

Valoração dos serviços ambientais a partir de uma abordagem quantitativa: aplicação ao rio Jaguaribe

Valuation of the environmental services from a quantitative approach: application to the Jaguaribe river.

- **Data de entrada:**
07/05/2013
- **Data de aprovação:**
13/08/2014

Victor Edney Dajtenko Lemos | Francisco de Assis de Souza Filho | Felipe Augusto Tavares de Carvalho Sales

DOI: 10.4322/dae.2014.139

Resumo:

Os impactos que efluentes domésticos causam no meio ambiente constituem grande parte dos problemas relacionados à qualidade da água. Os serviços ambientais prestados pelos rios, entre eles, a capacidade de assimilar e degradar dejetos, são de extrema importância à sociedade. Embora indispensáveis, não existe um valor econômico predefinido para esses serviços, importantes na quantificação dos impactos e custos da expansão das atividades humanas. Foi proposta uma metodologia para a valoração ambiental da autodepuração em rios, aplicada ao rio Jaguaribe, localizado no estado do Ceará, além de seu devido enquadramento em classes de qualidade. A partir de curvas de custo de instalação de ETEs e de um modelo de qualidade de água de fontes pontuais, foram modeladas as cargas orgânicas lançadas ao longo do rio Jaguaribe. O valor total de R\$ 2.020.438,10 foi o custo teórico fornecido pelo serviço ambiental de autodepuração do rio Jaguaribe, para vazões de referência de $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Palavras-chave: Serviços ambientais. Modelagem matemática. Qualidade da água.

Abstract:

Water quality problems are largely function of domestic effluents released in the environment. The environmental services provided by rivers, including your ability to assimilate and degrade wastes, are of extreme importance to society. Although essential, there is no predefined economic value for these services that are important in quantifying the impacts and costs of the expansion of human activities. We proposed a methodology for the economic valuation of self-purification process in rivers, applied to Jaguaribe river, located in the State of Ceará and its classification for water quality categories. By using the cost curves of wastewater treatment station installation and a water quality model, the organic loads were modeled along the Jaguaribe river. The amount of R\$ 2,020,438.10 was the theoretical cost of the environmental self-purification service provided by Jaguaribe river to flows of $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Keywords: *Ambiental services. Mathematical modeling. Water quality.*

Victor Edney Dajtenko Lemos

Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará – área de concentração: Recursos Hídricos.

Francisco de Assis de Souza Filho

Doutor em Engenharia Civil. Professor do DEHA da Universidade Federal do Ceará.

Felipe Augusto Tavares de Carvalho Sales

Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do DEHA da Universidade Federal do Ceará – área de concentração: Saneamento Ambiental.

Endereço para correspondência:

Universidade Federal do Ceará – Campus Pici
Avenida Mister Hull, s/n – Bloco 713 – CEP: 60455-900
Tel: (85) 3366-9770
E-mail: dajtenko@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial ao planeta e, no sentido qualitativo, vem enfrentando problemas quanto à sua escassez. Existe uma notória preocupação com a evolução dos processos que fazem da água um bem em constante deterioração, seja por processos naturais ou antropogênicos, sendo estes de caráter mais impactante. Tais processos ameaçam os ecossistemas aquáticos, destruindo o equilíbrio normalmente apresentado. Tal degradação do meio ambiente não é paga pelos agentes causadores, tornando-se uma externalidade para o sistema econômico, pois afeta terceiros sem uma devida compensação (FERREIRA et al., 2011).

Impactos na qualidade da água causados pela poluição dos recursos hídricos estão diretamente relacionados ao comprometimento da qualidade dos serviços ambientais prestados pelo meio ambiente à sociedade. Esses serviços são de extrema importância ao suporte das funções que garantem a sobrevivência das espécies. De maneira geral, todas as espécies animais e vegetais dependem dos serviços ecossistêmicos para sua sobrevivência. Essa importância se traduz em valores associados aos recursos ambientais, podendo ser valores morais, éticos ou econômicos.

Para Teitenberg (2003), o impacto causado pela poluição ao meio ambiente e a avaliação de sua magnitude requerem: (1) a identificação de todos os locais afetados; (2) a estimativa da relação física entre as emissões de poluentes (incluindo fontes naturais) e o problema causado ao ambiente; (3) a estimativa das possíveis causas no sentido de impedir ou amenizar alguma porção do problema; e (4) a valoração monetária dos impactos. Essa relação entre o impacto causado ao ambiente e sua avaliação monetária necessita de uma metodologia que possibilite a avaliação dos seus custos.

Os serviços ambientais, além de inúmeros e indispensáveis, constituem bens públicos, por exemplo, o ar, a água e a capacidade de assimilação de

dejetos, não tendo, portanto, preço. A disposição a pagar por esses serviços pode ser estimada com base em métodos de valoração monetária ambiental, importantes no dimensionamento dos impactos gerados, nos custos e nos benefícios da expansão das atividades humanas (MAY et al., 2003). De maneira geral, para estimar os valores dos bens ou produtos, utiliza-se o preço que aparece no mercado existente. Negri Neto (2003) comenta que, caso não exista preço de mercado para aquele produto, se recorre aos valores indiretos que se aproximariam do preço real do bem.

Os rios e outros cursos de água corrente podem se recuperar rapidamente de níveis moderados de resíduos degradáveis com demanda de oxigênio pela combinação da diluição e da biodegradação de tais resíduos por bactérias (MILLER JR., 2007). Partindo desse conceito e utilizando o modelo de fontes pontuais proposto por Streeter-Phelps (1925) para o tratamento quantitativo, foram modeladas as cargas orgânicas lançadas ao longo do trecho considerado do rio Jaguaribe. Foram considerados, para a valoração do processo de autodepuração, os custos referentes à instalação de sistemas de tratamento de efluentes por meio de sistemas de lagoas de estabilização.

Para tanto, simulou-se inicialmente o esgoto bruto das cidades despejado no rio, sem qualquer tipo de tratamento e sem autodepuração fluvial. Em seguida, foram simulados os mesmos despejos levando em consideração o processo de autodepuração pelas vazões do rio Jaguaribe. Finalmente, simulou-se um ambiente sem qualquer tipo de autodepuração fluvial, apenas utilizando o processo de tratamento dos efluentes por lagoas de estabilização.

2 OBJETIVOS

É proposta neste artigo uma metodologia para a valoração ambiental da autodepuração das cargas orgânicas em rios, aplicada ao rio Jaguaribe, localizado no estado do Ceará. Uma discus-

são acerca do valor da autodepuração relativo às vazões fluviais de referência consideradas foi traçada, inserindo, nessa abordagem, a classificação do rio Jaguaribe segundo a Resolução CONAMA nº 357.

3 BASES CONCEITUAIS

3.1 Valoração econômica de bens ambientais

A capacidade ambiental para diluir e autodepurar as cargas orgânicas em um ecossistema aquático descreve uma propriedade inerente do ambiente, qual seja, fornecer bens ambientais para assimilar os resíduos e, assim, minimizar o impacto de quaisquer atividades naturais ou antrópicas (SOUTHALL et al., 2004).

A autodepuração dos corpos d'água é um fenômeno que promove o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (VON SPERLING, 1996). Esse restabelecimento das condições reflete a capacidade do corpo hídrico de superar o impacto da entrada dos efluentes não tratados no sistema. Os rios, ecossistemas de grande importância dos quais dependem milhares de espécies da fauna e flora, servem a diversos fins, entre eles, a diluição, o transporte e a assimilação de esgotos urbanos e industriais (Lei Estadual nº 11.996, de 24 de julho de 1992).

Embora os serviços ambientais proporcionados pelos ecossistemas fluviais sejam indispensáveis, não existe um valor econômico predefinido para tal. Mesmo em número limitado, as tentativas dos economistas ecológicos e outros pesquisadores para avaliar o valor monetário dos vários serviços ambientais fornecidos por rios estão aumentando. Vários pesquisadores têm estimado o valor ambiental das vazões ecológicas para os mais diversos fins ambientais (HOLMES et al., 2004; LOOMIS et al., 2000; MORRISON; BENNETT, 2004 apud OJEDA et al., 2008), incluindo o valor ambiental do processo de autodepuração em rios. Grande parte

das pesquisas refere-se à valoração ambiental por pesquisas de opinião, realizadas *in loco* e para serviços específicos, estando associada a valores de não uso e aos usos e gerações futuras.

Devido ao fato de os ecossistemas aquáticos serem complexos, dinâmicos, variáveis, interligados e, geralmente, não lineares, a compreensão dos serviços que eles prestam, bem como a forma como são afetados pelas ações humanas, é imperfeito e suas ligações, difíceis de quantificar (NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 2004). Da mesma forma, informações sobre como as pessoas valorizam serviços ecossistêmicos são imperfeitas.

Do ponto de vista econômico, o valor de um recurso ambiental é aquele importante para a tomada de decisão, ou seja, é a contribuição do recurso para o bem-estar social, sendo, portanto, equivalente ao que estaríamos dispostos a abrir mão de maneira a obter uma melhoria na qualidade ou quantidade de recurso ambiental (MAY et al., 2003). Assim, a valoração econômica de recursos naturais nada mais é que uma análise de *trade-offs* ou uma escolha entre opções.

O valor econômico total de um recurso ambiental compreende a soma dos valores de uso e do valor de existência (valor de não uso), que representa uma estrutura útil para identificar os diversos valores associados a ele (MAY et al., 2003; YOUNG, 2005). Valores de uso compreendem a soma entre valores de uso direto e indireto e valores de opção. Valores de uso indireto são aqueles descritos por funções ecológicas do recurso ambiental ou derivados do uso do recurso externo ao ambiente. Valores de opção se relacionam à quantidade que os indivíduos estariam dispostos a pagar para manter o recurso para uso futuro. Valor de existência ou de não uso está relacionado à satisfação pessoal em saber que o objeto está lá, sem que o indivíduo tenha vantagem direta ou indireta dessa presença.

Serviços ambientais refletem uma relação de existência, um valor de não uso. São valores normalmente atribuídos ao recurso ambiental, sem que este esteja ligado a algum de seus usos. Uma valoração indireta para serviços prestados por rios, no quesito autodepuração, pode ser estimada comparando dados de saída de modelos de qualidade da água com dados consistentes de custos de implantação de sistemas de tratamento de água. Tem-se, assim, um método indireto de valoração ambiental, que infere o valor econômico de um recurso a partir da observação do comportamento dos indivíduos em mercados relacionados com o ativo ambiental (MAY et al., 2003).

3.2 Modelos numéricos de qualidade da água

Um modelo matemático é a representação de algum sistema físico (chamado protótipo), numa linguagem geralmente simplificada. Trata-se, portanto, de uma ferramenta de análise que reduz um sistema físico a um conjunto de equações.

A modelagem da qualidade da água tem evoluído desde o início do século XX, época em que a capacidade de processamento dos computadores ainda era nenhuma ou muito limitada. Os principais modelos eram aplicados a cenários simplificados e características rudimentares, utilizando simples geometrias das seções, fluxos em estado permanente e reações cinéticas lineares (CHAPRA, 1997).

O primeiro trabalho no campo da modelagem foi desenvolvido, em 1925, por Streeter e Phelps (*Estudo sobre poluição e purificação natural do rio Ohio*), aplicado ao rio Ohio, principal afluente do rio Mississipi, localizado a leste dos Estados Unidos. Esse trabalho forneceu um meio capaz de determinar os níveis de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de um determinado rio.

Modelos numéricos para a gestão da qualidade da água geralmente avaliam o efeito de poluen-

tes em ambientes aquáticos e comparam seus resultados aos padrões estabelecidos pelas legislações específicas (BRASIL, 2005; LOUCKS; VAN BEEK, 2005). Atualmente, diversos modelos têm se destacado por sua capacidade de representar um sistema físico sem grandes perdas, de certa forma, ajudando muito a comunidade científica e tomadores de decisão no gerenciamento dos recursos hídricos. Em rios, alguns modelos ganharam confiança pela sua representatividade e extenso uso acadêmico e comercial, podendo-se citar o QUAL2E, QUAL2K e CE-QUAL-W2 (BROWN; BARNWELL, 1987; CHAPRA, 1997; COLE; WELLS, 2008).

3.3 Legislação existente

O Capítulo II da Política Nacional dos Recursos Hídricos destaca o objetivo principal da qualidade da água, que é “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”. Por qualidade da água entende-se o conjunto de todas as características físicas, químicas e biológicas que ela apresenta. A qualidade varia de acordo com à sua utilização, de modo que padrões de classificação pretendem classificar a água considerando sua potabilidade e a segurança que apresenta para o ser humano e para o bem-estar dos ecossistemas.

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a qualidade, apresentando-a por um segmento de corpo d'água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às classes de qualidade. Por classes de qualidade estende-se o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. A mesma lei impõe enquadramentos específicos para cada classe de qualidade, de acordo com o estabelecimento de metas ou objetivos a ser obrigatoriamente alcançados ou mantidos em um segmento de corpo

d'água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos ao longo do tempo.

3.4 Autodepuração dos rios e tratamento de efluentes

A carga orgânica presente nos esgotos, ao ser lançada no corpo hídrico receptor, será consumida majoritariamente pelas bactérias aeróbias (DBO de primeiro estágio) existentes no manancial e minoritariamente como resultado da nitrificação (DBO de segundo estágio). Essas bactérias, ao receber a carga extra de matéria orgânica, se multiplicam, o que acarreta em um maior consumo de OD, diminuindo sua concentração, que tenderá a cair até um mínimo, a partir do qual o corpo hídrico poderá se recompor gradativamente, aumentando a concentração de OD e diminuindo a DBO.

A DBO é a necessidade extra de oxigênio para estabilização da matéria orgânica pelas bactérias, parâmetro de poluição dos esgotos e ferramenta imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água (PIVELI; KATO, 2005). Corresponde à fração biodegradável dos compostos presentes na água, medida indiretamente em laboratório por meio do consumo de oxigênio dissolvido. Quanto maior a DBO de um esgoto, maior o impacto gerado pelo seu lançamento. À capacidade de recuperação das características naturais do manancial após uma interferência externa, como o lançamento de esgotos, dá-se o nome de autodepuração.

O lançamento de substâncias tóxicas e material orgânico em águas correntes poderá ter efeito mais pronunciado do que quando lançados em ambientes lênticos, dada a extrema exposição dos organismos às altas concentrações a jusante do lançamento (WELCH; LINDELL, 1992). Quanto maior for a quantidade de matéria orgânica em um efluente poluidor, maiores serão o consumo de OD e o valor da DBO. Assim, maior será também o custo relativo ao tratamento desses efluentes.

No Brasil, existe uma predominância dos sistemas de tratamento de efluentes por lagoas de estabilização, reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), fossas sépticas e sistemas de lodos ativados (JORDÃO; PESSOA, 2005). Na região Nordeste, a predominância dos sistemas de tratamento é por lagoas de estabilização, fato que se deve à facilidade de implantação das estações, mão de obra pouco qualificada e simples operação e manutenção dos sistemas. Além disso, lagoas de estabilização necessitam de grandes áreas para a sua implantação e disponibilidade de insolação, o que potencializa sua eficiência.

4 LOCAL DE APLICAÇÃO

O estudo da valoração ambiental do serviço de autodepuração de rios foi realizado na bacia hidrográfica do rio Jaguaribe, localizado no estado do Ceará, especificamente nas regiões hidrográficas do Banabuiú, do Médio e do Baixo Jaguaribe. Ao todo, o estado do Ceará está subdividido em 11 regiões hidrográficas, divisão esta realizada pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH). Na Figura 1, é possível observar as regiões hidrográficas que fizeram parte da simulação (bacias 6, 7 e 8).

4.1 Região hidrográfica do Baixo Jaguaribe

A região hidrográfica do rio Baixo Jaguaribe localiza-se na porção oriental do estado do Ceará limitando-se com o estado do Rio Grande do Norte a leste, o Oceano Atlântico ao norte, as Bacias Metropolitanas a oeste e ao sul e sudoeste com as regiões hidrográficas do Médio Jaguaribe e Banabuiú, respectivamente (CEARÁ, 2009a). É a de menor área das três regiões hidrográficas estudadas.

Drena uma área que engloba 13 municípios; entre eles, integralmente: Icapuí, Itaiçaba, Jaguaruana, Quixeré e parcialmente: Alto Santo (0,31%), Aracati (91,03%), Fortim (34,39%), Ibicuitinga (40,32%) Limoeiro do Norte (70,77%), Mora-

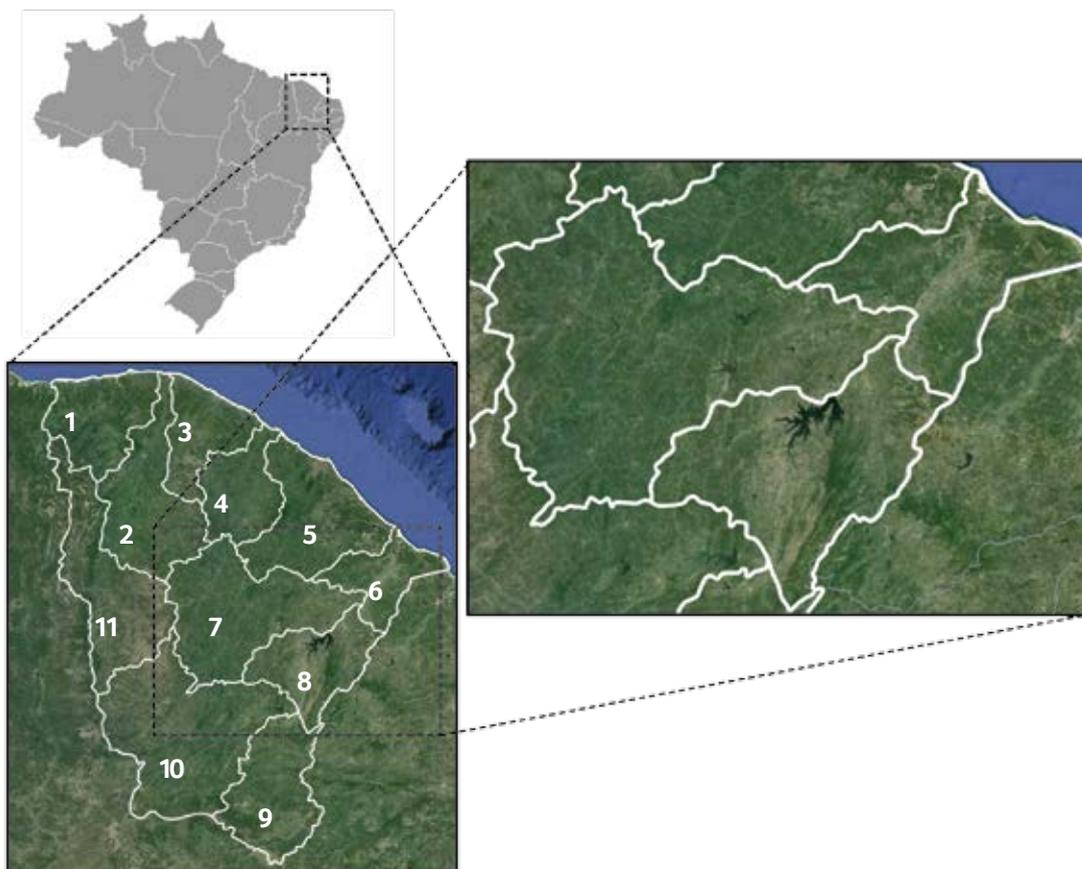


Figura 1 - Regiões hidrográficas simuladas (regiões 6, 7 e 8). Regiões hidrográficas do estado do Ceará: (1) Bacia do Coreaú; (2) Bacia do Acaraú; (3) Bacia do Litoral; (4) Bacia do Curu; (5) Bacia Metropolitana; (6) Bacia do Baixo Jaguaribe; (7) Bacia do Banabuiú; (8) Bacia do Médio Jaguaribe; (9) Bacia do rio Salgado; (10) Bacia do Alto Jaguaribe; (11) Bacia do Parnaíba.

da Nova (19,38%), Palhano (59,53%), Russas (96,01%) e Tabuleiro do Norte (77,82%).

O principal reservatório da região hidrográfica do Baixo Jaguaribe é Santo Antônio de Russas, com capacidade de acumulação de 24 hm³ e vazão regularizada Q90 de 0,66 m³s⁻¹.

4.2 Região hidrográfica do Médio Jaguaribe

A região hidrográfica do Médio Jaguaribe faz fronteira com todas as demais regiões da bacia do Jaguaribe. Localiza-se na porção leste do estado do Ceará e limita-se, em sua porção oriental, com o estado do Rio Grande do Norte. Nesse trecho, o rio Jaguaribe possui como principais afluentes, pela margem direita, o rio Figueiredo e, pela margem

esquerda, os riachos Manuel Dias Lopes e do Sangue, além de declividades que variam de 0,02% a 0,83%, sendo a média 0,06% (CEARÁ, 2009b).

Drena uma área que engloba 13 municípios; entre eles, integralmente: Alto Santo, Deputado Irapuan Pinheiro, Ererê, Iracema, Jaguaribe, Pereiro, Potiretama, São João do Jaguaribe, Solonópole e parcialmente: Icó (40,15%), Jaguaribara (91,79%), Jaguaretama (58,12%), Limoeiro do Norte (1,15%), Milhã (56,44%), Orós (7,31%) e Tabuleiro do Norte (21,47%).

Esta região hidrográfica caracteriza-se pela perenização do rio Jaguaribe por meio da vazão liberada pelo açude Orós, localizado a montante da bacia. O açude Castanhão, maior açude do

estado, encontra-se nesta região, além de outros 4.591 reservatórios (COGERH, 2008 apud CEARÁ, 2009b). A região possui uma vazão regularizada Q90 de $31,68 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, sendo $30,21 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ apenas do Castanhão.

4.3 Região hidrográfica do Banabuiú

A região hidrográfica do rio Banabuiú compreende a parte mais central do estado, local fortemente submetido ao clima semiárido marcante. O rio Banabuiú é o mais importante dessa região hidrográfica, drenando uma área de 19.810 km^2 , desenvolvendo-se no sentido oeste-leste e percorrendo um curso total de 314 km , até desaguar no rio Jaguaribe nas proximidades da cidade de Limoeiro do Norte (CEARÁ, 2009c). Sua área equivale a 13% do território cearense.

Esta região drena 15 municípios, entre eles: Banabuiú, Boa Viagem, Ibicuitinga, Itatira, Madalena, Mombaça, Monsenhor Tabosa, Morada Nova, Pedra Branca, Piquet Carneiro, Quixadá, Quixeramobim, Senador Pompeu, Limoeiro do Norte e Milhã. Quanto à vazão regularizada total com 90% de garantia (Q90), tem a capacidade para oferecer $20,58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

5 METODOLOGIA

5.1 Custos de tratamento dos efluentes

Na região Nordeste do Brasil, existe uma predominância em sistemas de tratamento por lagoas de estabilização, fato que se deve à facilidade de implantação da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Além disso, essas lagoas utilizam mão de obra pouco qualificada, sendo simples a operação e a manutenção dos sistemas, sem a necessidade de mão de obra qualificada.

De acordo com Santos (2007), o tipo de sistema realizado por lagoa facultativa seguida por lagoa de maturação é o mais utilizado no Nordeste. Lagoas de estabilização necessitam de grandes áreas

e, por ter boa disponibilidade de insolação, a região Nordeste permite sua maior eficiência.

Na Tabela 1, observam-se todos os lançamentos incrementais considerados, com DBO de 300 mg L^{-1} por cada vazão específica. Os dados das vazões médias dos lançamentos de esgotos foram coletados a partir do trabalho realizado por VBA Consultores (1999 apud SABÓIA, 2011).

Neste trabalho, foi utilizada a tecnologia das lagoas de estabilização a fim de calcular o valor ambiental do processo de autodepuração do rio Jaguaribe, no qual considerou o parâmetro DBO da água. Especificamente, foram utilizados dados referentes aos custos de implantação de lagoas de estabilização compostas por uma lagoa facultativa seguida por duas lagoas de maturação.

Jordão e Pessoa (2005) apresentam alguns estudos econômicos de ETEs implantados em várias regiões do país, separados por tipos de tratamento. De acordo com a Tabela 2, verifica-se que o custo médio de implantação *per capita* de uma ETE é de R\$ 69,29 e o custo médio de implantação por vazão de efluente tratado é de R\$ 33.241,45 por litro por segundo. Os dados evidenciam o crescimento dos custos com o aumento da população atendida ou da vazão dos efluentes gerados no Brasil.

Com base no trabalho realizado por Jordão e Pessoa (2005) e com vistas a regionalizar os dados dos custos de implantação das ETEs e incluir informações mais coerentes com a região de estudo, foi realizada junto à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) uma pesquisa que analisou os custos gastos pela companhia cearense com a construção de ETEs. Entre os anos de 2008 e 2010, 12 obras foram realizadas pela CAGECE com a implantação de algum sistema de tratamento de esgotos, nas seguintes localidades, organizadas em ordem crescente de vazões tratadas: distrito de Araquém em Coreaú, Alcântaras, Porteiras, Catarina, Aurora, Frecheirinha, Coreaú, Mucambo, Barro, Massapê, Tauá e Tianguá.

Tabela 1 - Vazões de esgoto por município nas três regiões hidrográficas.

Bacia hidrográfica	Microrregião geográfica	Município	Sede e distrito	Contribuição per Capita (l/hab x dia)	Vazão atual-1998 (l/s)		Vazão 2010 (l/s)		Vazão 2025 (l/s)		
					População 1998 (habx103)	Vazão média diária (l/s)	População 2010 (habx103)	Vazão média diária (l/s)	População 2025 (habx103)	Vazão média diária (l/s)	
Médio Jaguaribe	Alto Santo	Alto Santo	Alto Santo	95	3,939	3,460	5,711	5,020	6,990	6,150	
		Subtotal		-	3,939	3,460	5,711	5,020	6,990	6,150	
	Baixo Jaguaribe	São João do Jaguaribe	São João do Jaguaribe	95	2,737	2,410	2,841	2,500	2,880	2,530	
		Subtotal		-	2,737	2,410	2,841	2,500	2,880	2,530	
	Subtotal microrregião			-	6,675	5,870	8,552	7,520	9,870	8,680	
	Médio Jaguaribe	Jaguaribe	Jaguaribe	103	15,700	14,970	19,820	18,900	21,691	20,690	
		Mapuá	Mapuá	95	1,057	0,930	1,228	1,080	1,290	1,130	
	Subtotal microrregião			-	16,757	15,900	21,048	19,980	22,981	21,820	
	Serra do Pereiro	Iracema	Iracema	103	7,393	7,000	9,292	8,860	11,122	10,610	
		Subtotal		-	7,393	7,000	9,292	8,860	11,122	10,610	
Subtotal microrregião			-	7,393	7,000	9,292	8,860	11,122	10,610		
Subtotal bacia			-	30,772	28,770	38,892	36,370	43,973	41,110		
Rio Banabuiú	Baixo Jaguaribe	Morada Nova	Morada Nova	112	24,846	25,770	32,159	33,350	37,009	38,380	
		Subtotal		-	24,846	25,770	32,159	33,350	37,009	38,380	
	Subtotal microrregião			-	24,846	25,770	32,159	33,350	37,009	38,380	
	Sertão de Quixeramobim	Banabuiú	Banabuiú	103	5,576	5,320	6,650	6,340	6,652	6,340	
Subtotal			-	5,576	5,320	6,650	6,340	6,652	6,340		
Subtotal microrregião			-	5,576	5,320	6,650	6,340	6,652	6,340		
Subtotal bacia			-	30,442	31,080	38,809	39,690	43,661	44,720		
Baixo Jaguaribe	Jaguaruana	Jaguaruana	Jaguaruana	103	11,649	11,110	14,387	13,720	14,908	14,220	
		Subtotal		-	11,649	11,110	14,387	13,720	14,908	14,220	
	Limoeiro do Norte	Limoeiro do Norte	Limoeiro do Norte	112	27,342	28,350	31,178	32,330	32,468	33,670	
		Subtotal		-	27,342	28,350	31,178	32,330	32,468	33,670	
	Palhano	Palhano	Palhano	95	3,775	3,320	5,072	4,460	6,349	5,580	
		Subtotal		-	3,775	3,320	5,072	4,460	6,349	5,580	
	Baixo Jaguaribe	Quixeré	Quixeré	95	4,433	3,900	9,861	8,670	10,433	9,180	
		Subtotal		-	4,433	3,900	9,861	8,670	10,433	9,180	
	Baixo Jaguaribe	Russas	Russas	Russas	112	28,076	29,120	42,399	43,970	54,727	56,750
			Flores	Flores	95	3,139	2,760	3,381	2,970	3,442	3,030
		Subtotal		-	31,216	31,880	45,780	46,940	58,169	59,780	
		Tabuleiro no Norte	Tabuleiro no Norte	Tabuleiro no Norte	103	13,395	12,770	18,105	17,270	22,740	21,690
	Subtotal			-	13,395	12,770	18,105	17,270	22,740	21,690	
	Subtotal microrregião			-	91,808	91,340	124,383	123,400	145,067	144,120	
Litoral do Aracati	Aracati	Aracati	Aracati	112	35,203	36,510	40,935	42,450	42,994	44,590	
		Subtotal		-	35,203	36,510	40,935	42,450	42,994	44,590	
	Fortim	Fortim	Fortim	103	7,613	7,260	4,055	3,870	4,995	4,760	
		Subtotal		-	7,613	7,260	4,055	3,870	4,995	4,760	
	Itaíçaba	Itaíçaba	Itaíçaba	95	3,823	3,360	3,994	3,510	4,276	3,760	
		Subtotal		-	3,823	3,360	3,994	3,510	4,276	3,760	
Subtotal microrregião			-	46,639	47,130	48,984	49,830	52,265	53,110		
Subtotal Bacia			-	138,447	138,470	173,367	173,230	197,332	197,230		
Total bacia Ceará			-	661,531	726,980	798,355	873,750	898,988	982,270		

Tabela 2 - Custo de implantação de ETE com lagoas de estabilização no Brasil.

ETE	Pop. (hab.)	Vazão (L/s)	Custoimplantação (R\$)	Custo implantação/hab. (R\$/hab.)	Custo implantação/vazão (L/s)
Presidente Alves (SP)	4.800	7,90	239.023,71	49,80	30.256,17
Adolfo (SP)	5.700	9,50	210.329,67	36,90	22.139,97
Sete Barras (SP)	12.296	29,00	984.660,49	80,08	33.953,81
Pariquera-Açu (SP)	15.499	35,30	1.331.859,42	85,93	37.729,73
Piratinga (SP)	21.000	34,70	1.549.154,10	73,77	44.644,21
Brazlândia (DF)	29.600	86,00	2.642.336,73	89,27	30.724,85
		Média		R\$ 69,29	R\$ 33.241,45

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (2005).

A partir dos custos de instalação das ETEs nessas localidades, foi traçada a metodologia para a estimativa do valor do processo de autodepuração fluvial, ilustrada pela Figura 2. O processo (A) seria uma representação do sistema, não considerando o serviço de autodepuração fluvial e sem o tratamento dos efluentes. No processo (B), a autodepuração estaria atuando, mas ainda sem o tratamento dos efluentes. No processo (C), a autodepuração não atuaria, mas seria considerado o tratamento dos efluentes.

Para igualar os processos, utilizou-se a ferramenta *solver*, da planilha do Microsoft Office Excel, empregada em soluções de problemas matemáticos de relativa complexidade. O cálculo foi então realizado buscando minimizar as diferenças entre os processos (A)→(B) = (A)→(C), chegando aos custos envolvidos pela equação de custo descrita.

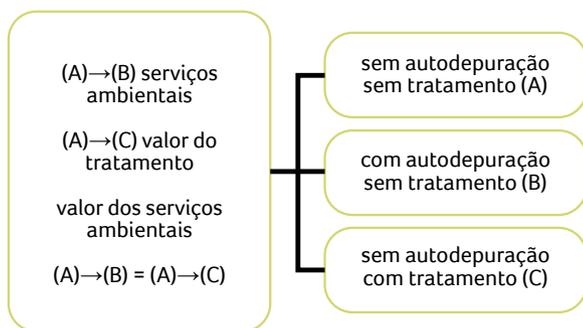


Figura 2 - Esquema utilizado para a valoração econômica do serviço ambiental de autodepuração do rio Jaguaribe.

5.2 Ferramenta computacional

No intuito de demonstrar e aplicar o conceito desenvolvido neste trabalho foi utilizado as equações de decaimento de 1º ordem de Streeter-Phelps para a variável DBO, através da simulação de diferentes cenários de vazão de montante (rio Jaguaribe). Apesar da simplicidade conceitual,

procurou-se detalhar um pouco suas equações, na forma em que foram utilizadas.

As clássicas equações de Streeter-Phelps descrevem dois mecanismos primários na dinâmica do OD em um rio que recebe cargas orgânicas: a decomposição da matéria orgânica e a reaeração da água. Os modelos de primeira ordem são geralmente usados para prever o decaimento ou o crescimento do constituinte de qualidade da água. Tais modelos representam reações dos constituintes, em situações em que a taxa de variação da concentração do constituinte (matéria orgânica que cria uma DBO é proporcional à sua concentração ou à concentração de outro constituinte.

Para o caso das fontes pontuais de lançamento de esgotos, assim como considerado neste estudo, o balanço de massa para a DBO pode ser escrito como:

$$V \frac{dL}{dt} = -k_1 VL \tag{1}$$

Em que k_1 é a constante de proporcionalidade dependente da temperatura, de dimensão T^{-1} ; V é o volume, de dimensão L^3 e L é a DBO, de dimensão ML^{-3} . Para a condição inicial de $L = L_0$, a Equação 1 pode ser resolvida por:

$$L = L_0 e^{-k_1 t} \tag{2}$$

O consumo de oxigênio durante o processo de decomposição pode ser definido como:

$$y = L_0 - L \tag{3}$$

Substituindo a Equação 3 na 2, tem-se:

$$y = L_0(1 - e^{-k_1 t}) \tag{4}$$

Em que y é a DBO, dada em $mgO L^{-1}$. Reescrevendo a Equação 4 para um rio com seções geométricas constantes e considerando, em adição ao

processo de decomposição da matéria orgânica, a sedimentação, tem-se:

$$\frac{dL}{dt} = -U \frac{\partial L}{\partial x} - k_r L \quad (5)$$

Para um estado estacionário, a Equação 5 torna-se:

$$0 = -U \frac{\partial L}{\partial x} - k_r L \quad (6)$$

Se o sistema for considerado completamente misturado na região de descarga da DBO (o que ocorre em rios, naturalmente), a concentração desta pode ser calculada como:

$$L_0 = \frac{Q_w L_w + Q_r L_r}{Q_w + Q_r} \quad (7)$$

Em que os subscritos *w* e *r* referem-se às vazões (*Q*) e concentrações (*L*) do lançamento e do rio, respectivamente. Resolvendo a Equação 7 e utilizando seu valor como condição inicial para a Equação 6, tem-se:

$$L = L_0 e^{-\frac{k_r}{U}x} \quad (8)$$

Sendo:

$$k_r = k_d + k_s \quad (9)$$

Em que k_r é a taxa de remoção de DBO total (d^{-1}), composto pelos coeficientes de decomposição e sedimentação, k_d e k_s , respectivamente; k_s representa a fração entre a velocidade de sedimentação, v_s ($m d^{-1}$), e a profundidade do rio, h (m):

$$k_s = \frac{v_s}{h} \quad (10)$$

O coeficiente de decaimento (decomposição) da DBO pode ser calculado pelas equações ajustadas (HYDROSCIENCE, 1971 apud CHAPRA, 1997):

$$k_d = 0,3 \left(\frac{h}{2,4} \right)^{-0,434} \quad \text{para } 0 \leq h \leq 2,4 \text{ m} \quad (11)$$

$$k_d = 0,3 \quad \text{para } h > 2,4 \text{ m} \quad (12)$$

Para o OD, o balanço de massa pode ser escrito por:

$$V \frac{do}{dt} = -k_d VL + k_a V(o_s - o) \quad (13)$$

Em que k_a é a taxa de reaeração (d^{-1}) e o_s é o oxigênio na saturação. Chama-se déficit de oxigênio a diferença entre o_s e o ; diferenciando, tem-se:

$$D = o_s - o \quad \therefore \frac{dD}{dt} = -\frac{do}{dt} \quad (14)$$

Assim, a Equação 13 pode ser reescrita como:

$$V \frac{dD}{dt} = k_d VL - k_a VD \quad (15)$$

Para as condições impostas na Equação 5, tem-se:

$$0 = -U \frac{dD}{dx} + k_d L - k_a D \quad (16)$$

Resolvendo a Equação 16 para $L=L_0$ e $D=D_0$ no tempo $t=0$, tem-se:

$$D = D_0 e^{-\frac{k_a}{U}x} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_r} \left(e^{-\frac{k_r}{U}x} - e^{-\frac{k_a}{U}x} \right) \quad (17)$$

O coeficiente de reaeração k_a é geralmente calculado utilizando o equacionamento de O'Connor-Dobbins, expresso por (CHAPRA, 1997):

$$k_a = 3,93 \frac{U^{0,5}}{h^{1,5}} \quad (18)$$

Em que U é a velocidade média do rio, em ms^{-1} . Finalmente, os coeficientes de decaimento de DBO e de reaeração são valores médios geralmente calculados para temperaturas de 20 °C. Para corrigir esses coeficientes para qualquer outra temperatura, utiliza-se:

$$k = k_{20} \theta^{T-20} \quad (19)$$

Em que $\theta = 1,047$ para o decaimento da DBO e $\theta = 1,024$ para o coeficiente de reaeração. As Equações 8 e 17 representam as clássicas equações de Streeter-Phelps, que representam corpos hídricos estacionários e com características hidrológicas e geométricas constantes.

6 RESULTADOS

6.1 Descrição do sistema modelado

O sistema integrado de tratamento de água e esgoto pode ser representado de forma simples, como mostrado na Figura 3. Ao longo do percurso do rio, certa quantidade de água é retirada para o consumo humano e retorna ao rio após tratamento. Na realidade, grande parte dos efluentes é liberada no rio sem tratamento prévio algum, refletindo em condições inadequadas da qualidade da água.

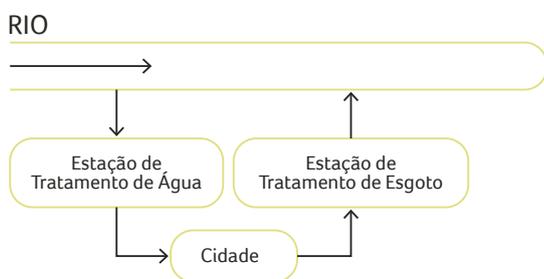


Figura 3 - Sistema padrão de tratamento de água e esgoto.

A Figura 4 mostra um diagrama unifilar montado com a topologia do sistema modelado, indicando as principais cidades contribuintes e os principais reservatórios. O início do percurso se deu a jusante do açude Castanhão e o final do trecho foi o oceano, após a cidade de Fortim.

As vazões utilizadas para o cálculo foram teóricas, servindo para a análise da variação das cargas de acordo com a faixa dada (Tabela 3). O valor de $52,92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ foi considerado vazão máxima (vazão Q90 da região hidrográfica do Médio Jaguaribe).

Tabela 3 - Vazões médias e concentrações consideradas nas regiões hidrográficas da bacia do Jaguaribe.

Regiões hidrográficas	Vazão Q90 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
Médio Jaguaribe	31,68	28	7,8	0
Banabuiú	20,58	28	7,8	0
Baixo Jaguaribe	0,66	28	7,8	0

De posse das informações de vazões de esgoto a que se teve acesso, vazões tão elevadas diluiriam grande parte das cargas, diminuindo de forma quase completa as concentrações de DBO. Dessa forma, utilizaram-se para os cálculos vazões pequenas, iniciando em $0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, e incrementos neste valor até seu limite literário do Q90.

Os dados referentes aos lançamentos ao longo do trecho de rio serviram de entrada ao modelo numérico (Tabela 1). A Tabela 4 apresenta a descrição dos valores médios para os principais parâmetros utilizados. Esses valores representam dados encontrados na literatura (CEARÁ, 2009a, 2009b, 2009c).

6.2 Avaliação do valor do serviço ambiental

Para valorar o serviço ambiental de autodepuração do rio Jaguaribe, utilizou-se o raciocínio do trabalho realizado por Jordão e Pessoa (2005). A Tabela 4 mostra uma relação entre os custos de implantação por litro de efluente tratado por segundo, para cada localidade do estado do Ceará nas regiões hidrográficas do estudo, considerando as respectivas eficiências de tratamento.

A partir dos dados dos custos de implantação de ETEs realizada pela CAGECE (Tabela 4), foi gerada uma curva de custo que pode ser observada na Figura 5, referente à relação entre os custos de implantação de ETE e a vazão dos efluentes gerados.

Para avaliação do custo total de implantação, o sistema contou com a realização dos serviços de ligações intradomiciliares, ligações prediais, rede coletora, rede coletora condominial, estação elevatória, linha de recalque, caixa de areia, lagoa de estabilização, dispositivos de entrada e saída das lagoas, emissário final e kits sanitários.

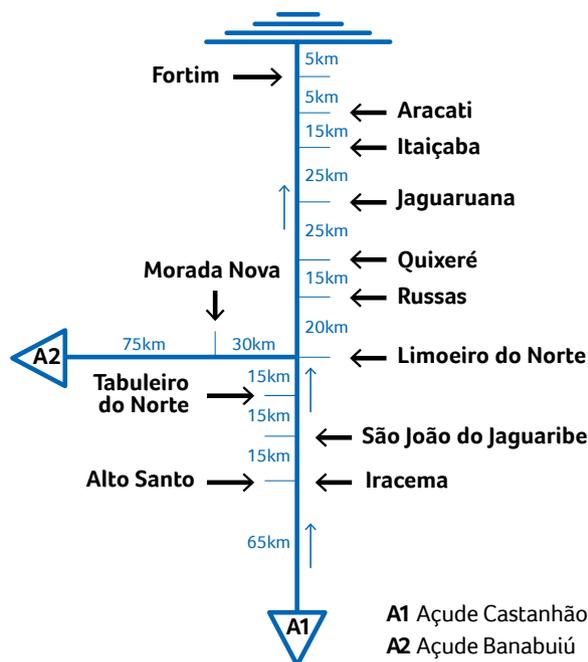


Figura 4 - Diagrama unifilar com a topologia dos principais pontos do sistema modelado.

De posse da equação de custo da Figura 5, foi realizada a quantificação dos custos de tratamento dos lançamentos de efluentes no trecho do rio que foi modelado, considerando o processo de autodepuração fluvial e comparando-o ao custo de tratamento relativo a lagoas de estabilização.

Tabela 4 - Custo de implantação de ETE por vazão nos distritos pesquisados no estado do Ceará.

Distrito	Total (R\$)	R\$/L/S	Eficiência (DBO (%))
Araquém em Coreaú	833.090,1265	118.390,8884	98,8000
Alcântaras	1.547.451,1877	51.031,4638	98,7000
Porteiras	1.828.133,0173	38.023,4231	98,8600
Catarina	2.000.636,4659	38.510,2230	98,8600
Aurora	2.656.935,5948	35.091,3264	98,8500
Frecheirinha	2.263.723,3650	36.830,2912	98,5000
Coreaú	2.146.454,1306	12.487,2173	98,6100
Mucambo	2.549.975,8856	20.970,6273	98,8500
Barro	3.458.073,6725	17.836,3474	99,0000
Massapê	3.969.261,8490	19.262,0024	97,9600
Tauá	6.842.878,3208	17.759,6603	92,0900
Tianguá	3.152.185,8400	6.814,2940	-

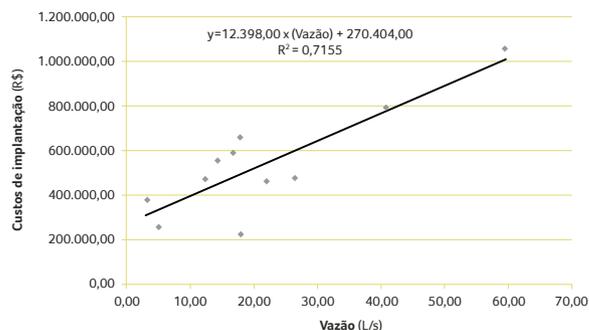


Figura 5 - Relação entre os custos de implantação e a vazão de projeto de ETE para o estado do Ceará.

Calculou-se o valor empregado no tratamento de cada vazão de efluente de cada cidade discriminada na Tabela 1, considerando a eficiência de tratamento de 98% (remoção de 98% da DBO total). A Tabela 5 mostra o custo envolvido em cada tratamento, para cada vazão considerada.

Por meio do modelo proposto, foi possível a simulação do cenário descrito, de acordo com as cargas efluentes (DBO), comparando os resultados obtidos para o processo de autodepuração do rio e os custos referentes aos tratamentos da água.

Tabela 5 - Custo relativo ao tratamento de cada vazão (efluente) do sistema simulado.

Fonte poluidora	Vazão (m³ s-1)	DBO (mg L-1)	Custo
Castanhão	0,00000	337,0	R\$ 270.404,00
Iracema	0,00700	337,0	R\$ 357.190,00
Alto Santo	0,00346	337,0	R\$ 313.301,08
S. J. Jaguaribe	0,00241	337,0	R\$ 300.283,18
Tabuleiro do Norte	0,01277	337,0	R\$ 428.726,46
Banabuiú	0,00532	337,0	R\$ 336.361,36
Morada Nova	0,02577	337,0	R\$ 589.900,46
Limoeiro do Norte	0,00000	337,0	R\$ 270.404,00
Flores	0,00276	337,0	R\$ 304.622,48
Russas	0,02912	337,0	R\$ 631.433,76
Quixeré	0,00390	337,0	R\$ 318.756,20
Jaguaruana	0,01111	337,0	R\$ 408.145,78
Itaiçaba	0,00336	337,0	R\$ 312.061,28
Aracati	0,03651	337,0	R\$ 723.054,98
Fortim	0,00726	337,0	R\$ 360.413,48

Foram testadas várias vazões de referência para o rio Jaguaribe, com valores iniciando em $0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ até o valor somatório dos Q90 encontrados na literatura, ou seja, $52,92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Vazões muito baixas, menores que $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, forçaram o rio a apresentar concentrações muito elevadas de DBO, no estado natural e com as cargas sendo consideradas. Nesses casos, a única saída para as águas do rio Jaguaribe apresentarem uma boa qualidade, em relação à DBO, e dentro de padrões preestabelecidos como, por exemplo, a classe 1 da Resolução CONAMA nº 357, seria tratando todos os efluentes envolvidos.

Para a avaliação dos custos ambientais relativos ao processo de autodepuração, considerou-se uma vazão fixa, de $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, e a partir dela (vazão a jusante do açude Castanhão) foi contabilizado o declínio da DBO pelo modelo apresentado, bem como seu declínio em função de tratamentos de efluentes pontuais. No final do trecho modelado, procurou-se igualar o processo de autodepuração fluvial ao processo de tratamento dos efluentes por lagoas de estabilização.

Nota-se pela Figura 6 o comportamento da DBO ao longo do trecho modelado para as três situações descritas. A situação (A) representa a DBO sendo incrementada ao longo do trecho sem o processo de autodepuração fluvial. Para uma vazão fluvial de $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a concentração da DBO ao final do trecho foi de $3,58 \text{ mg L}^{-1}$. Esse valor estaria acima do mínimo para o enquadramento na classe 1, que é de 3 mg L^{-1} ; portanto, o rio Jaguaribe estaria classificado como classe 2. Na situação (B), o processo de autodepuração é contabilizado, mostrando que, à medida que novas cargas orgânicas entram no sistema, o rio se encarrega de degradá-las, diminuindo o valor da sua concentração. A situação (C) evidencia o tratamento dos efluentes em alguns pontos intencionais, visando a se igualarem à situação anterior.

Na Tabela 6, para a vazão de referência considerada igual a $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e utilizando a ferramenta *solver* para os cálculos, chegou-se aos valores descritos de concentração de DBO. Para os municípios de Tabuleiro do Norte, Morada Nova, Quixeré e Aracati, considerou-se que seus efluentes alcançariam o rio após tratamento realizado por

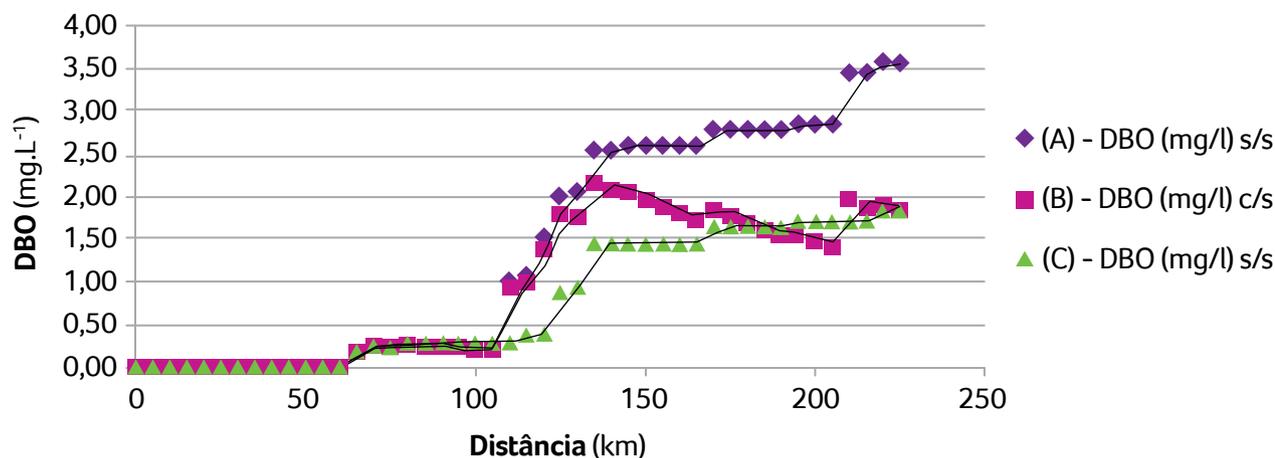


Figura 6 - Relação entre DBO (concentração) e tratamento dos efluentes. (A) Concentração da DBO ao longo do trecho modelado sem o processo de autodepuração atuante. (B) Decaimento da DBO natural no rio. (C) Decaimento da DBO relativo aos tratamentos dos efluentes, sem autodepuração.

Tabela 6 - Concentrações de DBO dos efluentes após tratamento por lagoas de estabilização e custo relativo à sua implantação.

Vazão (20 m ³ s ⁻¹)				
Fonte poluidora	Vazão pontual	Custo	DBO (mg L ⁻¹)	Tratamento
Castanhão	0,00000	R\$ 270.404,00	---	
Iracema	0,00700	R\$ 357.190,00	343,6776	
Alto Santo	0,00346	R\$ 313.301,08	339,2027	
S. J. Jaguaribe	0,00241	R\$ 300.283,18	338,5333	
Tabuleiro do Norte	0,01277	R\$ 428.726,46	6,7511	x
Banabuiú	0,00532	R\$ 336.361,36	340,3742	
Morada Nova	0,02577	R\$ 589.900,46	6,7465	x
Limoeiro do Norte	0,00000	R\$ 270.404,00	355,0796	
Flores	0,00276	R\$ 304.622,48	338,7439	
Russas	0,02912	R\$ 631.433,76	355,5199	
Quixeré	0,00390	R\$ 318.756,20	6,7410	x
Jaguaruana	0,01111	R\$ 408.145,78	344,0302	
Itaiçaba	0,00336	R\$ 312.061,28	339,1197	
Aracati	0,03651	R\$ 723.054,98	6,7492	x
Fortim	0,00726	R\$ 360.413,48	341,5676	
Total	***	***	***	R\$ 2.060.438,10

lagoas de estabilização, com uma eficiência de tratamento de 98%.

Tratando apenas os lançamentos que estão selecionados com um x, aproxima-se o valor total dos tratamentos ao custo que estaria envolvido no processo de autodepuração do rio Jaguaribe. O valor total de R\$ 2.020.438,10 é o custo fornecido pelo serviço ambiental de autodepuração, considerando uma vazão a montante do rio Jaguaribe de 20 m³ s⁻¹. Os efluentes dos municípios de Tabuleiro do Norte, Morada Nova, Quixeré e Aracati, se tratados, permitiriam que o rio Jaguaribe apresentasse concentração de DBO igual ao que apresentaria com todos os lançamentos, mas com os processos de autodepuração e de diluição atuantes.

Esse valor é uma estimativa que permitiu, por meio da igualdade dos processos ambientais e dos custos relativos à implantação de sistemas de tratamentos de efluentes, uma aproximação dos valores dos serviços e, com isso, a valoração ambiental do processo de autodepuração do rio Jaguaribe. O valor do bem ambiental reflete uma relação de não uso atribuída ao recurso ambiental, sem sua ligação com usos específicos.

A valoração indireta do serviço prestado pelo rio Jaguaribe foi estimada apenas comparando os dados de saída do modelo de qualidade da água com os dados dos custos de implantação de sistemas de tratamento de água. Assim, a partir de um método indireto de valoração ambiental, foi possível inferir valores teóricos do processo natural de autodepuração do rio.

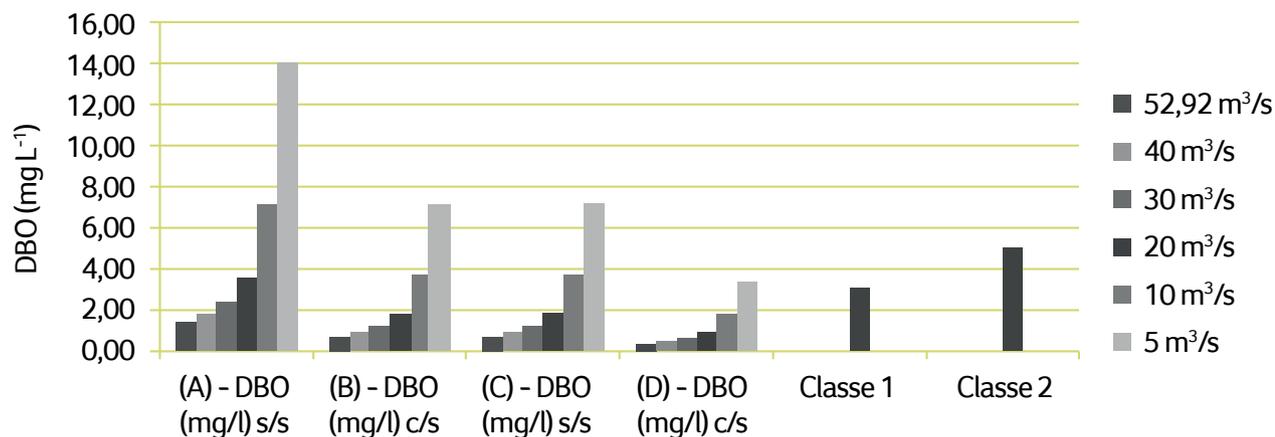


Figura 7. Enquadramento do rio Jaguaribe para cada situação modelada.

6.3 Enquadramento do rio Jaguaribe

Foram simulados os três cenários comparando os valores das concentrações da DBO e as classes de qualidade, incluindo a situação (D), que representou o declínio da DBO tanto pelos tratamentos das ETEs quanto pela autodepuração fluvial. As vazões de referência de 0,5 e 1 m³ s⁻¹ não foram incluídas devido a seus baixos valores representarem uma qualidade da água muito abaixo dos limites considerados (classes 1 e 2) pela Resolução CONAMA nº 357. Nota-se, pelo gráfico da Figura 7, que a vazão de 5 m³ s⁻¹ é um valor limite para os efluentes considerados, em que o rio Jaguaribe encontra-se fora das duas classes de qualidade.

Vazões fixas de 10 m³ s⁻¹, estariam dentro do limite da classe 1 apenas para a simulação (D), em que atuaram o processo de autodepuração fluvial e o tratamento dos efluentes.

A partir de 20 m³ s⁻¹ todas as concentrações calculadas apresentaram-se dentro dos limites das classes 1 e 2. Este é um resultado importante, devido à irregularidade pluviométrica do estado do Ceará e seu impacto na quantidade de água regularizada. Em épocas de maior escassez, uma diminuição da oferta hídrica acarretará uma piora na qualidade da água a jusante do açude Casta-

não, tendo em vista o baixo índice de tratamentos de efluentes nessas localidades. No estado do Ceará a taxa de cobertura de esgotamento sanitário em 2009 foi de 30,6%, bastante inferior à média nacional e um pouco abaixo da média nordestina (IPECE, 2009).

7 CONCLUSÕES

A valoração ambiental é um tema crescente e de grande aplicabilidade. A importância de se valorar um determinado serviço ambiental vai de encontro às necessidades humanas, visto a necessidade de impor valores a um bem de tamanha importância à sociedade. A valoração econômica dos serviços ambientais é de fundamental importância e, com vistas à gestão dos recursos ambientais, poderá ter papel indispensável na tomada de decisões. Em projetos de grande impacto ambiental, permitirá inserir, de forma mais realista, o meio ambiente nas estratégias de desenvolvimento econômico, sejam locais, regionais ou nacionais (MAY et al., 2003).

O valor total de R\$ 2.020.438,10 foi o custo teórico fornecido pelos serviços ambientais de autodepuração do rio Jaguaribe, para vazões de referência de 20 m³ s⁻¹. Esse valor seria o gasto público em manter a água do rio Jaguaribe com a mesma qualidade, caso não houvesse os proces-

tos ambientais considerados. Para vazões altas, o modelo empregado demonstrou a importância do processo de diluição das cargas orgânicas, fator decisivo quanto à avaliação do dentro das classes de qualidade propostas pela legislação.

A utilização de modelos matemáticos na valoração ambiental é uma ferramenta relevante, visto a simplificação de aplicação e a economia de tempo e dinheiro em campanhas de monitoramento. A metodologia apresentada teve enfoque na valoração ambiental indireta do processo de autodepuração fluvial, a partir de custos de implantação de sistemas de tratamento de esgotos pela CAGECE e com base em modelagem quantitativa das cargas orgânicas afluentes ao rio Jaguaribe.

Valorar serviços ambientais se torna necessário à gestão dos recursos hídricos no âmbito de uma abordagem mais sustentável. No futuro, em condições mais desfavoráveis, atribuir valores aos bens naturais talvez ajude na sua preservação, visto os altos valores necessários à manutenção desses sistemas e sua importância à sociedade.

8 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao DEHA da Universidade Federal do Ceará, à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), pelo fornecimento dos dados de custos gastos pela companhia na construção e implantação das ETEs, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudo de mestrado e doutorado dos autores.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. Ministério do Meio Ambiente, 2005.

BROWN, L.C.; BARNWELL Jr., T.O. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. Environmental Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 189p. 1987.

CEARÁ (a). Assembleia Legislativa. Caderno regional da sub-bacia do Baixo Jaguaribe. Conselho de Altos Estudos e Assuntos

Estratégicos. Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). – Fortaleza: INESP, 2009.

CEARÁ (b). Assembleia Legislativa. Caderno regional da sub-bacia do Banabuiú. Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos. Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). – Fortaleza: INESP, 2009.

CEARÁ (c). Assembleia Legislativa. Caderno regional da sub-bacia do Médio Jaguaribe. Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos. Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). – Fortaleza: INESP, 2009.

CHAPRA, S. C. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill, New York. 844 p. 1997.

DOS SANTOS, A. B. Avaliação Técnica de Sistemas de Tratamentos de Esgotos. Fortaleza: BNB. 2007.

FERREIRA, K. C.; CURADO, P. H. C. F.; ANDRADE, E. A. Economia Ambiental – A Importância de se Valorar os Impactos Ambientais. Disponível em: <<http://www.alfa.br/revista/pdf/7adm.pdf>>. Acesso em: 10 Jun. 2011.

FRAGOSO Jr., Carlos Ruberto; MARQUES, David de Motta; FERREIRA, Tiago Finkler. Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos. São Paulo: Oficina de Textos, 304p. 2009.

Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará – IPECE. Indicadores Sociais do Ceará (2009).

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

LOUCKS, Daniel P.; van BEEK, Eelco. Water Resources Systems Planning and Management. An Introduction to Methods, Models and Applications. Water Resources Systems Planning and Management. Unesco, 680 p. 2005.

MAY, Peter H.; LUSTOSA, Maria Cecília; VINHA, Valéria da. Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática. Rio de Janeiro, Elsevier. 318 p. 2003.

MILLER Jr, G. Tyler. CIÊNCIA AMBIENTAL. São Paulo: Thomson Learning. 617p. 2007.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. Valuing Ecosystem Services Toward Better Environmental Decision-Making. Committee on Assessing and Valuing the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems. THE NATIONAL ACADEMIES PRESS Washington, D.C. 239 p. 2004.

NEGRI NETO, Afonso. PREÇOS HEDÔNICOS. Informações Econômicas, SP, v.33, n.12, dez. 2003.

OJEDA, Monica Ilija; MAYER, Alex S.; SOLOMON, Barry D. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. ECOLOGICAL ECONOMICS, 65: 155–166. 2008.

SOUTHALL, Tristan; TREVOR, Telfer; HAMBREY, John. Environmental capacity modelling in aquaculture development. Tropeca Working Paper No. 1. Department for International Development Aquaculture and Fish Genetics Research Programme - UK, Jul., 113p. 2004.

STREETER, H. W.; E. B. PHELPS. Studies of the pollution and natural purification of the Ohio River. Public Health Bulletin, n. 146, 80 p. 1925

TEITENBERG, Thomas H. Environmental and natural resource economics. 6th edition, Addison Wesley. 646 p. 2003.

PIVELI, R. P. ; KATO, M. T.. Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos. 1º ed. São Paulo/SP: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 01. 285p. 2005.

WELCH, E. B.; LINDELL, T. Ecological Effects of Wastewater: Applied Limnology and Pollutant Effects. 2nd ed. Chapman and Hall, New York. 1992.