

UNIVERSIDADE PAULISTA - UNIP
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

**PROPOSTA DE RECUPERAÇÃO DO CUSTO
TOTAL DA ÁGUA A PARTIR DA CONTABILIDADE
EM ENERGIA: ESTUDO DE CASO NA
MICRO BACIA DO RIO JUNDIAÍ-MIRIM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista - UNIP, para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

HELTON RAIMUNDO OLIVEIRA DA SILVA

SÃO PAULO

2016

UNIVERSIDADE PAULISTA - UNIP
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

**PROPOSTA DE RECUPERAÇÃO DO CUSTO
TOTAL DA ÁGUA A PARTIR DA CONTABILIDADE
EM EMERGIA: ESTUDO DE CASO NA
MICRO BACIA DO RIO JUNDIAÍ-MIRIM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista - UNIP, para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Orientador(a): Dra. Silvia Helena Bonilla

Área de concentração: Sustentabilidade em Sistemas de Produção

Linha de Pesquisa: Avanços em Produção Mais Limpa e Ecologia Industrial

Projeto de Pesquisa: Produção e meio ambiente: cálculo de indicadores de sustentabilidade para tomada de decisão

HELTON RAIMUNDO OLIVEIRA DA SILVA

SÃO PAULO

2016

Silva, Helton Raimundo Oliveira da.

Proposta de recuperação do custo total da água a partir contabilidade em emergia : estudo de caso na micro bacia do rio Jundiaí-Mirim / Helton Raimundo Oliveira da Silva. - 2016.

74 f. : il. color. + CD-ROM.

Dissertação de Mestrado Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Produção da Universidade Paulista, São Paulo, 2016.

Área de Concentração: Sustentabilidade em Sistemas de Produção.

Orientadora: Prof.^a Dra. Silvia Helena Bonilla.

1. Contabilidade em emergia. 2. Jundiaí-Mirim. 3. Micro bacia.
I. Bonilla. Silvia Helena (orientadora). II. Título.

HELTON RAIMUNDO OLIVEIRA DA SILVA

**PROPOSTA DE RECUPERAÇÃO DO CUSTO
TOTAL DA ÁGUA A PARTIR DA CONTABILIDADE
EM EMERGIA: ESTUDO DE CASO NA
MICRO BACIA DO RIO JUNDIAÍ-MIRIM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Paulista - UNIP, para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Aprovado em: ____/____/____

Profa. Dra. Silvia Helena Bonilla, UNIP

Prof. Dr. Feni Dalano Roosevelt Agostinho, UNIP

Prof. Dr. Francisco Carlos Ribeiro, FATEC

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a Deus, pela graça que me concede em todos os momentos de minha vida;

A meus pais, pelos ensinamentos que me auxiliaram a ser o que sou hoje;

E em especial a Estefani, pela paciência, amor e carinho que se tornaram impreterivelmente essenciais em minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, PPGEPP, pela oportunidade de realização de trabalhos em minha área de pesquisa.

Aos colegas do PPGEPP, pelo seu auxílio nas tarefas desenvolvidas durante o curso e apoio na revisão deste trabalho.

A CAPES/PROSUP, pela provisão da bolsa de mestrado.

Aos professores doutores Feni D. R. Agostinho e Francisco C. Ribeiro, pelos momentos dedicados para avaliação deste trabalho, que ajudaram em sua evolução.

E em especial a minha orientadora Profa. Dra. Silvia H. Bonilla, pela paciência e dedicação que foram essenciais para elaboração deste trabalho.

“Querem que vos ensine o modo de chegar à ciência verdadeira? Aquilo que se sabe, saber que se sabe; aquilo que não se sabe, saber que não se sabe; na verdade é este o saber” (Confúcio)

RESUMO

Os recursos hídricos contribuem com diversos aspectos para o desenvolvimento econômico e sua importância é evidente. Este trabalho teve por objetivo aplicar a contabilidade em energia para mensurar as contribuições ecossistêmicas da micro bacia do rio Jundiaí-Mirim dentro da economia do município de Jundiaí-SP, utilizando o conceito de recuperação do custo total da 'Water Framework Directive' que inclui custo do recurso, ambiental e financeiro. Dividiu-se cada um desses sobre três macro categorias como agricultura, indústria e residencial. Todas essas categorias influenciam os ecossistemas terrestres dentro e fora de seus limites. Foram gerados nove cenários para uso múltiplos da água. A faixa média de recuperação do custo total da água para as categorias (Industrial água tratada, Industrial água superficial e Residencial) no estudo, que existe em decreto no município de Jundiaí, ficou na média de R\$ 8,48/m³ para industrial água tratada, R\$ 8,45/m³ para industrial água superficial e R\$ 10,08/m³ para a residencial água tratada. Isso possibilitou a comparação com as respectivas categorias existentes no decreto, constatando diferenças de - R\$ 3,39/m³ a menos no decreto para industrial água tratada, - R\$ 4,39/m³ menos para industrial água superficial e - R\$ 8,64/m³ menos para residencial água tratada. A inclusão do trabalho do ambiente para mensurar o custo da água tenderá a excluir sinalizações distorcidas que os mecanismos de mercado provocam, introduzindo assim eficiência ao sistema econômico. Custos maiores ou menores poderão ser encontrados de acordo com a dinâmica social, econômico e ambiental da região aplicada, possibilitando, de acordo com os resultados, a estruturação de melhores políticas públicas para o presente e ao futuro dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Contabilidade em Energia; Jundiaí-Mirim; Micro Bacia; Recursos Hídricos; Recuperação do custo total; Valor.

ABSTRACT

Water resources contribute to various aspects for economic development and its importance is evident. This study aimed to apply the accounting in Emergy to measure ecosystem contributions of micro basin of Jundiaí-Mirim River within the economy of the city of Jundiaí-SP, using the concept of recovering the total cost of the 'Water Framework Directive' which includes cost of the resource, environmental and financial. These categories were split on three macro categories, such as agriculture, industrial and residential. All these categories affect terrestrial ecosystems inside and outside its boundaries. Nine scenarios were generated for multiple water use. In this study, the average range of recovery of the full cost of water for the categories (industrial clean water, surface water Industrial and Residential), which exists in a decree in Jundiaí, was on average R \$ 8.48 / m³ for industrial water treated, R\$ 8.45 / m³ for industrial surface water and R \$ 10.08 / m³ for residential treated water. This enables comparison with the existing categories in the decree, finding differences - R \$ 3.39 / m³ less the decree to industrial clean water, - R \$ 4.39 / m³ less for industrial surface water and - R \$ 8.64 / m³ less for residential treated water. The inclusion of this environmental work in order to measure the cost of water will tend to exclude distorted signs that market mechanism could cause, introducing efficiency to the economic system. High or small costs can be found according to social dynamic, economics and environment of the applied area, enabling better public politics structuring for the present and the future of water resources.

Keywords: Emergy accounting; Jundiai-Mirim; Micro Basin; Water Resources; Full Recovery cost, Value.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 Modelo de fluxo circular padrão	17
Figura 2 Modelo de fluxo circular abrangente.	18
Figura 3 Alguns símbolos da linguagem do sistema de energia.	37
Figura 4 Visão geral do sistema de energia dos Estados Unidos em 1992 mostrando as principais contribuições de energia, o PIB medido pela moeda circulante, e a taxa de Energia/moeda.	39
Figura 5 Localização de Jundiaí referente ao estado de São Paulo	41
Figura 6 Carta de uso e ocupação das terras na micro bacia do rio Jundiaí-Mirim...	42
Figura 7 Diagrama de energia do sistema em estudo mostrando o estresse e pressão que as atividades locais em contexto exercem sobre os sistemas naturais.	44
Figura 8 Custos, cenários e considerações.	46
Figura 9 Recuperação do custo total para o cenário agrícola.	52
Figura 10 Recuperação do custo total para o cenário industrial.....	54
Figura 11 Recuperação do custo total para o cenário residencial.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Custo em emergia para irrigação de diversas fontes hídricas.....	29
Tabela 2 Classificação dos trabalhos dentro do conceito de custos da DQA.....	36
Tabela 3 Classes de cobertura de terra de APP na bacia do rio Jundiaí-Mirim, SP..	47
Tabela 4 Custo do recurso do potencial químico da água da chuva usada.....	50
Tabela 5 Custo do recurso do geo-potencial da água da chuva usada.....	50
Tabela 6 Recuperação do custo total da água para os setores dentro dos cenários propostos.....	55
Tabela 7 Comparação com decreto municipal dos resultados encontrados.	57

LISTA DE ABREVIATURAS

ANA: Agência Nacional de Águas
APP: Áreas de preservação permanente
CA: Custo ambiental
CAA: Custo ambiental do setor agrícola
CAI: Custo ambiental industrial
CAR: Custo ambiental residencial
CETESB: Companhia ambiental do estado de São Paulo
CMemA: Custo marginal da emergência da água
CORHI: Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos
CONAMA: Conselho nacional do meio ambiente
CRA: Custo do recurso agrícola
CRH: Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CRI: Custo do recurso industrial
CF: Custo financeiro
CFA: Custo financeiro agrícola
CFI: Custo financeiro industrial
CFR: Custo financeiro residencial
CR: Custo do recurso
CRR: Custo do recurso residencial
DAE: Departamento de água e esgoto
DQA: Diretiva Quadro da água
Energia_{geo}: Energia geo-potencial
Energia_{qui}: Energia química
EM_{geo}: Emergência geo-potencial
EM_{qui}: Emergência química
EMR: Emergência money ratio
ETA: Estação de tratamento de água
F: Recursos da economia
FEHIDRO: Fundo Estadual de Recursos Hídricos
IQA: Índice de qualidade da água
N: Recursos não renováveis

PBem: Produto bruto da energia

PERH: Plano Estadual de Recursos Hídricos

PCJ: Comitê das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí

pH: Potencial hidrogeniônico

PIB: Produto interno bruto

PPP: Princípio poluidor pagador

R: Recursos renováveis

RCT: Recuperação do custo total

Sej: Solar emjoule

SIGRH: Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos

WATECO: WAter and ECOnomic

WFD: Water Framework Directive

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivo geral.....	19
1.1.1	Objetivos específicos.....	20
2	CUSTOS DA ÁGUA.....	21
2.1	Diretiva Quadro da Água	21
2.2	Cobrança da água: fixando o preço, valor ou o custo?	22
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1	Aplicação da Diretiva Quadro da Água ao território brasileiro	26
3.2	Classificações dos trabalhos a partir da contabilidade ambiental em emergia dentro do conceito de custos da DQA	28
4	METODOLOGIA.....	37
4.1	Descrição do sistema em estudo	40
4.2	Tratamento dos dados	45
4.3	Custo ambiental	46
4.4	Custo do recurso	49
4.5	Custo financeiro.....	50
5	RESULTADOS	52
5.1	Recuperação do custo total da água no cenário agrícola	52
5.2	Recuperação do custo total da água no cenário industrial	53
5.3	Recuperação do custo total da água no cenário residencial	54
6	DISCUSSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
7	CONCLUSÃO.....	59
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60
	APÊNDICE – (MEMORIAL DE CÁLCULO).....	66

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma das maiores reservas de água doce do mundo, no entanto, grande diferença de distribuição, demanda, investimento, monitoramento e infraestrutura criam grandes problemas no gerenciamento. Dentro desse contexto, três abordagens serão estudadas neste trabalho de forma integrada e não mais independente como proposta metodológica. São elas: recurso, ambiente e economia. O recurso diz respeito à geomorfologia hídrica e geopolítica brasileira que, com uma distribuição geomorfológica desigual, essa característica desenha um panorama complexo de administrar.

Na região norte do Brasil, a disponibilidade hídrica chega a 100.000 m³/hab/ano, contra 500 m³/hab/ano na região Nordeste (BRASIL, 2002). No estado de São Paulo, pode-se observar panorama parecido com o contexto nacional. Existem bacias hidrográficas que oferecem mais de 10.000 m³/hab/ano, por outro lado, outras possuem uma disponibilidade inferior ao do Nordeste semiárido. Uma das maiores ineficiências para um bom gerenciamento das bacias hidrográficas é a sua geopolítica, uma vez que uma bacia quase sempre está localizada em mais de uma localidade municipal, estadual ou federal, constituindo assim burocracia administrativa que impede que um bom gerenciamento ocorra.

Toda essa burocracia reflete em diversos órgãos governamentais como o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos – (SIGRH), o Plano Estadual de Recursos Hídricos – (PERH), o Fundo Estadual de Recursos Hídricos – (FEHIDRO), o Conselho Estadual de Recursos Hídricos – (CRH), o Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos – (CORHI), a Agência Nacional de Águas – (ANA) e, por último, tratada com maior ênfase neste trabalho, comitê e agência de bacias. Comitês e agências são compostos teoricamente por entidades civis, privadas e governamentais.

A abordagem econômica reflete a disparidade dos diversos meios operacionais que são utilizados para obtenção da água em diferentes atividades dentro da economia. Essas diferenças devem ser evidenciadas e estudadas para que não ocorram distorções aos sistemas econômicos que possuam grandes diferenças de renda per capita acentuada. Regiões com pouco desenvolvimento urbano tendem a ser mais resistentes a determinados gerenciamentos, e possuem maior potencial de deterioração ambiental. Isso pode ser exemplificado pelo grande

número de favelas e o crescimento desorganizado ao redor de bacias hidrográficas, contribuindo assim para lançamentos de efluentes e poluição das mesmas. Quando as questões de sobrevivência são incertas, logicamente a qualidade ambiental fica em segundo plano (NEVES; PEREIRA; FOWLER, 2007).

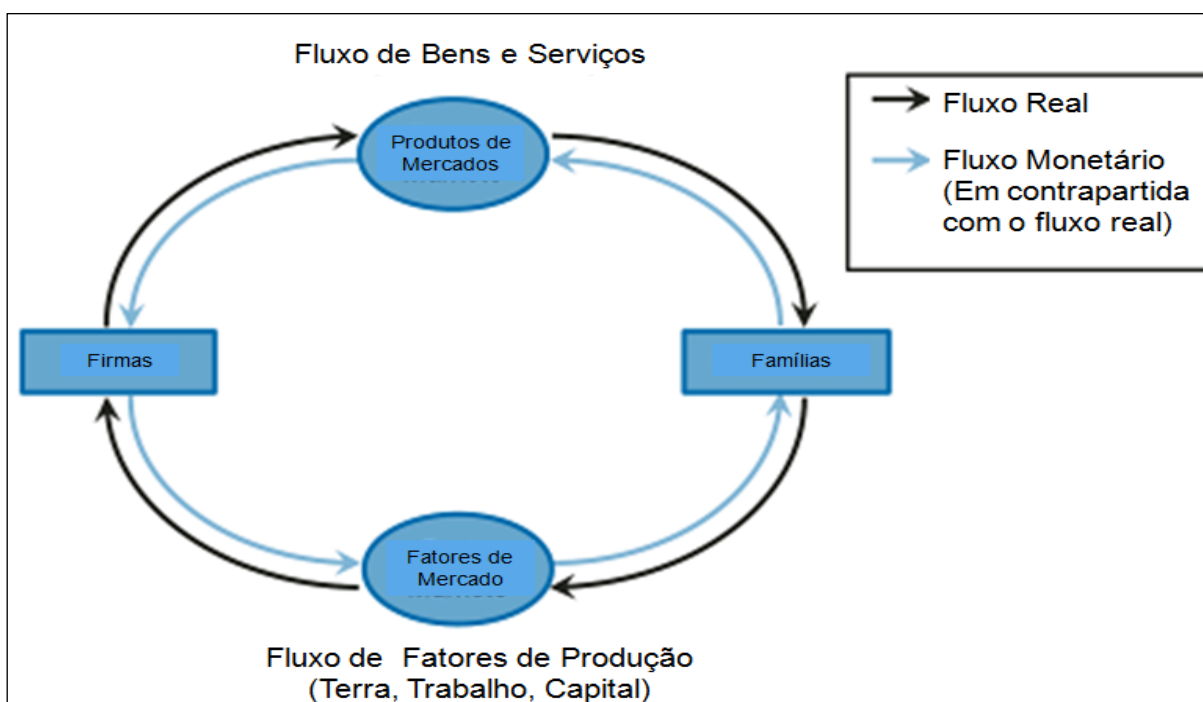
A importância da abordagem ambiental torna-se evidente como consequência do desenvolvimento de grandes centros urbanos que causam distúrbios ao meio ambiente e a sua vizinhança. As primeiras grandes civilizações começaram seu desenvolvimento em torno de mananciais que proviam o necessário para suprir suas diversas atividades, necessidade e organização social. Com o desenvolvimento industrial, essas atividades, necessidade e organização social tornaram-se maiores e mais acentuadas, conduzindo a modificação de muitos sistemas naturais locais. Essas modificações atraem mais e mais recursos de outras localidades, provocando assim um distúrbio e pressão ao ambiente local, que pode provocar muitas distorções na produção dos serviços ambientais. As bacias hidrográficas brasileiras dentro dessas três abordagens apresentadas possuem um grande desafio em prover e, ao mesmo tempo, garantir quantitativamente e qualitativamente um recurso renovável, porém finito como a água.

Considerada um bem público e essencial à vida, a água vem se tornando escassa devido, entre outras coisas, a um gerenciamento não eficiente. A ênfase em um gerenciamento eficiente da água tornou-se uma das maiores preocupações dos governos atuais no Brasil, devido ao seu gerenciamento crítico (ALISSON, 2013). Segundo Motta (2011), um dos motivos para isso ocorrer é a falta e a dificuldade técnica de metodologias que melhorem o gerenciamento para um uso mais racional e eficiente, como por exemplo, metodologias de valoração da água, que permite admitir a premissa de que para ocorrer uma melhora no gerenciamento da água, tem que haver também uma valoração adequada e dinâmica.

Sendo um bem público, de acordo com a lei 9.433 (BRASIL, 1997), e dotada de valor econômico, tornar a valoração da água mais abrangente ao ecossistema e objetiva para melhor refletir o seu valor econômico é necessário. Uma das razões para a falta de técnicas e metodologias que reflitam melhor o valor de um recurso ambiental tem sido a não consideração efetiva em metodologias econômicas do trabalho do meio ambiente. Muitos dos problemas causados pela má gestão dos recursos ambientais partem desse princípio, entretanto, estudos mostram que o sistema econômico interage e faz parte de um sistema maior, o sistema ambiental

(AYRES; AYRES, 2002). Existe certa dificuldade das gestões públicas em identificar ferramentas que possibilitem ganhos mútuos para si e para o ambiente, porque suas principais metodologias estão fundamentadas em um modelo que considera implicitamente os processos ecossistêmicos como mostra a Figura 1 (HARRIS; ROACH, 2013).

Figura 1 - Modelo de fluxo circular padrão

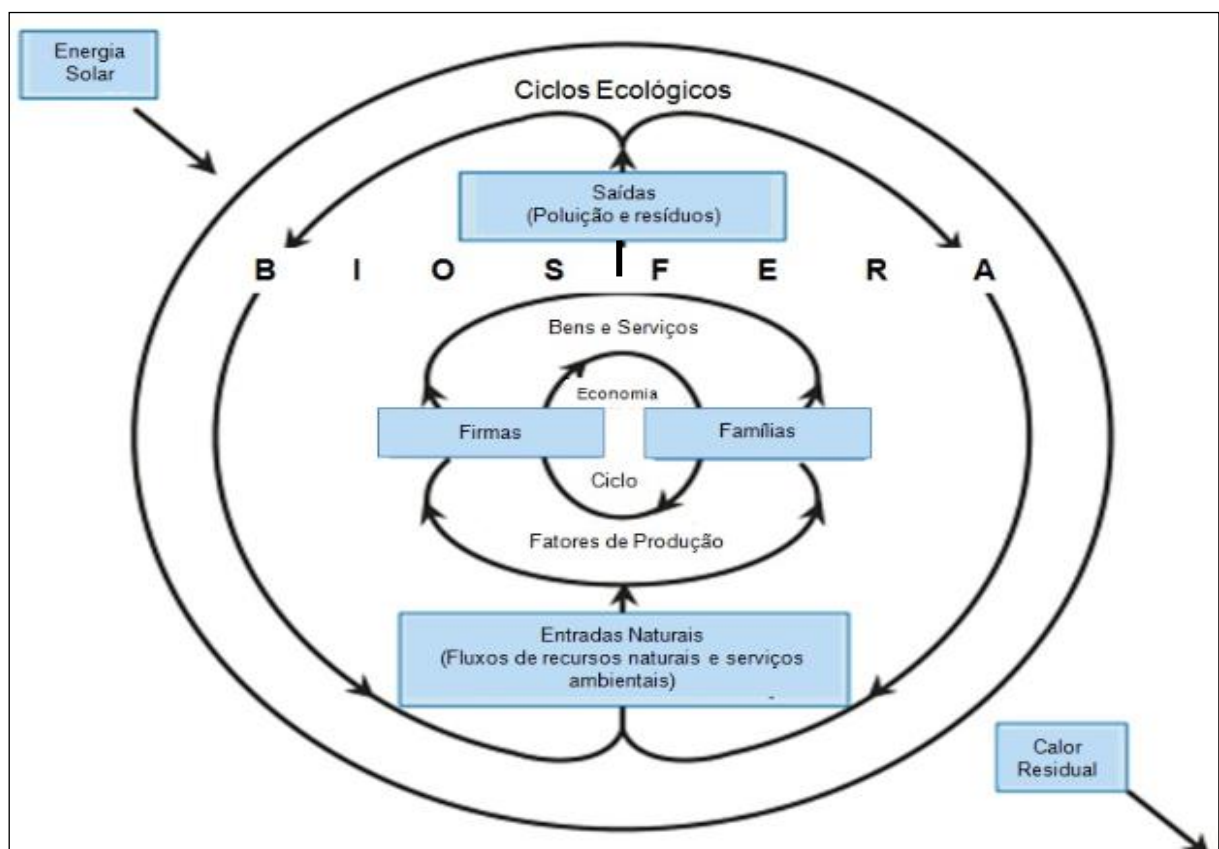


Fonte: (HARRIS; ROACH, 2013, p. 7, tradução nossa).

Fundamentada em uma abordagem como mostrada na Figura 1, a visão ou perspectiva da métrica de valoração e precificação para o homem foi se transformando durante milênios. Essa perspectiva moldou-se durante mudanças no comércio, a chegada da indústria e a quebra do sistema feudal, e a introdução do capitalismo na maior parte do mundo (HUBERMAN, 1986). No entanto, o fundamento do pensamento econômico direciona essa métrica durante o tempo a uma só unidade, o dinheiro. Essa unidade está presa ao modelo de fluxo circular padrão e possui limitações para refletir o valor econômico de um produto (HARRIS; ROACH, 2013). O modelo de fluxo circular padrão apresenta a relação entre famílias e firmas com produtos e fatores de mercado com dois fluxos: o fluxo de fatores de produção e o fluxo de bens e serviços. Os fatores de produção são geralmente definidos como terra, trabalho e capital. Em ambos os mercados, as interações de

oferta e demanda ajudam a determinar os preços e estabelecem um nível de equilíbrio do produto ou serviço (HARRIS; ROACH, 2013). Porém, esse modelo não detecta exceto pela escassez os serviços ecossistêmicos no todo como parte de seus fluxos, ou seja, não capta maior parte dos serviços que geram os recursos ambientais. Sua abordagem não engloba definitivamente um modelo de fluxo circular abrangente que inclui o trabalho do ecossistema. Essa limitação abre a possibilidade da ocorrência de muitas ineficiências no sistema de valoração e precificação dos recursos ambientais dentro do sistema econômico (MOTTA, 2011). Para diminuição dessa ineficiência, faz-se necessária a inclusão desses serviços ecossistêmicos, reconhecendo que toda prosperidade econômica depende dos fluxos de massa e energia providos pelo meio ambiente, começando pela luz solar como entrada principal (ODUM, 1996). Para isso recorre-se a uma abordagem sistêmica que abrange sistemas que até então não eram literalmente considerados pela teoria econômica (HARRIS; ROACH, 2013), ilustrada na Figura 2:

Figura 2 - Modelo de fluxo circular abrangente



Fonte: (HARRIS; ROACH, 2013, p. 8, tradução nossa).

A biosfera providencia todas as entradas dos fluxos finitos de materiais e energia necessários para manter os padrões de vida da sociedade moderna, e sua não inclusão efetiva implica imperfeições no sistema de valoração e precificação. Toda a economia funciona como um receptor de todos os serviços e recursos naturais providenciados pelo meio ambiente que funciona como um doador. Todo o desenvolvimento econômico conhecido pelo homem e os altos padrões de vida são processos muito complexos que compartilham um denominador comum: provisões limitadas dos fluxos de energia (HINRICHS; KLEINBACH; REIS, 2010).

A energia como métrica comum para ambos os sistemas ambientais e econômicos pode melhor sinalizar o preço de um produto como a água. Muitas das metodologias existentes no Brasil para políticas de cobrança da água são meramente econômicas e contabilísticas, como exemplificado em documentos regulatórios da DAE do município de Jundiaí-SP (DAE, 2015). Uma metodologia para valorar esses fluxos limitados de energia providos pelo ecossistema e transpô-los em indicadores monetários para serem entendidos e incorporados pelo sistema de precificação torna-se necessária. O presente trabalho destina-se a aplicar um modelo mais transparente ao público referente à valoração do custo da água, utilizando a contabilidade ambiental em energia para medir quantitativamente os recursos hídricos e suas características físico-químicas para o custo do recurso, características de densidade do uso de não renováveis e produção do Produto Interno Bruto – (PIB) com relação da água produzida para medir o custo ambiental e relações operacionais dos diversos usos da água para medir o custo financeiro.

1.1 Objetivo geral

Desenvolver um modelo mais completo ao público, em termos de conceitos empregados referentes à valoração do custo da água, utilizando a contabilidade ambiental em energia segundo os princípios da '*Water Framework Directive*' (Diretiva Quadro da Água) para uma valoração do recurso água através de uma abordagem sistêmica.

1.1.1 Objetivos específicos

- 1- Analisar uma bacia hidrográfica em termos de usos da água na atualidade por diferentes usuários e como esses usos múltiplos influenciam na dinâmica do sistema;
- 2- Adaptar conceitualmente a metodologia de contabilidade ambiental em emergência ao conceito de recuperação do custo total da água aos três diferentes custos (Ambiental, do Recurso e Financeiro);
- 3- Construir cenários para os diferentes setores de usos múltiplos da água, sendo eles, agrícola, industrial e residencial, e calcular a recuperação do custo total da água em termos de emergência para cada cenário;
- 4 - Valorar monetariamente a recuperação do custo da água calculado em emergência para as três classes de usos múltiplos;
- 5- Comparar com o preço cobrado pelo modelo fixado no decreto vigente no município de Jundiaí-SP;

2 CUSTOS DA ÁGUA

2.1 Diretiva Quadro da Água

No fim do ano 2000, a comissão e o parlamento europeu aprovaram e publicaram o que foi um marco no gerenciamento da água no continente europeu conhecido como 'Water Framework Directive - *WFD*' ou Diretiva Quadro da Água – (DQA). Seu propósito é garantir um melhor gerenciamento comum dos recursos hídricos de todos os estados membros da União Europeia. O objetivo central da '*WFD*' é aplicar um sistema padrão de procedimentos para monitorar e padronizar a gestão de recursos hídricos, financeiros e ambientais para todos os estados membros europeus, garantindo uma qualidade adequada para todos os corpos d'água. A diretiva reconhece que ambos os aspectos biológicos e hidromorfológicos são importantes para um diagnóstico integrado da água, em adição aos tradicionais usos de indicadores físico-químicos e medida de tóxicos ou poluentes persistentes (UNIÃO EUROPÉIA, 2000). Para a valoração da água a '*WFD*' introduz os seguintes princípios (UNIÃO EUROPÉIA, 2000):

1-O princípio da não deterioração e alcançar um bom 'status', sobretudo dos corpos superficiais e subterrâneos;

2-O princípio de uma abordagem combinada para controlar a poluição e a gestão integrada dos recursos;

3-O princípio de recuperação do custo total associados a serviços da água e uso de áreas aquáticas;

4-O princípio da participação pública e a transparência nas políticas de água.

O conceito de recuperação do custo total da água foi aplicado na '*WFD*' como o custo que não somente captura custos operacionais, de capital e de investimentos, mas também custos externos gerados pelos usos dos diferentes corpos da água dentro da economia, separados em uso industrial, doméstico e agricultura de acordo, em particular, com o princípio poluidor pagador (PPP) (UNIÃO EUROPÉIA, 2003). Essa conceituação de documentos e parâmetros para o cálculo da valoração e precificação da água, permitiu a adoção de técnicas em busca de uma estratégia comum para aplicar a valoração da água sobre três custos de acordo

com o documento de orientação da 'WATECO group', em inglês '*WATer and ECONomic*' grupo que integra a '*WFD*' (UNIÃO EUROPÉIA, 2003). São eles:

Custo financeiro (CF) é definido como custo da operação, custo de manutenção, custo do capital para novos investimentos, depreciação, custo de oportunidade por custo de capital, custos administrativos, e outros. (UNIÃO EUROPÉIA, 2003, p. 70);

Custo do recurso (CR) é definido como os custos de oportunidades perdidas que outros usos sofrem devido ao esgotamento do recurso além da sua taxa natural de recarga ou de recuperação (por exemplo, a exploração excessiva das águas subterrâneas ou sobre o uso das águas superficiais). (UNIÃO EUROPÉIA, 2003, p. 72);

Custo ambiental (CA) é definido como os custos dos danos que a água utilizada impõe sobre o meio ambiente, os ecossistemas e aqueles que usam o ambiente (redução da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos). Ele também inclui a economia de externalidades, como a perda de emprego no sector dos serviços em áreas rurais, devido aos impactos sociais a partir da degradação dos recursos hídricos. (UNIÃO EUROPÉIA, 2003, p. 69);

2.2 Cobrança da água: fixando o preço, valor ou o custo?

Os instrumentos econômicos, embora ainda incipientes na área de precificação dos recursos naturais, têm se mostrado promissores na internalização de custos ambientais. A adoção de instrumentos econômicos, assim como a internalização dos custos ambientais, já foram considerados de interesse na RIO 92.

As autoridades nacionais devem procurar promover a internacionalização dos custos ambientais e o uso de instrumentos econômicos, tendo em vista a abordagem segundo a qual o poluidor deve, em princípio, arcar com o custo da poluição, com a devida atenção ao interesse público e sem provocar distorções no comércio e nos investimentos internacionais (ONU, 1992, princípio 16).

A diferença das ferramentas que permitem a internalização de custos requer menos uso de recursos para sua manutenção (capital, recursos governamentais administrativos) e permitem acompanhar de forma mais dinâmica e flexível as mudanças das economias em desenvolvimento e acompanhar as diferenças das condições locais e regionais.

Há limitações na forma como a cobrança é efetuada para o caso de recursos naturais, particularmente da água, devido à falta de metodologia objetiva e quantitativa para fixar as tarifas de cobrança. Esse fato leva à valorações distorcidas, cria um hiato entre os custos de produção e consumo sociais e privados, e tanto os produtores quanto os consumidores não recebem a sinalização correta relacionada à escassez e/ou custo dos danos ao meio ambiente.

Além disso, há também outra limitação na hora de efetuar a tarifação ou precificação dos recursos naturais, que no caso da água é considerado um bem público, e é o que está sendo cobrado com essa tarifa. Trata-se do preço da água como recurso natural? Trata-se da quantificação do serviço prestado pela empresa que efetua a captação, tratamento e distribuição? Trata-se do pagamento aos serviços prestados pela água? Trata-se da quantificação do valor da água? As consequências ao meio-ambiente pelo uso da água são inclusos?

Surgem então três conceitos entrelaçados: preço, valor e custo. O preço de um bem no mercado é indicativo do seu valor, mas é bem conhecido o “paradoxo da água e do diamante” de Adam Smith, que questiona a relação preço-valor. Enquanto a água, que é imprescindível para a vida, tem um preço muito baixo (não refletindo sua importância), o diamante, que é símbolo de luxo, tem preço elevado. Isso permite concluir que o *valor* é um conceito difícil de definir, e que varia com o tempo e a sociedade considerada, com a apreciação individual segundo a experiência pessoal e com a facilidade de obtenção desse bem. Sendo assim, em casos de bens naturais considerados essenciais, faz-se necessário fixar o preço a partir de outros conceitos que não seja puramente uma valoração econômica como aqui explicada, mas incluindo formas de quantificar o valor de forma mais objetiva, holística e global.

Obviamente o preço de um bem também contempla o *custo* para ser produzido, mas geralmente o produtor não arca com os custos que o uso gera para terceiros ou para o ambiente. Nesse caso, o produtor acaba criando externalidades que em sua maior tendência é negativa. Essa externalidade é repassada para o comprador ou o custo há de ser admitido difusamente entre as terceiras partes envolvidas e/ou a sociedade. Para o caso específico da água, especialmente em casos de escassez ou quem capta água não arca com os custos que gera ao usuário a jusante, nem ao aquífero por seu declínio. Isso pode ser explicado pelo fato de que as metodologias empregadas para valorar as águas existentes no Brasil não são efetivas em absorver externalidades geradas por usos múltiplos da água e esses custos acabam sendo pagos socialmente por formas indiretas, como por exemplo, um alto custo para perfuração de poços mais profundos ou altos custos para purificar águas poluídas. Para restringir os conceitos e torná-lo mais objetivos ao decorrer deste trabalho, o conceito de custo será empregado como correspondente a todos os insumos diretos e indiretos para a produção da água e valor ou valoração como uma indicação ou sinalização do custo para o mercado como preço.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica está dividida em duas partes com o intuito de facilitar a organização do tema proposto e o entendimento do leitor ao assunto. O intuito dessa divisão é qualificar tanto a implantação das diretrizes DQA para o Brasil como também estruturar e organizar os estudos existentes que usam a contabilidade em emergência dentro do perfil dos conceitos de recuperação do custo total da água.

Atualmente, dentro dos estudos existe uma dispersão na sinergia ou escopo quando o mesmo é dirigido a recursos hídricos, pois há uma gama enorme de temas que podem ser abordados. Dentro de um escopo geral, o que de fato pode ser tratado como prioridade no tema da água e o que pode ser feito para tornar esses estudos efetivamente mais organizados e doutrinados ao contexto global dos problemas relacionados aos recursos hídricos? Deve-se originalmente priorizar estudos que procurem novos métodos de precificação dos recursos hídricos ou trabalhos que estudem os impactos causados pelo uso desses ao meio ambiente?

De maneira mais objetiva, todas as abordagens possuem relevância e contribuem para o desenvolvimento no tema dos recursos hídricos, no entanto, carecem de uma organização também mais objetiva, com uma visão holística. A primeira parte desta revisão bibliográfica apresenta trabalhos que introduzem políticas públicas da DQA em suas metodologias para o possível gerenciamento dos recursos hídricos ao território brasileiro. A segunda parte está relacionada com trabalhos que empregam a contabilidade ambiental em emergência para calcular os valores dos diversos usos relacionados com os recursos hídricos, e que oferecem uma abordagem adequada de mensuração dentro dos três conceitos de custos aplicados pela DQA e União Europeia. Essa estruturação permitirá ao leitor visualizar de forma mais holística onde se concentram as abordagens dos trabalhos aqui apresentados dentro de um conceito de custo que já é efetivo nas políticas públicas da DQA. Com essa percepção e alocação dos trabalhos espera-se maior organização e escopo para o tema geral dos recursos hídricos, não somente para trabalhos que utilizem a contabilidade ambiental em emergência, mas também de uma forma geral e ampla a todo o tema da água.

3.1 Aplicação da Diretiva Quadro da Água ao território brasileiro

Sobral et al. (2008) estudaram a classificação da qualidade química e ecológica dos corpos d'água segundo a DQA, apresentando os objetivos da diretiva. A diretiva estabelece e define programas para atingir metas e objetivos de qualidade dos recursos hídricos e é um documento extenso, técnico e complexo, reflexo das múltiplas referências cruzadas com outros instrumentos jurídicos. São definidos cinco níveis de classificação para avaliação do estado ecológico estabelecido pela DQA, são eles: excelente, bom, razoável, insatisfatório e ruim, correspondendo às classes I, II, III, IV e V. Essa qualidade ecológica é definida por indicadores biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos. Para alcançar o bom estado dos corpos hídricos, deve-se alcançar primeiramente o bom estado ecológico e químico da água. Na mensuração do estado químico é empregado o índice de substâncias prioritárias, sendo de relevância a sua redução em emissões para que não ultrapasse os valores limites.

No Brasil, a classificação dos corpos d'água é instituída ao Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2005) estabelecer norma, critérios e padrões relativos no controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente. A resolução do CONAMA nº 357/2005 classifica os corpos hídricos em 13 classes distintas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes. Essas classificações são essenciais para tornar sensatas as exigências de emissões de efluentes. Sobral et. al. (2008) evidenciam os avanços alcançados na uniformização dos critérios de qualidade ecológica e químicos dos corpos d'água, porém ressaltam aspectos que podem ser aprimorados ao longo do tempo como, por exemplo, a definição das condições de referências. Concluem também que com a experiência adquirida nos estados membros da União Europeia pode-se subsidiar o processo de implementação da legislação brasileira.

Silva et al. (2011) analisaram o processo de implementação da DQA na comunidade europeia expondo as principais etapas que são executadas no que diz respeito aos aspectos ambientais. Essas etapas são definidas como 1 - a classificação dos corpos de água em diferentes tipos; 2 - a definição de referência para cada um dos tipos e 3 – a avaliação do estado de qualidade ecológica dos corpos d'água. O objetivo primordial da classificação dos corpos de água em diferentes tipos é permitir o estabelecimento de estados de referências para que

possam ser medida a existência ou inexistência de impactos de atividades antrópicas num respectivo corpo d'água e avaliar sua qualidade. Com esse estudo, Silva et al. (2011) puderam concluir que havendo uma compreensão das vantagens e desvantagens na aplicação da DQA nos estados membros da Comunidade Europeia, trará uma experiência sólida para o gerenciamento brasileiro, pois é necessário que haja uma mudança de visão dos que administram os recursos hídricos como uma mera massa de água. Este trabalho salienta a construção de um bom e sólido gerenciamento com base na experiência em outros países e políticas aplicáveis, como por exemplo, a DQA, porém compreendendo dificuldades e limitações técnicas, sociais e econômicas no Brasil, o que se torna um fator limitante para uma aplicação efetiva e total da norma.

No Brasil, a existência da possibilidade de aprimorar o gerenciamento dos recursos hídricos é evidente, devido ao seu crítico gerenciamento (ALISSON, 2013). Como detentor de grande disponibilidade hídrica no mundo, o Brasil ainda é carente de um gerenciamento mais eficiente comparado com outros países, como por exemplo, os países da Europa. Silva et. al. (2013) estudaram, com uma visão crítica, a possibilidade da aplicação do modelo europeu de gerenciamento da água DQA ao Brasil, para isso também reconhecendo as dificuldades que tal aplicação proporcionaria.

Como evidenciado nesse estudo, o modelo europeu reconhece que, para que haja uma gestão mais efetiva e objetiva, seu gerenciamento deve levar em conta como prioridade a qualidade ecológica, sendo uma maneira mais eficiente de garantir a disponibilidade hídrica necessária com padrões de água adequados. Silva et. al. (2013) também reportaram a grande diferença de posicionamentos políticos, sociais, econômicos e científicos que o Brasil possui comparado com o nível europeu, dificultando assim uma aplicação mais efetiva da DQA ao contexto brasileiro.

Os principais problemas com essas disparidades foram evidenciados por questões de saneamento básico, baixo nível de monitoramento das tipologias que são tanto referências para o acompanhamento do estado dos corpos hídricos, como também na tomada de decisões e medidas de recuperação de áreas ambientais. Os resultados desse trabalho apontaram que mesmo com capacidade científica para avançar na implantação da DQA ao SINGREH, contudo, negligenciando questões primordiais como saneamento e redes de monitoramento que são precários, é vital

que haja decisão política e rigor a esses novos instrumentos de gestão que serão aplicados, pois não seria possível a incorporação da DQA de maneira geral ao Brasil caso isso não ocorra. Porém, uma grande alternativa para o início da incorporação dos princípios da DQA ao Brasil seriam as relacionadas com políticas de curto prazo, como de cobrança pelo uso da água. O artigo 9º da DQA referência à amortização dos custos dos serviços hídricos nos estados membros e estabelece, a partir dos preços cobrados pelo uso da água, parâmetros para que os consumidores em geral a utilizem eficazmente, assim contribuindo para os objetivos ambientais (UNIÃO EUROPEIA, 2000). Essas são políticas de maior flexibilidade e adaptação ao contexto brasileiro atualmente, devido à falta de questões primordiais de saneamento. Essas novas técnicas podem medir de uma forma mais objetiva os recursos hídricos dentro da DQA referentes à políticas de cobrança no Brasil, e um custo da água mais abrangente ao ecossistema e mais sustentável poderá ser encontrado.

3.2 Classificações dos trabalhos a partir da contabilidade ambiental em emergia dentro do conceito de custos da DQA

A contabilidade ambiental em emergia permite a mensuração dos recursos globais, podendo esses serem naturais ou econômicos. Diversos estudos foram desenvolvidos aplicando essa metodologia para mensurar os recursos hídricos em geral. Dentro desses, quatro aspectos destacam-se nas avaliações, que incluem: 1 - energia potencial química, 2 - energia geo-potencial, 3 - nutrientes sólidos suspensos e dissolvidos na água, e 4 – a capacidade da água para assimilar resíduos (BUENFIL, 2001).

Esses valores operacionais representam a dinâmica para a obtenção e produção de água para os meios econômicos. Diferenças podem ser observadas em quatro categorias para cada tipo de água, e o total em emergia que cada um detém para prover 1 m³. Uma diferença considerável pode ser encontrada na ausência de químicos e suprimentos da água subterrânea, evidenciando uma das características primordiais desse tipo de água, a qualidade.

Buenfil (2001) propõe uma contextualização para avaliações e comparações dos valores dos recursos hídricos, dividido dentro de quatro escalas: 1 - global, 2 - regional, 3 - local, e 4 - pequena escala. Utilizando a Flórida como estudo de caso,

nesse trabalho Buenfil contabilizou em emergia os estoques globais de água para oceanos, água subterrânea, lagos e etc. Setes sistemas de estação de tratamento foram estudados, incluindo grandes e pequenas escalas. Buenfil (2001) concluiu que o valor em emergia dos recursos hídricos pode sofrer diversas variações de acordo com sua qualidade, tempo de reposição, escassez, demanda, e sólidos dissolvidos. Outros autores ressaltam a importância da infraestrutura empregada no tratamento e distribuição de água para cidades e seu contexto econômico. Buenfil (2001) também estruturou uma gama de valores operacionais em emergia para prover água para irrigação, conforme Tabela 1:

Tabela 1 - Custo em emergia para irrigação de diversas fontes hídricas

Tipo de água	Serviços humanos (sej/m ³)	Combustíveis & Eletricidade (sej/m ³)	Químicos & Suprimentos (sej/m ³)	Estrutura (sej/m ³)	Total (sej/m ³)
Água subterrânea	4,10E+11	2,50E+11	0,00E+00	1,60E+11	8,20E+11
Água Bruta	1,63E+12	2,50E+11	1,91E+12	4,10E+11	4,20E+12
Água superficial	2,59E+12	3,00E+11	4,90E+12	4,10E+11	8,20E+12
Água de aquífero	1,91E+12	5,40E+11	2,86E+12	4,10E+11	5,72E+12
Osmose reversa	5,72E+12	1,01E+12	5,40E+11	5,40E+11	7,81E+12
Osmose reversa (água salgada)	5,44E+12	3,26E+12	2,70E+11	5,40E+11	9,51E+12

Fonte: (BUENFIL, 2001).

Romitelli (2005) contabilizou em emergia o aumento do valor da água devido à escassez, avaliando duas propostas de diferentes projetos (Juquitiba e Capivari) para o fornecimento de água na região metropolitana de São Paulo. O trabalho constatou a grande participação da infraestrutura e operação para os valores mais altos, em que evidencia o esforço cada vez maior das grandes cidades em prover recursos hídricos para suprir suas necessidades residenciais, comerciais e industriais.

Chen et al. (2009) estudaram e contabilizaram a emergia dos rios chineses e as contribuições de cada um para a economia. Ao total, foram estudados 11 principais rios chineses totalizando uma emergia de 55,64E+22 sej/ano com um valor total também anual de 815.880.000 \$. O consumo de água dos rios chineses foi de 4,4E+11m³ em 2002, e multiplicado pelo valor do *emdollar* pelo volume de 0,30\$/m³, o valor do consumo da água foi de 132.240.000 \$, o que representa 16,2% do valor total de todos os rios chineses e 2,1% do PIB da China em 2002. Esse

estudo também apontou a grande participação econômica, tanto nas contribuições que proporcionam para a produção economia e sociedade quanto também para decisões que podem ser tomadas no âmbito de gerenciamento e políticas públicas referentes aos custos que podem ser evitados.

Agostinho (2009), em sua tese de doutorado, viabilizou um diagnóstico ambiental dos sistemas agropecuários da bacia hidrográfica dos rios Mogi - Guaçu e Pardo utilizando uma metodologia combinada de sistemas de informações geográficas e análise em emergia. Com isso, foi possível elaborar um mapeamento temático da bacia com uso e ocupação de terra. Com os resultados, o autor constatou índices de baixa sustentabilidade ($\%R=29\%$), moderado impacto ambiental ($\%ELR=2,47$), baixo rendimento líquido ($\%EYL=1,57$) e baixa relação custo/benefício ($ESI=0,63$). Constatou-se uma necessidade de redução de 70% da dependência de emergia não renovável para que a bacia torne-se sustentável. O autor conclui que, com relação a indicadores econômicos, apontam prejuízo quando referente à externalidades negativas, levando a questão sobre a teoria econômica a ser um ideal em sinalizar a riqueza real. Gerenciar os recursos naturais com ferramentas mais objetivas pode conduzir a uma menor distorção da sinalização da riqueza real dentro da economia, e proporcionar uma retroalimentação positiva ao sistema de forma geral.

Almeida et. al. (2010), com um estudo de estações de lavagem de ônibus, contabilizaram três diferentes sistemas que operam em São Paulo. Duas empresas utilizam lavagem convencional e a terceira empresa um sistema de captação de águas pluviais. Os resultados revelaram que a reutilização de águas pluviais melhora o desempenho ambiental da atividade de lavagem de ônibus, também há um ganho ambiental considerável com captação de água da chuva. Com a instalação de um sistema de captação de chuva, há uma redução do índice de carga ambiental de 900 para 170. Esse trabalho possibilita o melhor entendimento da carga ambiental dos diferentes meios de operação para obtenção de um mesmo uso econômico da água. Vale ressaltar também a participação significativa que os recursos operacionais possuem na composição dos resultados finais.

Brown et. al. (2010) desenvolveram uma metodologia de cálculo utilizando uma tradução em termos de emergia para mensurar os três conceitos de custos estabelecidos pela DQA na bacia hidrográfica do rio Foix na Espanha. Para o cálculo do custo financeiro, estabeleceram uma razão da quantidade de recursos financeiros

investidos no período de um ano na produção de água proveniente de uma estação de tratamento pelo total de água utilizada por todos os setores da economia como insumo, assim obtendo um custo financeiro por m^3 para essa produção. No custo do recurso duas tabelas em energia foram geradas para contabilizar o custo físico químico e geo-potencial da água proporcionando na soma de ambas um custo do recurso por m^3 que o ciclo da água detém para essa disponibilidade hídrica. A metodologia empregada para o custo ambiental foi calculada a partir das razões do total de energia bruta no sistema pelo total de água utilizada, e o resultado dessa pelo *EMR* do sistema estudado. Os resultados encontrados foram de um custo médio financeiro de $\text{€}0.54/\text{m}^3$, custo médio do recurso de $\text{€}0.87/\text{m}^3$ e custo médio ambiental de $\text{€}1.42/\text{m}^3$. No entanto, esse estudo não viabilizou um modelo com uma dinâmica maior, como acontece em sistemas reais como, por exemplo, a distinção na metodologia de cálculo para cada setor da economia incluindo o industrial, o residencial e o agrícola.

Carey et. al. (2010) estudaram a variabilidade da qualidade da água e indicadores de distúrbio no uso de terras sobre a bacia de Biscayne Bay, no Sul da Flórida, no período de 1995 à 2004, utilizando indicadores de perturbação como métricas de paisagem, índice da intensidade do desenvolvimento da paisagem (*LDI*); por cento de impermeabilidade, cargas de nutrientes (nitrato / nitrito-de azoto (NOX-N); total de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), fósforo total (FT) e modelos multivariados de regressão foram usados para determinar os fatores de uso da terra, que influenciam a variabilidade da qualidade da água. Ambos, '*LDI*' e variáveis maiores no índice de correção, foram incluídos no modelo, indicando que uma distribuição relativa das classes de uso da terra dominantes que influenciam cargas de NOX-N .

Não houve modelos de regressão significativos para cargas totais de nitrogênio inorgânico (NOX-N mais $\text{NH}_3\text{-N}$). Cargas de fósforo totais foram mais intimamente relacionados com indicadores de perturbações numa menor extensão espacial. A correlações positivas entre o '*LDI*' e valores de áreas impermeáveis diretamente conectadas sugeriram que ambos os indicadores forneceram informações semelhantes sobre a intensidade da perturbação humana. Com esses resultados encontrados pode-se concluir que a teoria por trás da métrica do '*LDI*' que afirma que há um distúrbio efetivo provocado por fatores não renováveis em um dado sistema permite também concluir que os mesmos também estão correlacionados diretamente com a variabilidade da água. Porém, a ferramenta '*LDI*'

não permite claramente estabelecer padrões específicos para revelar que para a mesma quantidade de distúrbio ocasionado por atividades distintas há também o mesmo gradiente para o ecossistema.

Uma avaliação de melhoria em um sistema de irrigação na China foi estudada por Chen et. al. (2011) com o objetivo de avaliar custos e benefícios de um projeto. A contabilidade ambiental em emergia mostrou que os maiores custos associados à proposta do projeto vêm de terraplenagem com 74,4% do custo total, concreto 15,4%, armazenagem de água 43% do benefício total e o aumento do rendimento agrícola com 56,9% são as mais importantes contribuições. Os resultados mostram que uma análise de custo benefício convencional poderia deixar de fornecer uma melhor estrutura de tomada de decisões. Nesse trabalho fica evidente a importância de uma ferramenta que permita mais objetividade para mensurar e garantir uma tomada de decisão que não meramente se apoie em dados econômicos convencionais para atribuição de peso para tomada da mesma.

Pulselli et. al. (2011) apresentou uma contabilidade ambiental em emergia da bacia hidrográfica do rio Sieve na província de Florença – Itália. Foram detectadas diferenças na UEV da água ao longo do percurso do rio, especialmente a montante e a jusante da barragem. A UEV da água corrente no rio aumenta de $1,35 \times 10^5$ sej / g a montante, para $5,80 \times 10^5$ sej/g a jusante da barragem. Os autores concluem nesse trabalho que há uma diminuição da água purificada e distribuída de $2,00 \times 10^6$ sej/g na menor planta em área montanhosa, para $1,72 \times 10^6$ sej/g para a maior usina, na cidade de Florença. Fatores geomorfológicos e operacionais desenham uma dinâmica na construção dos valores em emergia da água como bem apresentado no trabalho de Pulselli et. al. (2011), e são de forte relevância para a elaboração de metodologias novas.

Um estudo de duas estações (Alto e Baixo da Cotia) de tratamento de água localizadas em São Paulo foi realizado por Ferreira (2011) em sua dissertação de mestrado. Com a utilização do Diagrama Emergético Ternário foi possível mostrar a dependência de cada sistema aos recursos renováveis, não renováveis e provenientes da economia. Com os resultados, o autor apresentou a emergia por volume, necessária para o tratamento de água na ETA Baixo e na ETA Alto Cotia, respectivamente, $1,68 \times 10^{13}$ e $1,19 \times 10^{12}$ sej/m³. Como evidenciado por Pulselli et. al. (2011), diferenças na UEV da água ao longo do rio podem contribuir para um custo menor ou maior na operação de tratamento, conforme encontrado por Ferreira

(2011), onde diferenças na qualidade da água proporcionaram um maior esforço na ETA Baixo da Cotia e posteriormente um maior custo ambiental.

Watanabe e Ortega (2011) aplicaram a contabilidade ambiental em emergia para mensurar sobre uma escala global os ciclos biogeoquímicos dos processos do nitrogênio, carbono e da água. No intuito de mensurar os fluxos biogeoquímicos, esse estudo utilizou um método diferente, que teve como base a Teoria de Sistemas de Energia para estimar os preços dos fluxos biogeoquímicos que afetam os serviços dos ecossistemas, considerando a emergia convertida para termos monetários equivalentes. Os serviços dos ecossistemas relacionados com a água, carbono e nitrogênio foram avaliados uma vez que estão ligados a uma série de serviços ecossistêmicos finais, incluindo a regulação do clima, regulação hidrológica, a produção de alimentos, formação do solo e outros. Os resultados proporcionaram uma gama de valores para cada ciclo avaliado. O ciclo da água apresentou valores entre 0,13 EM $\$/m^3$ para precipitação à 4,32 EM $\$/m^3$ para recarga de aquífero, o ciclo do carbono apresentou valores entre 110, 55 EM $\$/m^3$ para sequestro de carbono à 17.272,73 EM $\$/m^3$ para escoamento de componentes orgânicos e inorgânicos, e o ciclo de nitrogênio com valores entre 69,09 EM $\$/m^3$ para fixação de nitrogênio biológico à 476,49 EM $\$/m^3$ para escoamento de componentes orgânicos e inorgânicos. Nesse trabalho é possível visualizar de uma forma mais econômica a relevância de cada ciclo biogeoquímico e suas complexidades, já que cada um deles não existe isoladamente e seus produtos finais, como a água, são frutos de complexas interações de fluxos de energia e materiais.

Arbault et. al. (2013) mensuraram a emergia de quatro estações de tratamento - (ETA) e encontraram um valor médio de 1,06 ($\pm 0,15$) E^{12} seJ/ m^3 . Encontraram uma maior participação na contabilidade relacionada à produtos químicos e eletricidade. Com a modulação de diversos indicadores baseados em emergia foi possível comparar o desempenho ecológico de produção de água com outros tipos de extração de recursos. Comparações de diferentes meio de operação de estações de tratamento - (ETA) podem proporcionar um melhor entendimento dos diversos tipos de tratamento e suas respectivas composições de carga ambiental para a produção de água potável.

Reiss et. al. (2014) utilizaram o *LDI 'landscape development intensity'* ou em português “Índice da intensidade do desenvolvimento da paisagem” que empregado com a emergia pode medir o gradiente de distúrbio que atividades humanas

provocam aos meios ecológicos para propor um melhor gerenciamento aos bancos de mitigação de uma larga quantidade de terras na Flórida, com o intuito da proteção das funções ecológicas proporcionadas.

Duas escalas do índice *LDI* foram calculados uma escala com área de avaliação do pantanal com índice *LDI* ($n = 58$), o que caracteriza a paisagem circundante em uma pequena parcela de terra dentro de um limite de banco de mitigação, e uma escala do banco de mitigação com índice *LDI* ($n = 26$), que caracteriza as terras ao redor de todo o limite do banco de mitigação de área úmida. Um índice do *LDI* (0,0) representa a ausência de atividades humanas. Aproximadamente dois terços das áreas estudadas apresentaram, na avaliação do pantanal, um índice *LDI* ($n = 38$) e tiveram pontuação no índice *LDI* inferior a 2,0, com uma pontuação média no índice de *LDI* 3,2 ($\sigma = 4,9$). Uma ponderação atribuiu a todas as zonas a 100m das áreas avaliadas como terras que refletem zonas naturais. Atividades que encontraram-se dentro desses limites obtiveram uma pontuação maior que os pontuados nas áreas de avaliação, com média na escala de pontuação do índice *LDI* de 7,8 ($\sigma = 5,4$) e mediana de 6,5. Essa ferramenta de análise quantitativa proporcionou o potencial ecológico (ou seja, o ganho esperado em condições ecológicas) com as práticas de recuperação de áreas dentro de um banco de mitigação. Essa ferramenta pode proporcionar as políticas públicas uma abordagem mais objetiva, ao serem aplicadas não somente em bancos de mitigação, mas com o intuito de medir a influência ou distúrbio que áreas de preservação permanentes (APP) recebem de atividades dentro e fora de seus limites.

Watanabe e Ortega (2014) aplicaram um modelo utilizando a emergência para simular o impacto nas mudanças no uso de terras, considerando a importância das alterações climáticas, a escassez de água doce, a erosão do solo e outras questões ambientais, relacionando os processos biogeoquímicos de água e carbono. Para quantificar o impacto da mudança do uso de terras na bacia do rio Taquarizinho, localizado na região leste de Mato Grosso do Sul, Brasil, o estudo apresentou um modelo de hidro-carbono, que representa dinamicamente os serviços dos ecossistemas relacionados com os ciclos da água e do carbono. Nesse estudo, o modelo hidro-carbono usa emergência para estimar o valor monetário dos serviços ambientais prestados pela bacia hidrográfica sobre diferentes cenários de uso da terra. Os resultados encontrados evidenciam uma hierarquia da carga ambiental que

cada atividade proporciona, aqui apresentados em ordem decrescente como Cerrado nativo (247 EM \$ $\text{há}^{-1} \text{ano}^{-1}$), sistema agroflorestal (204 EM \$ $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$), pastagens sobre melhorado gestão (180 EM \$ $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$), plantio direto múltiplo corte agricultura (160 EM \$ $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$), pastagens degradadas (104 EM \$ $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e agricultura de plantio convencional (75 EM \$ $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$). Esses diferentes tipos de uso podem, efetivamente, causar diferentes distúrbios aos ecossistemas ecológicos, no entanto, esse distúrbio acaba sendo difusamente distribuído e absorvido indiretamente como uma externalidade negativa por outros sistemas, sendo esses humanos ou naturais. Nesse trabalho, fica evidente a necessidade da internalização da carga ambiental de atividades econômicas que possuem um potencial para gerar alterações climáticas, escassez de água doce, erosão do solo e outras questões ambientais.

Diversos trabalhos e publicações acadêmicas relatando, a partir da contabilidade em emergia, valores, contribuições, custos ou preços dos recursos hídricos são produzidos em diversas localidades do mundo. Para cada contexto há uma ênfase da metodologia como valor, contribuição, custo ou preço da água. No entanto, há também a possibilidade de uma classificação de acordo com os conceitos de custos do recurso, custo ambiental e custo financeiro, propostos pela DQA. A emergia contabiliza os recursos a partir de um ponto de vista do lado do doador, ou seja, enquanto a exergia estuda o total de trabalho que 1 Joule de energia pode fazer, a emergia pode estudar os fluxos de energia solar que são direcionados direta e indiretamente para produzir 1 Joule de um tipo de energia.

Essa analogia possibilita a compreensão da emergia como um insumo de produção e, portanto, um custo que a natureza detém para a produção dos recursos naturais. Com esse pensamento, os trabalhos aqui apresentados, que contabilizaram em emergia os recursos hídricos, foram selecionados com o intuito de classificá-los dentro dos conceitos de custos da DQA. A base de critério para essa classificação é determinada pela ênfase dos trabalhos em modificação/distúrbio devido ao uso da água (CA), custo de operação da água (CF) e custos da produção da água (CR). Alguns trabalhos são classificados mais do que uma vez por terem enfatizado mais que um dos conceitos da DQA. Com essa classificação foi possível criar para facilitar o entendimento do leitor uma tabela com cada trabalho e seu enquadramento dentro dos custos propostos pela Diretiva Quadro da Água, conforme Tabela 2:

Tabela 2 – Classificação dos trabalhos dentro do conceito de custos da DQA

Autor	Custo Financeiro	Custo do Recurso	Custo Ambiental
(BUENFIL, 2001);		X	
(ROMITELLI, 2005)	x		
(AGOSTINHO, 2009)			X
(CHEN et al., 2009);	x	X	
(ALMEIDA, 2010)	x		
(BROWN; MARTÍNEZ; UCHE, 2010);	x	X	X
(CAREY et al., 2010)			X
(CHEN et al., 2011)	x	X	
(PULSELLI; PATRIZI; FOCARDI, 2011)	x	X	
(FERREIRA, 2011)		X	
(WATANABE; ORTEGA, 2011)		X	
(ARBAUTI et al., 2013)	x	X	
(WATANABE; ORTEGA, 2014)			X
(REISS; HERNANDEZ; BROWN, 2014)			X


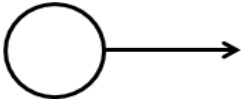
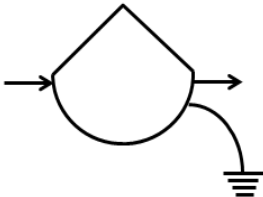
Fonte: Autor.

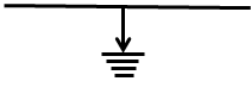
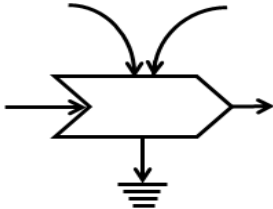
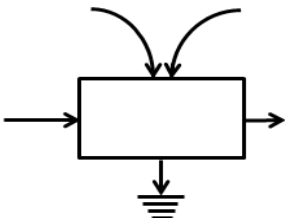
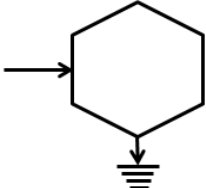
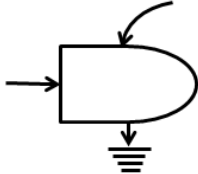
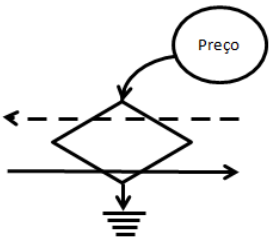
Essa classificação dos trabalhos dentro dos conceitos de custos da DQA contribui para a estruturação e fundamentação da metodologia empregada nos cálculos deste trabalho. Pode providenciar também um primeiro esforço para a construção de uma metodologia que direcione holisticamente a produção científica relacionada ao tema da água, garantindo a sinergia dos estudos hídricos em suas diversas vertentes, dando clareza para a escolha do pesquisador a temas essenciais e mais relevantes ao contexto atual.

4 METODOLOGIA

A contabilidade ambiental em energia é uma metodologia que contabiliza os fluxos de energia solar (Do inglês: Solar Energy Joule-sej), diretos e indiretos, para obtenção de um produto ou serviço (ODUM, 1996). O resultado dessa contabilidade pode ser transformado em unidade monetária pelo emprego do *EMR* 'Emergy Money ratio' como será explicado mais adiante. Os cálculos em energia são efetuados a partir da multiplicação das transformidades pela sua energia específica, sendo a transformidade um fator que hierarquiza os recursos globais que foram utilizados para fazer uma unidade de determinado produto ou serviço. Dentre esses recursos, existe uma classificação básica como N - Recurso não renovável, F - Recurso proveniente da economia e R - Recurso renovável. Um recurso N – não renovável é um recurso cujo sua taxa de consumo é maior que sua taxa de regeneração. Um recurso F - Recurso proveniente da economia são recursos produzidos ou manufaturados por atividades antropogênicas. Um R - Recurso renovável é um recurso cujo sua taxa de consumo não excede sua taxa de regeneração. A metodologia faz uso de símbolos e diagramas de energia dos sistemas como mostra a Figura 3.

Figura 3 - Alguns símbolos da linguagem do sistema de energia

Símbolos	Descrição
	Fluxo de Energia: Um fluxo cuja vazão é proporcional ao volume do estoque ou à intensidade da fonte que o produz.
	Fonte: Um recurso externo que fornece energia ao sistema. Recursos provenientes de serviços, materiais e recursos são representados dessa forma.
	Depósito / Estoque: Uma reserva de energia dentro dos limites do sistema determinada pelo balanço de entradas e saídas.

	<p>Sumidouro de Energia: O sistema usa a energia potencial para produzir trabalho. O custo dessa transformação é a degradação da energia, que abandona o sistema como energia de baixa qualidade. Todos os processos da biosfera dispersam energia.</p>
	<p>Interação: Interseção de no mínimo dois fluxos de energia para produzir uma saída (trabalho) que varia de acordo com certa função de energia. Exemplos: uma ação de controle de um fluxo sobre outro, presença de um fator limitante, uma válvula.</p>
	<p>Caixa: Símbolo de uso múltiplo que pode ser usado para representar uma unidade de consumo e produção dentro de um sistema maior. Representa um subsistema. A caixa pode ser preta, cinza ou branca, conforme o conhecimento que se tem sobre os fluxos de entrada e saída.</p>
	<p>Consumidores: Unidade que transforma a qualidade da energia, estoques, e retroalimentação autocatalítica para melhorar os fluxos de entrada.</p>
	<p>Produtor: Unidade que coleta e transforma baixa qualidade de energia debaixo de um controle de interação de um fluxo de alta qualidade.</p>
	<p>Transação: Uma unidade que indica uma venda de bens ou serviços (linha sólida) em troca por pagamentos de dinheiro (linha pontilhada). O preço representa uma fonte externa.</p>

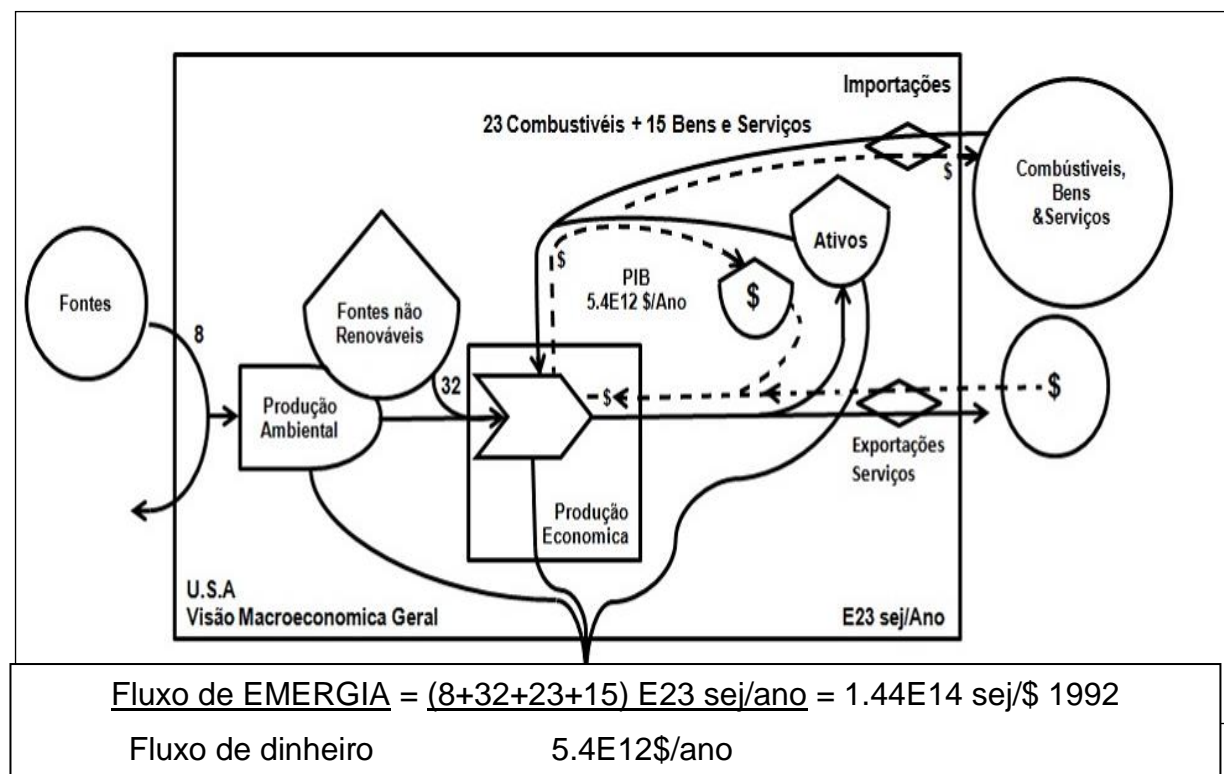
Fonte: (ODUM, 1996, p. 5, tradução nossa).

A taxa de emergência por dinheiro 'EMR' é um indicador que pode mensurar a quantidade de energia investida de um dado setor em um dado período, para a obtenção de uma unidade de dinheiro da mesma. Para isso, divide-se a quantidade

total do fluxo de energia utilizada por ano pelo Produto Interno Bruto (PIB) da nação em específico (ODUM, 1996). A energia total utilizada em um ano por um estado ou nação é dividida pelo produto interno bruto expresso em unidades monetárias locais, e resultará em um índice de energia por dinheiro (EMERGIA solar/unidade de dinheiro expressos em EMjoules por dinheiro) (ODUM, 1996).

Esse indicador traduz a quantidade de recursos globais que foram utilizados para obter uma unidade de determinada moeda. Cálculos para os Estados Unidos em 1992 podem ser visualizados no diagrama de fluxo de energia na Figura 4.

Figura 4 - Visão geral do sistema de energia dos Estados Unidos



Fonte: (ODUM, 1996, p. 56, tradução nossa).

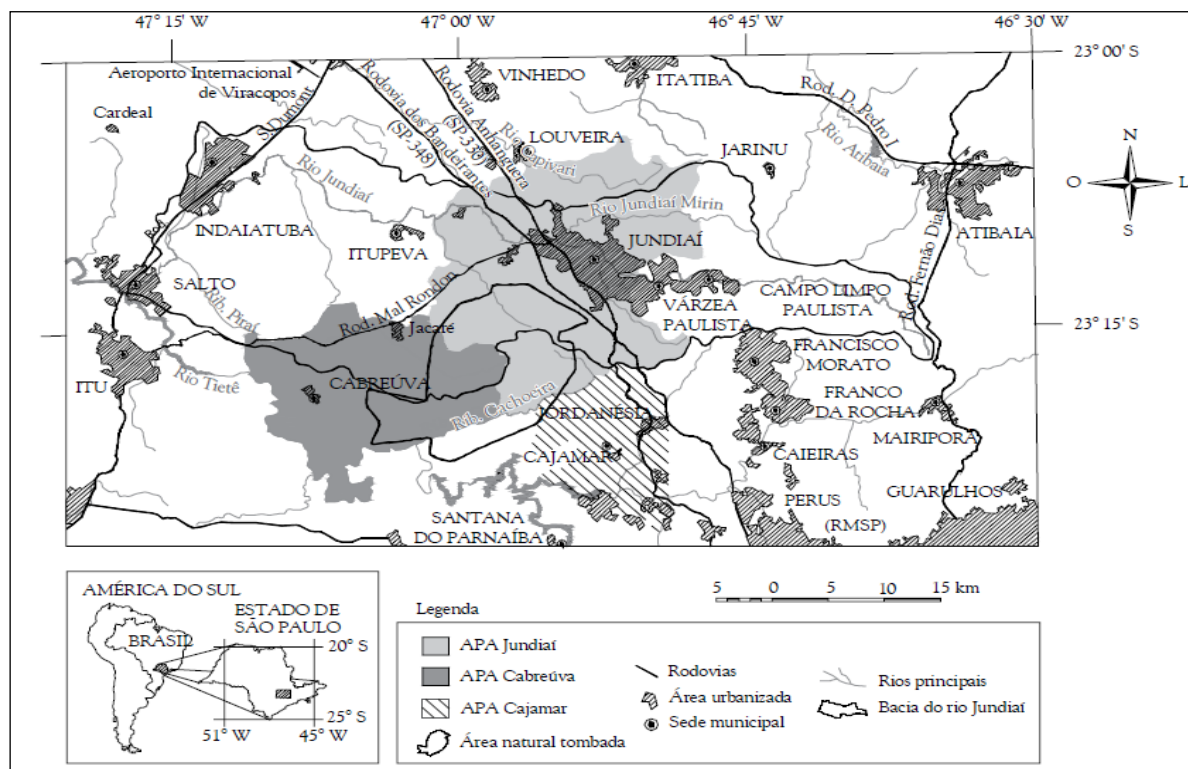
Essa metodologia vem sendo aplicada em vários trabalhos para mensurar os recursos ambientais de todas as escalas das atividades econômicas dentro dos ecossistemas terrestres (BROWN; ULGIATI, 1999), categorização termodinâmica dos ecossistemas (COSCIEME et al., 2013), sustentabilidade das nações econômicas (ULGIATI; ODUM; BASTIONONI, 1994); (LAGERBERG; DOHERTY; NILSSON, 1999); (BROWN; COHEN; SWEENEY, 2009); (DEMETRIO, 2011), cálculo do valor da energia da água (PULSELLI; PATRIZI; FOCARDI, 2011), cálculo

do custo da água (BROWN; MARTÍNEZ; UCHE, 2010), serviços dos ecossistemas (WATANABE; ORTEGA, 2011), para produção de biocombustíveis (ULGIATI, 2010); (AGOSTINHO; ORTEGA, 2013), fornecimento de água (FERREIRA, 2011); (BUENFIL, 2001), gerenciamento de água (CHOU; LEE, 2007); (TILLEY; BROWN, 1998, 2006); (COHEN; BROWN, 2007); (ALMEIDA et al., 2010), comparações do sistema de agricultura de café brasileiro (GIANNETTI et al., 2011) e comparações históricas da indústria e o sistema de agricultura pré-industrial (RYDBERG; JANSEN, 2002).

4.1 Descrição do sistema em estudo

A Bacia do Rio Jundiaí-Mirim, que pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 5 do Estado de São Paulo, com área de 11.750 km², está situada entre as latitudes 23° 00' e 23° 30' Sul e longitudes 46° 30' e 47° 15' Oeste, abrangendo três municípios vizinhos: Jundiaí com 58,5% da área, Jarinú 34% e Campo Limpo Paulista com 7,5% (FREITAS; FILHO; STORINO, 2013). Na Figura 5 é mostrada a localização de Jundiaí referente ao estado de São Paulo de modo geral.

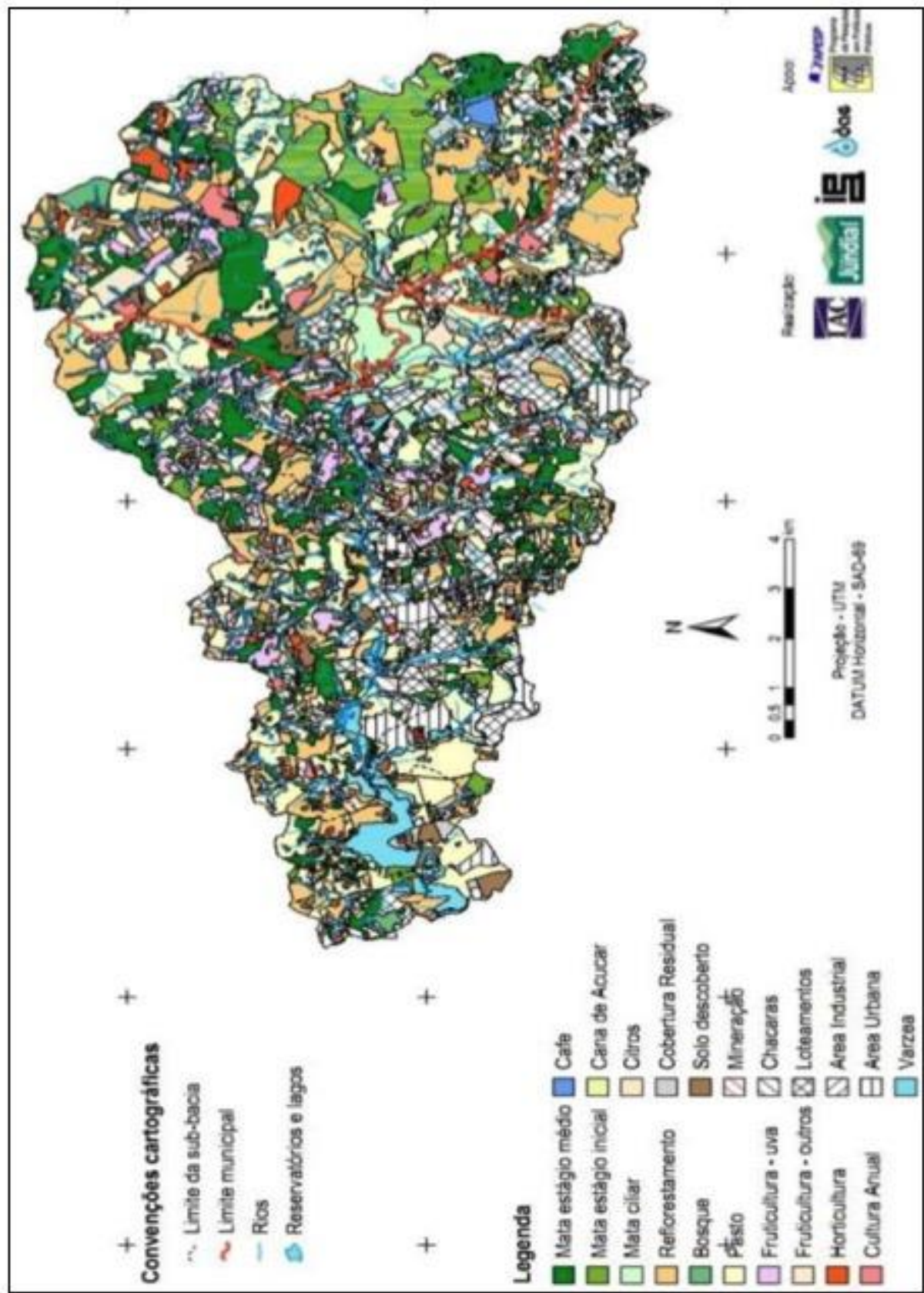
Figura 5 - Localização de Jundiaí referente ao estado de São Paulo



Fonte: (NEVES; PEREIRA; FOWLER, 2007, p. 153).

No percurso do rio Jundiaí-Mirim existem diversas atividades econômicas que utilizam recursos não renováveis, conforme representação das estratificações das ocupações na Figura 6.

Figura 6 - Carta de uso e ocupação das terras na micro bacia do rio Jundiá-Mirim



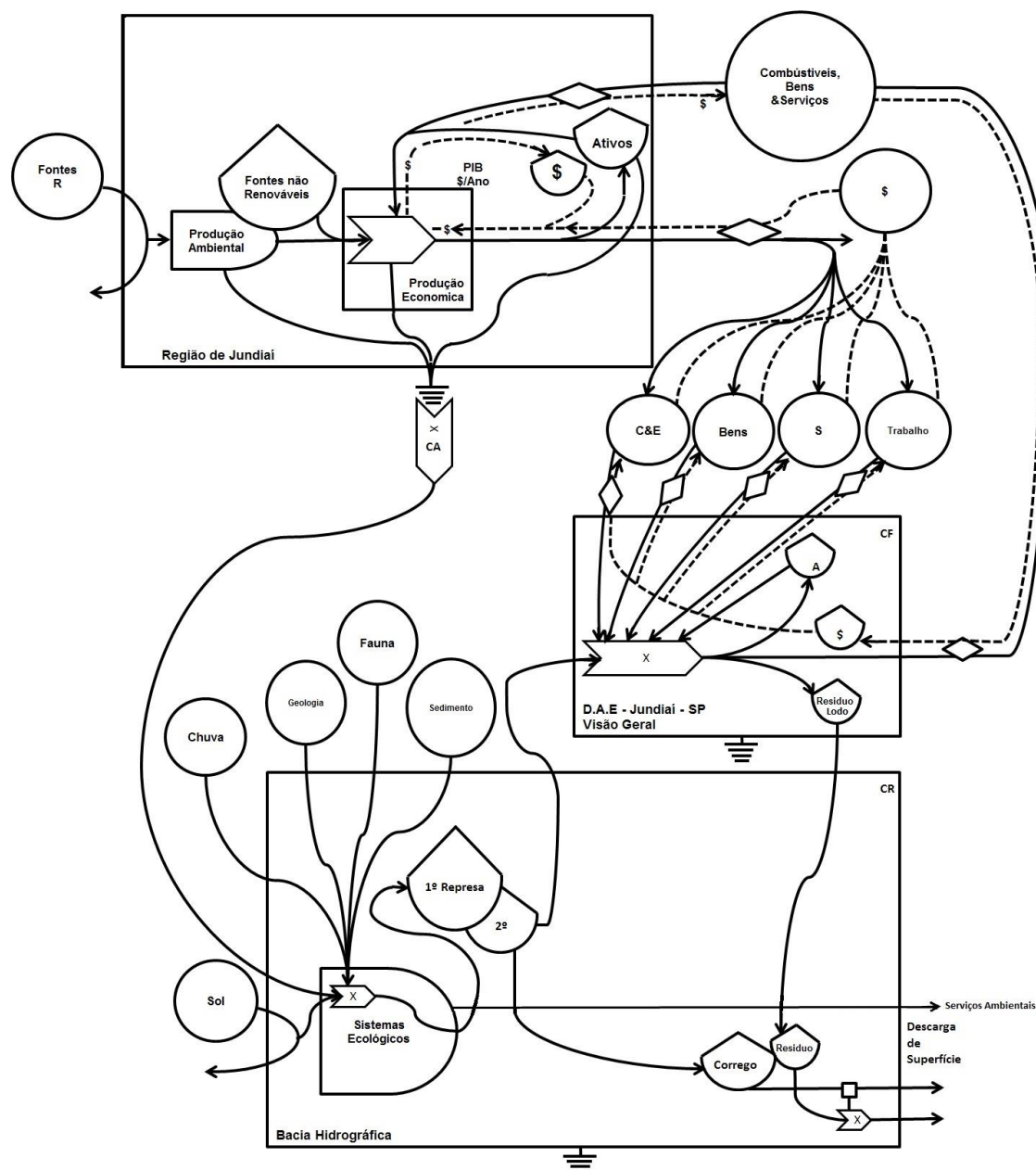
Fonte: (FREITAS, 2012, p. 34)

Essas respectivas atividades demandam para seu funcionamento quantidades específicas de recursos N e F - não renováveis ex.: fertilizantes, combustíveis fósseis, erosão do solo e etc. Há uma estratificação dessas atividades por ocupação de área dentro da micro-bacia e nas Áreas de Preservação Permanentes ou APP. Essas APP's são protegidas por legislação e também delimitadas dependendo das características do rio, porém, algumas faixas de terra se encontram em desacordo com esses limites de APP, devido à existência de atividades econômicas como, por exemplo, atividades agrícolas. Por legislação, essas atividades irregulares que se encontram dentro dos limites da APP são denominadas áreas de priorização. Teoricamente, essas atividades são mais efetivas em afetar a qualidade dos recursos hídricos, devido sua proximidade. O uso de dados dessas faixas de priorização é favorecido, pois está dentro de uma legislação que já existe e torna a execução de novas ferramentas e metodologias mais justificadas para possíveis aplicações pelas políticas públicas. ´

O município de Jundiá possui 58,5% da área total na micro-bacia do rio Jundiá-Mirim e será considerado como um subsistema para este estudo, pois é principal usuário dos recursos provenientes dessa micro-bacia, e detém maior concentração econômica dentre os três municípios da micro-bacia.

Jundiá possui uma área de 431,21 km² com população de aproximadamente 391.040 habitantes, com um nível de abastecimento de água atendendo 97,82% do município e suas atividades econômicas. O uso intensivo de recursos "N" e "F", proporcionados por essas atividades, exerce uma carga e distúrbio aos sistemas naturais (BROWN e VIVAS, 2007), como por exemplo, as áreas de priorização e suas atividades agrícolas dentro da economia desse município. Esse distúrbio e carga ambiental podem ser medidos através da multiplicação da densidade de recursos "N" e "F" de cada atividade por hectare pela área de cada ocupação e transpô-los em dinheiro pelo fator 'EMR'. Para isso, um diagrama de energia foi estabelecido para o sistema em estudo conforme Figura 7.

Figura 7 - Diagrama de energia do sistema em estudo mostrando o estresse e pressão que as atividades locais em contexto exercem sobre os sistemas naturais - (\$ - Dinheiro, A - Ativos, C - Combustíveis, E - Eletricidade)



Fonte: Autor.

Esses distúrbios podem afetar a qualidade dos ecossistemas e seus recursos naturais (LIMA; ZAKIA, 2004). Segundo o Departamento de Água e Esgoto de Jundiaí (2015), a micro-bacia do rio Jundiaí-Mirim, em toda sua extensão, é a única classe 1 (de excelente qualidade) de acordo com a resolução 357 do Conama (Conselho Nacional do Meio Ambiente), e de acordo com documento do Instituto

Agrônomo de Campinas – (IAC) (IAC, 2003). A boa qualidade da água desse principal manancial de abastecimento do município foi divulgada pelo comitê das Bacias Hidrográficas PCJ (dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí), no Plano de Bacias 2010/2035, aprovado em dezembro de 2010 (PCJ, 2010). O Plano foi elaborado com base nos dados do decreto estadual nº 10.775/77. O único sólido dissolvido encontrado no rio é o excesso de argila. Por isso, o produto captado desse curso d'água recebe o tratamento convencional, com cal, decantação, filtração, desinfecção/cloração, correção do pH e fluoretação (DAE, 2015). Porém, as densidades dos fluxos “N” e “F” podem alterar as qualidades do mesmo. Os dados dessas densidades de fluxos foram retirados da literatura. Dados que contabilizam a densidade de fluxos para cada atividade específicas, sendo ela agrícola, urbana ou industrial.

4.2 Tratamento dos dados

A obtenção dos dados foi através de pesquisa bibliográfica em sites, artigos científicos e livros. Com a obtenção desses dados foi possível elaborar e estruturar métodos de cálculo para três classes de usos múltiplos que são pertinentes em estudos, devido aos usos mais intensivos. Com essas três classes principais de uso da água foi possível elaborar nove cenários distintos, conforme proposta abaixo:

Agricultura 1a: Custo ambiental alternativo. Usuário que capta água superficial.

Agricultura 1: Usuário que utiliza água proveniente de tratamento para irrigação.

Agricultura 2: Usuário que capta água superficial para irrigação.

Agricultura 3: Usuário que capta água subterrânea para irrigação.

Industrial 1: Usuário que utiliza água de tratamento.

Industrial 2: Usuário que capta água superficial.

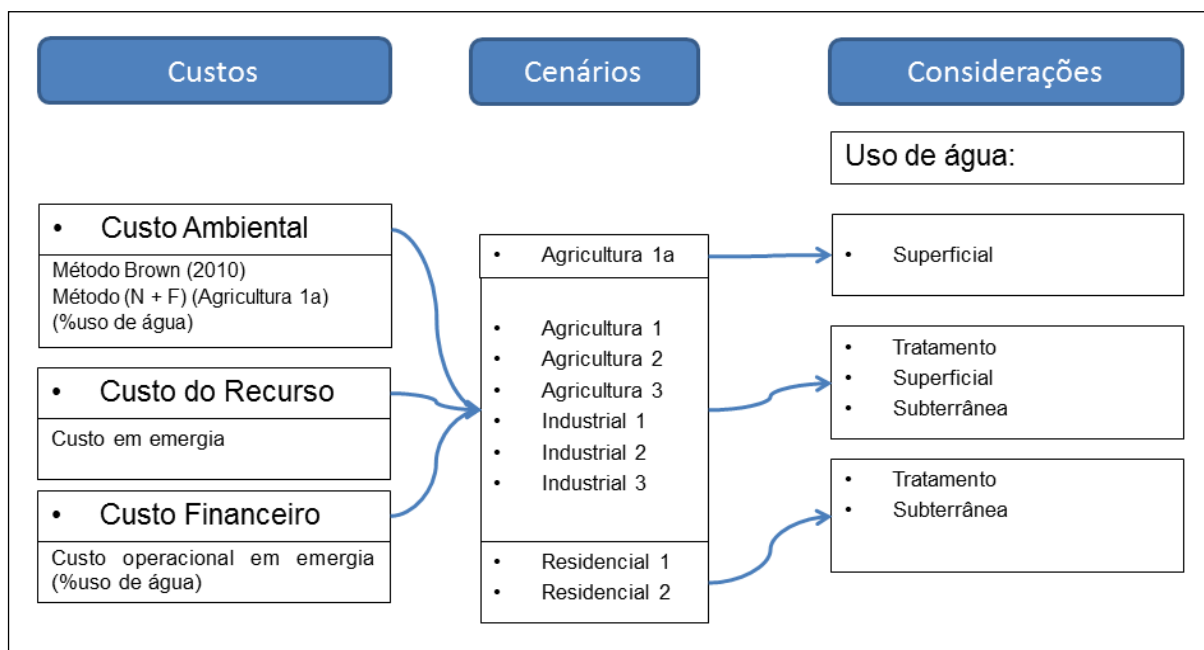
Industrial 3: Usuário que capta água subterrânea.

Residencial 1: Usuário que utiliza água de tratamento.

Residencial 2: Usuário que capta água subterrânea.

Para facilitar o entendimento do leitor, na Figura 8 se encontra expressa em uma visão geral as três classes de usos e seus 8 cenários propostos:

Figura 8 - Custos, cenários e considerações



Fonte: Autor.

Um método alternativo para o custo ambiental agrícola descrito como (agricultura 1a) foi elaborado a partir dos dados obtidos das áreas de priorização. Cada cenário possui considerações distintas para a metodologia de cálculos sendo elas devido à limitação dos dados existentes e limites de áreas. O custo ambiental e custo financeiro foram alocados de acordo com o percentual de uso de água de cada setor.

4.3 Custo ambiental

O critério adotado para efetuar o cálculo alternativo do custo ambiental agrícola que será adotado é a de que há uma relação do uso de recursos ("N" + "F") e recurso hídricos com a redução da qualidade dos ecossistemas aquáticos, permitindo assim que a contabilidade em emergia possa medir não o dano causado por essas atividades, mas as atividades que produzem os danos. Admitindo essa linha de pensamento, dentro da micro-bacia as atividades que causam maior dano são as áreas de priorização, devido à presença dentro dos limites das APP's e potencialmente possuem maior chance de modificar a qualidade dos recursos hídricos. Na Tabela 3 pode ser observada a estratificação das atividades das áreas de priorização.

Tabela 3 - Classes de cobertura de terra de APP na bacia do rio Jundiaí-Mirim, SP.

Ocupação	Área (ha)
Café	0,4
Cana-de-açúcar	0,3
Citros	16,2
Cobertura Residual	76,5
Cultura anual	8,4
Fruticultura – Outros	6,1
Fruticultura – Uva	28,9
Horticultura	29,6
Pasto limpo	356,7
Pasto sujo	217,4
Reflorestamento (Eucalipto)	295,8
Reflorestamento (Pinus)	5,8
Solo descoberto	38,9
Total	1081

Fonte: Adaptado de (FREITAS, 2012).

Essa abordagem explanada será adotada para o cálculo alternativo do custo ambiental agrícola (CAA1a). Essa abordagem com uma metodologia alternativa será empregada pela distinta composição do uso do solo dentro da micro bacia, que é mais preservada, diferentemente da composição fora de seus limites com áreas urbanas e industriais mais acentuadas, também objetivando mensurar uma mesma abordagem com duas diferentes metodologias e possíveis avanços científicos, aplicações e adequações de ambas em trabalhos futuros.

Dados do município de Jundiaí como subsistema usuário da água, foram necessários para os cálculos do custo ambiental residencial, industrial e utilizados, devido aos setores estarem totalmente fora da bacia hidrográfica. Para a organização do custo empregando a categorias industrial (CAI) e residencial (CAR), admite-se que para todo uso de recursos hídricos em Jundiaí há um distúrbio ou carga correlacionado gerado pelo Produto Bruto da Emergia, ou seja, todo fluxo anual de emergia que suporta a região do município de Jundiaí. Esse método para o cálculo industrial e residencial foi proposto por Brown e Martínez et al. (2010), com adaptações para o sistema em estudo. A equação (1) resume a ideia proposta para os cálculo agrícola alternativo (1) e as equações (2 e 3) resumem a ideia de calculo para o custo ambiental agrícola, industrial e residencial:

Custo Ambiental do setor Agrícola (CAA): cálculo alternativo

$$CAA (\$) = \frac{\sum A_i \times (N_i + F_i)}{EMR \times Q \text{ (chuva/m)} \times A \text{ (área/m)}} \quad (1)$$

Sendo:

A_i = área de priorização correspondente a cada cultivo;

N_i = densidade de recurso não renováveis para cada cultivo;

F_i = densidade de recurso provenientes da economia para cada cultivo;

EMR = Taxa de energia por dinheiro nacional;

Q = volume de chuva água anual na micro bacia;

A = área da total da micro bacia.

m = metros

A metodologia de cálculo empregada para os setores agrícola, industrial e residencial decorrente dentro da região de Jundiaí foi a utilizada por Brown e outros (2010). O fluxo total de energia de entrada na região de Jundiaí foi estimado pela multiplicação do uso de energia por unidade de área (energia sej/ha/ano) do estado de São Paulo (DEMETRIO, 2011), pela área total do município, assim estimando um Produto Bruto da Energia (PBem) ou total de entrada de energia para a cidade durante um ano. O Custo Marginal da Energia (CMemA) pode ser obtido utilizando o fluxo anual de água do rio Jundiaí Mirim (DAE, 2015). Usando a equação Eq. (2) o custo marginal da energia da água (CMemA) em Jundiaí foi o seguinte:

$$CMemA \text{ (sej/m}^3\text{)} = \frac{(PBem) \text{ sej/ano}}{Q \text{ (fluxo anual água m}^3\text{)}} \quad (2)$$

Sendo:

CMemA = custo marginal da energia da água;

PBem = produto bruto da energia;

sej/ano = joules de energia solar por ano;

Q = total anual do fluxo de água no rio Jundiaí Mirim;

sej/m³ = joules de energia solar por metro cúbico.

O valor equivalente do custo ambiental da água por m³ para o município de Jundiaí foi estabelecido pela divisão do custo marginal da energia da água (CMemA) Eq. (3) pelo EMR (DEMETRIO, 2011), conforme equação abaixo:

$$CA (\$/m^3) = \frac{C_{MemA} \text{ sej}/m^3}{EMR \text{ (DEMETRIO, 2011)}} \quad (3)$$

Sendo:

C_{MemA} = custo marginal da emergia da água;

$(R\$/m^3)$ = dinheiro por metro cúbico.

Com o resultado dessa equação foram multiplicados os percentuais de uso da água por cada setor, encontrando conforme Eq. 3, 4 e 5 no memorial de cálculo custos específicos para o setor agrícola, industrial e residencial.

4.4 Custo do recurso

A tradução desse conceito de custo para a emergia pode ser adotado pelas características da água em si mesma, como por exemplo, água da chuva, águas subterrâneas ou superficiais. O custo do recurso pode ser mensurado pela emergia dependendo da quantidade e qualidade através da água usada de uma fonte pelas suas energias geo-potencias e químicas. O custo do recurso agrícola, industrial e residencial foi contabilizado atribuindo cenários diferentes para cada um. Para o custo agrícola admitiu-se cenários com uso de água de superfície e com uso de água subterrânea. Para a indústria um cenário com uso de água de superfície e outro com água subterrânea. No setor residencial um cenário com uso de água de superfície e outro com água subterrânea. O cálculo da água de superfície para todos eles foi estabelecido pela emergia da água da chuva na região da micro bacia conforme Tabelas 4 e 5, admitindo que toda a água que flui no rio é utilizada em Jundiaí e formou-se a partir da água da chuva na micro bacia.

Tabela 4 - Custo do recurso do potencial químico da água da chuva usada.

Mês (2011)	Chuva ² (m/mês)	Energia da Chuva ³ (J/mês)	Transformidade ⁴ (sej/J)	Energia da Chuva ⁵ (sej/mês)	Fluxo Anual de Água ⁶ (m³)	Energia da Água Usada ⁷ (sej/m³)	Valor monetário ⁸ (R\$/m³)
Média	0,1254	7,28E+12	3,10E+04	2,26E+17	3,15E+06	7,16E+10	R\$ 0,09

(2) Dados do (DAE, 2015).

(3) Energia da chuva: (Área da bacia) x (Chuva, m) x (Densidade da água) x (Energia livre de 'Gibbs).

(4) Transformidade do potencial químico da água = 31,000 (ODUM, 2000).

(5) Energia da chuva: energia (sej) = (Energia da chuva) x (Transformidade).

(6) Dados do (DAE, 2015).

(7) Energia da água usada: energia (sej/m³) = (Energia da chuva (sej)) / (Água usada (m³)).

(8) Valor monetário: em\$/m³ = (Energia da água usada) / (1,70E+12 sej/\$) x (Taxa do dólar) (DEMETRIO, 2011).

Tabela 5 - Custo do recurso do geo-potencial da água da chuva usada.

Mês (2011)	Chuva ² (m/mês)	Energia da chuva ³ (J/mês)	Transformidade ⁴ (sej/J)	Energia da chuva ⁵ (sej/mês)	Fluxo Anual de Água ⁶ (m³)	Energia da água usada ⁷ (sej/m³)	Valor monetário ⁸ (R\$/m³)
Média	0,1254	1,06E+13	3,43E+04	3,64E+17	3,15E+06	1,16E+11	0,13

(2) Dados do (DAE, 2015).

(3) Energia da chuva: (Área da bacia) x (Elevação média) x (Densidade da água) x (Gravidade) x (Chuva, m).

(4) Transformidade do geo-potencial da água = 34,300 (ODUM, 2000).

(5) Energia da chuva: energia (sej) = (Energia da chuva) x (Transformidade).

(6) Dados do (DAE, 2015).

(7) Energia da água usada: energia (sej/m³) = (Energia da chuva (sej)) / (Água usada (m³)).

(8) Valor monetário: em\$/m³ = (energia da água usada) / (1,70E+12 sej/\$) x (Taxa do dólar) (DEMETRIO, 2011).

Para os cenários com uso de água superficial atribuiu-se a soma da média anual da energia química e geo-potencial do fluxo anual do rio Jundiaí-Mirim, conforme tabelas acima. Cenários com uso de água subterrânea aplicou-se a energia da água subterrânea. Os detalhes desses cálculos podem ser visualizados nas equações (6 e 7) do memorial de cálculos.

Os valores por metro cúbico da energia da água subterrânea para todos os cenários foram obtidos de Buenfil (2001).

4.5 Custo financeiro

Custos operacionais dos diversos usos e aplicações da água como apresentado na revisão bibliográfica pode ser traduzida em termos operacionais em energia, como tradução proposta para o conceito de custo financeiro da Diretiva Quadro da Água. Tanto para o cálculo do custo financeiro da agricultura como para o cálculo do custo financeiro industrial e residencial, utiliza-se uma adequação do

índice da qualidade da água (IQA-CETESB) ao corpo d'água do presente estudo para selecionar um trabalho com o mesmo índice de qualidade que apresenta o custo da operação em emergia por m^3 de um tratamento de água. Esse trabalho foi feito por Ferreira (2011) que contabilizou um custo de operação por m^3 de $4,89E+11$ sej/ m^3 para o tratamento do alto da cotia em São Paulo. Utilizando o '*Emergy Money Rate*' '*EMR*' do estado de São Paulo em 2007 que foi $1,70E+12$ sej/reais (DEMETRIO, 2011), por estar mais relacionado com recursos externos ao sistema para transpor o custo dessa operação em unidade monetária e multiplicando a taxa de cambio, obtém-se a estimativa do custo de operação por m^3 para uma ETA - (Estação de Tratamento de Água) com as características presentes dos corpos d'água em estudo. Os dados do custo financeiro são admitidos como similar ao de operação de uma ETA para produzir um m^3 de água, conforme trabalho de Ferreira (2011). Para os cenários com uso de água subterrânea e superficial, utilizou-se o custo operacional de Buenfil (2001) de $1,60E+11$ sej/ m^3 e $4,10E+11$ sej/ m^3 respectivamente. Detalhe desses cálculos estão discorridos das Equações (8 à 15) do memorial de cálculo.

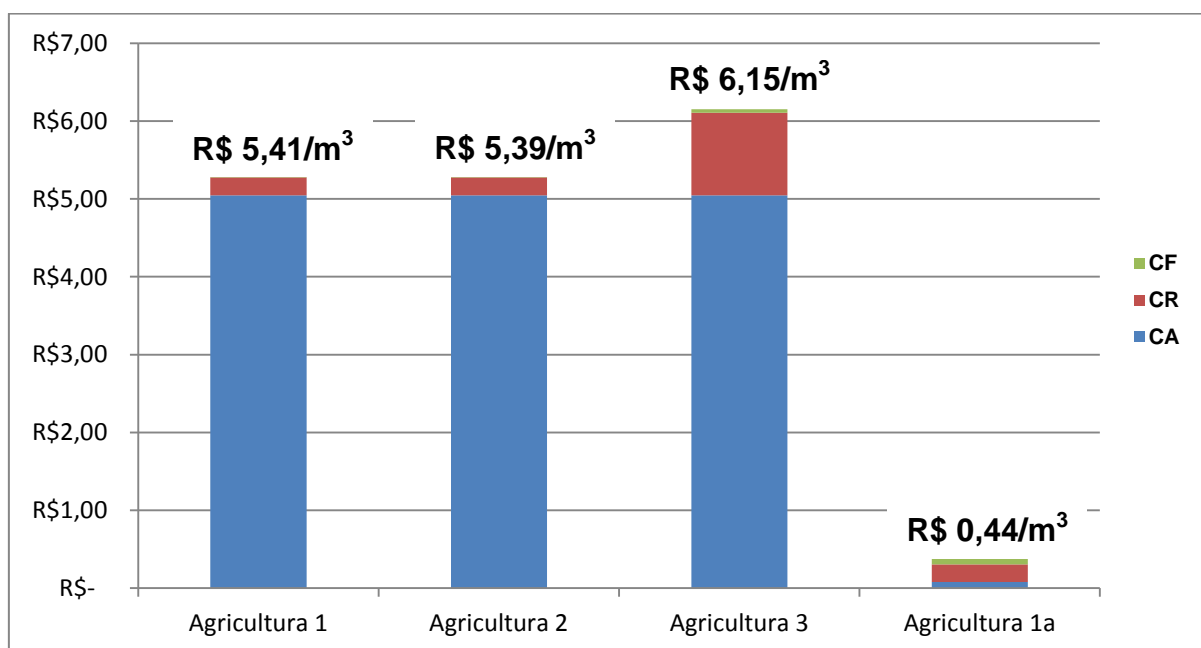
5 RESULTADOS

Com a elaboração e estruturação da metodologia foi possível construir gráficos com as classes de usos múltiplos, subdivididas em mais oito subclasses dentro dos cenários propostos: agricultura (1a, 1, 2, 3), indústria (1, 2) e residencial (1 e 2). Cada cenário possui sua própria recuperação do custo total da água. Cada classe de uso dentro de seus cenários propostos segue a metodologia de cálculo explanado na metodologia.

5.1 Recuperação do custo total da água no cenário agrícola

Com o cenário agrícola, a recuperação dos custos totais da água foram R\$ 5,41/m³ para o cenário agricultura 1 com uso de água superficial e tratamento, R\$ 5,39/m³ para o cenário agricultura 2 com uso de água superficial sem tratamento, R\$ 6,15/m³ para o cenário agricultura 3 com uso de água subterrânea e R\$ 0,44/m³ para o cenário agricultura 1a que utiliza as mesmas condições do cenário agricultura 1, porém, com um cálculo alternativo do custo ambiental. Abaixo na Figura 9 um gráfico mostra a composição de cada recuperação do custo total com a participação ambiental, recurso e financeiro.

Figura 9 - Recuperação do custo total para o cenário agrícola.



Fonte: Autor.

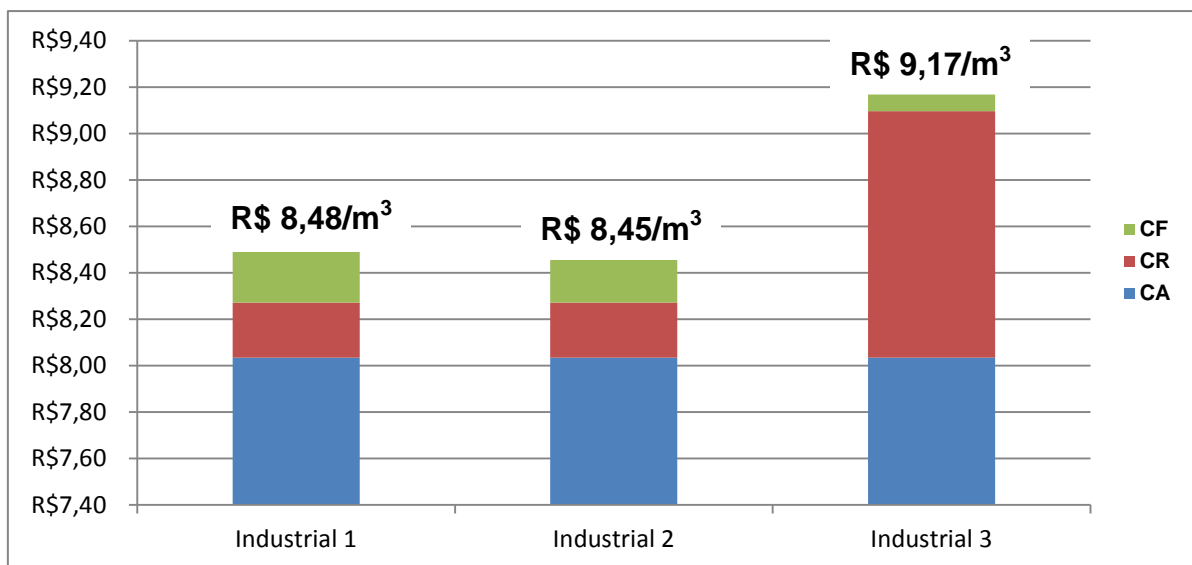
A maior participação foi evidenciada pelo custo ambiental nos três primeiros cenários com condições diferentes. Altos custos do recurso evidenciam uma grande quantidade de emergência na água que pode tanto estar relacionada com águas poluídas ou de características subterrâneas, como a do exemplo acima.

A variação dos custos financeiros indicam os diferentes meios de infraestrutura utilizados para fornecer o recurso adequadamente ao uso esperado. Um custo ambiental alto como os propostos para os três primeiros cenários evidenciam, através do percentual de uso, a quantidade do esforço para o ambiente em termos hídricos e monetário para suportar no período de um ano as atividades agrícolas para esse sistema. O valor encontrado para o custo ambiental no cenário (agricultura 1a) foi muito menor do que o proposto na metodologia para os outros cenários, indicando a hipótese de que há diferenças significativas nos resultados quando são mais específicos os dados, cálculos e metodologia para cada setor de usos múltiplos. Isso leva à conclusão de que quanto maior a distinção e especificação dos dados para cada situação proposta, serão exibidos também com maior detalhamento os resultados e conclusões, podendo gerar resultados bem distintos, dependendo de cada sistema estudado.

5.2 Recuperação do custo total da água no cenário industrial

Três cenários foram gerados para o setor industrial, incluindo cenários com uso de água proveniente de tratamento convencional de uma (ETA) - estação de tratamento de água, água superficial e água subterrânea. Os valores de recuperação dos custos da água foram R\$ 8,48/m³ para o cenário com uso de água proveniente da ETA, R\$ 8,45/m³ para o cenário com uso de água superficial e R\$ 9,17/m³ para o cenário com uso de água subterrânea. O gráfico na Figura 10 mostra a composição de cada recuperação do custo total.

Figura 10 - Recuperação do custo total para o cenário industrial



Fonte: Autor.

Os valores mais significativos ficam por conta do custo ambiental. O menor valor foi atribuído ao custo financeiro do cenário industrial 1 e 2 com R\$ 0,22/m³ e R\$ 0,18/m³, respectivamente. O custo ambiental é relativamente maior com relação ao custo ambiental nos cenários agrícolas, podendo ser explicado tanto pela maior participação das atividades industriais e o poder de atração que essas atividades exercem ao se concentrar em determinadas cidades e potencializar a produção do PIB como sua grande parcela de consumo dos recursos hídricos da bacia hidrográfica. O conjunto desses fatores contribui para uma relação de energia por metro cubico cada vez maior para o sistema como um todo, podendo ser medido como um fator de carga ao ambiente. Quanto maior for a intensidade de energia bruta em um dado sistema, maior será sua carga ambiental.

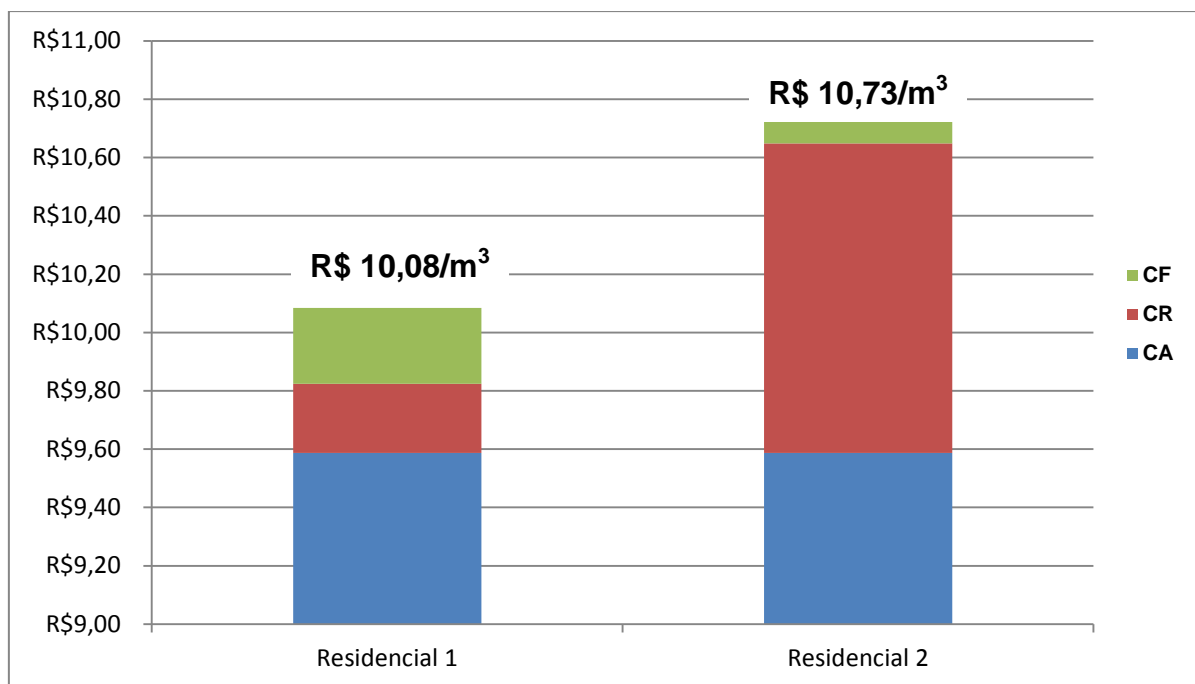
5.3 Recuperação do custo total da água no cenário residencial

Dois cenários também foram gerados para o setor residencial. Um com uso de água proveniente de ETA e a outra com uso de água subterrânea. Os valores ficaram entre R\$ 10,08/m³ à R\$ 10,73/m³, respectivamente.

A Figura 11 mostra a composição das duas recuperações dos custos totais. Os valores são bem similares, porém o custo aplicado ao uso com água subterrânea R\$ 1,06/m³ possui uma diferença significativa de um para o outro, já que a água subterrânea possui diferenças de qualidade em relação à águas provenientes de

estação de tratamento. Os tempos de reposição de uma para outra são distintos, por exemplo, a água de superfície levada ao tratamento com um tempo muito menor de reposição possui também menor transformidade. O menor custo foi atribuído ao custo financeiro do cenário residencial 2 com R\$ 0,09/m³.

Figura 11 – Recuperação do custo total para o cenário residencial



Fonte: Autor.

A Tabela 6 mostra a composição dos valores gerais em reais para cada recuperação do custo total (RCT) dentro de seu cenário proposto.

Tabela 6 - Recuperação do custo total da água em (R\$/m³) para os setores dentro dos cenários propostos.

	CA	CR	CF	Custo Total
Agricultura 1ª	R\$ 0,08	R\$ 0,23	R\$ 0,14	R\$ 0,44
Agricultura 1	R\$ 5,04	R\$ 0,23	R\$ 0,14	R\$ 5,41
Agricultura 2	R\$ 5,04	R\$ 0,23	R\$ 0,11	R\$ 5,39
Agricultura 3	R\$ 5,04	R\$ 1,06	R\$ 0,04	R\$ 6,15
Industrial 1	R\$ 8,03	R\$ 0,23	R\$ 0,22	R\$ 8,48
Industrial 2	R\$ 8,03	R\$ 0,23	R\$ 0,18	R\$ 8,45
Industrial 3	R\$ 8,03	R\$ 1,06	R\$ 0,07	R\$ 9,17
Residencial 1	R\$ 9,59	R\$ 0,23	R\$ 0,26	R\$ 10,08
Residencial 2	R\$ 9,59	R\$ 1,06	R\$ 0,09	R\$ 10,73

Nota: Todos os valores estão em (R\$/m³) (Média do dólar de R\$ 2,15 no ano de 2014)

A composição de recuperação dos custos totais apontam numa visão geral na Tabela 1.6 as situações sobre o uso em atividades onde o ambiente sofrerá mais para absorver os distúrbios e por consequente mais estresse.

6 DISCUSSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a elaboração desses cenários é possível observar a dinâmica dos usos múltiplos da água dentro de uma economia. Nota-se um significativo aumento na composição dos custos quando são utilizados recursos provenientes de águas subterrâneas. Usos da água com alta densidade de N+F contribuem com custos ambientais maiores e essa alta densidade de recursos atrai consigo também grande estresse ao ambiente e à vizinhança. Esse estresse tende a aumentar como um valor de atração ao crescimento econômico e desenvolvimento urbano, pressionando assim os recursos naturais como, por exemplo, bacias hidrográficas e suas áreas de preservação permanente.

A metodologia proposta neste trabalho contribui para a absorção de variáveis como fluxos de energias não renováveis, renováveis e provenientes da economia para melhor refletir o valor econômico de um bem dentro da economia. As maiores recuperações dos custos totais da água podem ser observadas para usos residenciais e industriais, reforçando a hipótese de uma hierarquia. Políticas públicas podem ser estabelecidas, gerenciadas e melhor fundamentadas objetivamente para mensurar recursos naturais de grande importância para a prosperidade econômica nos âmbitos municipais, estaduais e federais. Três pontos-chave devem ser observados referentes à recuperação do custo total (BROWN; MARTÍNEZ; UCHE, 2010): O primeiro, que para recuperar os custos totais por metro cúbico de água, assume-se que toda a água que foi retirada de um sistema não retorna, como por exemplo, água que é utilizada para a irrigação e evapotranspirou ou a própria água virtual (CARMO et al., 2007). Em segundo lugar, se toda água que foi usada retorna em um estado mais poluído, usando a qualidade química potencial da água pode-se determinar e medir a perda da sua qualidade. E em terceiro, o uso de médias, não permitem considerar que nem toda a água é criada em ambas os termos no mesmo tempo e espaço. A faixa média de recuperação do custo total para as duas categorias (Industrial água tratada, Industrial água superficial e Residencial água tratada) no estudo, e que existem em decreto no município de Jundiaí, ficaram na média de R\$ 8,34/m³ para industrial água tratada, R\$ 8,45/m³ para industrial água superficial e R\$ 9,94/m³ para a residencial. As diferenças ficam evidentes no Tabela 7 abaixo:

Tabela 7 - Comparação com decreto municipal dos resultados encontrados.

Comparação com o Decreto						
Custo/m ³	Industrial Estudo	Industrial Decreto	Diferença	Residencial Estudo	Residencial Decreto	Diferença
Água Tratada	R\$ 8,48	R\$ 5,09	-R\$ 3,39	R\$ 10,08	R\$ 1,44	-R\$ 8,64
Água Superficial	R\$ 8,45	R\$ 4,06	-R\$ 4,39			

As diferenças ficam evidentes com a comparação com o decreto municipal. Mesmo com a incompatibilidade de algumas categorias e cenários que são estudados, e que estão sendo abordados neste estudo. Esses resultados preliminares possibilitam o questionamento e a solução de problemas para a melhora do trabalho. Com inserção de dados mais específicos para este estudo, algumas modificações tanto nos resultados como para as abordagens e arguições são esperadas. Porém, até o momento, a grande contribuição tanto com a utilização da abordagem empregada por Brown, Martínez e Uche (2010), quanto a desenvolvida neste estudo para o cenário agricultura 1a fica por conta da recuperação do custo total referente ao setor industrial, residencial e evitando a questão da discricionariedade do agente público.

O fator para essa diferença pode ser encontrado pelas diferenças de metodologias empregadas pelo município de Jundiaí com relação à empregada no estudo. A metodologia proposta pode absorver o trabalho que o ambiente emprega e que metodologias convencionais não podem absorver gerando assim distorções nos valores dos bens econômicos mais essenciais, como a água. A água pode ser encontrada como um bem gratuito e com baixa transformidade devido à alta eficiência para o ambiente disponibilizá-la. Entretanto, dentro do mercado esses mesmos produtos podem sofrer distorções em seus sinalizadores de valor por diversos fatores mercadológicos. Recursos naturais como a água podem ser facilmente supervalorizados ou subvalorizados, pois tratando-se de um recurso e um bem que não possui substituto sofrendo pouca transformação para sua disponibilidade, a economia com outros métodos de valoração não refletem seu real valor.

7 CONCLUSÃO

Este trabalho pode ser um primeiro passo para a introdução e desenvolvimento de novas metodologias que levem em consideração outros fatores que não sejam meramente econômicos. Com a inclusão dos recursos naturais para mensurar o custo da água, sua sinalização tenderá a excluir as distorções que os mecanismos de mercado que podem causar a sua cobrança. Isso introduzirá mais eficiência ao mercado como um todo (MOTTA, 2011). Custos maiores ou menores poderão ser encontrados de acordo com a dinâmica social, econômico e ambiental da região aplicada, possibilitando de acordo com os resultados, a estruturação de melhores políticas públicas para o presente e futuro dos recursos hídricos, deixando assim mais objetiva e menos taxativa e subjetiva as decisões tomadas em âmbitos públicos legislativos. A proposta estudada neste trabalho pode ser aperfeiçoada e adaptada em outros estudos, em outras regiões, para determinar quais fatores realmente tendem a correlacionar e melhor estruturar esse novo método, possibilitando assim mais comparações, explicações e desenvolvimento de hipóteses para explicar cada situação e recuperação dos custos totais da água em diferentes economias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, C. M. V. B., D. Borges Jr, et al. Identifying improvements in water management of bus-washing stations in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling** **54** (11), pp. 821-831, 2010.

Agostinho, F. D. R. **Estudo da sustentabilidade dos sistemas de produção agropecuários da bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo através da análise emergética**. Tese de doutorado. Programa de Pós Graduação: Programa em Engenharia de Alimentos. 204 f. Departamento de Engenharia de Alimentos - DEA. Campinas-SP, Universidade Estadual de Campinas, 2009.

Agostinho, F; Ortega, E. Energetic-environmental assessment of a scenario for Brazilian cellulosic ethanol. **Journal of Cleaner Production** [S.l.], v. 47, p. 474-489, mai. 2013.

Alisson, E . **Manejo de água no país é crítico, afirmam pesquisadores.**, Disponível em: <http://agencia.fapesp.br/18019>. Acesso em 07 dez 2013.

Arbault, D., B. Rugani, et al. Emergy evaluation of water treatment processes. **Ecological Engineering** **60**, pp. 172-182, 2013.

Ayres, R. U. and L. W. Ayres. **A Handbook of Industrial Ecology**, Northampton, Edward Elgar Publishing Limited, 2002.

Brasil. **Da Política Nacional de Recursos Hídricos**. S. p. A. Jurídicos, 1997.

Brasil. **A evolução dos recursos hídricos no Brasil**: edição comemorativa do dia mundial da água. A. N. d. Águas. Brasília, ANA, p. 64, 2002.

Brasil. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. C. N. d. M. A.-. CONAMA, **Diário Oficial [da] Republica Federativa do Brasil**, p. 27, 2005.

Brown, M. T., M. J. Cohen, et al. Predicting national sustainability: The convergence of energetic, economic and environmental realities. **Ecological Modelling** **220**(23), pp. 3424-3438, 2009.

Brown, M. T., A. Martínez, et al. Emergy analysis applied to the estimation of the recovery of costs for water services under the European Water Framework Directive. **Ecological Modelling** **221**(17), pp. 2123-2132, 2010.

Brown, M. T., Ulgiati, S. Emergy Evaluation of the Biosphere and Natural Capital. **Ambio** **28**(6), pp. 25, 1999.

Brown, M. T., Vivas, B. Landscape Development Intensity Index. Emergy Synthesi 4, 1997. **Theory and Applications of the Emergy Methodology**, Gainesville, Florida, The Center for Environmental Policy.

Brown, M. T. and M. B. Vivas. Landscape Development Intensity Index. **Environmental Monitoring and Assessment** **101**(1-3), pp. 289-309, 2005.

Buenfil, A. A. Emergy Evaluation Of Water. Environmental Engineering Sciences. Florida, University Of Florida. **Doctor Of Philosophy**, p. 248, 2001.

Cardoso-Silva, S.; Ferreira, T.& Pompêo, M. L. M. O processo de implementação da Diretiva Quadro da Água na Comunidade Européia. **Saneas**, v.12, n.40, p.18-22, 2011.

Carey, R. O., K. W. Migliaccio et al. Land use disturbance indicators and water quality variability in the Biscayne Bay Watershed, Florida. **Ecological Indicators** **11**(5), pp. 1093-1104, 2011.

Carmo, R. L. d., A. L. R. d. O. Ojima, et al. Água virtual, escassez e gestão: O Brasil como grande “exportador” de água. **Ambiente & Sociedade** **X**(1), pp. 83-96, 2007.

Chen, D., J. Chen, et al. Emergy Evaluation of the Natural Value of Water Resources in Chinese Rivers. **Environmental Management** **44**(2), pp. 288-297, 2009.

Chou, F. L., C. P. Lee. Evaluation of watershed management strategy using emergy synthesis. **Journal of ecotechnology** **1**, pp. 49-63, 2007.

Cohen, M. J., M. T. Brown. A model examining hierarchical wetland networks for watershed stormwater management. **Ecological Modelling** **201**(2), pp. 179-193, 2007.

Cohen, M. J; Brown, M. T. A model examining hierarchical wetland networks for watershed stormwater management. **Ecological modelling** [S.l.], v. 201, pp. 179-193, fev. 2007.

Coscieme, L., F. M. Pulselli, et al. Thermodynamics-based categorization of ecosystems in a socio-ecological context. **Ecological Modelling** **258**(0), pp. 1-8, 2013.

DAE. Unidades externas, Departamento de Água e Esgoto, 2015.

Demétrio, F. J. C. **Avaliação de sustentabilidade ambiental do Brasil com a contabilidade em Emergia**. Programa de Doutorado em Engenharia de Produção da Universidade Paulista. Universidade Paulista – UNIP, São Paulo, 2011.

Europa. Directiva 2000/60/CE Do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. C. d. U. Européia, **Jornal Oficial das Comunidades Europeias**, p. 72, 2000.

Europa. Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). **Wateco**, Luxembourg, p. 274, 2003.

Ferreira, P. J. G. **Estudo de Estações de Tratamento de Água a Partir da Síntese em Emergia**. Programa de Mestrado em Engenharia de Produção da Universidade Paulista. Universidade Paulista – UNIP, São Paulo, 2011.

Freitas, E. P. **Análise integrada do mapa de uso e ocupação das terras da microbacia do rio Jundiaí-Mirim para fins de gestão ambiental**. Doutorado. Instituto_Agrônomo de Campinas, Campinas, IAC. 120f., 2012.

Freitas, E. P., Moraes, J. F. L., Filho, A. P., Storino, M. Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** **17**(4), pp. 443–449, 2013.

Giannetti, B. F., Y. Ogura, et al. (2011). Emergy assessment of a coffee farm in Brazilian Cerrado considering in a broad form the environmental services, negative externalities and fair price. **Agricultural Systems** **104**(9), pp. 679-688, 2011.

Harris, J. M., Roach, B. **Environmental and Natural Resource Economics: A Contemporary Approach**_New York, M. E. Sharpe, 2013.

Hinrichs, R. A., M. Kleinback, et al. **Energia e Meio Ambiente**. São Paulo, Cengage Learning, 2010.

Huberman, L. **História da riqueza do homem**, LTC, 1986.

IAC. **Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas, 2003. Disponível em: < http://www.iac.sp.gov.br/jndmirim/relatorios%5Cfinal%5Ciii_agua.pdf >. Acesso em 01 jan 2016.

Lagerberg, C., Doherty, S. J., Nilson, P.O. Evaluation of the resource use efficiency and sustainability of the economy using emergy based indices. **Emergy analysis of the resource use in greenhouse crop production and of the resource basis of the Swedish economy** Lagerberg. Alnarp: 30, 1999.

Lima, W. P. Z., Rodrigues, R. R., Filho, L. H. F. Hidrologia de matas ciliares. **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo, EDUSP, FAPESP: 320, 2004.

Motta, R. S. M. Economia verde: desafios e oportunidades. **Política Ambiental** 8, p. 207, 2011.

Neves, M. A., A. Y. Pereira, et al. Impactos do sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos na bacia do Rio Jundiaí (SP). **Ambiente & Sociedade** X(2), pp. 149-160, 2007.

Odum, H. T. **Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making**. New York, 1996.

Odum, H. T. Folio #2 Emergy of Global Processes. **Folio**, 28, 2000.

Organização das Nações Unidas. **Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento**. C. d. N. U. s. M. A. e. Desenvolvimento. Rio de Janeiro, RIO 92, p. 4, 1992.

PCJ. **Fundamentos da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos nas Bacias PCJ**. C. PCJ, 2006.

PCJ. Altera o período de abrangência do empreendimento **Plano de Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí de 2008-2020 para 2010-2035**. C. e. J. Comitês dos rios Piracicaba, D.O.E., p. 1, 2010.

Reiss, K. C., E. Hernandez et al. Application of the landscape development intensity (LDI) index in wetland mitigation banking. **Ecological Modelling** **271**, pp. 83-89, 2014.

Pulselli, F. M., N. Patrizi, et al. Calculation of the unit emergy value of water in an Italian watershed. **Ecological Modelling** **222**(16), pp. 2929-2938, 2011.

Romitelli, M. S. The Rising Value of Water Due To Scarcity in Sao Paulo, Brazil. **EMERGY SYNTHESIS 3: Theory and Applications of the Emergy Methodology** **3**, 19, 2005.

Rydberg, T., J. Jansén. Comparison of horse and tractor traction using emergy analysis. **Ecological Engineering** **19**(1), pp. 13-28, 2002.

Silva, S. C., Ferreira T., Pompêo, M. L. M. Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambiente&Sociedade** **16**(1), pp. 39-58, 2013.

Sobral, M.C.; Gunkel, G.; Barros, A. M. L.; Paes, R. & Figueiredo, R. C. Classificação de Corpos d'Água segundo a Diretiva Quadro da Água da União Européia – 2000/60/CE. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 11, p.30-39, 2008.

Tilley, D. R., M. T. Brown. Wetland networks for stormwater management in subtropical urban watersheds1. **Ecological Engineering** **10**(2), pp. 131-158, 1998.

Tilley, D. R., M. T. Brown (2006). Dynamic emergy accounting for assessing the environmental benefits of subtropical wetland stormwater management systems. **Ecological Modelling** **192**(3–4), pp. 327-361, 2006.

Ulgiati, S., H. T. Odum, et al. Emergy use, environmental loading and sustainability an emergy analysis of Italy. **Ecological Modelling** **73**(3–4), pp. 215-268, 1994.

ULGIATI, S. A comprehensive energy and economy assessment of biofuels: when “green” is not enough. **Critical reviews in plant sciences** [S.I.], v. 20, p. 71-106, jun. 2010.

Watanabe, M. D. B., E. Ortega. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: valuation of water, carbon and nitrogen processes. **Environmental Science & Policy** **14**(6), pp. 594-604, 2011.

WATANABE, M. D. B. & E. ORTEGA. Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. **Ecological Modelling** 271, pp. 113-131, 2014.

APÊNDICE – (MEMORIAL DE CÁLCULO)

a.Custo ambiental agrícola (alternativo)

$$CAA (\$) = \frac{\sum A_i \times (N_i + F_i)}{EMR \times Q \text{ (chuva/m)} \times A \text{ (área/m)}} \quad (1)$$

Sendo:

Ocupação	(A) Área (ha)	Classificação	Densidade de Área do Não- Renovável N+F (sej/ha/ano)	Fonte das densidades	A (área) x N+F (densidade) / (EMR) x (Taxa dólar)
Café	0,4	Café - Grupo 4	6,45E+14	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 151,69
Cana-de-açúcar	0,3	Cana	1,33E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 235,45
Citros	16,2	Fruticultura	1,26E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 11.966,08
Cobertura Residual	76,5	Espaços Abertos	5,75E+15	(BROWN; VIVAS, 2005)	R\$ 258.750,00
Cultura anual	8,4	Cultura Anual	2,34E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 11.578,66
Fruticultura - Outros	6,1	Fruticultura	1,26E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 4.505,75
Fruticultura - Uva	28,9	Fruticultura	1,26E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 21.346,90
Horticultura	29,6	Cultura Anual	2,34E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 40.800,99
Pasto Limpo	356,7	Pastagem	1,08E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 225.833,06
Pasto Sujo	217,4	Pastagem	1,08E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 137.639,78
Reflorestamento (Eucalipto)	295,8	Eucalipto e Pinus	2,44E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 424.699,20
Reflorestamento (Pinus)	5,8	Eucalipto e Pinus	2,44E+15	(AGOSTINHO, 2009)	R\$ 8.327,44
Solo descoberto	38,9	Espaços abertos	5,75E+15	(BROWN; VIVAS, 2005)	R\$ 131.573,53

Nota: Dados da ocupação e área obtidos através de Freitas (2012). Dados referentes à quantidade de chuva obtida através da DAE de Jundiá (2015).

Obtém-se;

Ocupação	Total
Café	R\$ 151,69
Cana-de-açúcar	R\$ 235,45
Citros	R\$ 11.966,08
Cobertura Residual	R\$ 258.750,00
Cultura anual	R\$ 11.578,66
Fruticultura - Outros	R\$ 4.505,75
Fruticultura - Uva	R\$ 21.346,90
Horticultura	R\$ 40.800,99
Pasto limpo	R\$ 225.833,06
Pasto sujo	R\$ 137.639,78
Reflorestamento (Eucalipto)	R\$ 424.699,20
Reflorestamento (Pinus)	R\$ 8.327,44
Solo descoberto	R\$ 131.573,53
Total Geral	R\$ 1.277.408,52

$$CAA = \frac{R\$ 1.277.408,52 \text{ ano}}{(1,5049 \text{ m}) \times (23.315.000 \text{ m}^2)} = R\$ 0,08/\text{m}^3$$

b. Custo ambiental (Agrícola, Industrial e Residencial)

$$PBem = A \text{ (Área ha)} \times U \text{ (Unidade de energia por área ha)} \quad (2a)$$

Dados da área (SEADE, 2015); Dados unidade de área (DEMETRIO, 2011)

$$PBem = 43.190ha \times 3,40E+16 = 1,47E+21 \text{ sej/ano}$$

$$CMemA \text{ (sej/m}^3\text{)} = \frac{PBem}{\text{Fluxo anual de água m}^3 \text{ (DAE, 2015)}} \quad (2b)$$

Nota: Fluxo anual médio do rio Jundiaí - Mirim.

$$CMemA = \frac{1,47E+21 \text{ sej/ano}}{3,65+08 \text{ m}^3\text{/ano}} = 4,02E+12 \text{ sej/m}^3$$

Custo Ambiental do setor Agrícola (CAA):

$$CAA \text{ (\$/m}^3\text{)} = \frac{CMemA \text{ sej/m}^3}{EMR \text{ (DEMETRIO, 2011)}} \quad (3)$$

$$CAA = \frac{4,02E+12 \text{ sej/m}^3}{1,70E+12 \text{ sej/dólar}} = \$ 22,83/\text{m}^3$$

$$CAA = (\$/\text{m}^3) \times (\text{Percentual de uso agrícola}) \times (\text{Taxa do dólar})$$

$$CAA = \$ 22,83/\text{m}^3 \times 0,221 \text{ (PCJ, 2006)} \times \text{R\$ } 2,15$$

$$CAA = \text{R\$ } 5,04/\text{m}^3$$

Custo Ambiental do setor Industrial (CAI):

$$CAI \text{ (\$/m}^3\text{)} = \frac{CMemA \text{ sej/m}^3}{EMR \text{ (DEMETRIO, 2011)}} \quad (4)$$

$$CAA = \frac{4,02E+12 \text{ sej/m}^3}{1,70E+12 \text{ sej/dólar}} = \$ 22,83/\text{m}^3$$

$$CAI = (\$/\text{m}^3) \times (\text{Percentual de uso industrial})$$

$$CAI = \$ 22,83/\text{m}^3 \times 0,352 \text{ (PCJ, 2006)} \times \text{R\$ } 2,15$$

$$CAI = \text{R\$ } 8,03/\text{m}^3$$

Custo Ambiental do setor Residencial (CAR):

$$\text{CAR } (\$/\text{m}^3) = \frac{\text{CMemA sej/m}^3}{\text{EMR (DEMETRIO, 2011)}} \quad (5)$$

$$\text{CAR} = \frac{4,02\text{E}+12 \text{ sej/m}^3}{1,70\text{E}+12 \text{ sej/dólar}} = \$ 22,83/\text{m}^3$$

$$\text{CAR} = (\$/\text{m}^3) \times (\text{Percentual de uso residencial})$$

$$\text{CAR} = \$ 22,83/\text{m}^3 \times 0,420 (\text{PCJ, 2006}) \times \text{R\$ } 2,15$$

$$\text{CAR} = \text{R\$ } 9,59/\text{m}^3$$

c. Custo do recurso (Agrícola, Industrial e Residencial)

Cenários com uso de água superficial;

$$CR = \text{Energia da chuva} = E_{\text{geo}} + E_{\text{qui}} \quad (6)$$

Sendo;

$$E_{\text{geo}} (\text{J/mês}) = A (\text{m}^2) \times \text{Elevação} (\text{m}) \times C (\text{m/mês}) \times D (\text{g/m}^3) \times g (\text{m/s}^2)$$

$$E_{\text{qui}} (\text{J/mês}) = A (\text{m}^2) \times C (\text{m/mês}) \times D (\text{g/m}^3) \times \text{Gibbs free energy} (\text{J/g})$$

$$E_{\text{geo}} = \text{Transformidade} \times E_{\text{geo}}$$

$$E_{\text{qui}} = \text{Transformidade} \times E_{\text{qui}}$$

Obtem-se;

C1. Custo do recurso do potencial químico da água da chuva usada.

Mês (2011)	Chuva ² (m/mês)	Energia da Chuva ³ (J/mês)	Transformidade ⁴ (sej/J)	Energia da Chuva ⁵ (sej/mês)	Fluxo Anual de Água ⁶ (m³)	Energia da Água Usada ⁷ (sej/m³)	Valor monetário ⁸ (R\$/m³)
Janeiro	0,5180	3,01E+13	3,10E+04	9,32E+17	3,15E+06	2,96E+11	R\$ 0,37
Fevereiro	0,1800	1,04E+13	3,10E+04	3,24E+17	3,15E+06	1,03E+11	R\$ 0,13
Março	0,0830	4,82E+12	3,10E+04	1,49E+17	3,15E+06	4,74E+10	R\$ 0,05
Abril	0,1290	7,49E+12	3,10E+04	2,32E+17	3,15E+06	7,36E+10	R\$ 0,09
Mai	0,0267	1,55E+12	3,10E+04	4,80E+16	3,15E+06	1,52E+10	R\$ 0,01
Junho	0,0485	2,82E+12	3,10E+04	8,73E+16	3,15E+06	2,77E+10	R\$ 0,03
Julho	0,0042	2,42E+11	3,10E+04	7,50E+15	3,15E+06	2,38E+09	R\$ 0,00
Agosto	0,0579	3,36E+12	3,10E+04	1,04E+17	3,15E+06	3,30E+10	R\$ 0,04
Setembro	0,0052	3,00E+11	3,10E+04	9,30E+15	3,15E+06	2,95E+09	R\$ 0,00
Outubro	0,1556	9,03E+12	3,10E+04	2,80E+17	3,15E+06	8,88E+10	R\$ 0,11
Novembro	0,1533	8,90E+12	3,10E+04	2,76E+17	3,15E+06	8,75E+10	R\$ 0,11
Dezembro	0,1437	8,34E+12	3,10E+04	2,59E+17	3,15E+06	8,20E+10	R\$ 0,10
Média	0,1254	7,28E+12	3,10E+04	2,26E+17	3,15E+06	7,16E+10	R\$ 0,09

(2) Dados do (DAE, 2015)

(3) Energia da chuva: (Área da bacia) x (Chuva, m) x (Densidade da água) x (Energia livre de 'Gibbs)

(4) Transformidade do potencial químico da água = 31,000 (ODUM, 2000)

(5) Energia da chuva: energia (sej) = (Energia da chuva) x (Transformidade)

(6) Dados do (DAE, 2015)

(7) Energia da água usada: energia (sej/m³) = (Energia da chuva (sej)) / (Água usada (m³))

(8) Valor monetário: em\$/m³ = (energia da água usada) / (1,70E+12 sej/\$) x (Taxa do Dolar) (DEMETRIO, 2011)

C2. Custo do recurso do geo-potencial da água da chuva usada.

Mês (2011)	Chuva ² (m/mês)	Energia da chuva ³ (J/mês)	Transformidade ⁴ (sej/J)	Energia da chuva ⁵ (sej/mês)	Fluxo Anual de Água ⁶ (m ³)	Energia da água usada ⁷ (sej/m ³)	Valor monetário ⁸ (\$/m ³)
Janeiro	0,5180	4,55E+13	3,43E+04	1,56E+18	3,15E+06	4,95E+11	0,62
Fevereiro	0,1800	1,58E+13	3,43E+04	5,42E+17	3,15E+06	1,72E+11	0,21
Março	0,0830	7,29E+12	3,43E+04	2,50E+17	3,15E+06	7,93E+10	0,10
Abril	0,1290	1,13E+13	3,43E+04	3,89E+17	3,15E+06	1,23E+11	0,15
Maio	0,0267	2,34E+12	3,43E+04	8,03E+16	3,15E+06	2,55E+10	0,03
Junho	0,0485	4,26E+12	3,43E+04	1,46E+17	3,15E+06	4,63E+10	0,05
Julho	0,0042	3,66E+11	3,43E+04	1,26E+16	3,15E+06	3,98E+09	0,00
Agosto	0,0579	3,66E+11	3,43E+04	1,26E+16	3,15E+06	3,98E+09	0,00
Setembro	0,0052	4,54E+11	3,43E+04	1,56E+16	3,15E+06	4,94E+09	0,00
Outubro	0,1556	1,37E+13	3,43E+04	4,69E+17	3,15E+06	1,49E+11	0,18
Novembro	0,1533	1,35E+13	3,43E+04	4,62E+17	3,15E+06	1,46E+11	0,18
Dezembro	0,1437	1,26E+13	3,43E+04	4,33E+17	3,15E+06	1,37E+11	0,08
Média	0,1254	1,06E+13	3,43E+04	3,64E+17	3,15E+06	1,16E+11	0,13

(2) Dados do (DAE, 2015)

(3) Energia da chuva: (Área da bacia) x (Elevação média) x (Densidade da água) x (Gravidade) x (Chuva, m)

(4) Transformidade do geo-potencial da água = 34,300 (ODUM, 2000)

(5) Energia da chuva: energia (sej) = (Energia da chuva) x (Transformidade)

(6) Dados do (DAE, 2015)

(7) Energia da água usada: energia (sej/m³) = (Energia da chuva (sej)) / (Água usada (m³))(8) Valor monetário: R\$/m³ = (Energia da água usada) / (1,70E+12 sej/\$) x (Taxa do Dolar) (DEMETRIO, 2011)

$$CR_1 = \text{Média C1} + \text{Média C2}$$

$$CR_2 = \text{R\$ } 0,23/\text{m}^3$$

Cenários com uso de água subterrânea;

$$CR_1 (\$/\text{m}^3) = \frac{\text{Energia da água subterrânea sej/m}^3}{EMR} \quad (7)$$

$$CR_2 = \frac{8,38\text{E}+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (BUENFIL, 2000)}}{1,70\text{E}+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,49/\text{m}^3$$

$$CR_3 = \$ 0,49/\text{m}^3 \times \text{R\$ } 2,15$$

$$CR_4 = \text{R\$ } 1,06/\text{m}^3$$

d.Custo financeiro (Agrícola, Industrial e Residencial)

Cenários com uso do custo da energia de operação para tratamento convencional da água com um nível de IQA - 1 (BRASIL, 2005);

Para todos os cenários admite-se o uso de água proveniente de uma estação de tratamento de água.

Custo Financeiro do setor Agrícola (CFA):

$$CFA (\$/m^3) = \frac{\text{Energia operacional (Tratamento) sej/m}^3}{EMR} \quad (8)$$

$$CFA = \frac{4,89E+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (FERREIRA, 2011)}}{1,70E+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,29/m^3$$

$$CFA = \$ 0,29/m^3 \times 22\% \text{ uso agrícola (PCJ, 2006)} \times (R\$ 2,15) = R\$ 0,14/m^3$$

$$CFA (\$/m^3) = \frac{\text{Energia operacional (Água superficial) sej/m}^3}{EMR} \quad (9)$$

$$CFA = \frac{4,10E+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (BUENFIL, 2001)}}{1,70E+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,05/m^3$$

$$CFA = \$ 0,05/m^3 \times 22\% \text{ uso agrícola (PCJ, 2006)} \times (R\$ 2,15) = R\$ 0,11/m^3$$

$$CFA (\$/m^3) = \frac{\text{Energia operacional (Água subterrânea) sej/m}^3}{EMR} \quad (10)$$

$$CFA = \frac{8,20E+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (BUENFIL, 2001)}}{1,70E+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,02/m^3$$

$$CFA = \$ 0,02/m^3 \times 22\% \text{ uso agrícola (PCJ, 2006)} \times (R\$ 2,15) = R\$ 0,04/m^3$$

Custo financeiro do setor industrial (CFI):

$$CFI (\$/m^3) = \frac{\text{Energia operacional (Água de Tratamento) sej/m}^3}{EMR} \quad (11)$$

$$CFI = \frac{4,89E+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (FERREIRA, 2011)}}{1,70E+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,28/m^3$$

$$CFI = \$ 0,28/m^3 \times 0,352 \text{ uso industrial (PCJ, 2006)} \times (R\$ 2,15) = R\$ 0,22/m^3$$

$$CFI (\$/m^3) = \frac{\text{Energia operacional (Água superficial) sej/m}^3}{EMR} \quad (12)$$

$$CFI = \frac{4,10E+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (BUENFIL, 2001)}}{1,70E+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,08/m^3$$

$$CFI = \$ 0,08/m^3 \times 0,352 \text{ uso industrial (PCJ, 2006)} \times (R\$ 2,15) = R\$ 0,18/m^3$$

$$CFI = \frac{\text{Energia operacional (Água subterrânea) sej/m}^3}{EMR} = (\$/m^3) \quad (13)$$

$$CFI = \frac{1,60E+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (BUENFIL, 2001)}}{1,70E+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,02/m^3$$

$$CFI = \$ 0,02/m^3 \times 0,352 \text{ uso industrial (PCJ, 2006)} \times (R\$ 2,15) = R\$ 0,07/m^3$$

Custo financeiro do setor residencial (CFR):

$$\text{CFR } (\$/\text{m}^3) = \frac{\text{Energia operacional (Água de Tratamento) sej/m}^3}{EMR} \quad (14)$$

$$\text{CFR} = \frac{4,89\text{E}+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (FERREIRA, 2011)}}{1,70\text{E}+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,28/\text{m}^3$$

$$\text{CFR} = \$ 0,28/\text{m}^3 \times 0,42 \text{ uso residencial (PCJ, 2006)} \times (\text{Taxa do dólar}) = \text{R\$ } 0,26/\text{m}^3$$

$$\text{CFR } (\$/\text{m}^3) = \frac{\text{Energia operacional (Água subterrânea) sej/m}^3}{EMR} \quad (15)$$

$$\text{CFR} = \frac{1,60\text{E}+11 \text{ sej/m}^3 \text{ (BUENFIL, 2001)}}{1,70\text{E}+12 \text{ sej/dólar (DEMETRIO, 2011)}} = \$ 0,04/\text{m}^3$$

$$\text{CFR} = \$ 0,04/\text{m}^3 \times 0,42 \text{ uso residencial (PCJ, 2006)} \times (\text{R\$ } 2,15) = \text{R\$ } 0,09/\text{m}^3$$

Nota: Linha base $15.83\text{E}+24$ sej/ano (ODUM et al., 2000)