica no gasto dos recursos.

Por fim, se a escolha dos locais tivesse sido feita *ex ante*, privilegiando critérios de adicionalidade, e seguindo, dentro do possível, processos mais democráticos e participativos, cabendo às entidades executoras a mobilização dos produtores (cessão das áreas) dentro desses locais já pré-estabelecidos, facilitaria a estimação dos custos e dos esforços necessários para executar os serviços.

Como já anunciado diversas vezes, a experiência e o conhecimento técnico das equipes envolvidas na execução dos projetos também contribuíram para a falta de ajuste institucional. A AGEVAP e a Geoambiente geralmente acompanhavam e fiscalizavam as ações de forma administrativa, limitando-se ao conteúdo formalizado nos relatórios que consolidavam uma série de ações e procedimentos realizados em campo (que é onde os recursos são massivamente consumidos e os problemas efetivamente aparecem).

*“As atividades eram medidas depois do relatório do plantio. O ideal era você pagar o cara quando ele faz a roçada, faz o berçamento, depois que ele bota a muda, que ele faz o coroamento, então isso exige que você faça medições da obra, uma contratação de obra, que é diferente da contratação de produto que você vai lá e lê o relatório de plantio dele. Só que para ele chegar a esse relatório, teve que ter investido todo esse dinheiro, e ele não tem esse toque de caixa para fazer” (ENTREVISTADO AGEVAP 1).*

Como abordado nos Capítulos 3 e 4, até a chegada do engenheiro florestal, praticamente não havia orientação ou ajuda às entidades executoras para a solução de seus problemas. Isto é, até aquele momento não havia interlocução direta entre contratante e contratado, nem mesmo por meio de canais ou redes informais, cujo funcionamento também influencia o ajuste institucional (MEEK, 2013).

A inexperiência dos atores, as dificuldades na comunicação, a distância física da AGEVAP e da Geoambiente em relação às áreas de intervenção, a obrigatoriedade de as intervenções seguirem o manual da AGEVAP e a natureza pública dos recursos burocratizaram o projeto de tal maneira que as decisões em campo foram tomadas de forma morosa, incompatível com as necessidades impostas pelo contexto ambiental, revelando um considerável desajuste institucional.

Os excertos a seguir, relacionados ao episódio das formigas, mencionado na seção 4.3.2, são bastante ilustrativos acerca dos problemas da falta de ajuste institucional ecológico temporal:

*“A formiga está lá na hora dela, ela não quer saber se a pessoa vai voltar para limpar dali a três meses. Quando a pessoa voltar, a formiga já comeu tudo que tinha para comer, então você perdeu ali. Hoje eu vejo uma mata lutando para sobreviver porque os tratos não acompanham a necessidade local”* (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1);

*“Porque quando você está lidando com variáveis ambientais, é preciso mudar. A modificação do projeto no meio do caminho é normal. Ficamos 45 dias parados sem ir a campo esperando a liberação de documento por problema burocrático da AGEVAP, e nesses 45 dias as formigas detonaram as mudas que estavam lá, até indo bem”* (ENTREVISTADO REDEH 2);

*“Como é que vou esperar 10, 20 dias para autorizarem uma medida que é urgente? A natureza não é o tempo do burocrata, e esse projeto não é que nem um projeto de educação ambiental que eu começo a fazer quando bem entender”* (ENTREVISTADO REDEH 1); e

*“Lá [no campo], a gente fica limitado a uma burocracia excessiva, que gasta muito tempo. Pouco diálogo, pouca comunicação. Aí vou lá e dou o meu jeito, resolvo o problema, mas quando bate lá [na AGEVAP] eles dizem: ‘mas porque que você fez isso aqui? Está errado, você não podia ter feito assim, você deveria ter feito assado’, aí volta a medição, volta o relatório”* (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).

No tocante ao prazo dos contratos previsto no edital (24 meses), este foi outro aspecto bastante crítico, que também repercute diretamente no potencial de geração de adicionalidade.

Como discutido no Capítulo 4, seção 4.1, o prazo de 24 meses foi insuficiente até mesmo para garantir que as intervenções se estabelecessem (o Estado do Rio de Janeiro considera pelo menos quatro anos<sup>144</sup>), quiçá para exercerem alguma influência na funcionalidade do ecossistema, algo de longo, muito longo prazo quando analisado da escala da paisagem.

Por fim, o outro desajuste institucional identificado diz respeito ao prazo de vigência dos contratos com os provedores (relativo aos pagamentos), que foi extremamente curto. Embora a literatura ainda careça de uma análise sistemática sobre qual seria o prazo ótimo de comprimento contratual (HANLEY; WHITE, 2013 apud ENGEL, 2016), de acordo com Sattler et al. (2016), o tempo de duração do contrato tem correlação com uma percepção mais positiva sobre os impactos do PSA, e dois anos é pouco tempo para formar uma percepção sobre algo tão novo e completamente exógeno.

À luz de questões ligadas à justiça e equidade, é importante destacar que o

---

<sup>144</sup> Resolução Inea Nº 143/2017, que instituiu o Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal – SEMAR.

mecanismo de PSA altera direitos de propriedade sobre a terra, ou seja, “*pacotes de direitos detidos pelo (s) proprietário (s) em relação a outros agentes*” (PAAVOLA, 2007, p. 98). A introdução do PSA reforçou a assimetria de poder que existe acerca do uso da terra, como acontece em muitos casos (KOSOY; CORBERA, 2010), nas situações onde as intervenções ocorreram fora das Áreas de Preservação Permanente, Reserva Legal ou de Uso Restrito, que já são originalmente protegidas por lei (Lei nº 12.651/12).

Segundo o artigo 25º da Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006), “*o corte, a supressão e a exploração da vegetação secundária em estágio inicial de regeneração do Bioma Mata Atlântica serão autorizados pelo órgão estadual competente*”. Desta feita, como as intervenções de restauração florestal utilizaram espécies nativas da Mata Atlântica, mesmo após o contrato concluído, a sua supressão (reversão da área para outro fim) dependerá de Autorização Ambiental, diminuindo assim o grau de liberdade do proprietário sobre essas áreas, o que remete à “*armadilha do PSA*” nos termos utilizados por Karsenty (2007).

*“Normalmente, o proprietário vai receber o PSA, mas as parcelas são contidas e não vai ter continuidade, e depois ele não vai poder remobilizar a área dele tirando floresta ou usando para o gado novamente. Por isso que eu falo, criar um programa de PSA dependeria, estritamente, de uma sistemática financeira de longo prazo para que aquilo se sustentasse, aí sim eu poderia falar que fizemos um projeto de PSA. O que a gente fez, ou faz, é um projeto de investimento em serviço ambiental”.* (ENTREVISTADO AGEVAP 1).

Para o pequeno agricultor familiar, que geralmente tem pouca terra e dela depende para sobreviver, cada espaço é importante e as áreas cedidas ao projeto terão, não apenas o custo de oportunidade alterado, mas o direito de propriedade alterado. No limite, compreendidos como uma forma de compensação, os pagamentos deveriam ser *ad eternum*, ou pelo menos enquanto durar o prazo de destinação da área, tendo ainda como vantagem uma maior garantia de alcance das metas ambientais dos projetos (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

*“Você tem propriedades pequenas em que o produtor sequer está sensibilizado, muitas vezes ele entende a importância do meio ambiente, mas não tem a compreensão disso como um todo, não sabe o que é um conceito de um corredor de biodiversidade e depende da propriedade. Então, se ele tira uma área produtiva para dar destinação de preservação, às vezes, nas contas dele, ele está perdendo uma área de produção”* (ENTREVISTADO RIO RURAL).

Como as áreas disponibilizadas pelos donos das terras, sobretudo em Petrópolis, estavam em estado avançado de degradação, embora do ponto de vista econômico tivessem o menor custo de oportunidade, por outro lado, eram as áreas de menor potencial de geração de serviços ecossistêmicos, demandando mais investimentos em preparação e

manutenção, o que evidencia problema de *targeting* do projeto, bem como de seleção adversa, já que os proprietários geralmente optam por destinar suas áreas menos “valiosas”, em termos de geração de serviços ecossistêmicos.

Se o custo da intervenção, considerada necessária pelo produtor, o impedia de investir na restauração e proteção das áreas, o custo da manutenção certamente o afastará do seu compromisso de manter as áreas, ainda mais pelo pouco engajamento dos produtores que não se apropriaram das intervenções.

### 5.1.3 Dimensão Funcional

Esta categoria de análise busca identificar em que medida houve ajuste entre os aspectos executivos do projeto e as funções ecológicas dos ecossistemas que geram os serviços ecossistêmicos de interesse.

Apesar da controvérsia teórica que existe em relação ao papel da cobertura florestal na melhoria do fluxo hídrico (KOSOY et al., 2007), como discutido no Capítulo 4 (seção 4.3.7), assim como dita o senso comum (MURADIAN et al., 2010), a grande maioria dos participantes relacionam a floresta com benefícios para os recursos hídricos, sobretudo no nível local, pelas pessoas que manejam a terra, como já havia demonstrado Sandström (1998).

Neste sentido, todos os entrevistados consideravam o projeto bom e acreditavam que ele iria proporcionar uma melhoria da qualidade e quantidade dos recursos hídricos no longo prazo.

*“Se tiver outros PSAs, tem que primeiro olhar a parte das nascentes e reflorestar ali, que é a parte mais importante, onde começa a vida. Água é vida. Como eu tenho uma área de aproximadamente 14 hectares, me interessou preservar a parte alta, das nascentes, onde a chuva cai e ali se preserva, ampliando as nascentes” (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1);*

*“A floresta aumenta muito a água. Onde não tem água e já teve água ou nascente, se reflorestar, volta a ter água” (PRODUTOR CARAPEBUS 3).*

Porém, essa relação água – floresta é contingencial, determinada pelas características dos locais e da qualidade das intervenções. Mas antes de adentrar nesse tópico, é preciso analisar o contexto mais amplo.

De acordo com o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica<sup>145</sup>, publicado em 2020, a taxa exponencial média de desmatamento vem decrescendo no bioma como

---

<sup>145</sup> Disponível em: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>. Acesso em 22/07/2020.

um todo, sendo praticamente nula no Estado do Rio de Janeiro<sup>146</sup>.

E no âmbito municipal, em relação aos casos analisados, observa-se que a cobertura vegetal tanto em Petrópolis, que apresentou acentuada variação ao longo dos anos, quanto em Carapebus, mostra tendência de aumento, ainda que incremental, conforme revela a Figura 23.

Face ao exposto, parece razoável considerar que as ações do projeto, pontuais e pulverizadas, não terão impactos adicionais em termos de conservação florestal na escala da paisagem, e nem no nível de município.

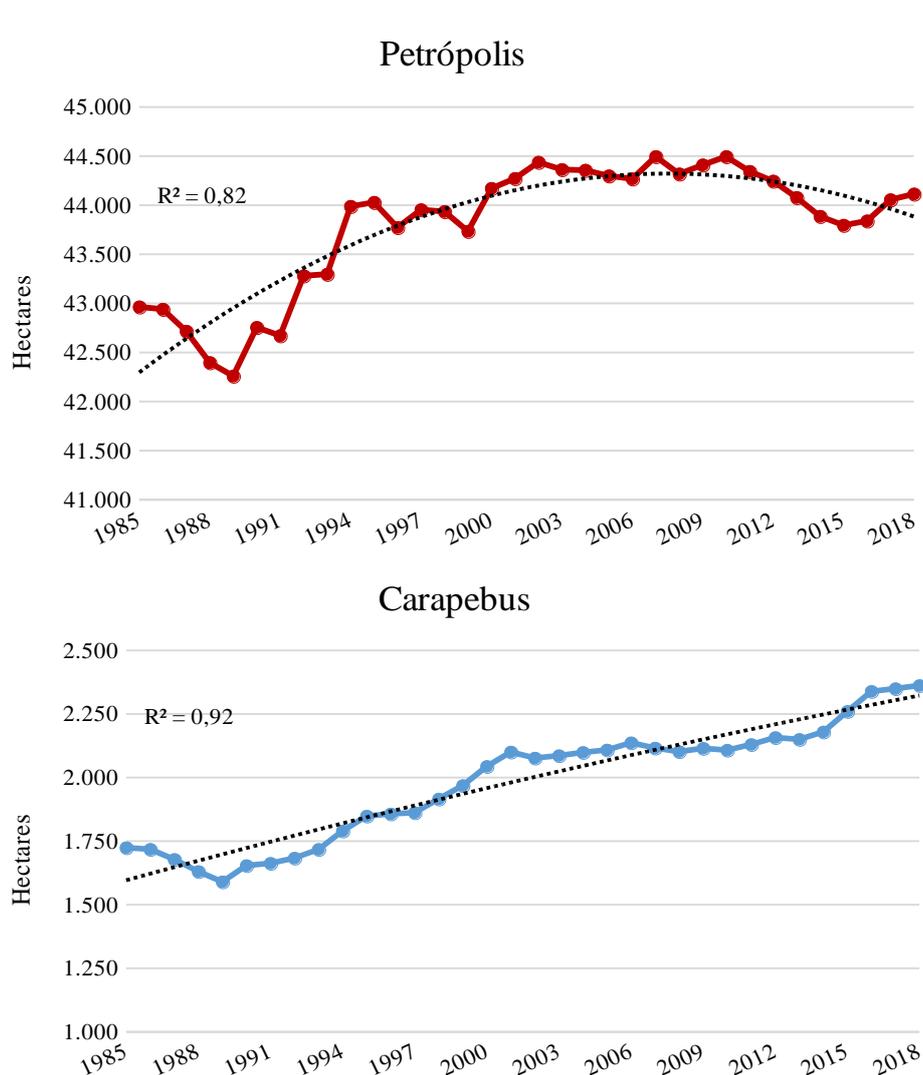


Figura 23. Cobertura florestal, em hectares, nos municípios atendidos pelo projeto ao longo dos anos. As linhas de tendência (curvas pontilhadas na cor preta) foram projetadas utilizando equação polinomial de grau 2, que foi a que melhor se ajustou aos dados. Fonte: Plataforma Mapbiomas. Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/>. Acesso em 22/07/2020. Elaboração Própria.

Embora o Entrevistado Redeh 2 tenha destacado a importância para a região do Brejal de “*estimular o proprietário a conservar o que ele já tem, porque a agricultura lá é forte (tanto a convencional quanto a orgânica) e a gente viu desmatamento*”, esta não parece ser uma demanda da região como um todo, apesar da sua importância estratégica, já que ela abriga a nascente do rio Piabanha, um dos principais afluentes da margem direita do Rio Paraíba do Sul.

Em Petrópolis, quase 60% do uso do solo das microbacias atendidas pelo projeto apresentam cobertura florestal, dos quais 80% são florestas em estágio médio a avançado de regeneração natural. No geral, a qualidade ambiental na região é boa, principalmente quando comparada com outras regiões da bacia do Rio Paraíba do Sul, que é majoritariamente formada por pastagens degradadas.

Já em Carapebus, a questão é diferente. Apesar de estar havendo um crescimento da cobertura vegetal, como mostra a Figura 23, o município é majoritariamente recoberto por pastagens. Mas a questão que se impõe é o fato de Carapebus se situar em uma porção do território que drena suas águas para o mar, ou seja, do ponto de vista da geração de serviços ambientais hídricos para a bacia do Rio Paraíba do Sul, sua escolha não faz muito sentido.

Esse é um dos problemas da seleção de projetos por meio de edital de chamamento público sem definição prévia das áreas de intervenção. Apesar de Carapebus não apresentar relação hidrológica com o Rio Paraíba do Sul, institucionalmente ele faz parte, já que ele se encontra dentro dos limites jurisdicionais da RH IX (Figuras 7 e 13).

Este aspecto revela, na verdade, um duplo problema de ajuste institucional: espacial e funcional. Espacial porque a inclusão de Carapebus dentro da área de abrangência do CEIVAP é meramente administrativa, geopolítica, e funcional, porque não há relação ecológica (no sentido puramente biogeofísico) entre essas áreas. E este desajuste foi percebido, como ilustra a fala do Entrevistado Ecoanzol 2: “*aqui para a AGEVAP não é considerada uma área prioritária, eles vão querer investir são nas cabeceiras*”.

De acordo com o estudo de diagnóstico para o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e os Planos de Ação de Recursos Hídricos das Bacias, de 2014 (p. 58), 40% dos 6.200.000ha do território da bacia (2.480.000ha) é formado por campos/pastagens altamente antropizados, cuja “*degradação caminha para a savanização*”<sup>147</sup>.

---

<sup>147</sup> Disponível em: <http://ceivap.org.br/conteudo/relatorio-diagnostico-rp6-tomo1.pdf>. Acesso em: 24/07/2020.

Considerando que o edital previu a promoção de 420ha de restauração florestal e 350ha de conservação ambiental, ou seja, 770ha de intervenção total, cerca de 0,03% da área de pastagens, verifica-se que a escolha dos locais de intervenção precisaria ser cirúrgica, caso o objetivo fosse a geração (“*adicional*”, como previu o edital) de serviços ecossistêmicos no nível da paisagem. Tanto é que Santos et al. (2020, p. 15) concluíram que a fragmentação do projeto acabou tornando os resultados “*menos tangíveis*”.

Mas, de modo geral, as experiências de PSA, na grande maioria dos casos, são de escala reduzida, e o volume total de áreas sob intervenção ainda está aquém da necessidade de conservação de matas nativas, biodiversidade, manutenção da qualidade da água, ar e a potencialidade de fornecimento de serviços ambientais do país (CASTRO; YOUNG; PEREIRA, 2018). Coelho et al (2021) destacaram ser importante “*ampliar o alcance das iniciativas de PSA (em curso ou já concluídas), muitas vezes instituídas em nível local com baixa repercussão*”.

Como destacado ao longo do Capítulo 4 (e brevemente na seção 5.1.1), o programa não foi capaz de direcionar as intervenções para as áreas mais sensíveis, baseando-se em atributos biogeofísicos. Estudos como o de Banks-Leite et al. (2014) – que subsidiou a metodologia utilizada pelo Conexão Mata Atlântica (ver seção 3.6.4) –, demonstram que aspectos como a conectividade da paisagem e tamanho de fragmentos florestais se relacionam com a integridade biológica dos ecossistemas.

Por essas razões, parece razoável esperar que as intervenções, da forma como foram executadas, dispersas no território e em locais com estágio avançado de degradação, apresentem adicionalidade nula.

Os excertos a seguir ilustram isso:

*“Era em uma área que não tinha vocação alguma para restauração. Tinha vocação para o PSA dentro do âmbito da conservação florestal, não da restauração. Porque é uma área que já é bem conservada”* (ENTREVISTADO REDEH 2);

*“Agora eu não sei se o modelo é o mais adequado; até mesmo a escolha da nossa região. Será que vocês precisam de um PSA? Quer dizer, até que ponto essa região é tão degradada que mereça?”* (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1); e

*“Os projetos foram colocados onde as ONGs escolheram, e não necessariamente em áreas que são prioritárias. Ecologicamente falando, a gente não consegue mensurar uma melhoria para a bacia. E isso é uma das críticas que a gente recebeu durante muito tempo dos críticos ao PSA”* (ENTREVISTADO AGEVAP 2).

Problemas de identificação de áreas prioritárias (*targeting*) e a auto seleção adversa, que geralmente estão associados a questões como custos de transação e análises de *trade-off* (DAWSON et al., 2017; SIMS et al., 2014; MATZDORF; SATTLER; ENGEL, 2013;

SCHOMERS; MATZDORF, 2013), foram observados nos casos estudados, corroborando com a literatura que os identifica como problemas comuns à maioria dos esquemas de PSA pelo mundo (BÖRNER et al., 2017; FERRARO; HANAUER, 2014; FERRARO, 2011; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

*“Fornecedores [provedores] naturalmente oferecem seus recursos de menor valor, o que implica que os pagamentos podem ir para florestas não ameaçadas ou florestas de baixo valor ambiental”* (FERRARO et al., 2012, p. 36),

*“A participação tende a atrair proprietários que já estão avançados na implementação dos serviços”* (SEROA DA MOTTA; ORTIZ, 2018, p. 334).

É bom lembrar que o contexto institucional no qual o Programa PSA Hídrico foi desenhado teve um forte componente político envolvido (ver Capítulo 3, seção 3.3.3), e esse tipo de influência costuma afastar o desenho e a forma de implementação dos projetos de seus objetivos finalísticos, como exemplifica a estratégia adotada de selecionar propostas por bacia afluenta, adotada com o intuito de promover uma maior integração da gestão dos recursos hídricos:

*“O primeiro projeto estruturado no CEIVAP, que faz esse exercício de integração, porque ele olha para os comitês afluentes, os comitês estaduais e fala assim: ‘vamos selecionar projetos para ser implementados na sua região’, e aí ele diversifica, ele dá a chance de todos os comitês terem projetos de PSA na sua área de abrangência. E foi assim que foi feito”.* (ENTREVISTADO CEIVAP 1).

Como as questões ambientais operam simultaneamente em diferentes escalas (BRAUMAN et al., 2007; HEIN et al. 2006; CASH et al., 2006; HOLLING, 2001), é sensato considerar que as intervenções, mesmo que atomizadas, podem sim gerar efeitos ambientais benéficos para a funcionalidade dos ecossistemas na escala da propriedade, principalmente por conta da relação entre o solo e a floresta.

Um aspecto importante, sobre o qual não há controvérsia, é o papel da cobertura vegetal para o controle da erosão do solo<sup>148</sup> que tem impactos diretos na produção de serviços ecossistêmicos (LAL, 2014).

As funções ecossistêmicas do solo incluem, dentre outras, ciclagem de nutrientes; fixação e armazenamento de solutos e água; apoio (substrato) físico para plantas, animais e infraestruturas humanas; regulação climática (por exemplo, sequestro de carbono e emissões de gases de efeito estufa - N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>); conservação da biodiversidade; habitat e fonte de materiais, como turfa e argila (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010,

---

<sup>148</sup> Ver detalhes em Botelho e Silva (2004), Gray e Sortir (1996) e Bertoni e Lombardi Neto (1993).

p. 1860).

Por essas razões, sua preservação é considerada de importância singular para assegurar a capacidade dos ecossistemas de gerar serviços ambientais de suporte e regulação (MEA, 2005), como também cultural (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY 2010). Considerando os efeitos no solo das intervenções de restauração florestal, o projeto tinha condições de gerar adicionalidade no nível da propriedade, o que obviamente, fica dependente da qualidade das intervenções e das condições ambientais das áreas cedidas pelos produtores.

Nas microbacias do Brejal e Taquaril, embora relativamente bem conservadas, as áreas cedidas ao projeto apresentavam um grau de degradação ambiental acentuado, declividade elevada (muitas delas com processos erosivos em estágio avançados – ravinas e voçorocas) e solos bastante empobrecidos. Tecnicamente, para áreas como essas, dependendo das condições locais, primeiro deveria ter sido feita uma adequação, preparação, incluindo até obras de engenharia como construção de sistemas de drenagem e sistemas de contenção antes de submetê-las ao plantio direto como previa o edital.

Sobre as condições locais, as falas transcritas a seguir ilustram de forma bastante elucidativa como elas interferiram nos projetos:

*"Não adianta eu fazer uma política de remunerar o cara pela conservação e restauração de áreas se as estradas rurais que passam pela propriedade dele são as grandes carreadoras de sedimento para o recurso hídrico. Não tem lógica eu fazer intervenção e investimento em uma área, e eu tenho foto disso, que você planta uma muda e essa muda sai do berço por conta da enxurrada porque aquela região não foi controlada por ações mecânicas que deveriam ser contempladas"* (ENTREVISTADO AGEVAP 1).

*"As áreas são péssimas. Todas as áreas que nós temos lá são muito ruins mesmo. A gente, desde o início, viu que não são áreas viáveis, não tem dinheiro que pague a restauração delas. Enfim, aquilo teria que ter, desde o início do planejamento, forrageiras do solo como o guandu ou alguma outra espécie herbácea, e não a restauração propriamente dita. Só que a gente não conseguiu implantar por causa de toda essa burocracia, por causa de tudo que foi imposto no início"* (ENTREVISTADO REDEH 2).

Nas figuras 24 e 25 é possível se ter uma ideia das condições locais das áreas de intervenção em Petrópolis e Carapebus, respectivamente.



Figura 24. Áreas de intervenção (restauração florestal) em duas propriedades atendidas pelo Projeto AMA 2, em Petrópolis-RJ



Figura 25. Áreas de intervenção (restauração florestal) em uma propriedade atendida pelo Projeto Olhos D'Água, em Carapebus-RJ

Como extensivamente discutido no Capítulo 4, a indisponibilidade de informações prévias, a pouca experiência das equipes e as dificuldades de flexibilização e adaptação na forma de execução dos contratos contribuíram para os problemas de ajuste funcional. As duas passagens a seguir ilustram isso:

*“O rapaz que fez o plantio disse assim: ‘você olha em volta e o que foi plantado aqui não existe na natureza ao redor. Então, será que essas espécies eram as melhores para se ter êxito? O que adianta você trazer uma árvore rara da Mata Atlântica e colocá-la num lugar onde ela não vai sobreviver?’” (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1);*

*“O terreno é argiloso, extremamente compactado, muito duro e tem várias áreas que têm pedra. Só na cavadeira de terra, com enxadão, e assim mesmo com muita dificuldade. Tem lugares aqui que a gente tinha que começar a fazer o buraco, encher de água e voltar outro dia para terminar. Oito meses sem chover! Gado pisando em cima o tempo todo. Historicamente, caminhão de cana passando em cima disso tudo aqui” (ENTREVISTADO ECOANZOL 2).*

Pelo que se observou, a qualidade das intervenções foi influenciada de duas formas, tanto pela inabilidade da equipe executiva (e pela obrigatoriedade de seguir o manual) quanto pela indisponibilidade de recursos orçamentários – seja em relação a problemas de fluxo de caixa dos projetos, seja em virtude de uma orçamentação deficitária, onde *“o recurso era muito pouco, como eu te falei, o projeto era caro demais para o orçamento errado que foi feito”* (ENTREVISTADO REDEH 2).

O exemplo mais nítido da primeira forma vem de Carapebus. Embora a mão de obra fosse formada pelos próprios provedores (uma importante adaptação institucional que será devidamente abordada na próxima seção), como eles foram obrigados a seguir o manual e eram rigidamente supervisionados pelo jovem coordenador de campo, os ganhos potenciais dessa estratégia acabaram sendo em vão.

A fala do Produtor Carapebus 3 ilustra o distanciamento entre o conhecimento técnico e generalista do manual e o saber empírico local:

*“Porque a cova de 40x40cm sobra muita terra solta envolta. E aquela terra solta, quanto mais o sol aquece, mais ela seca e aí a muda sofre. Um buraco feito com cavadeira, que só cabe a muda e dois dedinhos ao lado para socar a terra, ela não tem espaço para secar, ela permanece molhada. O segredo é esse. Mudaria o estilo de cerca, o estilo de plantar, não compraria filhotinho de árvore com 40cm de altura, porque onde tem braquiária, ela cresce muito, o colônio cresce muito, tapando a respiração da árvore” (PRODUTOR CARAPEBUS 3).*

Quanto à segunda forma, o exemplo vem de Petrópolis. Como já visto no capítulo anterior (seção 4.3.7), a empresa contratada pela Redeh aceitou executar os serviços com um orçamento abaixo do valor de mercado. Em contrapartida, ofereceu um serviço de qualidade inferior, impactando diretamente a qualidade do resultado final.

Neste sentido, a fala abaixo do Entrevistado Redeh 2 é bastante elucidativa, uma vez

que ela concentra todos os principais fatores de desajuste funcional discutidos até aqui:

*“Porque além do problema das formigas, além do problema das áreas degradadas, da declividade, do clima... enfim, todas aquelas coisas das variáveis climáticas que a gente tem no local, áreas muito ruins, de difícil acesso. As áreas são extremamente isoladas, não tem estrada, então, além desses fatores todos, a gente ainda teve problema com a mão de obra, não foi uma boa execução. Então, nosso resultado final reflete essa série de fatores, incluindo a mão de obra”.*

Por fim, a falta de ajuste também reside nas ações de manutenção das intervenções, que já deram sinais de insuficiência mesmo antes do projeto acabar:

*“De maio até dezembro, apenas uma intervenção com o plantio do guandu em algumas propriedades, e em outras, uma roçada. Então, foi uma única intervenção nesse período de maio a dezembro”* (Entrevistado Redeh 2);

*“Porque às vezes você apresenta números, e quando vai ver os resultados você vai ter só o que foi feito, não tem nada na manutenção, fizeram e não tem nada. Eu esperava fechar o projeto e ter um resultado melhor em termos de taxa de mortalidade, em termos de desenvolvimento”* (Entrevistado Ecoanzol 1).

Ao admitir que a demanda por manutenção seja diretamente proporcional à qualidade das áreas de intervenção, apenas uma intervenção dentro de um período entre sete e oito meses é insuficiente, como comprovado pelo problema das formigas discutido algumas vezes acima. Lembrando que as áreas são de difícil acesso e que os plantios necessitarão de cuidados intensos (o que significa investimentos financeiros consideráveis), é bastante provável que os provedores não deem continuidade ao processo de manutenção, deixando à sorte todo o investimento realizado.

Como visto ao longo desta seção, foram várias as causas do problema de ajuste ecológico do tipo funcional comprometendo de forma significativa a capacidade dos projetos de gerarem serviços ambientais hídricos.

Atendo-se aqui estritamente aos aspectos funcionais, parece que a questão principal é a seleção dos locais de intervenção, já que a restauração e a conservação ambiental são necessárias, mas os investimentos são muito elevados, e é uma matéria que precisa ter sua forma de condução aprimorada. Novos procedimentos administrativos precisam ser desenvolvidos para serem capazes de flexibilizar e se adaptar a variações no contexto.

Parece muito mais vantajoso direcionar os recursos do comitê para a definição dessas áreas<sup>149</sup> e, só posteriormente, pensar nas estratégias de acesso e intervenção, preferencialmente construindo a ação pública em um processo de “escolha pública” verdadeiramente participativo, envolvendo o público alvo em todas as etapas.

---

<sup>149</sup> O que vem sendo feito pela Gerência de Gestão do Território, comunicação pessoal (2019).

## 5.2. Ajuste Institucional Social

De acordo com Epstein et al. (2015), o ajuste institucional social preocupa-se com a congruência entre instituições e as preferências, valores e necessidades dos atores humanos.

Como disseram Olsson et al. (2007), é um grande desafio abordar a governança de sistema socioecológico com foco na provisão dos serviços ambientais, no ecossistema e no ambiente social gerando, acumulando e transferindo conhecimentos. E isto, naturalmente, torna complexa a avaliação do ajuste social, uma vez que são múltiplos grupos coexistindo dentro de um mesmo sistema socioecológico, com interesses, valores e normas próprios (EPSTEIN et al., 2015).

Essa pluralidade de perspectivas coexistentes é o que vincula a necessidade de utilização de um modelo metodológico de análise mais pluralista, hermenêutico e dialético que busca fundir o texto com o contexto, como sugeriram Lejano (2019); Lejano (2012), Lejano e Shankar (2012) e Guba e Lincoln (2011). E foi isso que se buscou empreender nesta pesquisa.

A construção de narrativas a partir das entrevistas em profundidade com todos os atores diretamente envolvidos permitiu realizar um giro paradigmático confrontando os diferentes olhares fazendo emergir os aspectos menos tangíveis da dimensão simbólica do sistema socioecológico que, segundo Stokols, Lejano e Hipp (2013), são fundamentais para a construção de capital humano, social e moral.

De acordo com a literatura (SATTTLER et al., 2016; BIGGS et al., 2012; OSTROM, 2010), as estruturas de governança policêntricas, em teoria, são importantes para a capacidade adaptativa da estrutura de governança de sistemas socioecológicos, principalmente por aproximar os níveis de governança à escala do problema, facilitando assim o ajuste institucional (FOLKE et al., 2007).

Contudo, a verticalização e a centralização da execução dos projetos refletiram no seu ajuste institucional, como revelam as análises do estudo de caso. Além dos produtores rurais terem ficado alheios ao processo, a UGP – que foi concebida para funcionar como uma instituição de ligação entre as diferentes escalas, dirimindo conflitos e propiciando trocas e aprendizagens – não funcionou nos dois esquemas estudados. Logo, não coexistiam diferentes centros de poder e de tomada de decisão.

As entrevistas sugeriram existir uma insatisfação generalizada, porém matizada entre os atores, a respeito do funcionamento da estrutura de governança dos projetos que, como

discutido no capítulo anterior, contribuiu para o não desenvolvimento de um senso de pertencimento dos atores, com destaque para os produtores, que se sentiram atraídos pelo projeto devido ao seu alinhamento com suas motivações intrínsecas (preocupação com questões ambientais), e não pela “*alteração do custo de oportunidade relativo dos serviços ambientais frente às outras destinações possíveis dos ativos envolvidos*” como Castro, Young e Pereira (2019) sugerem ser o objetivo do PSA, compartilhado pela abordagem *mainstream* da Economia Ambiental.

Uma vez apresentadas essas características consideradas estruturantes para a análise do ajuste institucional social, na sequência serão apresentados e discutidos os principais argumentos relacionados às dimensões coerência entre regras e contexto social, e coerência entre regras e expectativas dos grupos de interesse.

### 5.2.1 Dimensão Coerência entre Regras e Contexto social

O objetivo macro do projeto, como consta no Programa, *é melhorar a provisão dos serviços ambientais hídricos na bacia do Rio Paraíba do Sul através da promoção de intervenções de restauração e conservação florestal, preferencialmente em APP e RL.*

A partir desta perspectiva, ao considerar que há uma demanda grande no nível da propriedade por ações de restauração e conservação florestal, conforme determina a Lei 12.651/12 no que se refere a APP, RL e áreas de Uso Restrito, o projeto caiu como uma luva para o produtor.

Além de se mostrar coerente em relação à demanda por intervenções no nível da propriedade, o projeto era coerente também do ponto de vista das condições materiais dos produtores que, como revelado, não teriam condições de executar, por conta própria, as intervenções do projeto, ainda que consideradas necessárias. E neste sentido, o projeto assumia um caráter distributivo, ao ofertar insumos importantes tais como cercamento, construção de aceiros e registro das propriedades no CAR.

Do ponto de vista burocrático-administrativo, ainda que os editais de chamamento público fossem bastante abertos em relação à forma de comprovação do domínio ou posse dos imóveis, alguns participantes reportaram que as exigências dos editais acabaram dificultando o acesso aos projetos, em termos documentais e procedimentais.

Em Petrópolis, por exemplo, com o projeto sendo realizado em propriedades pertencentes a proprietários do tipo “novo rural” (ver seção 4.2.3), os produtores não relataram ter tido dificuldades de acessar o projeto. Já em Carapebus, não se pode dizer o mesmo. Concentrando o projeto em um assentamento da reforma agrária, onde as

propriedades se encontram em diferentes graus de regularização fundiária, muitos tiveram dificuldades e, a despeito da possibilidade de uso político do projeto pela prefeitura (ver seção 4.3.3), dos 42 produtores habilitados, apenas 23 tiveram contratos assinados.

Considerando que o PSA tem embutido nele um viés de redução de problemas relacionados à pobreza, e que os editais de chamamento público para seleção dos provedores destacavam, dentre os quesitos de hierarquização, a priorização dos proprietários comprovadamente enquadrados como "agricultor familiar ou empreendedor familiar rural", logo, presume-se haver, pelo menos no texto, coerência entre as regras e o contexto.

Contudo, as análises revelam que os produtores rurais menos favorecidos tiveram mais dificuldades de acessar os projetos. Somando-se a isso a acentuada diferença econômica, social e ambiental das regiões contempladas (focando aqui nas diferenças observadas entre os projetos de Petrópolis e Carapebus), verifica-se que, na prática, essa coerência não se manteve.

No caso de Petrópolis, por exemplo, a totalidade dos provedores não depende da terra para sobreviver, sendo caracterizados como do tipo "novo rural". Embora as áreas se apresentem em estágio avançado de degradação, a região é, no geral, bastante conservada, ainda mais quando considerada com outras áreas da bacia do Rio Paraíba do Sul. Essa constatação parece corroborar com a literatura que dá destaque para os aspectos críticos do mecanismo, destacando, dentre outras, a possibilidade do PSA reforçar inequidades (CLEAVER; WHALEY, 2018; ISHIHARA; PASCUAL; HODGE, 2017; PASCUAL et al., 2014; MURADIAN et al., 2013).

Tangenciando ao mesmo tempo o problema do ajuste ecológico temporal e funcional, o planejamento das ações e a forma de execução das intervenções também deixou a desejar em termos de coerência entre regras e o contexto dos locais de intervenção. Como visto, as exigências e métodos (e técnicas) requeridos foram totalmente incompatíveis com a natureza do projeto e as realidades locais, sendo ainda mais marcante em Carapebus, onde os próprios produtores se viram obrigados a "*usar a técnica de quem não sabe*" (PRODUTOR CARAPEBUS 3).

O nível de burocracia exigido para o gasto de recursos públicos também foi outro elemento de desajuste institucional e que onerou bastante o potencial de geração de resultados. Em Petrópolis, a vocação orgânica da região impossibilitou o uso de herbicida na microbacia do Brejal, o que é comprovadamente eficaz para o controle da matocompetição. Já em Carapebus, a formalidade na comprovação dos gastos do projeto

foi exemplo de desajuste:

*"Nota [fiscal] de não sei o que, não sei o que, de tudo. Aqui não tem nota de nada! Chega aqui e pede nota em qualquer lugar que você for, não tem! A gente abastece os carros lá em Campos, porque não tem como fazer aqui"* (ENTREVISTADO ECOANZOL 1).

Considerando que o fim último do PSA é gerar serviços ecossistêmicos, e que isso acabou sendo prejudicado pelas regras e condições com as quais os projetos foram executados, entende-se que não houve ajuste institucional na dimensão social coerência entre regras e contexto, apesar dos exemplos em contrário.

Mais que os problemas de funcionamento da estrutura de governança, atribui-se como uma das principais causas de desajuste a forma como os projetos foram concebidos, alheios à realidade e aos contextos locais.

### 5.2.2 Dimensão Coerência entre Regras e Expectativas dos Grupos de Interesses

Esta seção se propõe a analisar a adequação entre as regras estabelecidas e as expectativas e necessidades psicológicas das partes interessadas, como propuseram Epstein et al. (2015).

O caminho escolhido para perseguir esse objetivo foi a análise do processo participativo, já que o mesmo revela as relações entre os atores e o processo de geração de capital social, que é o que se espera desse tipo de ajuste, isto é, o alinhamento entre interesses, expectativas, responsabilidades e atribuições.

Para Young (2002), a qualidade da participação tem relação com a forma e o modo como os atores aprendem, planejam e estabelecem metas conjuntamente, sendo o processo participativo intrinsecamente dependente do “cenário” no qual ele ocorre (BIGGS et al., 2012). A aprendizagem institucional é importante para a análise do ajuste institucional (LEBEL et al., 2013; VATN; VEDELD, 2012) e depende da qualidade do processo participativo (ANSELL; GASH, 2008).

Duas condições estruturais específicas não podem deixar de ser observadas na análise do ajuste institucional: questões relacionadas a direitos, regras e procedimentos de tomada de decisão baseados em processos que permitem o compartilhamento e a geração de conhecimento, melhorando o ambiente institucional (GALAZ et al., 2008); e os sistemas de governança (enquanto sistemas adaptativos complexos, com dinâmica não linear) que incluem, além de regras e normas, relações de poder, autoridade e legitimidade (YOUNG, 2010).

À primeira vista, como todos partiram da premissa que mais floresta significa mais

água, e sendo essa uma demanda de todos (e o fim último do projeto), logo, as expectativas eram mais ou menos a mesma entre todos os atores: contribuir para a geração de serviços ecossistêmicos através da melhoria da condição hídrica da bacia.

Pensando exclusivamente na perspectiva ambiental, a execução dos projetos atendia ao interesse do CEIVAP (e AGEVAP e dos comitês). Ter um projeto de PSA na bacia do Rio Paraíba do Sul significa para os atores a possibilidade de melhorar as condições ambientais e, de alguma forma, ajudar o produtor rural (regularização ambiental da sua propriedade). Para as entidades executoras, além de ser um meio de sobrevivência, já que ONGs “vivem dos projetos”, não deixou de ser também uma forma de agir socialmente, o que fez toda a diferença nos aspectos positivos que ficaram do projeto.

Porém, essa expectativa de ordem mais geral foi se fragmentando. Com a materialização do projeto e o surgimento dos desafios, o processo participativo começou a dar sinais de deterioração. O desconhecimento e a incapacidade de dar respostas no tempo necessário acabaram polarizando o posicionamento dos atores, principalmente a AGEVAP e as entidades executoras, que pareciam se colocar em campos opostos, gerando conflitos e desconfiança. Neste ponto em diante, os interesses deixaram de ser convergentes, o ganho ambiental tornou-se secundário e o cumprimento do contrato passou a ser o objetivo central.

A pesquisa demonstrou que os produtores rurais eram previamente sensibilizados em relação às questões ambientais, reportando que sua participação significava algo maior que os benefícios diretos na propriedade, na escala gigaeconômica, tais como: “*preservar o que Deus nos deu, essa dívida né? É isso aí! Eu não sou rico, sou uma pessoa pobre, me interessa é a floresta, o que eu vou fazer para a posteridade*” (PRODUTOR PETRÓPOLIS 1).

E uma vez que o projeto se propunha a entregar as intervenções sem custo para o produtor, seus interesses continuavam preservados, sejam eles da perspectiva do ganho na geração de serviços ambientais, ou da perspectiva de ser ajudado a fazer o que era considerado preciso ser feito: “*aquela erosão que eu vejo todo dia, aquilo me preocupava, então foi replantado tudo em volta e eu pensei: “oba, que bom, acabou o problema”!*” (PRODUTOR PETRÓPOLIS 2).

Além de intervenções de caráter mais estrutural, como a do exemplo acima, Santos et al. (2020) destacaram que a produção dos mapas das propriedades e o apoio ao Cadastro Ambiental Rural (CAR) também foram vistos como ganhos do projeto, além é claro, do isolamento das áreas, restauração de Áreas de Preservação Permanente e o próprio

pagamento, que teve maior peso para os produtores de Carapebus, onde *“tudo que entra para a gente aqui é bom para ajudar no sítio. Em dinheiro ou em material, de alguma forma é bom”* (PRODUTOR CARAPEBUS 1).

Considerando que a água é um elemento que faz a ligação das diferentes escalas de tomada de decisão, como identificadas por van Noordwijk et al. (2012), percebeu-se que a adesão do produtor ao projeto foi uma decisão tomada em diferentes escalas, indo da escala gicaeconômica (do discurso ambiental global, mudanças climáticas e preocupações com questões intergeracionais), à escala microeconômica e piceconômica (onde impera a necessidade básica, fisiológica, do produtor, sobretudo o familiar, que depende da água para produzir e sobreviver).

Mas o principal fator de motivação do produtor parece ter sido sua conexão com a causa ambiental. E as entrevistas permitem concluir que o Rio Rural (e a EMATER, por extensão) teve uma influência significativa nisso ao levar mais consciência ao produtor rural, como relataram os produtores entrevistados.

*“As próprias diretrizes da Emater são para priorizar o agricultor familiar e priorizar, tentar atender ao mercado, mas com um olhar de práticas sustentáveis e, se possível, trabalhar com agroecologia. E dentro das próprias diretrizes da Emater já tem essa preocupação de levar ao agricultor, de uma forma que ele compreenda, o que está correto ambientalmente e o que não está e o que ele pode fazer em termos de adequação ambiental das suas práticas e da propriedade”* (ENTREVISTADO RIO RURAL).

Praticamente todos os participantes conheciam o Rio Rural e muitos deles foram beneficiados no passado. Uma das áreas de conservação cedidas pelo Produtor Carapebus 3 é um fragmento florestal que se desenvolveu a partir de um plantio financiado pelo Rio Rural.

Conversando com os produtores de Carapebus, foi mencionado que o fato do Rio Rural repassar o dinheiro para eles próprios executarem as ações foi uma estratégia mais interessante, por dar liberdade ao produtor de fazer da maneira como entende ser a mais adequada. Mas, por outro lado, foram relatados que muitos beneficiários do Rio Rural desviaram os recursos para outras finalidades, configurando *trade-off* que precisa ser internalizado na formulação da política.

Mas se os interesses dos produtores no projeto eram multiescalar, a lei de hierarquia dos motivos humanos propostas por Maslow (1954) serviu para calibrar o discurso adotado pelas entidades executoras como estratégia de convencimento dos produtores.

No caso de Petrópolis, onde todos os participantes pertenciam ao grupo do “novo rural” (vide Capítulo 4), o elemento de convencimento foi mais ideológico. Como relatou

o Entrevistado Redeh 1, “*cada vez que eu sento com uma pessoa e começo a conversar, eu estou tentando ganhar a pessoa para uma visão de mundo, então eu vou falar de mudanças climáticas e de uma série de outros benefícios*”.

Já em Carapebus, onde os produtores rurais são mais carentes, e se consideram de importância periférica dentro do sistema, a estratégia adotada pela Ecoanzol foi justamente a de buscar valorizar, resgatar o produtor enquanto agente social. Como relatou o Entrevistado Ecoanzol 1: “*as ações que você faz aqui têm um significado muito grande, o que você investe no cara, coloca ele em evidência, mexe com autoestima dele, motiva o cara a querer fazer a coisa certa*”.

O exame das narrativas geradas pelo estudo sugere existir uma correlação entre grau de instrução, idade, poder aquisitivo e contexto social/cultural e a disposição em aceitar o projeto, evidenciando o quanto é importante para o formulador de política considerar o contexto no qual ele pretende intervir.

*“Situação precária, instrução muito baixa, pessoas com muita idade. Geralmente, as pessoas com mais idade são as mais difíceis de lidar, aqui particularmente”* (ENTREVISTADO ECOANZOL 2).

*“Eles dizem: ‘não, eu quero deixar minha propriedade assim como os meus ancestrais deixaram’. Muitos deles não aceitam bem um estranho tentando modificar o que é seu, mesmo que for para melhor”* (ENTREVISTADO MUNICÍPIO CARAPEBUS).

*“Aqui [no Brasil] a gente ainda acha que tem que explorar o empregado. As camadas sociais são muito camadas sociais! O acesso à instrução é muito diferente. Não é como em outros países que muitas vezes você está na escola com o filho do caseiro. Então, as pessoas não se identificam umas com as outras. O fato de eu querer uma coisa já pode até complicar para o outro. ‘Ele pode? Eu não posso’. Nós não vemos aquela coisa como uma oportunidade para ambos”* (PRODUTOR PETRÓPOLIS 2).

Esta última fala é de especial importância porque ilustra como as diferenças entre as pessoas, social, ideológica, política, gênero e etc. influem na tomada de decisão das pessoas e nos seus aspectos comportamentais (a exemplo da fala do Entrevistado Rio Rural na seção 5.2 sobre a forma de atingimento do produtor).

Um outro aspecto a ser ressaltado é que, talvez pelo fato dos projetos replicarem o modelo desenvolvido no PAF Guandu, ele acabou repetindo a falha de não dar voz aos produtores rurais, engrossando as constatações de Bernardo (2016) de que não há indícios de que os produtores tenham participado durante o planejamento e desenho de esquemas de PSA, e menos ainda, que tenham tido alguma participação no processo de tomada de decisão.

E se de um lado o produtor não foi envolvido, de outro, o fato de o projeto funcionar

como “*um presente*” dado sem nada ser exigido em troca, também contribuiu para o seu baixo engajamento.

*“A gente teria que entender qual contrapartida pedir dos proprietários, mas você não pode dar tudo de graça, o cara não se sente responsável pelo que recebeu”* (ENTREVISTADO REDEH 1); e

*“O proprietário rural não tem nenhuma responsabilidade com as áreas pela qual ele recebeu. Tudo vem de fora, nem a mão de obra, o que também é um problema, a falta de engajamento dele, justamente, por não se sentir parte”* (ENTREVISTADO AGEVAP 1).

Porém surge um questionamento. Mas se o projeto era “*um presente*”, porque muitos não se interessaram? E esse questionamento foi direcionado a todos os atores, com especial atenção aos produtores participantes (o que, em primeira análise, mais se aproximaria do seu contrafactual).

As principais causas apontadas foram o receio de perder as áreas cedidas, em grande parte pela simples presença do governo (“*que sempre quer tirar vantagem*”), medo do desconhecido (ou daquilo que é novo), e apego às tradições, aspectos estes também identificados em vários outros projetos de PSA (KWAYU; PAAVOLA; SALLU, 2017; SOMMERVILLE et al., 2010; SOUTHGATE, WUNDER, 2009).

Mais uma vez a fala do Entrevistado Rio Rural é esclarecedora neste sentido:

*“No início do Rio Rural, muito produtor não quis acessar um dinheiro que ele não tinha sequer que pagar, não é nem com juros baixos, ele não tinha que devolver. Porque ele tinha medo de, por trás disso, ter uma fiscalização na propriedade, ou ele ter que imobilizar parte da propriedade para fazer adequação ambiental”.*

Embora seja provável que as entidades executoras tenham sido demandadas a superar conflitos relativos à desconfiança ou medo do governo por parte dos produtores – “*o produtor por natureza é desconfiado. Então, ele sempre deve ter medo de ser cobrado*” (ENTREVISTADO RIO RURAL) –, não houve relatos disso.

A análise do processo de implementação dos projetos, como evidenciado nos capítulos 3 e 4, demonstrou que houve problemas de legitimidade, que é um valor importante para que os resultados esperados de uma política ou projeto sejam alcançados com êxito (WUNDER et al., 2018; MEEK, 2013; YOUNG, 2010).

Somando-se a isso, o baixo engajamento dos produtores, o baixo compartilhamento de conhecimento e a inexistência de um ambiente de tomada decisão conjunta, a formação de capital social, que é considerada crucial para a capacidade adaptativa e resiliência do sistema de governança (FOLKE et al., 2007; FOLKE et al. 2005), ficou bastante prejudicada.

Se por um lado não houve necessidade de “conscientizar” os produtores e, no geral, não tendo sido os projetos capazes de gerar um ambiente de trocas e aprendizagens, logo, nos casos estudados, verifica-se que o mecanismo de mercado não foi suficiente para induzir uma mudança de comportamento como defende o discurso hegemônico do PSA. Isso é salutar para repensar se a política de mecanismos baseados em mercado, como o PSA, continua sendo atraente seguindo esse modelo.

Talvez a pior consequência do processo participativo deficiente, que não foi capaz de envolver e responsabilizar o produtor, seja a descontinuidade nas ações de manutenção, que além de tudo ainda são caras e complexas. Santos et al. (2020, p. 18) insinuaram essa mesma conclusão ao afirmar que “*apesar dos provedores terem ficado satisfeitos com as intervenções realizadas na propriedade rural, principalmente a adequação ambiental da propriedade, a descontinuidade é um elemento comum às iniciativas de PSA no Brasil*”.

A falta de experiência dos atores e a indisponibilidade de profissionais qualificados durante todas as etapas e fases dos projetos também contribuíram para o desajuste entre as expectativas geradas e realidade prática, caracterizando bem como a “ignorância” impacta no ajuste institucional (YOUNG, 2002).

As entidades executoras, por exemplo, acabaram assumindo responsabilidades muito além daquilo que previram, por terem subestimado a complexidade dos projetos e, tendo assumido compromissos perante todos os atores, tinham um elevado custo de saída dos mesmos, se vendo obrigadas a levarem até o fim algo que estava tendo uma relação custo benefício ruim.

Mas apesar dos inúmeros problemas, o projeto atendia as expectativas pessoais dos participantes (relacionadas às motivações intrínsecas e às expectativas sobre os resultados, nas diferentes escalas), como ilustra a passagem a seguir:

*“Eu quero ter essa alegria entendeu, eu quero ter isso na minha vida, de poder olhar e falar assim: ‘ó, este pedacinho, este micro pedacinho do planeta estava todo ferrado e eu sou uma das pessoas responsáveis por fazer este lugar se recuperar, se restaurar”* (ENTREVISTADO REDEH 1).

E, se de um lado tinha o custo da saída, de outro, pareciam existir razões ideológicas que levaram as ONGs, na posição de entidades executoras, a irem além das suas obrigações contratuais, como ilustra o caso de Carapebus, através da aquisição dos computadores, a realização de seminários e o esforço para dar maior empoderamento à liderança local (ver Capítulo 4, seção 4.3.9.). Esses achados se mostram alinhados com

os resultados de Sattler et al. (2013), segundo os quais, o principal motivo da participação dos agentes intermediários não reside no ganho de lucro.

Um último aspecto que cabe ressaltar diz respeito ao peso da burocracia (política) no ajuste institucional. Nos Capítulos 3 e 4 foi possível perceber que a decisão de implementar o mecanismo de PSA na bacia do rio Paraíba do Sul foi muito mais política do que técnica. Ter um projeto de PSA parecia conferir um certo *status* de eficiência aos gestores da bacia por dois motivos principais: i) atender uma demanda cada vez mais forte dentro do comitê, seguindo a tendência hegemônica de apostar nos mecanismos econômicos para a gestão ambiental, difundida no discurso de diferentes comunidades epistêmicas; e ii) ajudar a drenar os recursos do comitê, convertendo-os em ações mais concretas.

Mas à medida em que os projetos começaram a sair do papel, e os problemas (e falhas) de gestão começaram a aparecer, percebe-se o quanto pode ser perigoso apostar em modelos replicados de “situações bem sucedidas”. Por isso é importante levar em consideração tudo o que foi discutido até aqui. O processo de tomada de decisão precisa ser mais universalista e não se basear apenas na influência de importantes atores internacionais, tal qual o Banco Mundial (PRÉVOST; RIVAUD, 2018; DASGUPTA et al., 2008) e as grandes ONGs internacionais, difundida nos mais diferentes discursos.

Sobre o peso da influência desses importantes “*players*” internacionais, Coudel et al. (2015) relataram que as grandes ONGs mundiais passaram a ter influência na América Latina a partir da década de 90. Utilizando como mote o problema do abastecimento público de grandes cidades da Região Sudeste do Brasil, como Rio de Janeiro e São Paulo, o Banco Mundial e ONGs como a TNC apoiaram estados e municípios em suas tentativas de construir esquemas de PSA para a conservação de recursos hídricos, o que foi confirmado pelo Entrevistado TNC ao narrar a aproximação com o ITPA e a construção do PAF Guandu, discutido no Capítulo 3.

Como demonstrado até aqui, a implementação de um projeto como o PSA, que requer o desenvolvimento de uma estrutura colaborativa que seja funcional, precisa envolver e engajar os atores em torno de um objetivo comum, dando voz a todos os “*stakeholders*”. Do contrário, não há construção de capital social e, sem isso, dificilmente a governança do sistema socioecológico será adaptativa e resiliente.

A escolha de aprender fazendo, através do caráter de “piloto” dado aos projetos, na prática não aconteceu. Além de ter as expectativas de geração de aprendizagem, trocas e construção coletiva de objetivos comuns terem sido frustradas, os projetos revelaram-se

de custo e riscos altos, e com poucos resultados tangíveis, como concluíram Santos et al. (2020).

Apesar das dificuldades terem se sobressaído, o esforço de colocar os projetos em prática abriu um caminho amplo para o desenvolvimento institucional de todos os atores participantes. Se de um lado a influência das grandes forças internacionais gera constrangimentos e burocracia, por outro, abre a possibilidade para o desenvolvimento institucional, já que se apresenta como um norte, um rumo sob o qual as instituições se orientam e se colocam em marcha.

Diante do que se observou ao longo da pesquisa, não seria exagero destacar como aspectos positivos o potencial de sensibilização ambiental que o projeto apresenta; o impacto, sobretudo para o pequeno produtor, na regularização ambiental da propriedade rural; a ajuda financeira, embora pequena, representada pelo pagamento do PSA; o fortalecimento de vínculos institucionais até então corroídos, como um possível aumento da confiança no governo e nas instituições públicas e, por último, mas não menos importante, a possibilidade de reposicionamento do agricultor que, através do PSA e do discurso dos serviços ecossistêmicos, volta a ter importância.

Porém, todo esse potencial pode ser desperdiçado se a mecânica de desenvolvimento do projeto não for adequada ao contexto onde os fenômenos ambientais de interesse ocorrem.

Com a literatura fornecendo sinais cada vez mais claros em direção aos elevados custos de transação envolvidos na implementação de esquemas de PSA, diante das incertezas e as imprevisibilidades dos sistemas socioecológicos e considerando o peso das trajetórias institucionais e suas fragilidades, as análises indicam que é preciso pensar com muita cautela antes de decidir investir em PSA com base em mercado, seguindo os modelos que se apresentam

O PSA teve uma importância estratégica ao ocupar uma lacuna, um espaço de integração para a gestão de diferentes dimensões do problema ambiental. Ademais, as experiências chegando ao chão demonstram ser possível promover transformações no ambiente institucional para perseguir um objetivo.

E esse papel articulador do PSA foi reconhecido pela Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021, que ao instituir a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA)<sup>150</sup>, estabeleceu no §1º do inciso XIV do artigo 4º que a PNPSA deverá estar

---

<sup>150</sup> Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm#:~:text=LEI%20N%C2%BA%2014.119%2C%20DE%2013%20DE%20JAN](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm#:~:text=LEI%20N%C2%BA%2014.119%2C%20DE%2013%20DE%20JAN)

integrada à:

*“Política Nacional do Meio Ambiente, à Política Nacional da Biodiversidade, à Política Nacional de Recursos Hídricos, à Política Nacional sobre Mudança do Clima, à Política Nacional de Educação Ambiental, às normas sobre acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade e, ainda, ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e aos serviços de assistência técnica e extensão rural”.*

Em um cenário de instituições frágeis, descoordenadas e pouco eficientes e ainda sujeitas ao “*rent-seeking*” e à lei de ferro das oligarquias, é preciso muito cuidado quando se planeja a estruturação de um sistema de governança colaborativo. Ainda mais com viés de mercado.

Se a construção do sistema colaborativo não acontece no nível mais básico onde ocorre o problema, ainda que de forma induzida, as relações entre os atores dificilmente serão sustentáveis, e não havendo formação de capital social, a capacidade do sistema de superar adversidades fica extremamente reduzida, desgastando a estrutura até que ela pare de funcionar, ou acabe o dinheiro.

Os resultados da pesquisa sugerem que seguir a lógica de mercado, que em última instância eleva a pressão sobre os estoques de capital natural para além da sua condição de equilíbrio (perda da resiliência), não parece muito apropriado insistir nessa mesma lógica para induzir a conservação e proteção ambiental.

Parece mais sensato identificar as institucionalidades existentes e, a partir delas, estabelecer uma via de mão dupla entre os formuladores de política e o público alvo, modulada pelas características do problema ambiental que se queria resolver, pactuando compromissos através de uma estrutura de governança mais verdadeiramente colaborativa, baseada mais na sensibilização do coração dos atores do que nas suas carteiras, parafraseando Mccauley (2006).

### 5.2.3 Conclusão

A análise do ajuste institucional revela o quão é complexo e difícil gerenciar sistemas socioecológicos em um contexto de fragilidade institucional, indisponibilidade de informações, burocracia excessiva e dificuldades técnicas e operacionais.

Considerando o tamanho e a localização das intervenções em relação ao território da bacia hidrográfica, é de se esperar que os efeitos do projeto na funcionalidade dos

sistemas naturais fiquem restritos à escala local, no nível da propriedade se, e somente se, houver continuidade das ações de manutenção por parte dos produtores beneficiados, sobretudo em Petrópolis, onde as condições de degradação ambiental das áreas selecionadas estão bastante avançadas.

O ineditismo do tema, a indisponibilidade de competências técnicas, sobretudo na etapa de desenho e elaboração dos projetos, somados à dependência da trajetória e a origem pública dos recursos financeiros, tornaram a capacidade de resposta institucional lenta e incompatível com a natureza das intervenções, que demandam capacidade adaptativa e autonomia das partes envolvidas para dar as respostas necessárias.

Apesar das intervenções virem ao encontro das expectativas dos produtores rurais, a forma como os projetos foram implementados não foi capaz de gerar engajamento por parte deles, que não se sentiram responsáveis pelas ações no interior de suas propriedades.

Se de um lado as ONGs, no papel de entidade executora, tiveram dificuldades para executar as ações, sobretudo por limitações financeiras, por outro, sua capacidade de mobilização e sua motivação em promover uma transformação efetiva da realidade precisam ser destacados.

E como ficou bem nítido no caso de Carapebus, os interesses da ONG foram muito além do cumprimento das obrigações contratuais, o que parece ter sido reconhecido pelos produtores que se mantiveram engajados pelo menos até o momento das entrevistas, apesar de não terem recebido os pagamentos pactuados.

A burocracia administrativa precisa ser revista para melhor se ajustar às características dos sistemas socioecológicos. Modelos cartesianos, previsíveis, mostram-se completamente limitados quando aplicados a sistemas complexos e imprevisíveis, como são os investimentos em infraestrutura natural.

E, justamente por se tratar de complexidades e particularidades, as soluções para os problemas ambientais, como já dizia Ostrom (1990), precisam surgir o mais próximo possível do problema, baseados nos recursos locais. Políticas descontextualizadas, que via de regra desconsideram as especificidades locais, dificilmente irão lograr êxito, já que a sua implementação acontece na realidade concreta por meio das institucionalidades existentes.

Deste modo, conclui-se que políticas participativas, plurais, capitaneadas por lideranças que gozam de prestígio e legitimidade, construídas com base no conhecimento técnico, mas também no empírico, respeitando os limites institucionais que se

apresentam, certamente, tenderão a apresentar um melhor ajuste institucional e, por consequência, mais eficácia.

De forma estilizada, conclui-se que o ajuste institucional, tal qual compreendido por Epstein et al. (2015) e Vatn e Vedeld (2012) ficou assim (Figura 26):

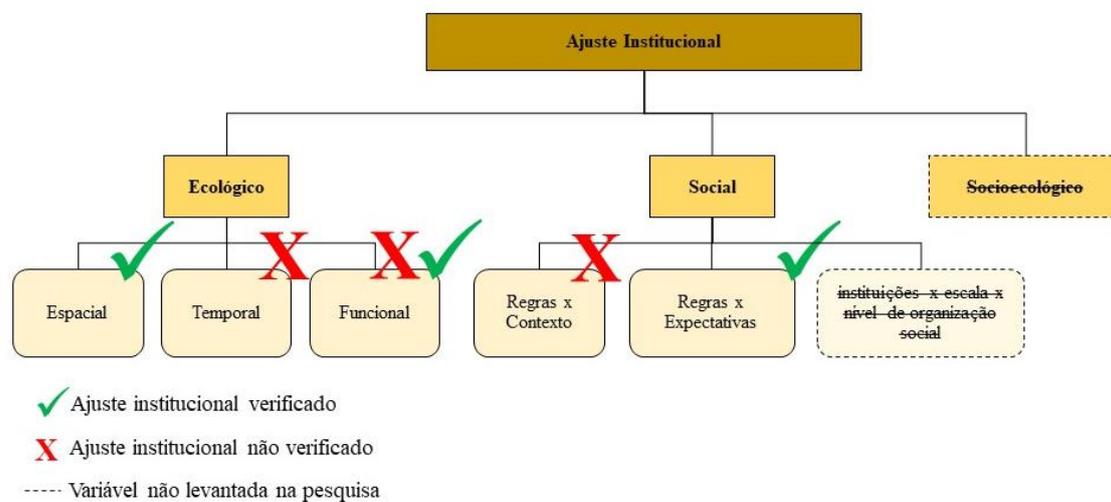


Figura 26. Resultado da análise de ajuste institucional nos estudos de caso analisados. Em relação à dimensão funcional do ajuste institucional do tipo ecológico, verificou-se ajuste apenas na escala das intervenções, em nível de propriedade.

## 6 CONCLUSÕES

O estudo do PSA a partir das experiências no estado do Rio de Janeiro revelou que a introdução do mecanismo foi resultado de uma coalizão de forças impulsionadas por atores relevantes na esfera global, como o Banco Mundial e grandes ONGs internacionais, que buscavam, à época, implementar esquemas de PSA baseados na expectativa da superioridade da sua eficiência quando comparados com os instrumentos habituais de comando e controle.

Paralelamente, o ambiente de grandes transformações políticas e institucionais que vivia o Rio de Janeiro à época, a exemplo da criação do INEA e a consolidação do sistema de gestão de recursos hídricos, demonstrava uma mudança de perspectiva, ou como destacou Castello Branco (2015), uma mudança na forma de pensar e agir, que se traduzia em uma maior abertura e predisposição à inovação.

A eficiência do PSA, fortemente propagada e reforçada no discurso de diferentes comunidades epistêmicas (RODRÍGUEZ DE FRANCISCO; BOELEN, 2015), o elevado grau de dependência hídrica do Estado do Rio de Janeiro em relação à bacia do Rio Paraíba do Sul, seu principal manancial de abastecimento público – evidenciando a existência de um capital moral compartilhado por diferentes atores, como colocado por Stokols, Lejano e Hipp (2013) –, e o ambiente institucional em processo de reorganização tornavam o investimento no PSA uma aposta atraente, ainda mais quando se observa a compatibilidade entre ela e os interesses locais nos territórios onde as primeiras experiências foram concebidas.

A trajetória das instituições envolvidas na consolidação dessas experiências pioneiras parece ter sido fundamental no desenho do modelo institucional, além, é claro, das condições contextuais e dos arranjos institucionais pré-existentes.

O FUNBOAS por exemplo, derivado do projeto CAM, foi concebido partilhando informações e perspectivas de atuação com os técnicos do Programa Rio Rural (que estava em fase de concepção), o que acabou direcionando o esquema para uma lógica de incentivos, voltado para induzir a adoção de práticas produtivas mais sustentáveis pelos produtores, demonstrando aderência local.

Já o PAF Guandu, que sofreu influência do modelo de Extrema-MG, tendo em comum a participação da TNC na sua concepção e formação do arranjo institucional, acabou seguindo a lógica dos pagamentos como forma de compensação para incentivar a conservação e a restauração florestal.

O desenvolvimento do PSA na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul foi completamente diferente. Diante da pressão que a AGEVAP sofria por parte de alguns membros do CEIVAP (e de representantes dos comitês afluentes) para implementar um mecanismo de PSA na bacia, ela chamou para si a responsabilidade de viabilizar o mecanismo, concebendo o Programa PSA Hídrico do CEIVAP inspirado no modelo de arranjo institucional e governança do PAF Guandu. Aqui, evidencia-se o problema da replicação de “modelos bem-sucedidos” onde acredita-se que o que deu certo em um lugar, em seu contexto específico, pode dar em outro, completamente diferente, como advertiram diversos estudiosos, tais como Chan et al. (2017); Clement (2012); Lejano (2002); Ostrom e Cox (2010); Young (2002) e Ostrom (1990).

Os dados levantados sugerem que a introdução do PSA pela AGEVAP se mostrou muito mais como resultado de uma decisão política do que resultado de um processo de análise e escolha e, talvez por isso, o processo de mudança institucional experimentado pela AGEVAP tenha se caracterizado como do tipo deslocamento, conforme definiram Mahoney e Thelen (2010). A contratação dos projetos de PSA significava algo completamente novo dentro da trajetória institucional da agência, diferentemente das mudanças institucionais que ocorreram por agregação, como observado no caso PAF Guandu e FUNBOAS, onde as instituições já vinham construindo as bases que foram utilizadas para implementação do mecanismo.

A indisponibilidade de informações, limitações da capacidade técnica e institucional dos atores mais a burocracia administrativa, sobretudo em se tratando de gasto público, foram determinantes na concepção do desenho do Programa e na qualidade da elaboração, seleção e execução dos projetos.

Assim como outras experiências de PSA analisadas na literatura (FIORINI et al., 2020; WUNDER et al., 2020; BÖRNER et al., 2017; FERRARO, 2012; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010), incluindo o PAF Guandu, problemas de priorização de áreas (*targeting*) e seleção adversa foram identificados. Tendo sido o PSA introduzido pela AGEVAP de forma centralizada e descontextualizada, logo, como demonstrado em Baehler e Biddle (2018); Hamilton (2018); Corbera (2012); Muradian e Rival (2012) e Armitage et al. (2009), a formação de capital social ficou prejudicada, refletindo negativamente no funcionamento colaborativo da estrutura de governança (ANSELL; GASH, 2008) e no ajuste institucional (EPSTEIN et al., 2015; VATN; VEDEL, 2012; FOLKE et al., 2007).

O distanciamento dos produtores em todas as etapas do processo é uma constatação importante. A participação e as noções de justiça e equidade afetaram o engajamento dos atores. Como os produtores rurais não se sentiram parte ativa do projeto, sua participação não foi capaz de gerar um senso de responsabilização pelas ações implementadas. Isto coloca em risco as ações futuras de manutenção (que passam a depender dos produtores após o término dos contratos) que, se não forem realizadas de forma adequada, todos os resultados ambientais do projeto poderão cair por terra. Ademais, o fato dos projetos soarem como “um presente” dado ao produtor, sem exigir praticamente nada em troca, também contribuiu para isso, como sugerem os dados levantados nesta pesquisa.

O ineditismo do mecanismo e o esforço para colocar a máquina pública em movimento dependeram fortemente da atuação das lideranças, seja no convencimento das pessoas (agentes públicos e produtores rurais), seja na facilitação e encaminhamento dos trâmites administrativos e burocráticos, reforçando a importância do trabalho cotidiano, “mundano”, como destacaram Jespersen e Gallemore (2018).

A análise do ajuste institucional evidenciou que os projetos apresentaram limitada capacidade de sofrer adaptação e ajuste ao longo da sua execução, o que é considerado de extrema importância para a governança e a resiliência de sistemas socioecológicos (CLEAVER; WHALEY, 2018; STOKOLS; LEJANO; HIPPI, 2014; GALAZ et al., 2008; LEBEL et al., 2006, OLSSON; FOLKE; BERKES, 2004).

Em relação à dimensão espacial do ajuste institucional ecológico, como os atores atuam dentro do território da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, que corresponde aos limites institucionais da AGEVAP, logo houve ajuste, excetuando o caso específico de Carapebus, que não drena suas águas para o Rio Paraíba do Sul.

Em relação à dimensão funcional foi diferente. A área de abrangência dos problemas ambientais é infinitamente superior em relação à abrangência dos projetos, não havendo, portanto, ajuste na escala da paisagem (VATN; VEDEL, 2012; GALAZ et al., 2008; YOUNG, 2002). Porém, considerando que intervenções diretas no solo são importantes para a dinâmica dos ecossistemas, por exemplo, ao protegê-lo da erosão, considera-se que no nível da propriedade, houve ajuste, porém, em escala e proporções muito pequenas (LAL, 2014).

Por fim, em relação à dimensão temporal, os problemas de falta de ajuste foram mais evidentes, a exemplo do próprio tempo de duração dos projetos, insuficiente para garantir a sustentabilidade das ações implementadas. Além disso, como constatado na pesquisa, as respostas institucionais para a solução dos problemas em campo dificilmente eram

dadas dentro de um prazo razoável, por questões de burocracia e verticalização do poder de tomada de decisão.

No que tange ao ajuste institucional social, verificou-se que o desconhecimento generalizado dos atores sobre o tema e a capacidade limitada dos participantes de acessar meios e recursos acabaram frustrando as expectativas geradas, tornando as regras de execução e controle adotadas incompatíveis com os seus contextos de implementação. Entretanto, considerando que o objetivo dos projetos era, em última análise, incrementar o capital natural na bacia, havia uma superposição com os interesses e objetivos dos produtores, que se mostravam engajados com a causa ambiental mesmo antes da existência dos projetos, como sugerem os dados analisados.

Seguindo este mesmo diapasão, observou-se, nos casos analisados, que os objetivos do projeto também se alinhavam aos valores e à missão das entidades executoras, majoritariamente ONGs. Ao aprofundar o estudo dos casos, verificou-se que os objetivos da Redeh e da Ecoanzol foram além das obrigações contratuais, embora isso tenha ficado mais claro em Carapebus.

Preocupada em resgatar a autoestima do produtor e promover uma transformação da realidade local, a Ecoanzol implementou diversas ações, como cursos e capacitações, preocupada com a saúde e qualidade de vida daquela comunidade, assim como buscou meios próprios para proporcionar mais acesso a bens e recursos (ao viabilizar por conta própria equipamentos e acesso à internet) e dar maior empoderamento à liderança local. Essas ações foram fundamentais para o aprofundamento dos vínculos construídos (capital social) que sustentaram a mobilização dos produtores mesmo diante da descontinuidade das ações e da ausência de pagamentos.

Sendo assim, pode-se concluir, a partir dos casos analisados, que não é muito produtivo insistir em uma lógica baseada em mercado ao passo que, o que faz realmente diferença, o capital moral existente (STOKOLS; LEJANO; HIPPEL, 2013), não foi considerado pela política. Este aspecto, pelo que tudo indica, explica, em grande parte, a falta de engajamento dos atores (o que refletiu no não funcionamento da UGP, por exemplo). Como se observou, a atuação dos produtores (público alvo dos projetos) foi muito mais determinada pelos costumes e padrões morais de comportamento do que pelas regras estabelecidas pelo projeto.

Ao analisar a trajetória da agenda do PSA no contexto do Estado do Rio de Janeiro, verifica-se que, apesar das incertezas em termos dos impactos na adicionalidade na

geração de serviços ecossistêmicos, o esforço empregado para implementar os projetos trouxe alguns ganhos institucionais através do seu processo de bricolagem.

Ao ocupar um vazio institucional importante na agenda ambiental fluminense, o PSA proporcionou um ganho em assertividade para a ação pública, ao oferecer um objetivo comum, em torno do qual os atores se mobilizaram para persegui-lo. E as aprendizagens ao longo do processo favoreceram a revisão da própria política, que agora se encaminha para uma agenda mais ampla e abrangente, mas que por outro lado se operacionaliza de forma mais direcionada e objetiva, que é a Proteção de Mananciais.

Ao longo da sua trajetória, percebe-se que o PSA vem deixando de ser encarado como um fim em si mesmo, passando agora a ser considerado mais um, dentre outros, mecanismo de investimento em infraestrutura natural. Essa mudança de perspectiva, assim como todo o percurso do PSA analisado neste trabalho, reforçam a importância do caráter participativo e descentralizado da política das águas, que se mostrou resistente, a exemplo do episódio do arresto dos recursos do FUNDRHI, e ao mesmo tempo resiliente e adaptativo, por ter conseguido materializar o conceito do PSA e alçá-lo a uma condição de política de estado.

A partir do enquadramento teórico utilizado e dos resultados observados pela pesquisa, buscar aproximar o texto do contexto, como sugeriu Lejano (2012), de forma construtivista e dialética, como propuseram Guba e Lincoln (2011), é diferencial para fazer emergir os aspectos simbólicos existentes “entre os atores”, tal qual sugeriu Lejano (2019). E esses mesmos aspectos simbólicos é que dão legitimidade às categorias de análise empregadas nessa pesquisa.

Como posto por van Hecken e Bastiaensen (2015), adotar uma perspectiva mais orientada para o ator, considerando questões de poder, conhecimento, significado e desigualdades, permite lançar novos olhares sobre a política de PSA, ou “desfetichizá-lo” como eles sugeriram, contribuindo assim para uma compreensão mais ampla de como intervenções políticas pré-concebidas se materializam e se adaptam na prática.

A pesquisa evidenciou que o pagamento de PSA teve uma importância secundária, diminuta, para os produtores rurais. O viés distributivo dos projetos e a superposição de seus objetivos com os interesses e valores intrínsecos dos produtores foi o que, na verdade, atraiu e mobilizou os produtores. A incorporação de uma lógica de mercado, introduziu uma densa camada de burocracia administrativa que em nada beneficiou a assertividade e efetividade das ações. Diante disso, apelar para o coração dos produtores

ao invés de suas carteiras, como sugeriu Mccauley (2006), parece fazer muito mais sentido.

Importar soluções exógenas, ainda mais quando sua demanda é criada de maneira artificial e sua eficiência fundamentada mais no discurso do que na evidência empírica, (fazendo com que a solução venha antes do problema), além de poder tornar a política inócua, pode contribuir para fortalecer inequidades e assim erodir o capital social existente.

Sendo assim, antes de empreender qualquer iniciativa voltada para a gestão de sistemas socioecológicos, é necessário reconhecer previamente se os dados e as competências disponíveis são minimamente adequadas e, como bem recomendaram Ostrom e seus colegas da escola dos *commons*, lembrar que, quanto mais próxima estiver a solução do problema, maior será sua aderência institucional e mais condições os atores terão para agir, diminuindo os custos de transação e aumentando as chances de sucesso da política.

## 6.1. Sugestões para Pesquisas Futuras

Ao alargar o quadro interpretativo sobre como o instrumento de PSA pode ser interpretado e analisado, parece importante aprofundar a relação existente entre a estrutura institucional e o contexto.

Explorar outros casos do Programa PSA Hídrico CEIVAP – em um nível de profundidade maior do que fizeram Santos et al. (2020), que consideraram apenas aspectos numéricos, como se todos os esquemas fossem iguais, em contextos semelhantes –, escolhidos a partir de diferenças previamente determinadas, parece útil para ajudar a compreender o que fez a diferença para o alcance dos resultados.

Uma fronteira de pesquisa que parece ser importante avançar seria a investigação de formas mais flexíveis de execução do gasto público, para torná-lo mais ajustado às características dos sistemas socioecológicos, bem como o desenvolvimento de mecanismos e/ou procedimentos que facilitem a contextualização das políticas concebidas.

A lacuna que existe em termos de coordenação e planejamento de políticas públicas também é um campo que precisa ser aprofundado. Isto posto, é preciso questionar e rediscutir o pacto federativo e sua distribuição de competências e responsabilidades. E, mediante as capacidades técnicas e institucionais, definir diretrizes de atuação concertada entre os diferentes centros de tomada de decisão, orientando e dando maior assertividade à ação pública, facilitando o *enforcement* e aumentando o *accountability* à medida em que as promessas, expectativas e realizações se tornam mais alinhadas.

Como visto, o PSA no Rio de Janeiro teve um enorme potencial de coordenação de políticas públicas ao colocar em movimento várias instituições em torno de um objetivo comum. Identificar como utilizar esse potencial para outras políticas que sejam mais pragmáticas e objetivas, sejam elas ambientais ou não, também será bastante útil para os gestores e formuladores de política. E o primeiro passo é reconhecer as intitucionalidades existentes e suas capacidades de atuação.

Por fim, evoluir no entendimento sobre a integração e complementariedade de políticas existentes com novos instrumentos a serem introduzidos, utilizando abordagens como *policy mix*, busca promover a compreensão e colaboração intersetorial em diferentes níveis de governança. Só assim novas estruturas de governança poderão ser formuladas para serem mais colaborativas e efetivas.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABERS, R.N. Pensando politicamente a gestão da água. In: ABERS, R.N. (Org.). **Água e política**. SP, ANNABLUME, 2010. p. 13-36.

ABERS, R.N.; KECK, M.E. Mobilizing the state: The erratic partner in Brazil's participatory water policy. **Politics and Society**, 37(2), 2009. p. 289–314. <https://doi.org/10.1177/0032329209334003>

ABRÚCIO, F.L.; OLIVEIRA, V. Governança do Sistema Nacional de Recursos Hídricos: a visão dos atores. In: LIMA, L. L.; RODRIGUES, M. I. A. (Org.). **Campo de Públicas em ação: coletânea em teoria e gestão de políticas públicas**. Porto Alegre: UFRGS/CEGOV, 2017. p. 157-176.

ACSELRAD, M. V.; AZEVEDO, J. P. S., FORMIGA-JOHNSSON, R. M. Cobrança pelo uso da água no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (2004–2013): Histórico e desafios atuais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 20(2), 2015. p. 199–208. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000112026>

ACSELRAD, M.V.; PEREIRA, L.F.M.; FORMIGA-JOHNSSON, R.M.; RAMOS, M. O **Processo de Implementação da Cobrança pelo Uso da Água no Estado do Rio de Janeiro**. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 18 Anais. Mato Grosso do Sul: ABRH, 2009. 20 p.

ADHIKARI, B.; AGRAWAL, A. Understanding the social and ecological outcomes of PES projects: A review and an analysis. **Conservation and Society**, 11(4), 2013. p. 359–374. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.125748>

ADHIKARI, B.; BOAG, G. Designing payments for ecosystem services schemes: Some considerations. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 5(1), 2013. p. 72–77. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.11.001>

ADHIKARI, S.; BARAL, H. Governing Forest Ecosystem Services for Sustainable Environmental Governance: A Review. **Environment**. 2018p. 1–13. <https://doi.org/10.3390/environments5050053>

ALIX-GARCIA, J.; WOLFF, H. Payment for Ecosystem Services from Forests. **Annual Review of Resource Economics**, 6(1), 2014. p. 361–380. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100913-012524>

ALVEZ-MAZZOTTI, A.J. Usos e abusos dos estudos de caso. **Cadernos de Pesquisa**, v.36, n.129, 2006. p.637-651.

ANSELL, C.; GASH, A. Collaborative governance in theory and practice. **Journal of Public Administration Research and Theory**, 18(4), 2008. p. 543–571. <https://doi.org/10.1093/jopart/mum032>

ARMITAGE, D. R.; PLUMMER, R.; BERKES, F.; ARTHUR, R. I.; CHARLES, A. T.; DAVIDSON-HUNT, I. J.; ... WOLLENBERG, E. K. Adaptive co-management for social-ecological complexity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 7(2), 2009. p. 95–102. <https://doi.org/10.1890/070089>

ARRIAGADA, R. A.; FERRARO, P. J.; SILLS, E. O.; PATTANAYAK, S. K.; CORDERO-SANCHO, S. Do Payments for Environmental Services Affect Forest

Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica. **Land Economics**, 88(2), 2012. p. 382–399. <https://doi.org/10.3368/le.88.2.382>

ARRIAGADA, R.A.; SILLS, E.O.; PATTANAYAK, P.K.S.; FERRARO, P. J. **Combining Qualitative and Quantitative Methods to Evaluate Participation in Costa Rica 's Program of Payments for Environmental Services.** (c), 2009. p. 343–367. <https://doi.org/10.1080/10549810802701192>

ASLANBEIGUI, N.; MEDEMA, S. G. Beyond the Dark Clouds: Pigou and Coase on Social Cost. **History of Political Economy**, 30(4), 1998. p. 600–625. <https://doi.org/10.1215/00182702-30-4-601>

AYRES, R.U.; VAN DEN BERGH, J.C.J.M.; GOWDY, J.M. **Viewpoint: Weak versus Strong Sustainability.** Tinbergen Institute Discussion Papers. Tinbergen Institute: Amsterdam, The Netherland, 1998; p. 98–103.

BAEHLER, K. J.; BIDDLE, J. C. Governance for adaptive capacity and resilience in the U.S. water sector. **Ecology and Society**, 23(4), 2018. <https://doi.org/10.5751/ES-10537-230424>

BARBOZA, R.S. **Caracterização das bacias aéreas e avaliação da chuva oculta nos contrafortes da serra do mar.** Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais. Rio de Janeiro: Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2007. 68p.

BARDIN, L. **Análise de conteúdo.** Lisboa: Edições 70. 1977

BARNAUD, C.; ANTONA, M. Deconstructing ecosystem services : Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. **Geoforum** 56, 2014. p. 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>

BARNAUD, C.; CORBERA, E.; MURADIAN, R.; SALLIOU, N.; SIRAMI, C., VIALATTE, A.; CHOISIS, J. Ecosystem services , social interdependencies , and collective action: a conceptual framework. **Ecology and Society** 23(1):15, 2018.

BERKES, F. Rethinking community-based conservation. **Conservation Biology**, 18(3), 2004. p. 621–630. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00077.x>

BERKES, F. Devolution of environment and resources governance : trends and future. **Environmental Conservation** 37 (4), 2010. p. 489–500. <https://doi.org/10.1017/S037689291000072X>

BERKES, F.; FOLKE, C. (Eds.). **Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience.** Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1988.

BERNARDO, K.T. **Avaliação da efetividade de esquemas de pagamentos por serviços ambientais hídricos: proposta metodológica.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2016. 236p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** São Paulo: Ícone, 1993. 55p.

BIGGS, R.; SCHLÜTER, M.; BIGGS, D.; BOHENSKY, E. L.; BURNSILVER, S.; CUNDILL, G.; ... WEST, P. C. Toward Principles for Enhancing the Resilience of

Ecosystem Services. **Annual Review of Environment and Resources**, 37(1), 2012. p. 421–448. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>

BISHOP, J. LANDELL-MILLS, N. Serviços Ambientais Florestais: Informações Gerais. In: PAGIOLA, S., BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. (Orgs.) **Mercados para serviços ecossistêmicos**. RJ, REBRAAF, 2005. p. 9-20.

BISWAS, A.K.; TORTAJADA, C. Future Water Governance: Problems and Perspectives. **Water Resources Development**. Vol. 26 (2), p. 129-139. 2010.

BOTELHO, R.G.M. & SILVA, A.S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A.C. e GUERRA, A.J.T. (Org.). **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. Bertrand Brasil: Rio de Janeiro, 2004p. 153 –192.

BOTELHO, R.G.M. Planejamento Ambiental em Microbacia Hidrográfica. In GUERRA, A.J.T; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Orgs.). **Erosão e conservação dos solos – conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 269-300, 1999.

BOULDING, K.E. The economics of the coming spaceship earth. In: Jarrett, H. (Ed.), **Environmental quality in a growing economy**. John Hopkins University Press, Baltimore, USA, 1966.

BLUNDO-CANTO, G.; BAX, V.; QUINTERO, M.; CRUZ-GARCIA, G. S.; GROENEVELD, R. A.; PEREZ-MARULANDA, L. The Different Dimensions of Livelihood Impacts of Payments for Environmental Services (PES) Schemes: A Systematic Review. **Ecol. Econ.**, 149, 2018. p. 160–183. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.03.011>

BÖRNER, J.; BAYLIS, K.; CORBERA, E.; EZZINE-DE-BLAS, D.; HONEY-ROSÉS, J.; PERSSON, U. M.; WUNDER, S. The Effectiveness of Payments for Environmental Services. **World Development**, 96, 2017. p. 359–374. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.03.020>

BOTS, P. W. G.; SCHLÜTER, M.; SENDZIMIR, J. A framework for analyzing , comparing , and diagnosing social-ecological. **Ecology and Society** 20(4):18, 2015.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecol. Econ.**, 63(2–3), 2007. p. 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>

BRAGA, B.P.F.; FLECHA, R.; PENNA, D.S.; KELMAN J. A Reforma Institucional do Setor de Recursos Hídricos. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**, 3rd Edition. Escrituras Editora. 2006. p. 639-674.

BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual Review of Environment and Resources**, 32(1), 2007. p. 67–98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>

BREMER, L. L.; FARLEY, K. A.; LOPEZ-CARR, D. What factors influence participation in payment for ecosystem services programs? An evaluation of Ecuador's SocioPáramo program. **Land Use Policy**, 36, 2014. p. 122–133. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.08.002>

BRITTO, A.N.A.L.; FORMIGA-JOHNSON, R. M., CARNEIRO, P. R. F. F. Abastecimento Público e Escassez Hidrossocial na Metrópole do Rio de Janeiro 1. **Ambiente & Sociedade**, XIX(1), 2016, p. 185–208.

BROMLEY, D. W. Environmental governance as stochastic belief updating: Crafting rules to live by. **Ecology and Society**, 17(3), 2012. <https://doi.org/10.5751/ES-04774-170314>

BROOKS, J.; WAYLEN, K.A.; MULDER, M.B. Assessing community-based conservation projects: A systematic review and multilevel analysis of attitudinal, behavioral, ecological, and economic outcomes. **Environmental Evidence**, 2013. p. 1–34. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.017>

BUENO, N.P. Possíveis Contribuições da Nova Economia Institucional à Pesquisa em História Econômica Brasileira: Uma Releitura das Três Obras Clássicas Sobre o Período Colonial. **Est. Econ.** 34(4): 777-804. São Paulo. 2004.

CAINE, K. J. CLEAVER, Frances. Development through Bricolage: Rethinking Institutions for Natural Resources Management. **Society & Natural Resources**, 27(2), 2014. p. 226–230. <https://doi.org/10.1080/08941920.2013.821380>

CALVET-MIR, L.; CORBERA, E.; MARTIN, A.; FISHER, J.; GROSS-CAMP, N. Payments for ecosystem services in the tropics: A closer look at effectiveness and equity. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 14(June), 2015. p. 150–162. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.001>

CAMERON, R.W.F.; BLANUŠA, T. Green infrastructure and ecosystem services - is the the devil in the detail? **Annals of Botany**, 118(3), 377–391. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw129>

CARLSSON, F.; JOHANSSON-STENMAN, O. Behavioral Economics and Environmental Policy. **Annual Review of Resource Economics**, 4(1), 2012. p. 75–99. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-110811-114547>

CASH, D. W.; ADGER, W. N.; BERKES, F.; GARDEN, P.; LEBEL, L.; OLSSON, P. Scale and Cross-Scale Dynamics : Governance and Information in a Multilevel World. **Ecology and Society** 11(2): 8, 2006.

CASTELLO BRANCO, M.R., 2015. **Pagamento por serviços ambientais: da teoria à prática / Maurício Ruiz Castello Branco**. ITPA, Rio Claro (RJ), 2015. 188p.

CASTRO, B.S.; YOUNG, C.E.F.; PEREIRA, V.S. Iniciativas estaduais de pagamentos por serviços ambientais: análise legal e seus resultados. **Revista Iberoamericana de Economia Ecológica**. 2018. v. 28, n.2.

CECHIN, A.; VEIGA, J.E. A economia ecológica e evolucionária de Georgescu-Roegen. **Revista de Economia Política**, vol. 30, nº 3 (119), 2010. p. 438-454.

CLEAVER, F. **Development Through Bricolage: Rethinking Institutions for Natural Resource Management**. London: Routledge, 2012.

CHAN, K.M.A.; ANDERSON, E.; CHAPMAN, M.; JESPERSEN, K.; OLMSTED, P. Payments for Ecosystem Services: Rife With Problems and Potential—For Transformation Towards Sustainability. **Ecol. Econ.**, 140, 2017. p. 110–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.029>

- CHAN, K.M.; GOULD, R.K.; PASCUAL, U. Editorial overview: Relational values: what are they, and what's the fuss about? **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 35(December), 2018. A1–A7. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.11.003>
- CHOMITZ, K.M., BRENES, E., & CONSTANTINO, L. (1999). Financing environmental services: The Costa Rican experience and its implications. **Science of the Total Environment**, 240(1–3), 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00310-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00310-1)
- CLEAVER, F.; DE KONING, J. Furthering critical institutionalism. **International Journal of the Commons**, 9(1), 2015. p. 1–18. <https://doi.org/10.18352/ijc.605>
- CLEAVER, F.; WHALEY, L. Understanding process, power, and meaning in adaptive governance: A critical institutional reading. **Ecology and Society**, 23(2). 2018. <https://doi.org/10.5751/ES-10212-230249>
- CLEMENT, F. For critical social-ecological system studies: integrating power and discourses to move beyond the right institutional fit. **Environmental Conservation**, 40(01), 2012. p. 1–4. <https://doi.org/10.1017/s0376892912000276>
- CLOT, S.; GROLLEAU, G.; MÉRAL, P. Payment Vs. Compensation For Ecosystem Services: Do Words Have A Voice In The Design of Environmental Conservation Programs? **Ecol. Econ.**, 135, 299–303. p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.12.028>
- COELHO, N.R.; GOMEZ, A.S.; CASSANO C.R.; PRADO, R.B. Panorama das iniciativas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, no prelo. doi: 10.1590/S1413-415220190055
- CONTANZA, R.; DALY, H.; BARTHOLOMEW, J. Goals, agenda and policy recommendations for ecological economics. In: COSTANZA, R. (ed.) **Ecological economics: the science and management of sustainability**. Columbia University Press, New York, 1991, p. 1-21. <https://doi.org/10.1055/s-0029-1214156>
- CORBERA, E.; PACUAL, U. (2012). Ecosystem Services: Heed Social Goals. **Science** 335, 2012 p. 655–657.
- CORBERA, E. Problematizing REDD+ as an experiment in payments for ecosystem services. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 4(6), 2012. p. 612–619. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.010>
- COSTA, L.F.; FARIAS-JÚNIOR, J.E.F.; JOHNSON, R.M.F.; SILVA, L.D.D.; ACSELRAD, M.V. Crise hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul: enfrentando a pior estiagem dos últimos 85 anos. 2015. **INEANA**; Rio de Janeiro: INEA. P. 26-47.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M., HANNON, B.; ... VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, 387(6630), 1997. p. 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- COUDEL, E.; FERREIRA, J. N.; AMAZONAS, M. de C.; ELOY, L.; HERCOWITZ, M.; MATTOS, L. M.; MAY, P.; MURADIAN, R.; PIKETTY, M.-G.; TONI, F. The rise of PES in Brazil: from pilot projects to public policies. In: MARTINEZ-ALIER, J.; MURADIAN, R. (Ed.). **Handbook of ecological economics**. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing, 2015. cap. 18, p. 450-472.

COX, M. Diagnosing Institutional Fit. **Ecology and Society**, 17(4), 2012. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/26269227>

CRESWELL, J.W. Procedimentos Qualitativos. In: \_\_\_\_\_. **Projeto de Pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto**. 2. Ed. Porto Alegre: Artmed: Artmed, 2007, p. 185-210.

CRONA, B. I.; PARKER, J. N. Learning in support of governance: Theories, methods, and a framework to assess how bridging organizations contribute to adaptive resource governance. **Ecology and Society**, 17(1), 2012. <https://doi.org/10.5751/ES-04534-170132>

CUNHA, A.S. **Oportunidades para a coordenação de políticas agrícolas e ambientais no Brasil**. Santiago do Chile: CEPAL, 2005.

DAILY, G.C. Introduction: What Are Ecosystem Services? In: Daily, G.C., Ed., **Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**, Island Press, Washington DC, 1997. p. 1-10.

DAMASCENO, A.D.; KRANZ, P. Águas da Mata Atlântica 2: conservação de florestas e produção de água no campo. **INEANA**; Rio de Janeiro: INEA, 2019. p. 64-79.

DASGUPTA, S.; HAMILTON, K.; PAGIOLA, S.; WHEELER, D. Environmental economics at the World Bank. **Review of Environmental Economics and Policy**, 2(1), 2008. p. 4–25. <https://doi.org/10.1093/reep/rem025>

DAWSON, N.; COOLSAET, B.; MARTIN, A.; Justice and equity. In: SCHRECKENBERG, K.; MACE, G.; POUDYAL, M. **Ecosystem services and poverty alleviation**. Routledge Studies, 2018. p. 22-38.

DAWSON, N. M.; GROGAN, K.; MARTIN, A.; MERTZ, O.; PASGAARD, M.; RASMUSSEN, L. V. Environmental justice research shows the importance of social feedbacks in ecosystem service trade-offs. **Ecology and Society**, 22(3). 2017. <https://doi.org/10.5751/ES-09481-220312>

De GROOT, R.B.A.; HERMANS, L.M. Broadening the picture: Negotiating payment schemes for water-related environmental services in the Netherlands. **Ecol. Econ.**, 68(11), 2009. p. 2760–2767. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.008>

DE LIMA, L.S.; KRUEGER, T.; GARCÍA-MARQUEZ, J. Uncertainties in demonstrating environmental benefits of payments for ecosystem services. **Ecosystem Services**, 27, 2017. p. 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.005>

DECARO, D.A.; STOKES, M.K. Public participation and institutional fit: A social-psychological perspective. **Ecology and Society**, 18(4), 2013. <https://doi.org/10.5751/ES-05837-180440>

DEFRIES, R.; NAGENDRA, H. Ecosystem management as a wicked problem. **Science**, 356(6335), 2017. p. 265–270. <https://doi.org/10.1126/science.aal1950>

DENZIN, N.K.; LINCOLN, Y.S. Introdução: a disciplina e a prática da pesquisa qualitativa. In: \_\_\_\_\_. **O planejamento da pesquisa qualitativa: teorias e abordagens**. 2.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006, cap.1

- DIEGUES, A.C. **A ecologia política das Grandes ONGs Transnacionais Conservacionistas.** Nupaub, USP, 2008. <http://nupaub.fflch.usp.br/sites/nupaub.fflch.usp.br/files/color/papelongs.pdf>
- DERISSEN, S.; LATA CZ-LOHMANN, U. What are PES? A review of definitions and an extension. **Ecosystem Services**, 6, 2013. p. 12–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.002>
- DISWANDI, D. A hybrid Coasean and Pigouvian approach to Payment for Ecosystem Services Program in West Lombok: Does it contribute to poverty alleviation? **Ecosystem Services**, 23(62), 2017. p 138–145. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.005>
- DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecol. Econ.**, 69(9), 2010. p. 1858–1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- EHRlich, P.R., EHRlich, A.H., 1981. **Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species.** Random House, New York
- EKSTROM, J.A.; YOUNG, O.R. *Evaluating functional fit between a set of institutions and an Ecosystem.* **Ecology and Society** 14(2): 16, 2009.
- ELOY, L.; COUDEL, E.; TONI, F. Dossiê Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil. **Sustentabilidade em Debate.** Brasília, v. 4 (1), 2013. p. 17-20.
- ENGEL, S. The devil in the detail: A practical guide on designing payments for environmental services. **International Review of Environmental and Resource Economics**, 9(1–2), 2016, p.131–177. <https://doi.org/10.1561/101.00000076>
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecol. Econ.**, 65(4), 2008. p. 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- ENGLE, N. L.; LEMOS, M. C. Unpacking governance: Building adaptive capacity to climate change of river basins in Brazil. **Global Environmental Change**, 20(1), 2010. p. 4–13. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.07.001>
- EPSTEIN, G.; PITTMAN, J.; ALEXANDER, S.M.; BERDEJ, S.; DYCK, T.; KREITMAIR, U.; ... ARMITAGE, D. Institutional fit and the sustainability of social–ecological systems. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 14, 2015, p. 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.005>
- FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. **Ecol. Econ.**, 69(11), 2010. p. 2060–2068. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>
- FARRELL, K. N.; THIEL, A. Nudging evolution? **Ecology and Society**, 18(4). 2013. <https://doi.org/10.5751/ES-05945-180447>
- FERNANDES, L. S.; BOTELHO, R. G. M. Proposta Metodológica de Priorização de Municípios para Implantação de Programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 19, n. 4, p. 101-120, 2016
- FERRARO, P. J.; KISS, A. *Direct Payments to Conserve Biodiversity*, **Science**, vol 298, 2002 p. 1718-1719. <https://doi.org/10.1126/science.1078104>
- FERRARO, P.J.; HANAUER, M.M. Quantifying causal mechanisms to determine how

protected areas affect poverty through changes in ecosystem services and infrastructure. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 111(11), 2014. p. 4332–4337. <https://doi.org/10.1073/pnas.1307712111>

FERRARO, P. J. The Future of Payments for Environmental Services. **Conservation Biology**, 25(6), 2011. p 1134–1138. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01791.x>

FERRARO, P.J.; HANAUER, M.M. Advances in Measuring the Environmental and Social Impacts of Environmental Programs. **Annual Review of Environment and Resources**, 39(1), 2014, p. 495–517. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101813-013230>

FERRARO, P.J.; LAWLOR, K.; MULLAN, K.L.; PATTANAYAK, S. K. Forest figures: Ecosystem services valuation and policy evaluation in developing countries. **Review of Environmental Economics and Policy**, 6(1), 2012, p. 20–44. <https://doi.org/10.1093/reep/rer019>

FERRARO, P.J.; PATTANAYAK, S.K. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. **PLoS Biology**, Vol. 4, 2006. p. 482–488. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040105>

FERRARO, P.J. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. **Ecol. Econ.**, 65, 2007. p. 810–821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.029>

FERRARO, P.J. Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy. In: BIRNBAUM, M.; MICKWITZ P. (Eds.). **Environmental program and policy evaluation**. New Directions for Evaluation, 122, 2009. p. 75–84.

FERRARO, P.J. **Experimental projects designs in the Global Environment Facility: Designing projects to create evidence and catalyze investments to secure global environmental benefits**. A STAP advisory document. A STAP Advisory Document. Global Environment Facility, Washington, D.C. About, (May), 28, 2012. . Retrieved from [http://www.stapgef.org/experimental-project-designs-in-the-global-environment-facility/%5Cnactual report URL above, and:%5Cnwww.unep.org/stap](http://www.stapgef.org/experimental-project-designs-in-the-global-environment-facility/%5Cnactual%20report%20URL%20above,%20and:%5Cnwww.unep.org/stap)

FILOCHE, G. Playing musical chairs with land use obligations: Market-based instruments and environmental public policies in Brazil. **Land Use Policy**, 63, 2017. p. 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.012>

FISCHER, J.; GARDNER, T.A.; BENNETT, E.M.; BALVANERA, P.; BIGGS, R.; CARPENTER, S.; ... QUEIROZ, C. Advancing sustainability through mainstreaming a social – ecological systems perspective. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 14, 2015. p.144–149. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>

FISHER, B.; TURNER, R.K. Ecosystem services: Classification for valuation (Letter to the editor). **Biological Conservation**, 141, 2008. p. 1167–1169. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>

FISHER, B., TURNER, R.K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecol. Econ.**, 68(3), 2009. 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

FOLKE, C.; BERKES, F.. A systems perspective on the interrelations between natural, human-made and cultural capital. **Ecol. Econ.**, 5, 1992. p. 1–8.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S.; WALKER, B. Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. *Ambio*, 31(5), 2002. p. 437–440. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.437>

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T., GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 2004. p. 557–581. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>

FOLKE, C.; HAHN, T.; OLSSON, P.; NORBERG, J. Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 2005. p. 441–473. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511>

FOLKE, C.; PRITCHARD, L.; BERKES, F.; COLDING, J.; SVEDIN, U. The problem of fit between ecosystems and institutions: Ten years later. *Ecology and Society*, 12(1), 2007. <https://doi.org/10.5751/ES-02064-120130>

FORMIGA-JOHNSON, R.M.; FARIAS JUNIOR, J.E.F.; COSTA, L.F.; ACSERALD, M.V. Segurança hídrica do Estado do Rio de Janeiro face à transposição paulista de águas da Bacia Paraíba do Sul: relato de um acordo federativo”. *Revista Ineana* (Revista técnica do Instituto Estadual do Ambiente, RJ), v3, 2015. p. 48-69.

FRANCO, M.L.P.B. **Análise de conteúdo**. Brasília: Plano, 2003.

FRANK, B. Formação e experiência: os organismos de bacia hidrográfica são capazes de lidar com a complexidade da gestão de recursos hídricos? In: ABERS, R.N. (Org.). **Água e política**. SP, ANNABLUME, 2010. p. 39-68.

FULGÊNCIO, L.G. **Programas de pagamento por serviços ambientais na gestão dos recursos hídricos: a experiência do FUNBOAS na bacia Lagos São João - RJ**. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. Rio de Janeiro, 2012. 152f.

GALAZ, V.; OLSSON, P.; HAHN, T.; FOLKE, C.; SVEDIN, U. The Problem of Fit among Biophysical Systems, Environmental and Resource Regimes, and Broader Governance Systems: Insights and Emerging Challenges. In **Institutions and Environmental Change**, 2008. <https://doi.org/10.7551/mitpress/9780262240574.003.0005>

GARCIA, J.M. **Impactos das formigas cortadeiras sobre juvenis de espécies arbóreas em áreas de restauração florestal**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Londrina, 2015. 97f.

GARCÍA-AMADO, R.L.; PÉREZ, M.R.; GARCÍA, S.B. Motivation for conservation: Assessing integrated conservation and development projects and payments for environmental services in la sepultura biosphere reserve, mexico, chiapas. *Ecol. Econ.*, 89, 2013. p. 92–100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.02.002>

GASKELL, G. Entrevistas individuais e grupais. In BAUER, M.W.; GASKELL, G. (Eds.). **Pesquisa qualitativa com texto, imagem e som: um manual prático**. Petrópolis, RJ: Vozes, 2002. Cap. 3.

- GLASER, B.G.; STRAUSS, A.L. (1967). **The Discovery of grounded theory: strategies for qualitative research**. New York: Aldine.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P.L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecol. Econ**, 69(6), 2010. p. 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- GRAY, D.H., SOTIR, R. **Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization**. John Wiley, NY, 1996. 337 p.
- GUBA, Egon G. e LINCOLN, Yvonna. **Avaliação de quarta geração**. Campinas: Editora da UNICAMP, 2011.
- GUEDES, F.B; SEEHUSEN, S.E. (Orgs.) **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 276p
- GUNDERSON, L.H.; ALLEN, C.R. Why Resilience? Why Now?. In: GUNDERSON, L.H.; ALLEN, C.R.; HOLLING, C.S. **Foundations of Ecological Resilience**. Island Press. Washington, DC. 2010. p.XIII-XXV.
- HALL, C.; DIETMAR, L.; REINER, K.; TIMM, K.; WOLFGANG, E. The need to reintegrate the nature science with economics. **BioScience**, 51(8), 2001. p. 663-673. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051)
- HALL, K.; CLEAVER, F.; FRANKS, T.; MAGANGA, F. Capturing critical institutionalism: A synthesis of key themes and debates. **European Journal of Development Research**, 26(1), 2014. p. 71–86. <https://doi.org/10.1057/ejdr.2013.48>
- HAMILTON, M. Understanding what shapes varying perceptions of the procedural fairness of transboundary environmental decision-making processes. **Ecology and Society**, 23(4), 2018. <https://doi.org/10.5751/ES-10625-230448>
- HANNIGAN, John. **Sociologia ambiental**. Petrópolis, RJ: Vozes, 2009. 270p.
- HAUSKNOST, D.; GRIMA, N.; SINGH, S.J. The political dimensions of Payments for Ecosystem Services (PES): Cascade or stairway? **Ecol. Econ**, 131, 2017. p. 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.024>
- HARTLEY, J. Case study research. In: CASSEL, C.; SYMON, G. **Essencial guide to qualitative methods in organizational research**. London: Sage, 2004, cap. 26.
- HEIN, L.; VAN KOPPEN, K.; DE GROOT, R.S.; VAN IERLAND, E.C. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. **Ecol. Econ**, 57(2), 2006. p. 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- HIMES, A.; MURACA, B. Relational values: the key to pluralistic valuation of ecosystem services. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 35(October), 2018. p. 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.09.005>
- HOCHSTETLER, A. Prefácio. In: ABERS, R.N. (Org.). **Água e política**. SP, ANNABLUME, 2010. p. 9-11.
- HOCHSTETLER, K.; KECK, M. **Greening Brazil: Environmental Activism in State and Society**. Durham, NC: Duke University Press, 2007.

HOLLING, C. S. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems*, 4(5), 2001. p. 390–405. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0101-5>

HOLLING, C.S. **Adaptive Environmental Assessment and Management**. John Wiley & Sons New York, 1978.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*: 4, 1973. p. 1-23.

HOOGE, L.; MARKS, G. Unraveling the Central State, but How? Types of Multi-level Governance. *American Political Science Review*, 97(02). 2003. p. 233-243. <https://doi.org/10.1017/S0003055403000649>

HOWLETT, M. Beyond Good and Evil in Policy Implementation: Instrument Mixes, Implementation Styles, and Second Generation Theories of Policy Instrument Choice. *Policy and Society*, 23(2), 2004. p. 1–17. [https://doi.org/10.1016/s1449-4035\(04\)70030-2](https://doi.org/10.1016/s1449-4035(04)70030-2)

HRABANSKI, M.; BIDAUD, C.; LE COQ, J.F.; MÉRAL, P. Environmental NGOs, policy entrepreneurs of market-based instruments for ecosystem services? A comparison of Costa Rica, Madagascar and France. *Forest Policy and Economics*, 37, 2013. p. 124–132. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.09.001>

HUDSON, A. NGOs' transnational advocacy networks: from 'legitimacy' to 'political responsibility'? *Glob. Netw.* 1, 2001. p. 331–352.

IKEMOTO, M.S. **Abordagem ecossistêmica e infraestrutura natural para proteção de mananciais de abastecimento público: o caso da bacia do rio Guapi-Macacu, RJ**. 2020. Tese (doutorado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Brasil.

ISHIHARA, H.; PASCUAL, U.; HODGE, I. Dancing With Storks: The Role of Power Relations in Payments for Ecosystem Services. *Ecol. Econ*, 139, 2017. p. 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.007>

JACK, B.K.; KOUSKY, C.; SIMS, K.R.E. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 2008. p. 9465–9470. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705503104>

JARDIM, M.H.; BURSZTYN, M.A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20(3), 2015. p. 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>

JESPERSEN, K.; GALLEGRE, C. The Institutional Work of Payments for Ecosystem Services: Why the Mundane Should Matter. *Ecol. Econ*, 146(October 2017), 2018. p. 507–519. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.013>

KARSENTY, A. Questioning rent for development swaps: new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. *International Forestry Review* 9(1), 2007. p. 503–513. <http://dx.doi.org/10.1505/ifer.9.1.503>

KARSENTY, A.; AUBERT, S.; BRIMONT, L.; DUTILLY, C.; DESBUREAUX, S.; EZZINE DE BLAS, D.; LE VÉLLE, G. The Economic and Legal Sides of Additionality

in Payments for Environmental Services. **Environmental Policy and Governance**, 27(5), 2017. p. 422–435. <https://doi.org/10.1002/eet.1770>

KOSOY, N.; CORBERA, E. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. **Ecol. Econ**, 69(6), 2010. p. 1228–1236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.002>

KOSOY, N.; MARTINEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R.; MARTINEZ-ALIER, J. Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America. **Ecol. Econ.**, vol. 61, n.2-3, 2006. p. 446–455.

KROEGER, T. The quest for the “optimal” payment for environmental services program: Ambition meets reality, with useful lessons. **Forest Policy and Economics**, 37, 2013. p. 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.06.007>

KRONENBERG, J.; HUBAECK, K. Could Payments for Ecosystem Services Create an " Ecosystem Service Curse "? **Ecology And Society**, 18(1), 2013.

KUMAR, P.; KUMAR, M.; GARRETT, L. Behavioural foundation of response policies for ecosystem management: What can we learn from payments for ecosystem services (PES). **Ecosystem Services**, 10, 2014. p. 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.005>

KWAYU, E.J.; PAAVOLA, J.; SALLU, S.M. The Livelihood Impacts of the Equitable Payments for Watershed Services (EPWS) Program in Morogoro, Tanzania. **Environment and Development Economics**, 22(3), 2017. p. 328–349. <https://doi.org/10.1017/S1355770X17000067>

LAKATOS, I. Science and Pseudoscience”, In: LAKATOS, I. **Philosophical Papers – Vol I**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. pp. 1-7.

LAL, R. Soil conservation and ecosystem services. **International Soil and Water Conservation Research**, 2(3), 2014. p. 36–47. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30021-6](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30021-6)

LANDELL-MILLS, N., PORRAS, I. Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and and Their Impact on the Poor. **IIED**, London. <https://doi.org/10.1038/240066c0>

LANNA, A.E.L.; BRAGA, B.P.F. (2006) Hidroeconomia. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**, 3rd Edition. Escrituras Editora. p. 607-638.

LE COQ, J.F.; FROGER, G.; PESCHE, D.; LEGRAND, T.; SAENZ, F. Understanding the governance of the Payment for Environmental Services Programme in Costa Rica: A policy process perspective. **Ecosystem Services**, 16, 2015. p. 253–265. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.003>

LEBEL, L.; ANDERIES, J.M.; CAMPBELL, B.; FOLKE, C.; HATFIELD-DODDS, S. Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems. **Ecology and Society**. 11 (1): 19, 2006.

LEBEL, L., NIKITINA, E., PAHL-WOSTL, C., KNIEPER, C. (2013). Institutional Fit and River Basin Governance: a New Approach Using Multiple Composite Measures. **Ecology and Society** 18 (1): 2013.

- LEJANO, R.P. **Parâmetros para análise de políticas públicas**: a fusão de texto e contexto. Campinas: Editora Arte Escrita, 2012.
- LEJANO, R. P. Relationality and Social – Ecological Systems : Going Beyond or Behind Sustainability and Resilience. **Sustentability**, 11(2760), 2019. p. 1–9.
- LEJANO, R.P.; INGRAM, H.M.; WHITELEY, J.M.; AGDUMA, S.J. The Importance of Context: Integrating Resource Conservation with Local Institutions. **Society & Natural Resources: An International Journal**, 20(2), 177–185. 2007. <https://doi.org/10.1080/08941920601052511>
- LEJANO, R.P.; LEONG, C. A Hermeneutic Approach to Explaining and Understanding Public Controversies. **Journal of Public Administration Research and Theory**. V. 22: 4. 2012. p. 793–814. <https://doi.org/10.1093/jopart/mus001>
- LEJANO, R.P.; SHANKAR, S. The contextualist turn and schematics of institutional fit : Theory and a case study from Southern India. **Policy Sci.** 84. 2012. p. 83–102. <https://doi.org/10.1007/s11077-012-9163-9>
- LEMOS, M.C.; AGRAWAL, A. Environmental Governance. **Annual Review of Environment and Resources**, 31(1), 2006. p. 297–325. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042605.135621>
- LERDA, J.C., J. ACQUATELLA e J.J. GOMEZ. **Coordinación de Políticas Públicas: Desafíos y Oportunidades para una Agenda Fiscal–Ambiental**. Trabalho apresentado no II Taller sobre Política Fiscal y Medio Ambiente. CEPAL. Santiago, Chile, 2004.
- LIMA, A.J.R.; ABRÚCIO, F.L.; SILVA, F.C.B. **Governança dos recursos hídricos: proposta de indicador para acompanhar sua implementação**. São Paulo: WWF - Brasil: FGV, 2014. 27p.
- LIMA, L.G.S., JUNQUEIRA, A.A.; OLIVEIRA, A.L.; SOUZA, J.P.S.; SILVA, C.E.S.; OLIVEIRA, R.O.K.; BASSO, V.M. Pagamento por serviços ambientais: avaliação do projeto produtores de água e floresta da bacia do Rio Guandu – RJ. **Diversidade e Gestão** 1(2), 2017. p. 207-218.
- LOFT, L.; LE, D.N.; PHAM, T.T.; YANG, A.L.; TJAJADI, J.S.; WONG, G.Y. Whose Equity Matters? National to Local Equity Perceptions in Vietnam’s Payments for Forest Ecosystem Services Scheme. **Ecol. Econ.**, 135, 2017. p. 164–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.01.016>
- LOFT, L.; MANN, C.; HANSJÜRGENS, B. Challenges in ecosystem services governance: Multi-levels, multi-actors, multi-rationalities. **Ecol. Econ.**, 16, 2015. p. 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.002>
- LONGINO, H.E. How values can be good for science. In: MACHAMER, P. (Ed.) **Science, Values, and Objectivity**, Pittsburgh: Univ of Pittsburgh Press, 2004. p. 127-142.
- LUBELL, M.; MEWHIRTER, J.M.; BERARDO, R.; SCHOLZ, J.T. Transaction Costs and the Perceived Effectiveness of Complex Institutional Systems. **Public Administration Review**, 77(5), 2017. p. 668–680. <https://doi.org/10.1111/puar.12622>
- MACHADO, P.A.L. **Direito ambiental brasileiro**. São Paulo, Malheiros. 10 ed., 2002. 1038p.

MaCURA, B.; SECCO, L.; PULLIN, A.S. What evidence exists on the impact of governance type on the conservation effectiveness of forest protected areas? Knowledge base and evidence gaps. **Environmental Evidence**, 4(1), 2015. 29p. <https://doi.org/10.1186/s13750-015-0051-6>

MAHONEY, J.; THELEN, K. A Theory of Gradual Institutional Change. In:\_\_\_\_\_. **Explaining Institutional Change Ambiguity, Agency, and Power**. Cambridge University Press. New Yourk, 2ª ed. 2010. p. 1-37

MARAFON, G.J.; RIBEIRO, M.A.; SILVA, C.M.A.; SILVA, E.S.O.; LIMA, M.R.O. **Regiões de Governo do Estado do Rio de Janeiro**. Gramma Livraria e Editora, Rio de Janeiro, 2005.

MARGULIS, S., GUSMÃO, P.P. **Problemas da Gestão Ambiental na Vida Real: A Experiência do Rio de Janeiro**. Texto para Discussão N° 461. IPEA: Rio de Janeiro, 1997. 30p.

MARTIN-ORTEGA, J.; OJEA, E.; ROUX, C. **Payments for Water Ecosystem Services in Latin America : Evidence from Reported Experience**. (14), 2012. 21p. Retrieved from [http://www.bc3research.org/working\\_papers/view.html](http://www.bc3research.org/working_papers/view.html)

MARTIN-ORTEGA, J.; OJEA, E.; ROUX, C. Payments for water ecosystem services in Latin America: A literature review and conceptual model. **Ecosystem Services**, 6, 2013. p. 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.008>

MATZDORF, B.; SATTLER, C.; ENGEL, S. Institutional frameworks and governance structures of PES schemes. **Forest Policy and Economics**, Vol. 37, 2013. p. 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.10.002>

MAY; P.H.; FERNANDES, L.S.; OSUNA, V.R. Evolution os public policies and local innovation in landscape conservation in Rio de Janeiro. In: NEHREN; U.; SCHLÜTER; S.; RAEDIG, C.; SATTLER, D.; HISSA, H. (Orgs.). **Strategies and tools for a sustainable rural Rio de Janeiro**. Springer. Cham, Switzerland, 2018. p. 425-442.

MCCAULEY, D. J. Selling out on nature. **Nature**, 443(September), 2006. p.7–8.

MCDERMOTT, M.; MAHANTY, S.; SCHRECKENBERG, K. Examining equity: A multidimensional framework for assessing equity in payments for ecosystem services. **Environmental Science and Policy**, 33, 2013. p. 416–427. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.10.006>

MCGINNIS, M.D.; OSTROM, E. A Framework for Analyzing, Comparing, and Diagnosing Social-Ecological Systems Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. **Ecology and Society**, 19(2), 2014. <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>

MEA. **Ecosystems and human well-being**. Island Press, Washington DC, 2005.

MEEK, C.L. Forms of collaboration and social fit in wildlife management: A comparison of policy networks in Alaska. **Global Environmental Change**, 23(1), 2013. p. 217–228. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.10.003>

MELO, M.A. Crise federativa, guerra fiscal e hobbesianismo municipal: efeitos perversos da descentralização? In: OLIVEIRA, M.A. (Org.). **Política e contemporaneidade no Brasil**. Recife: Edições Bagaço, 1997.

- MILDER, J. C., SCHERR, S. J., & BRACER, C. Trends and Future Potential of Payment for Ecosystem Alleviate Rural Poverty in Developing Countries. **Ecology And Society**, 15(2), 4. 2010. <https://doi.org/n/a>
- MILNE, S.; ADAMS, B. Market Masquerades: Uncovering the Politics of Community-level Payments for Environmental Services in Cambodia. **Development and Change**, 43(1), 2012. p. 133–158. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2011.01748.x>
- MOURA, A.M.M. Trajetória da Política Ambiental Federal no Brasil. In: MOURA, Adriana Maria Magalhães (Org.). **Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas**. Brasília: Ipea, 2016. p. 13-43.
- MURADIAN, R. Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action. **Society and Natural Resources**, 26(10), 2013. p. 1155–1169. <https://doi.org/10.1080/08941920.2013.820816>
- MURADIAN, R.; ARSEL, M.; PELLEGRINI, L.; ADAMAN, F.; AGUILAR, B.; AGARWAL, B.; ... URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. **Conservation Letters**, 6(4), 2013. p. 274–279. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>
- MURADIAN, R.; CARDENAS, J.C. From market failures to collective action dilemmas : Reframing environmental governance challenges in Latin America and beyond. **Ecol. Econ.**, 120, 2015. p. 358–365. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.001>
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P.H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecol. Econ.**, 69(6), 2010. p. 1202–1208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006>
- MURADIAN, R.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. The Institutional Dimension of “Market-Based Instruments” for Governing Ecosystem Services: Introduction to the Special Issue. **Society and Natural Resources**, 26(10), 2013. p. 1113–1121. <https://doi.org/10.1080/08941920.2013.829380>
- MURADIAN, R.; MARTÍNEZ-ALIER, J. Taking stock: the keystones of ecological economics. In: MARTINEZ-ALIER, J.; MURADIAN, R. (Ed.). **Handbook of ecological economics**. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing, 2015. cap. 01, p. 1-25.
- MURADIAN, R.; RIVAL, L. Between markets and hierarchies : The challenge of governing ecosystem services. **Ecosystem Services**, 1(1), 2012. p. 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.009>
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, 2000. p.853-858.
- NELSON, P. J. Internationalising Economic and Environmental Policy: Transnational NGO Networks and the World Bank’s Expanding Influence. **Millennium - Journal of International Studies**, Vol. 25, 1996. p. 605–633. <https://doi.org/10.1177/03058298960250030701>
- NEWELL, B.R.; MCDONALD, R.I.; BREWER, M.; HAYES, B.K. The Psychology of Environmental Decisions. **Annual Review of Environment and Resources**, 39(1), 2014. p. 443–467. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-010713-094623>

NORTH, D.C. **Institutions, Institutional Change and Economic Performance**. Cambridge: Cambridge University Press. 1990.

OLIVEIRA, F.A. **Economia e política das finanças públicas no Brasil**. São Paulo: Hucitec, 2009. P. 21-50.

OJEA, E.; MARTIN-ORTEGA, J. Understanding the economic value of water ecosystem services from tropical forests: A systematic review for South and Central America. **Journal of Forest Economics**, 21(2), 2015. p. 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2015.02.001>

OJEA, E.; MARTIN-ORTEGA, J.; CHIABAI, A. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: The case of forest water services. **Environmental Science and Policy**, 2012. p. 19–20. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.002>

OLIVEIRA, F.A. **Economia e política das finanças públicas no Brasil**. São Paulo: Hucitec, 2009. P. 21-50.

FIORINI, A.C.O.; MULLALLY, C.; SWISHER, M.; PUTZ, F.E. Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. **Ecol. Econ.**, 169, 2020. 14p. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106522>

OLSSON, P.; FOLKE, C.; BERKES, F. Adaptive comanagement for building resilience in social-ecological systems. **Environmental Management**, 34(1), 2004. p. 75–90. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0101-7>

OLSSON, P.; FOLKE, C.; GALAZ, V.; HAHN, T.; SCHULTZ, L. Enhancing the fit through adaptive co-management: Creating and maintaining bridging functions for matching scales in the Kristianstads Vattenrike Biosphere Reserve, Sweden. **Ecology and Society**, 12(1), 2007. <https://doi.org/10.5751/ES-01976-120128>

OSTROM, E. **Governing the Commons**, Cambridge Univ. *Cambridge Press*. 1990. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511807763>

OSTROM, E. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. **Science**, 325(5939), 2009. p. 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>

OSTROM, E. A Long Polycentric Journey. **Annual Review of Political Science**, 13(1), 2010. p. 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.polisci.090808.123259>

OSTROM, E.; COX, M. Moving beyond panaceas: A multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis. **Environmental Conservation**, 37(4), 2010. p. 451–463. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000834>

OUVERNEY, I.R.; SEROA DA MOTTA, R.; ORTIZ, R.A.; COELHO, P.S. Determinants of participation and acceptance for payments for environmental services: A case study in Brazil. **Revista de Economia Contemporanea**, 21(3), 2017. p. 1–27. <https://doi.org/10.1590/198055272134>

PAAVOLA, J. Interdependence, pluralism and globalization: implications for environmental governance. In: PAAVOLA, J., LOWE, I. (Eds.), **Environmental Values in a Globalizing World: Nature, Justice and Governance**. Routledge, London, 2005. p. 143–158

PAAVOLA, J. Institutions and environmental governance: A reconceptualization. **Ecological Economics**, 63(1), 93–103. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.026>

PADOVEZI, A.; VIANI, R.A.G.; KUBOTA, U.; TAFFARELLO, D.; FARIA, M.; BRACALE, H.; FERRARI, V.; CARVA. In: PAGIOLA, E.; GLEHN, H.C.; TAFFARELLO, D (Orgs.). **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil**. São Paulo, SP: SMA/CBRN, 2013. p. 99-114.

PAGIOLA, S.; LANDELL-MILLS, N; BISHOP, J. Mecanismos Baseados no Mercado para a Conservação Florestal e o Desenvolvimento. In: PAGIOLA, S., BISHOP, J; LANDELL-MILLS, N. (Orgs.). **Mercados para serviços ecossistêmicos**. RJ, REBRAF, 2005. p. 1-8.

PAGIOLA, S.; ARCENAS, A.; PLATAIS, G. Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. **World Development**, 33(2 SPEC. ISS.), 2005. p. 237–253. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.011>

PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. V.; TAFFARELLO, D. **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo (Estado). Secretaria do Meio Ambiente/Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. São Paulo: SMA/CBRN, 2012. 336 p.

PAHL-WOSTL, C.; SENDZIMIR, J.; JEFFREY, P.; AERTS, J.; BERKAMP, G.; CROSS, K. Managing change toward adaptive water management through social learning. **Ecology and Society**, 12(2), 2007. <https://doi.org/10.5751/ES-02147-120230>

PAIVA, R.F.P.S.; COELHO, R.C. O Programa Produtor de Água e Floresta de Rio Claro/RJ enquanto ferramenta de gestão ambiental: o perfil e a percepção ambiental dos produtores inscritos. **Desenvolv. Meio Ambiente**, v. 33, 2015. p. 51-62.

PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; RODRÍGUEZ, L.C.; DURAIAPPAH, A. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. **Ecol. Econ.**, 69(6), 2010. p. 1237–1244. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.004>

PASCUAL, U.; PHELPS, J.; GARMENDIA, E.; BROWN, K.; CORBERA, E.; MARTIN, A.; ... MURADIAN, R. Social equity matters in payments for ecosystem services. **BioScience**, 64(11), 2014. p. 1027–1036. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu146>

PATTANAYAK, S.K.; WUNDER, S.; FERRARO, P. J. Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? **Review of Environmental Economics and Policy**, 4(2), 2010. p. 254–274. <https://doi.org/10.1093/reep/req006>

PAUDYAL, K.; BARAL, H.; BHANDARI, S.P.; KEENAN, R.J. Design considerations in supporting payments for ecosystem services from community-managed forests in Nepal. **Ecosystem Services**, 30, 2018. p. 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.016>

PEARCE, D. An intellectual history of environmental economics. **Annual Review of Energy and the Environment**, 27(1), 2002. p. 57–81.

<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.27.122001.083429>

PEREIRA, G.S.; VILAR, M. B.; BUSTAMANTE, J.; CASTELO BRANCO, M. R. Produtor de Água e Floresta – Guandu. In: PAGIOLA, S., GLEHN, H. C. V.; TAFARELLO, D. (ORG) (ED.). **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. 1. Ed. São Paulo/SP: SMA/CBRN, 2013. p. 67-83

PERRINGS, C.; FOLKE, C.; MALLER, K.G. *The Ecology and economy of biodiversity loss : The Research agenda*. **AMBIO** 21(3), 1992. p. 201–211.

PHAN, T.H.D.; BROUWER, R.; DAVIDSON, M.D.; HOANG, L.P. A comparative study of transaction costs of payments for forest ecosystem services in Vietnam. **Forest Policy and Economics**, 80, 2017. p. 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.03.017>

PIRARD, R.; BUREN, G.; LAPEYRE, R. Do PES Improve the governance of forest restoration? **Forests**, 5(3), 2014. p. 404–424. <https://doi.org/10.3390/f5030404>

POLASKY, S.; SEGERSON, K. Integrating Ecology and Economics in the Study of Ecosystem Services: Some Lessons Learned. **Annual Review of Resource Economics**, 1(1), 2009. p. 409–434. <https://doi.org/10.1146/annurev.resource.050708.144110>

PONDÉ, J.L., **Nova Economia Institucional**. Rio de Janeiro, 2007. (Roteiro de Curso – FGV, 1).

PORRAS, I.; ASQUITH, N. **Ecosystems, poverty alleviation and conditional transfers. Guidance for practitioners**. 2018. 59p.

PRÉVOST, B.; RIVAUD, A. The World Bank’s environmental strategies: Assessing the influence of a biased use of New Institutional Economics on legal issues. **Ecosystem Services**, 29, 2018. p. 370–380. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.014>

PRZEWORSKY, A. **Estado e economia no capitalismo**. Rio de Janeiro, Relume Dumará, 1995.

PUGA, B.P. **Análise das iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais na política ambiental da região do Sistema Cantareira**. 2014. 161 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP. Disponível em: <<http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/286434>>. Acesso em: 25 ago. 2018.

RAMOS, D.A.L.; AGUIAR, F.R.; VILLELA, L.E. O projeto Produtores de Água e Floresta em Rio Claro-RJ: uma análise da governança no projeto sob a ótica da gestão social. **O Social em Questão** - Ano XIX - nº 36, 2016. p.177-196.

REN, L.; LI, J.; LI, C.; LI, S.; DAILY, G. Does Poverty Matter in Payment for Ecosystem Services Program? Participation in the New Stage Sloping Land Conversion Program. **Sustainability**, 10(6), 2018. 27p. <https://doi.org/10.3390/su10061888>

RESCK, D.V.S.; GOMES, J. F. M. Planejamento agropecuário a nível de microbacias hidrográficas na região dos Cerrados. In: **Simpósio sobre o Cerrado**. Brasília, 1995. Anais... Planaltina, EMBRAPA/CPAC, 1995. p. 198-222.

RIBEIRO, P.F. A lei da oligarquia de michels: modos de usar. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, 29(June), 2014. p. 179–227. <https://doi.org/10.1590/S0102-69092014000200012>

RIBEIRO, N.R. **Governança sistêmica das águas: proposição de um modelo analítico e sua aplicação na Bacia Lagos São João, RJ**. Tese (Doutorado), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Rio de Janeiro, 238fl., 2016.

RIO DE JANEIRO (Estado). Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro: R7 **Relatório de Diagnóstico**. Fundação COPPETEC, INEA, SEA: Rio de Janeiro, 2014. 384p. Disponível em [http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdyy/~edis\\_p/inea0062195.pdf](http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdyy/~edis_p/inea0062195.pdf). Acesso em 20/06/2020.

RING, I., SCHRÖTER-SCHLAACK, C.. Justifying and assessing policy mixes for biodiversity and ecosystem governance. In Instrument Mixes for Biodiversity Policies. In: \_\_\_\_\_. **POLICYMIX Report**, Issue No. 2/2011. Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ: Leipzig; 2011. p. 14–35.

RODE, J.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; KRAUSE, T. Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. **Ecol. Econ.**, 109, 2015. p. 80–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.019>

RODRÍGUEZ-ROBAYO, K.J.; MERINO-PEREZ, L. Contextualizing context in the analysis of payment for ecosystem services. **Ecosystem Services**, 23, 2017. p. 259–267. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.006>

RODRÍGUEZ DE FRANCISCO, J.C.; BOELEN, R. Payment for Environmental Services: mobilising an epistemic community to construct dominant policy. **Environmental Politics**, 24(3), 2015. p. 481–500. <https://doi.org/10.1080/09644016.2015.1014658>

ROLSTON H. 1991. Environmental ethics: values in and duties to the natural world. In: BORMANN, H.; KELLERT, S. **Ecology, Economics and Ethics: The Broken Circle**. Yale University Press, New Haven, 1991.

ROMEIRO, A.R.; BERNASCONI, P.; PUGA, B.P.; ANDRADE, D.C.; SOBRINHO, R.P. **Assessment of existing and proposed policy instruments for biodiversity conservation in São Paulo - Brazil: a coarse grain analysis**. Report 3/2012. 2012. Available: <http://policymix.nina.no/Portals/policymix/FUNDAGCoarseGrainReportFINAL.pdf?ver=2012-10-15-133309-567>.

ROMEIRO, A.R.; MAIA, A.G. **Avaliação de custos e benefícios ambientais**. Brasília: ENAP, 2011. 51p. (Cadernos Enap, 35).

RØPKE, I. The early history of modern ecological economics. **Ecol. Econ.**, 50(3–4), 2004. p. 293–314. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.02.012>

SALLES, L.F.; SANTOS, D.A.R. 2019. Olhos d'Água: o PSA como instrumento de gestão territorial. **INEANA**; Rio de Janeiro: INEA, 2019. p. 130-152.

SALZMAN, J.; BENNETT, G.; CARROLL, N.; GOLDSTEIN, A.; JENKINS, M. Payments for Ecosystem Services: Past, Present and Future. **Tex. A&M L**, 6. 2018a. p. 199–227. <https://doi.org/10.37419/LR.V6.I1.8>

SALZMAN, J.; BENNETT, G.; CARROLL, N.; GOLDSTEIN, A.; JENKINS, M. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, 1(3), 2018b. p. 136–144. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>

SAMBUICHI, R.H.R.; OLIVEIRA, M.A.C.; SILVA, A.P.M.; LUEDEMANN, G. **Sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios**. Brasília: Ipea, 2012. p. 1-47. (Texto para Discussão, n. 1.782).

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; PFAFF, A.; ROBALINO, J.A.; BOOMHOWER, J.P. Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation, and impact. **Conservation Biology**, 21(5), 2007. p. 1165–1173. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00751.x>

SANDSTRÖM, K. Can forests “provide” water: Widespread myth or scientific reality? **Ambio**, 27(2), 1998. p.132–138. <https://doi.org/10.2307/4314699>

SANTOS, D.G. dos; DOMINGUES, A.F.; GISLER, C.V.T. Gestão de recursos hídricos na agricultura: o Programa Produtor de Água. In: PRADO, R.B.; TURETTA, A.P.D.; ANDRADE, A.G. de. (Org.). **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p.353-376

SANTOS, F.A.M.; COELHO-JUNIOR, M.G.; CARDOSO, J.C.; BASSO, V. M.; MARQUES, A.L.P.; DA SILVA, E.M.R. Program outcomes of payments for watershed services in Brazilian Atlantic forest: How to evaluate to improve decision-making and the socio-environmental benefits. **Water** (Switzerland), 12(9), 2020. p. 1–24. <https://doi.org/10.3390/w12092441>

SANTOS, F.A.M.; LELES, P.S.S.; RESENDE, A.S.; NASCIMENTO, D.F.; SANTOS, G.R. Estratégias de controle de braquiárias *urochloa* spp. Na formação de povoamento para restauração florestal. **Ci. Fl.**, Santa Maria, v. 30, n. 1, 2020. p. 29-42. <https://doi.org/10.5902/1980509825559>.

SANTOS, F.A.M; MARQUES, A.P.; CASTRO, M.M.C.; CORTES, R.T. 2019. CEIVAP e a construção de uma política de integração para a Bacia do Paraíba do Sul. **INEANA**; Rio de Janeiro: INEA, 2019. p. 44-63.

SANTOS, M.A.; RAHY, I.S.; DOMINGUEZ, M.T.D.; VIANA, J.N.L.; SILVA, L.F.F.T. Governança metropolitana na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. In: COSTA, Marco A.; TSUKUMO, Isadora T. L. (Org.). **40 anos de regiões metropolitanas no Brasil**. Brasília: Ipea, 2013. P. 168-186.

SATTLER, C.; SCHRÖTER, B.; MEYER, A.; GIERSCH, G.; MEYER, C.; MATZDORF, B. Multilevel governance in community-based environmental management: A case study comparison from Latin America. **Ecology and Society**, 21(4). 2016. <https://doi.org/10.5751/ES-08475-210424>

SATTLER, C.; TRAMPNAU, S.; SCHOMERS, S.; MEYER, C.; MATZDORF, B. Multi-classification of payments for ecosystem services: How do classification characteristics relate to overall PES success? **Ecosystem Services**, 6, 2013. p. 31–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.007>

SCARDUA, F.P.; BURSZTYN M.A.A. Descentralização da política ambiental no Brasil. **Sociedade e Estado**. Brasília. n. 1/2, 2003. p. 291-314.

SCHLOSBERG, D.; CARRUTHERS, D. Indigenous Struggles, Environmental Justice, and Community Capabilities. **Global Environmental Politics**, 10, 2010. p. 12–35. <https://doi.org/10.1162/GLEP>

- SCHOMERS, S.; MATZDORF, B. Payments for ecosystem services : A review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem Services**, 2013. p. 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.01.002>
- SCHOMERS, S.; MATZDORF, B.; MEYER, C.; SATTLER, C. How local intermediaries improve the effectiveness of public payment for ecosystem services programs: The role of networks and agri-environmental assistance. **Sustainability (Switzerland)** (Vol. 7), 2015. 31p. <https://doi.org/10.3390/su71013856>
- SCHMITT, C. J. Redes, atores e desenvolvimento rural: perspectivas na construção de uma abordagem relacional. **Sociologias**, Porto Alegre, ano 13, n. 27, mai./ago. 2011, p. 82-112.
- SCHRÖTER, B.; HAUCK, J.; HACKENBERG, I.; MATZDORF, B. Bringing transparency into the process: Social network analysis as a tool to support the participatory design and implementation process of Payments for Ecosystem Services. **Ecosystem Services**, 34, 2018. p. 206-217 <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.007>
- SEROA DA MOTTA, R. **Utilização de critério econômicos para a valorização da água no Brasil**. Texto para Discussão N° 556. Rio de Janeiro: IPEA. 1998.
- SEROA DA MOTTA, R.; ORTIZ, R.A. Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. **Ecol. Econ.** 147(January), 2018. p. 333–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.032>
- SHAH, A. **The Practice of Fiscal Federalism: comparative perspectives**. McGill-Queen's University Press. 2007. Introduction, p. 3-7.
- SIKOR, T.; MARTIN, A.; FISHER, J.; HE, J. Toward an Empirical Analysis of Justice in Ecosystem Governance. **Conservation Letters**, 7(6), 2014. p. 524–532. <https://doi.org/10.1111/conl.12142>
- SILVA, E.F. **Evolução da economia do Estado do Rio de Janeiro na segunda década do século XXI**. Câmara dos Deputados. Consultoria Legislativa. Estudo Técnico. 2017. 20p. Disponível em: [file:///C:/Users/Usuario/Downloads/evolucao\\_economia%20fernandez.pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/evolucao_economia%20fernandez.pdf). Acesso em 20/11/2020.
- SILVEIRA, A.L.L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. (Org.). **Hidrologia, ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH. 2007. p.35-52.
- SILVEIRA-FILHO, T.B. **A Política florestal estadual do Rio de Janeiro: ação e inação do estado entre 1975-2011**. 2012. 152 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. Disponível em: <https://tede.ufrjr.br/jspui/bitstream/jspui/2300/4/2012%20-%20Telmo%20Borges%20Silveira%20Filho.pdf>. Acesso em 04/07/2021.
- SIMS, K.R.E.; ALIX-GARCIA, J.M.; SHAPIRO-GARZA, E.; FINE, L.R.; RADELOFF, V.C.; ARONSON, G.; ... YAÑEZ-PAGANS, P. Improving Environmental and Social Targeting through Adaptive Management in Mexico's Payments for Hydrological Services Program. **Conservation Biology**, 28(5), 2014. p. 1151–1159. <https://doi.org/10.1111/cobi.12318>
- SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W., COE,

- M.; ... ALENCAR, A. Cracking Brazil ' s Forest Code Supplemental. **Science**, 344(April), 2014. p. 363–364. <https://doi.org/10.1126/science.124663>
- SOMMERVILLE, M.; MILNER-GULLAND, E.J.; RAHAJAHARISON, M.; JONES, J. P.G. Impact of a community-based payment for environmental services intervention on forest use in Menabe, Madagascar. **Conservation Biology**, 24(6), 2010. p. 1488–1498. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01526.x>
- SOUTHGATE, D.; WUNDER, S. Paying for watershed services in Latin America: A review of current initiatives. **Journal of Sustainable Forestry**, 28(3–5), 2009. p. 497–524. <https://doi.org/10.1080/10549810902794493>
- STAKE, R.E. Case studies. In: DENZIN, N.K.; LINCOLN, Y.S. (ed.) **Handbook of qualitative research**. London: Sage, 2000. p. 435-454.
- STOKOLS, D., LEJANO, R.P., HIPPI, J. Enhancing the Resilience of Human – Environment Systems: a Social Ecological Perspective. **Ecology and Society** 18(1): 718(1). 2013
- STRINGER, L.C.; DOUGILL, A.J.; FRASER, E.; HUBACEK, K.; PRELL, C.; REED, M. S. Unpacking Participation in the Adaptive Management of Socioecological Systems: a Critical Review. **Ecology and Society**, 11(2), 2006. <https://doi.org/10.5751/es-01896-110239>
- TACCONI, L. Redefining payments for environmental services. **Ecol. Econ.**, 73, 2012. p. 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028>
- TACCONI, L.; MAHANTY, S.; SUICH, H. The Livelihood Impacts of Payments for Environmental Services and Implications for REDD+. **Society and Natural Resources**, 26(6), 2013. p. 733–744. <https://doi.org/10.1080/08941920.2012.724151>
- TANZI, V.; SCHUKNECHT, L. **Public spending in the 20th century: a global perspective**. Cambridge: Cambridge Press, 2000. 291p.
- TONI, F.; KAIMOWTIZ, D. **Municípios e Gestão na Amazônia**. Natal: A.S. Editores, 2003.
- TORRES, J.; DONNINI, J.G.B; NASCIMENTO, G.M.; FERREIRA, M.I.P. Governança e instrumentos de gestão das águas: uma proposta metodológica para o enquadramento participativo de corpos hídricos baseada no caso da região hidrográfica VIII – Macaé Ostras. In: FERREIRA, M.I.P; BARRETO, G.S.; JUNIOR, J.L.; SILVA, J.A.F.; BARROS, M.P.F (Orgs.). **Engenharia & Ciências Ambientais, contribuições à gestão ecossistêmica**. Essencia Editora. Campos dos Goytacazes (RJ), 2019. p. 156-181. <https://doi.org/10.19180/978-85-99968-58-1.8>.
- TOY, T.; HADLEY, R.F. **Geomorphology and reclamation of disturbed lands**. London: Academic Press, Inc. 1987. 480p.
- TALLIS, H.; GOLDMAN, R.; UHL, M.; BROSI, B. Integrating conservation and development in the field: Implementing ecosystem service projects. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 7(1), 2009. p. 12–20. <https://doi.org/10.1890/080012>
- ULIBARRI, N. Collaborative governance: A tool to manage scientific, administrative, and strategic uncertainties in environmental management? **Ecology and Society**, 24(2), 2019. <https://doi.org/10.5751/ES-10962-240215>

- VAN HECKEN, G.; BASTIAENSEN, J. Payments for ecosystem services: Justified or not? A political view. **Environmental Science and Policy**, 13(8), 2010a. p. 785–792. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.09.006>
- VAN HECKEN, G.; BASTIAENSEN, J. Payments for ecosystem services in Nicaragua: Do market-based approaches work? **Development and Change**, 41(3), 2010b. p. 421–444. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2010.01644.x>
- VAN HECKEN, G.; BASTIAENSEN, J.; VÁSQUEZ, W.F. The viability of local payments for watershed services: Empirical evidence from Matiguás, Nicaragua. **Ecol. Econ.**, 74(October), 2012. p. 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.12.016>
- VAN HECKEN, G.; BASTIAENSEN, J.; WINDEY, C. Towards a power-sensitive and socially-informed analysis of payments for ecosystem services (PES): Addressing the gaps in the current debate. **Ecol. Econ.** 120, 2015. p. 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.012>
- VAN HECKEN, G., KOLINJIVADI, V., HUYBRECHS, F., BASTIAENSEN, J., MERLET, P. Playing Into the Hands of the Powerful: Extracting “Success” by Mining for Evidence in a Payments for Environmental Services Project in Matiguás-Río Blanco, Nicaragua. **Tropical Conservation Science**, 14. 2021. 8p. <https://doi.org/10.1177/19400829211020191>
- VAN NOORDWIJK, M.; LEIMONA, B.; JINDAL, R.; VILLAMOR, G.B.; VARDHAN, M.; NAMIREMBE, S.; ... TOMICH, T. P. Payments for Environmental Services: Evolution Toward Efficient and Fair Incentives for Multifunctional Landscapes. **Annual Review of Environment and Resources**, 37(1), 2012. p. 89–420. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042511-150526>
- VATN, A. Rationality, institutions and environmental policy. **Ecol. Econ.**, 55(2), 2005. p. 203–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.12.001>
- VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. **Ecol. Econ.**, 69(6), 2010. p. 1245–1252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018>
- VATN, A.; VEDEL, P. Fit, interplay, and scale: A diagnosis. **Ecology and Society**, 17(4), 2012. <https://doi.org/10.5751/ES-05022-170412>
- VERGARA, S. C. **Projetos e relatórios de pesquisa em Administração**. 3.ed. São Paulo: Atlas, 2000.
- VILLAMOR, G.B.; PALOMO, I., SANTIAGO, C.A.L.; OTEROS-ROZAS, E.; HILL, J. Assessing stakeholders’ perceptions and values towards social-ecological systems using participatory methods. **Ecological Processes**, 3(1), 22. 2014. <https://doi.org/10.1186/s13717-014-0022-9>
- WELLS, G.; RYAN, C.; FISHER, J.; CORBERA, E. In defence of simplified PES designs. **Nature Sustainability**, 2020, p. 426-427. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0544-3>
- WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts**. Center for International Forestry Research. CIFOR Occasional Paper No. 42, 2005.
- WUNDER, S.; BROUWER, R.; ENGEL, S.; EZZINE-DE-BLAS, D.; MURADIAN, R.; PASCUAL, U.; PINTO, R. From principles to practice in paying for nature’s services.

**Nature Sustainability**, 1(3), 2018. p. 145–150. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0036-x>

WUNDER, S.; BROUWER, R.; ENGEL, S.; MURADIAN, R.; PASCUAL, U. Reply to : In defence of simplified PES designs. **Nature Sustainability**, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0545-2>

WUNDER, S. Payments for environmental services and the poor: Concepts and preliminary evidence. **Environment and Development Economics**, 13(3), 2008. p. 279–297. <https://doi.org/10.1017/S1355770X08004282>

WUNDER, S. When payments for environmental services will work for conservation. **Conservation Letters**, 6(4), 2013. p. 230–237. <https://doi.org/10.1111/conl.12034>

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecol. Econ.**, 117, 2015. p. 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>

WUNDER, S.; ENGEL, S.; PAGIOLA, S. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. **Ecol. Econ.**, 65(4), 2008. p. 834–852. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S.; WUNDER, S. Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. **Ecol. Econ.**, 65(4), 2008. p. 822–833. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.014>

YOUNG, C.E.F.; BAKKER, L. Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. **Nat. Conservação** 12(1), 2014. p. 71-78. (July). <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.013>

YOUNG, O.R. The effectiveness of international institutions: Hard cases and critical variables. In: ROSENAU, J.; CZEMPIEL, E. (Eds.), **Governance without Government: Order and Change in World Politics**. Cambridge Studies in International Relations, Cambridge: Cambridge University Press, 1992. p. 160-194. [doi:10.1017/CBO9780511521775.008](https://doi.org/10.1017/CBO9780511521775.008)

YOUNG, O.R. **The institutional dimensions of environmental change: fit, interplay, and scale**. MIT Press. Cambridge, 2002. 238p. <https://doi.org/10.7551/mitpress/3807.001.0001>

YOUNG, O.R. Institutional dynamics: Resilience, vulnerability and adaptation in environmental and resource regimes. **Global Environmental Change**, 20(3), 2010. p. 378–385. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.10.001>

YUAN, Y.; LIU, Y.; HU, Y.; CHEN, X.; PENG, J. Identification of non-economic influencing factors affecting farmer's participation in the Paddy Land-to-Dry Land program in Chicheng County, China. **Sustainability** (Switzerland), 9(3), 2017. p. 1–17. <https://doi.org/10.3390/su9030366>

## 8 ANEXOS

## Anexo 1

Artigos priorizados para leitura a partir de pesquisa realizada no Portal Proxy, da CAPES, com diferentes combinações de operadores booleanos.

Referência	Periódico	Ano
Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., & Mooney, H. A. (2007). The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. <i>Annual Review of Environment and Resources</i> , 32(1), 67–98. <a href="https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758">https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758</a>	<i>Annual Review of Environment and Resources</i>	2007
van Noordwijk, M., Leimona, B., Jindal, R., Villamor, G. B., Vardhan, M., Namirembe, S., ... Tomich, T. P. (2012). Payments for Environmental Services: Evolution Toward Efficient and Fair Incentives for Multifunctional Landscapes. <i>Annual Review of Environment and Resources</i> , 37(1), 389–420. <a href="https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042511-150526">https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042511-150526</a>		2012
Ferraro, P. J., & Hanauer, M. M. (2014). Advances in Measuring the Environmental and Social Impacts of Environmental Programs. <i>Annual Review of Environment and Resources</i> , 39(1), 495–517. <a href="https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101813-013230">https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101813-013230</a>		2014
Gormley, W. T. (2007). Public Policy Analysis: Ideas and Impacts. <i>Annual Review of Political Science</i> , 10(1), 297–313. <a href="https://doi.org/10.1146/annurev.polisci.10.071105.094536">https://doi.org/10.1146/annurev.polisci.10.071105.094536</a>	<i>Annual Review of Political Science</i>	2007
Polasky, S., & Segerson, K. (2009). Integrating Ecology and Economics in the Study of Ecosystem Services: Some Lessons Learned. <i>Annual Review of Resource Economics</i> , 1(1), 409–434. <a href="https://doi.org/10.1146/annurev.resource.050708.144110">https://doi.org/10.1146/annurev.resource.050708.144110</a>	<i>Annual Review of Resource Economics</i>	2009
Alix-Garcia, J., & Wolff, H. (2014). Payment for Ecosystem Services from Forests. <i>Annual Review of Resource Economics</i> , 6(1), 361–380. <a href="https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100913-012524">https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100913-012524</a>		2014
Asbjornsen, H., Mayer, A. S., Jones, K. W., Selfa, T., Saenz, L., Kolka, R. K., & Halvorsen, K. E. (2015). Assessing Impacts of Payments for Watershed Services on Sustainability in Coupled Human and Natural Systems. <i>BioScience</i> , 65(6), 579–591. <a href="https://doi.org/10.1093/biosci/biv051">https://doi.org/10.1093/biosci/biv051</a>	<i>BioScience</i>	2015
Raymond, C. M., Singh, G. G., Benessaiah, K., Bernhardt, J. R., Levine, J., Nelson, H., ... Chan, K. M. A. (2013). Ecosystem Services and Beyond: Using Multiple Metaphors to Understand Human–Environment Relationships. <i>BioScience</i> , 63(7), 536–546. <a href="https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.7.7">https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.7.7</a>		2013
Hall, C., Dietmar, L., Reiner, K., Timm, K., & Wolfgang, E. (2001). The need to reintegrate the nature science with economics. <i>BioScience</i> , 51(8), 663. <a href="https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051">https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051</a>		2001
Ferraro, P. J. (2011). The Future of Payments for Environmental Services. <i>Conservation Biology</i> , 25(6), 1134–1138. <a href="https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01791.x">https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01791.x</a>	<i>Conservation Biology</i>	2011
Wunder, S. (2007). The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation: Essays. <i>Conservation Biology</i> , 21(1), 48–58. <a href="https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x">https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00559.x</a>		2007
Sánchez-Azofeifa, G. A., Pfaff, A., Robalino, J. A., & Boomhower, J. P. (2007). Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation, and impact. <i>Conservation Biology</i> , 21(5), 1165–1173. <a href="https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00751.x">https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00751.x</a>		2007
Baylis, K., Honey-Rosés, J., Börner, J., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Ferraro, P. J., ... Wunder, S. (2016). Mainstreaming Impact Evaluation in Nature Conservation. <i>Conservation Letters</i> , 9(1), 58–64. <a href="https://doi.org/10.1111/conl.12180">https://doi.org/10.1111/conl.12180</a>	<i>Conservation Letters</i>	2016
Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., ... Urama, K. (2013). Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. <i>Conservation Letters</i> , 6(4), 274–279. <a href="https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x">https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x</a>		2013
Wunder, S. (2013). When payments for environmental services will work for conservation. <i>Conservation Letters</i> , 6(4), 230–237. <a href="https://doi.org/10.1111/conl.12034">https://doi.org/10.1111/conl.12034</a>		2013

Calvet-Mir, L., Corbera, E., Martin, A., Fisher, J., & Gross-Camp, N. (2015). Payments for ecosystem services in the tropics: A closer look at effectiveness and equity. <i>Current Opinion in Environmental Sustainability</i> , 14(June), 150–162. <a href="https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.001">https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.001</a>	<i>Current Opinion in Environmental Sustainability</i>	2015
Adhikari, B., & Boag, G. (2013). Designing payments for ecosystem services schemes: Some considerations. <i>Current Opinion in Environmental Sustainability</i> , 5(1), 72–77. <a href="https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.11.001">https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.11.001</a>		2013
Chan, K. M. A., Anderson, E., Chapman, M., Jespersen, K., & Olmsted, P. (2017). Payments for Ecosystem Services: Rife With Problems and Potential—For Transformation Towards Sustainability. <i>Ecological Economics</i> , 140, 110–122. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.029">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.029</a>	<i>Ecological Economics</i>	2017
Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. <i>Ecological Economics</i> , 69(6), 1209–1218. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007</a>		2010
Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. <i>Ecological Economics</i> , 69(6), 1245–1252. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018</a>		2010
García-Amado, L. R., Pérez, M. R., Escutia, F. R., García, S. B., & Mejía, E. C. (2011). Efficiency of Payments for Environmental Services: Equity and additionality in a case study from a Biosphere Reserve in Chiapas, Mexico. <i>Ecological Economics</i> , 70(12), 2361–2368. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.07.016">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.07.016</a>		2011
de Groot, R. B. A., & Hermans, L. M. (2009). Broadening the picture: Negotiating payment schemes for water-related environmental services in the Netherlands. <i>Ecological Economics</i> , 68(11), 2760–2767. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.008">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.008</a>		2009
Hausknost, D., Grima, N., & Singh, S. J. (2017). The political dimensions of Payments for Ecosystem Services (PES): Cascade or stairway? <i>Ecological Economics</i> , 131, 109–118. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.024">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.024</a>		2017
Liu, Z., & Kontoleon, A. (2018). Meta-Analysis of Livelihood Impacts of Payments for Environmental Services Programmes in Developing Countries. <i>Ecological Economics</i> , 149(September 2016), 48–61. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.02.008">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.02.008</a>		2018
Seroa da Motta, R., & Ortiz, R. A. (2018). Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. <i>Ecological Economics</i> , 147(January), 333–342. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.032">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.032</a>		2018
Singh, N. M. (2015). Payments for ecosystem services and the gift paradigm: Sharing the burden and joy of environmental care. <i>Ecological Economics</i> , 117, 53–61. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.06.011">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.06.011</a>		2015
Zanella, M. A., Schleyer, C., & Speelman, S. (2014). Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. <i>Ecological Economics</i> , 105(July), 166–176. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.004">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.004</a>		2014
Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. <i>Ecological Economics</i> , 65(4), 834–852. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010</a>		2008
Bennett, D. E., & Gosnell, H. (2015). Integrating multiple perspectives on payments for ecosystem services through a social-ecological systems framework. <i>Ecological Economics</i> , 116, 172–181. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.019">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.019</a>		2015
Tacconi, L. (2012). Redefining payments for environmental services. <i>Ecological Economics</i> , 73, 29–36. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028</a>		2012
Blundo-Canto, G., Bax, V., Quintero, M., Cruz-García, G. S., Groeneveld, R. A., & Perez-Marulanda, L. (2018). The Different Dimensions of Livelihood Impacts of Payments for Environmental Services (PES) Schemes: A Systematic Review. <i>Ecological Economics</i> , 149(April 2017), 160–183. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.03.011">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.03.011</a>		2018
Farley, J., & Costanza, R. (2010). Payments for ecosystem services: From local to global. <i>Ecological Economics</i> , 69(11), 2060–2068. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010</a>		2010

Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. <i>Ecological Economics</i> , 117, 234–243. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016</a>		2015
Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. <i>Ecological Economics</i> , 65(4), 663–674. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011</a>		2008
Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U., Kosoy, N., & May, P. H. (2010). Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. <i>Ecological Economics</i> , 69(6), 1202–1208. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006">https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.006</a>		2010
Hejnowicz, A. P., Raffaelli, D. G., Rudd, M. A., & White, P. C. L. (2014). Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programmes using a capital asset framework. <i>Ecosystem Services</i> , 9, 83–97. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.001">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.001</a>	Ecosystem Services	2014
Schröter, B., Hauck, J., Hackenberg, I., & Matzdorf, B. (2018). Bringing transparency into the process: Social network analysis as a tool to support the participatory design and implementation process of Payments for Ecosystem Services. <i>Ecosystem Services</i> . <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.007">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.007</a>		2018
de Lima, L. S., Krueger, T., & García-Marquez, J. (2017). Uncertainties in demonstrating environmental benefits of payments for ecosystem services. <i>Ecosystem Services</i> , 27(September), 139–149. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.005">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.005</a>		2017
Martin-Ortega, J., Ojea, E., & Roux, C. (2013). Payments for water ecosystem services in Latin America: A literature review and conceptual model. <i>Ecosystem Services</i> , 6, 122–132. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.008">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.008</a>		2013
Lien, A. M., Schlager, E., & Lona, A. (2018). Using institutional grammar to improve understanding of the form and function of payment for ecosystem services programs. <i>Ecosystem Services</i> , 31, 21–31. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.011">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.011</a>		2018
Kumar, P., Kumar, M., & Garrett, L. (2014). Behavioural foundation of response policies for ecosystem management: What can we learn from payments for ecosystem services (PES). <i>Ecosystem Services</i> , 10, 128–136. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.005">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.005</a>		2014
Pham, T. T., Loft, L., Bennett, K., Phuong, V. T., Dung, L. N., & Brunner, J. (2015). Monitoring and evaluation of Payment for Forest Environmental Services in Vietnam: From myth to reality. <i>Ecosystem Services</i> , 16, 220–229. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.016">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.016</a>		2015
Paudyal, K., Baral, H., Bhandari, S. P., & Keenan, R. J. (2018). Design considerations in supporting payments for ecosystem services from community-managed forests in Nepal. <i>Ecosystem Services</i> , 30, 61–72. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.016">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.016</a>		2018
Cook, D. C., Kristensen, N. P., & Liu, S. (2016). Coordinated service provision in payment for ecosystem service schemes through adaptive governance. <i>Ecosystem Services</i> , 19, 103–108. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.01.008">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.01.008</a>		2016
Sattler, C., Trampnau, S., Schomers, S., Meyer, C., & Matzdorf, B. (2013). Multi-classification of payments for ecosystem services: How do classification characteristics relate to overall PES success? <i>Ecosystem Services</i> , 6, 31–45. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.007">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.09.007</a>		2013
Rodríguez-Robayo, K. J., & Merino-Perez, L. (2017). Contextualizing context in the analysis of payment for ecosystem services. <i>Ecosystem Services</i> , 23(December 2016), 259–267. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.006">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.006</a>		2017
Le Coq, J. F., Froger, G., Pesche, D., Legrand, T., & Saenz, F. (2015). Understanding the governance of the Payment for Environmental Services Programme in Costa Rica: A policy process perspective. <i>Ecosystem Services</i> , 16, 253–265. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.003">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.003</a>		2015
Grima, N., Singh, S. J., Smetschka, B., & Ringhofer, L. (2016). Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies. <i>Ecosystem Services</i> , 17, 24–32. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.010">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.010</a>		2016
Ingram, J. C., Wilkie, D., Clements, T., McNab, R. B., Nelson, F., Baur, E. H., ... Foley, C. A. H. (2014). Evidence of Payments for Ecosystem Services as a mechanism for supporting biodiversity conservation and rural livelihoods. <i>Ecosystem Services</i> , 7, 10–21. <a href="https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.12.003">https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.12.003</a>	2014	

Ojanen, M., Zhou, W., Miller, D. C., Nieto, S. H., Mshale, B., & Petrokofsky, G. (2017). What are the environmental impacts of property rights regimes in forests, fisheries and rangelands? <i>Environmental Evidence</i> , 6(1), 1–23. <a href="https://doi.org/10.1186/s13750-017-0090-2">https://doi.org/10.1186/s13750-017-0090-2</a>	<i>Environmental Evidence</i>	2017
Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., ... Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: Time to deliver. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> , 7(1), 21–28. <a href="https://doi.org/10.1890/080025">https://doi.org/10.1890/080025</a>	<i>Frontiers in Ecology and the Environment</i>	2009
Reyers, B., Biggs, R., Cumming, G. S., Elmqvist, T., Hejnowicz, A. P., & Polasky, S. (2013). Getting the measure of ecosystem services: A social-ecological approach. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> , 11(5), 268–273. <a href="https://doi.org/10.1890/120144">https://doi.org/10.1890/120144</a>		2013
Banerjee, S., Secchi, S., Fargione, J., Polasky, S., & Kraft, S. (2013). How to sell ecosystem services: A guide for designing new markets. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> , 11(6), 297–304. <a href="https://doi.org/10.1890/120044">https://doi.org/10.1890/120044</a>		2013
Martin, A., Gross-Camp, N., Kebede, B., & McGuire, S. (2014). Measuring effectiveness, efficiency and equity in an experimental Payments for Ecosystem Services trial. <i>Global Environmental Change</i> , 28(1), 216–226. <a href="https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.003">https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.003</a>	<i>Global Environmental Change</i>	2014
Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., & Jenkins, M. (2018). The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. <i>Nature Sustainability</i> , 1(3), 136–144. <a href="https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0">https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0</a>	<i>Nature Sustainability</i>	2018
Wunder, S., Brouwer, R., Engel, S., Ezzine-de-Blas, D., Muradian, R., Pascual, U., & Pinto, R. (2018). From principles to practice in paying for nature's services. <i>Nature Sustainability</i> , 1(3), 145–150. <a href="https://doi.org/10.1038/s41893-018-0036-x">https://doi.org/10.1038/s41893-018-0036-x</a>		2018
Andersson, K. P., Cook, N. J., Grillos, T., Lopez, M. C., Salk, C. F., Wright, G. D., & Mwangi, E. (2018). Experimental evidence on payments for forest commons conservation. <i>Nature Sustainability</i> , 1(3), 128–135. <a href="https://doi.org/10.1038/s41893-018-0034-z">https://doi.org/10.1038/s41893-018-0034-z</a>		2018
Jack, B. K., Kousky, C., & Sims, K. R. E. (2008). Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 105(28), 9465–9470. <a href="https://doi.org/10.1073/pnas.0705503104">https://doi.org/10.1073/pnas.0705503104</a>	<i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i>	2008
Ferraro, P. J., Hanauer, M. M., Miteva, D. A., Nelson, J. L., Pattanayak, S. K., Nolte, C., & Sims, K. R. E. (2015). Estimating the impacts of conservation on ecosystem services and poverty by integrating modeling and evaluation. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 112(24), 7420–7425. <a href="https://doi.org/10.1073/pnas.1406487112">https://doi.org/10.1073/pnas.1406487112</a>		2015
Liu, J., & Yang, W. (2013). Integrated assessments of payments for ecosystem services programs. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 110(41), 16297–16298. <a href="https://doi.org/10.1073/pnas.1316036110">https://doi.org/10.1073/pnas.1316036110</a>		2013
Ferraro, P. J., Lawlor, K., Mullan, K. L., & Pattanayak, S. K. (2012). Forest figures: Ecosystem services valuation and policy evaluation in developing countries. <i>Review of Environmental Economics and Policy</i> , 6(1), 20–44. <a href="https://doi.org/10.1093/reep/rer019">https://doi.org/10.1093/reep/rer019</a>	<i>Review of Environmental Economics and Policy</i>	2012
Pattanayak, S. K., Wunder, S., & Ferraro, P. J. (2010). Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? <i>Review of Environmental Economics and Policy</i> , 4(2), 254–274. <a href="https://doi.org/10.1093/reep/req006">https://doi.org/10.1093/reep/req006</a>		2010
Sandmo, A. (2015). The early history of environmental economics. <i>Review of Environmental Economics and Policy</i> , 9(1), 43–63. <a href="https://doi.org/10.1093/reep/reu018">https://doi.org/10.1093/reep/reu018</a>		2015
Naeem, S., Ingram, J. C., Varga, A., Agardy, T., Barten, P., Bennett, G., ... Costanza, R. (2015). Environment and Development. Get the science right when paying for nature's services. <i>Science (New York, N.Y.)</i> , 347(6227), 1206–1207. <a href="https://doi.org/10.1126/science.aaa1403">https://doi.org/10.1126/science.aaa1403</a>	<i>Science</i>	2015
Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Honey-Rosés, J., Persson, U. M., & Wunder, S. (2017). The Effectiveness of Payments for Environmental Services. <i>World Development</i> , 96, 359–374. <a href="https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.03.020">https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.03.020</a>	<i>World Development</i>	2017

## **Anexo 2**

### **Tópico-guia das entrevistas com os atores institucionais**

#### Bloco 1 – PSA, interesses, capacidades, desafios e oportunidades

- 1) Qual o seu conceito de PSA?
- 2) Conte sobre o surgimento do PSA no Rio de Janeiro, quem foram os atores-chave, os papéis de cada um, as oportunidades e os desafios ....
- 3) Atualmente, como está composta a estruturação do PSA?
- 4) Qual o seu papel?
- 5) Qual seria o papel do governo? ONGs? CBHs? Provedores?
- 6) Qual seu interesse em fomentar/participar do PSA?
- 7) Qual interesse acredita mover a participação das Ongs? Dos Governos? Dos Provedores? Dos CBHs?
- 8) Como avalia sua participação no processo de concepção do PSA?
- 9) Como avalia sua participação no processo de implementação do PSA?
- 10) Como as decisões sobre o projeto são tomadas?
- 11) A distribuição de responsabilidades se dá de que maneira?
- 12) Como avaliaria sua capacidade de atuação (destaque quais seriam seus pontos fortes e fracos)?
- 13) No atual cenário do PSA, quais forças destacaria como favoráveis e contrárias à sua execução?

#### Bloco 2 – Institucionalidades

- 14) Como sua instituição está organizada?
- 15) Destacaria alguma mudança na sua estrutura em função do PSA? Comente.
- 16) Em que medida acredita que o campo de atuação da sua instituição (em termos espaciais, funcionais e até mesmo ideológicos) coincide com a demanda operacional do PSA?
- 17) Como era sua relação institucional prévia com cada uma das demais instituições envolvidas?
- 18) Em que medida o esquema de PSA supre suas expectativas?
- 19) Quais resultados do projeto de PSA você destacaria em termos ambientais e institucionais?

#### Bloco 3 – Noções de justiça/equidade

- 20) Ao seu ver quais seriam os benefícios e encargos do esquema de PSA?
- 21) Como definiria a distribuição destes encargos e benefícios em relação às ONGs, governos, provedores e colegiados?
- 22) Se sente satisfeito com sua participação no projeto?
- 23) Sente-se satisfeito com o processo de tomada de decisão?
- 24) Como imagina que os demais atores se sentem em relação ao espaço que possuem na tomada de decisão?
- 25) Como avaliaria seu poder de influência no projeto? Onde ele residiria?
- 26) Julga dispor das informações necessárias para atuar?

- 27) Como julga o mecanismo de troca de informações e conhecimentos gerados dentro do projeto?
- 28) O que vem à sua cabeça quando se fala em justiça e equidade no contexto da sua experiência com o PSA?
- 29) Comente sobre o mecanismo de coordenação, cooperação e confiança entre os atores.
- 30) Proporia alguma alteração na estrutura de governança do PSA?

### **Tópico-guia das entrevistas com os produtores rurais**

#### Bloco 1 – PSA e relações institucionais

- 1) Qual sua relação com a propriedade?
- 2) Em que medida você depende da propriedade para sobreviver?
- 3) Com suas palavras, defina PSA?
- 4) Em sua opinião, quais problemas ambientais o PSA está tentando resolver?
- 5) Como tomou ciência do projeto e o que o convenceu a participar?
- 6) Como participou das fases de concepção, desenho e implementação do projeto?
- 7) Acha que sua participação é importante? Por quê?
- 8) Quem são os outros atores do projeto e o que cabe a cada um?
- 9) O que acha que motiva a participação dos demais atores (governos, colegiados e ONGs)?
- 10) Possuía algum tipo de relação prévia com alguns dos outros atores? Descreva

#### Bloco 2 – Noções de Justiça/equidade

- 11) Como era o seu conhecimento antes do projeto, como é agora?
- 12) Acredita haver resultados positivos e mensuráveis do projeto de PSA? Quais?
- 13) Em que medida sente que seus interesses, conhecimentos e reivindicações foram considerados ao longo do processo?
- 14) Como as decisões do projeto são tomadas?
- 15) Quais seriam os custos e benefícios do projeto? Como eles se dividem entre os atores envolvidos?
- 16) O que o projeto mudou na sua vida?
- 17) O que o projeto vai deixar como valor após a sua conclusão?
- 18) Acredita que o acesso e as oportunidades para participar do projeto são iguais para todos?
- 19) Considera que a estrutura de organização do PSA é adequada para representar os diferentes interesses envolvidos?
- 20) O que você mudaria em relação ao projeto?