

VALORAÇÃO AMBIENTAL DAS ALTERAÇÕES EM SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DECORRENTES DA EUTROFIZAÇÃO NO RESERVATÓRIO GARGALHEIRAS / RN: UTILIZAÇÃO E CRÍTICA DOS MÉTODOS DA FUNÇÃO DE PRODUÇÃO

Evandro Albiach BRANCO¹, Paulo Antonio de Almeida SINISGALLI²

1. Universidade de São Paulo / EACH – Escola de Artes, Ciências e Humanidades;

2. Universidade de São Paulo / EACH – Escola de Artes, Ciências e Humanidades

ABSTRACT

The damming can still be considered the main solution to fix the problems of water scarcity in semi-arid. However, the efficiency of this type of intervention is depends on the maintenance the quality of its waters. Marechal Dutra Reservoir - also known as Gargalheiras, with a capacity of about 40 million cubic meters, is used as a supply source of water for the cities of Currais Novos and Acari, in Rio Grande do Norte, and its regarded as the most eutrophic on the Piranhas-Acu watershed, resulting in severe restrictions to their multiple uses.

The study purposed to examine the methods of environmental valuation derived from the production function as a potential tool to measure the impacts of eutrophication of the reservoir Gargalheiras, through the identification and valuation of main ecosystem services.

Considering the nature of the environment, classified as an artificial ecosystem, which construction already involves several of important changes and impacts, the very question of identification of ecosystem services reveals some internal contradictions that resulted in restrictions on the approach.

The analysis indicated that even with levels of degradation as evident and well documented, neither of the techniques proved to be able to capture the changes resulting from eutrophication. This paper points as the core of the problem the question of the anthropocentric character of Environmental Economics, current theoretical support of environmental valuation. As all analysis are held considering the measures of human welfare, and the human populations impacted by human degradation are relatively small, measures of economic impact also presented themselves as limited, disregarding important aspects of social and ecological order.

Palavras-chave: *valoração; serviços ecossistêmicos; eutrofização*

1. INTRODUÇÃO

Pluviosidades relativamente baixas e irregulares, associadas a fortes taxas de evaporação em razão das elevadas temperaturas permitem afirmar que a água é o principal fator limitante do desenvolvimento do semi-árido nordestino (BEZERRA, 2002; ANA, 2007). Fontes et al. (2004) concorda que a água pode ser considerada como um importante indicador do desenvolvimento de uma região. Essa inferência é possível em razão das estreitas relações entre as variáveis climáticas, ecossistemas frágeis, ambientes degradados, o baixo dinamismo econômico e indicadores sociais abaixo das médias nacional e regional (SILVA, 2006)

A despeito desse estigma que caracteriza o semi-árido nordestino, embora evidentemente reducionista, visto que existem outras dimensões envolvidas no processo de desenvolvimento, as secas continuam produzindo impactos negativos sobre os ambientes e implicando em dificuldades persistentes para a criação de condições que assegurem o desenvolvimento durável (MIN, 2005a) ou de bases sustentáveis.

De acordo com MIN (2005a), o Brasil é o país com a região semi-árida mais populosa do mundo, atualmente a população sertaneja é estimada em 21 milhões de habitantes. Conforme a nova delimitação, a área afetada pelo fenômeno é de 969.589,4 km², quase 90% da região Nordeste e mais a região setentrional de Minas Gerais (SILVA, 2006), onde estão localizados 1.133 municípios, ou seja, mais de 1/5 dos municípios do país.

Como alternativa às adversidades, intervenções foram propostas com vistas a satisfazer demandas múltiplas, principalmente nos períodos sem chuvas. A açudagem, termo que designa a prática de construção de pequenos, médios e grandes represamentos para estocar recursos hídricos nas épocas chuvosas para o aproveitamento nos períodos de seca (SANTOS & MASSARO, 2000) foi e ainda é a principal solução encontrada no Nordeste brasileiro para resolver os problemas de escassez de água e perenizar os rios temporários, secos a maior parte do ano (CEBALLOS *et al.*, 1997).

Os açudes no semi-árido nordestinos variam em escala desde pequenos sistemas de acumulação, até imensos, complexos e sofisticados empreendimentos com objetivos e finalidades diversos (SANTOS & MASSARO, 2000).

De acordo com Ceballos *et al.* (1997), muitos açudes atualmente cumprem apenas função paisagística no semi-árido, pois foram abandonados pela elevada salinização e outros, por estarem cobertos de algas que afetam a estética da massa de água e que comprometem suas características organolépticas.

Conforme os dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2000, apenas 13,3% dos municípios da região nordeste possuíam esgotamento sanitário com coleta e tratamento adequado; 29,6% dos municípios só apresentavam sistema de coleta e 57,1% não possuíam nenhum tipo de serviços relacionado ao esgotamento sanitário (IBGE, 2000).

A ANA (2007) afirma que a problemática dos recursos hídricos no semi-árido brasileiro congrega ambas as frentes: a do gerenciamento da oferta (estoques e transporte de água) e a da gestão da demanda (ordenamento espacial e eficiência na utilização de um recurso escasso), podendo a disponibilidade de água, embora necessária, não ser suficiente para imprimir dinâmica à economia regional, persistindo uma questão subjacente de ordem social. É exatamente nesse contexto que a consideração dos pressupostos da economia ecológica pode contribuir para rever as relações entre os subsistemas ecológico e econômicos, em seu sentido mais amplo, e integrá-los no cenário regional.

O exame a partir do prisma da economia ecológica parte da premissa da existência de custos, via de regra, não contabilizados pelas análises de custo-benefício freqüentes em avaliação de investimentos públicos. Essa afirmação é respaldada pela tese de que grande parte dos bens e serviços de suporte providos pelo meio ambiente não possui referência no mercado, em geral por sua caracterização como bens públicos. É neste sentido que está inserida a questão da identificação, mensuração e valoração de serviços ecossistêmicos, que podem ser entendidas também como ferramenta de representação de impactos ambientais com a potencialidade de corrigir essas assimetrias, bem como contribuir para a compreensão de conflitos socioambientais distributivos (MARTINEZ ALIER, 2007).

Nesta realidade, destaca-se a bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, totalmente inserida no semi-árido nordestino. Conforme o CBH-Piranhas Açu (2010), a bacia abrange um território de 42900 km², distribuídos entre os Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte.

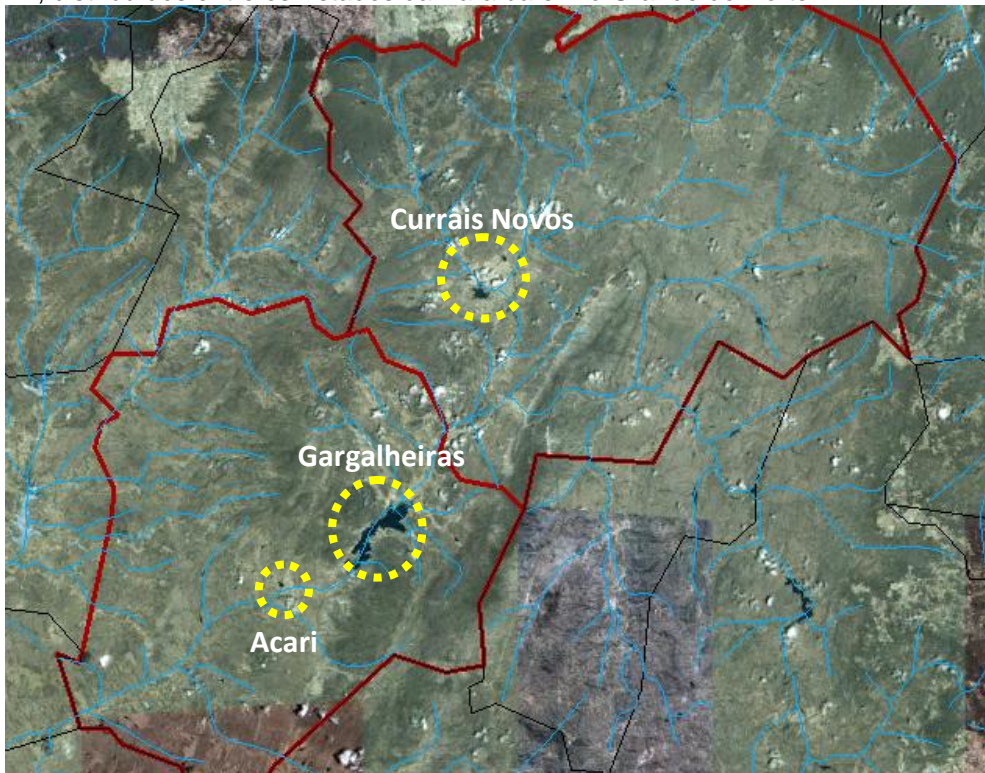


Figura 1 - Imagem de satélite dos municípios de Currais Novos e Acari (delimitados em vermelho), com hidrografia, e localização das respectivas áreas urbanas e do reservatório Gargalheiras.

Fonte: HIDROWEB – ANA (2010), IBGE (2010), Google Earth (out 2010)

Situado a cerca de 13 km da cidade de Acari, o Reservatório Marechal Dutra, também conhecido como Gargalheiras, construído em 1959 pelo Departamento Nacional de Obras contra a Seca – DNOCS, possui volume de armazenamento máximo de 40.000.000m³, volume mínimo de 1.715.000m³, cota máxima de 126,50m e mínima de 114,00m, e profundidade média de 5,13m. Segundo SEMARH (2010), o tempo de residência das águas é de 4 anos.

Em regiões semi-áridas, são considerados eutróficos os reservatórios que apresentam concentrações médias anuais de fósforo total e clorofila *a* superiores a 50-60 µg/L e 12-15 µg/L respectivamente (THORNTON & RAST 1993 apud ATTAYDE & PANOSSO, 2008). Attayde & Panosso (2008) afirmam que o reservatório Gargalheiras foi considerado o mais eutrofizado dentre os reservatórios levantados na região da bacia do Piranhas-Açu no Rio Grande do Norte, com as maiores concentrações de fósforo total e clorofila *a*, e a menor transparência da água.

Essa situação pode ser explicada em razão nos níveis extremamente baixos de acesso a serviços de saneamento básico não só na sub-bacia do Seridó, mas em toda a bacia do Piranhas-Açu, onde apenas 2,4% dos esgotos estão ligados à rede geral de coleta e cerca de 48,7% dos domicílios utilizam fossas rudimentares (SANTOS JR, 2007).

Em geral, as cianobactérias dominantes no fitoplâncton no reservatório são espécies potencialmente produtoras de toxinas, tais como *Microcystis* spp., *C. raciborskii*, *Anabaena* sp., *Planktothrix agardhii* e *Aphanocapsa* SP. (PANOSSO *et al.*, 2007)

Dias (2006) afirma que o processo de barragem de rios temporários característicos da região implicou em importantes modificações nas condições físico-químicas dos ambientes e do substrato e, conseqüentemente, na estrutura e abundância das comunidades de espécies nativas, com reflexos severos sobre a capacidade de auto-renovação das populações aquáticas.

A partir de 1932 o DNOCS iniciou seu programa de introdução de espécies de peixes e crustáceos, que logicamente levou em consideração prioritariamente as questões socioeconômicas, mas é importante lembrar os potenciais prejuízos ambientais desta prática. Helfman (2007) alerta que uma das maiores causas da perda e diminuição de biodiversidade aquática está relacionada à introdução de espécies exóticas, através de mecanismos de predação, competição, hibridização, transmissão de doenças e alterações na qualidade dos habitats (DIAS, 2006). Alterações na qualidade da água também são registradas após a introdução de peixes exóticos, especialmente os onívoros e detritívoros, que tendem a aumentar a turbidez da água ressuspensando sedimentos e aumentando a biomassa de algas através da predação do zooplâncton e da excreção de nutrientes (DRENNER *et al.*, 1996; STARLING *et al.*, 2002, LAZARRO *et al.*, 2003; FIGUEREDO & GIANI, 2005 apud DIAS, 2006).

Dentre as espécies introduzidas, a tilápia do Nilo – *Oreochromis niloticus* se destaca pela abundância e importância socioeconômica para toda a região semi-árida (DIAS, 2006).

Mais especificamente no reservatório Gargalheiras, Dias (2006) afirma que a introdução da tilápia em 1976 implicou na redução significativa dos estoques de outras espécies.

Por fim, o foco principal de análise deste trabalho é aplicação dos métodos de valoração ambiental para analisar as reais dimensões da redução ou perda de serviços ecossistêmicos associados ao reservatório Gargalheiras, em decorrência de seu estado de degradação.

Complementarmente, apresentam-se como objetivos específicos a verificação das possíveis relações entre os custos relativos à viabilização de infraestrutura de saneamento básico e os custos associados à perda de bens e serviços ecossistêmicos no açude, bem como a compreensão das limitações e deficiências dos métodos de valoração usualmente empregados pela economia ambiental.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Partindo de uma busca bibliográfica que possibilitou compreender a complexidade tanto do ambiente objeto do estudo quanto da aplicação dos métodos escolhidos, foram identificadas as principais fontes de dados que possibilitariam realizar a análise.

A coleta e a análise de dados foram divididas em duas etapas: a primeira relacionada ao levantamento de custos a partir de métodos derivados da produtividade marginal e a segunda através da aplicação de métodos originados nas funções de mercado de bens substitutos.

Para a primeira etapa dos levantamentos, buscou-se mensurar os impactos da eutrofização do reservatório através da função dose-resposta para doenças de veiculação hídrica nos municípios de Acari e Currais Novos. Tal análise foi realizada a partir de dados coletados no DATASUS - Banco de dados do Sistema Único de Saúde, utilizando como filtros algumas doenças pré-selecionadas em um período de 10 anos (de 2000 a 2010). O custo de tratamento foi levantado

através da soma de todas as autorizações de internações hospitalares registradas pelo sistema, bem como no levantamento no número e faixa etária dos óbitos, para as doenças pré-selecionadas.

Complementarmente, foram levantados dados sobre as oscilações na produtividade pesqueira no reservatório, através de estudos científicos e acadêmicos disponíveis realizados no local, com atenção às possíveis alterações decorrentes da degradação do ecossistema.

Para a identificação dos valores associados aos métodos de mercado de bens substitutos, foi realizado o levantamento dos custos de viabilização de infraestrutura de saneamento básico para os dois municípios alvo do trabalho. Tal cálculo seguiu as normas do Programa de Modernização do Setor Saneamento - PMSS II, do Ministério das Cidades (2003) para a universalização dos serviços de abastecimento de água tratada e de coleta e tratamento de esgotos.

Ainda, foi realizada uma análise das questões relativas à recuperação da qualidade das águas do reservatório e as implicações e dificuldades na identificação de custos fechados a partir dos métodos disponíveis.

Por fim, foi realizada uma reflexão crítica sobre as limitações e problemas da utilização dos métodos de valoração ambiental disponíveis.

3. APORTE TEÓRICO

É possível afirmar com segurança que o principal objetivo da economia ecológica é a manutenção da sustentabilidade dos sistemas econômicos e ecológicos (COSTANZA, 1994), entendendo o primeiro como um subsistema do sistema natural.

Nesse sentido, é importante esclarecer o que a economia ecológica entende por sustentabilidade. O conceito de sustentabilidade prevê a sobrevivência ou persistência de um sistema, em condições iguais ou superiores ao estado original. Dentro do contexto da economia ecológica, é possível afirmar que sustentabilidade é a capacidade de manutenção ou otimização do bem estar humano com produção material e energética compatível com os limites termodinâmicos do planeta.

A principal diferença entre esta e a abordagem tradicional em economia, ou neoclássica, reside na forma de considerar essa relação. Para a economia neoclássica, os consumidores humanos individuais são as figuras centrais e suas preferências constituem-se em força dominante e determinante. O objetivo central está focado na maximização da utilidade. A base de recursos naturais é considerada como ilimitada em razão do progresso técnico e científico sendo, portanto, totalmente substituíveis (COSTANZA, 1994). A esta abordagem, freqüentemente associado ao pensamento da chamada economia ambiental, está vinculado o conceito de sustentabilidade fraca (ROMEIRO, 2003), que consiste na consideração única do estoque agregado de capital, incluindo o capital produzido, o capital natural e outras formas de capital (social, cultural), sem qualquer ponderação, ou seja, o capital natural pode ser substituído por capital produzido visando à manutenção da utilidade.

Já as premissas de embasamento da economia ecológica partem do alto nível de incertezas associado às relações entre economia e meio ambiente, considerando que o capital natural é finito e insubstituível, e que mesmo com o progresso técnico e científico, existem limites termodinâmicos que não podem ser transpostos. A essa abordagem está associado o conceito de sustentabilidade forte, que considera o capital natural e o produzido como complementares, visto que o primeiro apresenta funções básicas de suporte à vida e impõe uma restrição absoluta à expansão do sistema econômico (ROMEIRO, 2003).

Inserido nesse contexto destaca-se a chamada *economia dos ecossistemas* que, de acordo com Andrade & Romeiro (2009b), pode ser conceituada como uma disciplina cujo objetivo principal é a gestão eficiente e sustentável do capital natural, considerando este como um portfólio de ativos que rendem benefícios cruciais às atividades humanas. Nesse sentido, capital natural é entendido como a totalidade de recursos oferecidos pelos ecossistemas que suportam o sistema econômico, os quais contribuem direta e indiretamente para o bem-estar humano (ANDRADE & ROMEIRO, 2009b)

Dentre esses benefícios providos pelos ecossistemas e fundamentais para a manutenção dos sistemas humanos destacam-se os denominados serviços ecossistêmicos. A Avaliação Ecossistêmica do Milênio define serviços ecossistêmicos como os benefícios obtidos a partir dos ecossistemas, incluindo serviços de provisão, de regulação, de suporte e culturais (MEA, 2005). A publicação afirma que alterações nesses serviços afetam o bem estar humano de muitas maneiras

(MEA, 2005). No mesmo sentido, EFACT (2005), conceitua serviços ecossistêmicos como uma gama de condições e processos dos ecossistemas naturais, e as espécies neles contidos, que sustentam e satisfazem a vida humana, e são esses serviços que regulam a produção de bens ecossistêmicos, como alimentos, madeira, fibras naturais e produtos medicinais.

De Groot *et al.* (2002) salientam que a definição de serviços ecossistêmicos envolve a transição entre toda a complexidade de estruturas e processos ecológicos até um mais limitado número de funções ecossistêmicas, que podem ser entendidas como a capacidade dos processos e componentes naturais de prover bens e serviços com potencial de satisfazer necessidades humanas, direta ou indiretamente.

Os mesmos autores afirmam também que cada função é o resultado de processos naturais do sub-sistema ecológico total que o mesmo faz parte e podem ser agrupados em quatro categorias primárias: função de regulação, função de habitat, função de produção (ou provisão) e função de informação. As duas primeiras categorias (regulação e habitat) são essenciais à manutenção dos processos e componentes naturais e, portanto, requisitos para a manutenção das outras duas classes de função (produção e informação) (DE GROOT *et al.*, 2002).

Por outro lado, a determinação da alocação de investimentos, via de regra, baseado em recursos limitados, é freqüentemente pautada em análises de custo benefício, onde o tomador de decisão procura comparar, em cada opção, o custo de realizá-la versus o resultante benefício e decidir por aquela que acredita ter a menor relação entre os custos e os benefícios envolvidos (SERÔA DA MOTTA, 1998)

Porém, comumente, essas análises não incorporam todos os benefícios envolvidos no contexto do investimento, principalmente aqueles referentes a usos indiretos ou não uso. A estimação desses benefícios nem sempre é trivial (SERÔA DA MOTTA, 1998), principalmente quando são inseridos na análise benefícios não transacionados em mercado, mesmo que reflitam variações no bem estar humano, como é o caso dos serviços ecossistêmicos.

A maior precisão da mensuração das perturbações e impactos pode ser considerada como essencial à garantia da manutenção de funções ecossistêmicas importantes relacionadas à regulação, produção, habitat e informação, funções essas basilares a diversos serviços ecossistêmicos (DE GROOT, 2002).

Assim, é possível afirmar que a adequada consideração do valor do chamado capital natural, e sua devida proteção, são consideradas, a partir da ótica da economia ecológica, como instrumento para a diminuição da vulnerabilidade socioambiental e condição *sine qua non* para o desenvolvimento sustentável da região. É importante lembrar também alguns princípios da chamada economia dos ecossistemas, que considera que as atividades econômicas, a qualidade de vida e a coesão das sociedades humanas são profundas e irremediavelmente dependentes dos serviços ecossistêmicos (ANDRADE & ROMEIRO, 2009a).

No que concerne à valoração do capital natural propriamente dita, há uma clara inconsistência metodológica (ROMEIRO, 2003). As alternativas para a monetização do capital natural passam pelo conhecimento de um sistema de preços vigentes, ou seja, estimados através de mecanismos tradicionais de mercado (ROMEIRO, 2003), base da abordagem tipicamente utilizada pela economia neoclássica.

Embora seja possível identificar diversos esforços no sentido de apreensão de valores ecológicos, ou através de valoração energética – baseada em princípios termodinâmicos, tais orientações possuem restrições quanto ao valor instrumental que os serviços ecossistêmicos têm para as atividades econômicas e para o bem estar.

Para a apropriação desses valores, diversos métodos específicos de valoração ambiental, derivados da análise econômica neoclássica, são utilizados, conforme exposto a seguir.

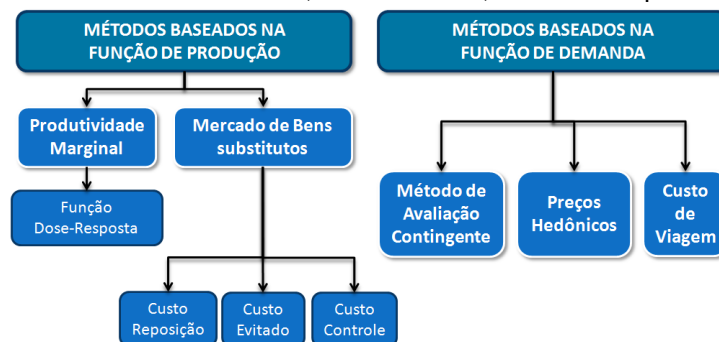


Figura 2 - Métodos de valoração ambiental. Fonte: Adaptado de Serôa da Motta (1998)

Os métodos baseados na função de demanda constituem-se em métodos de mercado de bens complementares e assumem que a variação da disponibilidade do recurso ambiental altera a disposição a pagar ou aceitar dos agentes econômicos em relação aquele recurso ou seu bem privado complementar (SERÔA DA MOTTA, 1998).

Os métodos baseados na função de produção realizam uma aproximação de valor via avaliação indireta, ou seja, lança mão de técnicas que procuram elucidar preferências a partir de informações baseadas na observação do mercado real (PEARCE & MORAN, 1994). São observadas as contribuições que um recurso ambiental pode ter como insumo ou fator na produção de outro produto, com impacto em uma atividade econômica (SERÔA DA MOTTA, 1998).

Uma das limitações dos métodos baseados na função de produção é que o valor ambiental apenas é identificado (como insumo) quando sua relação com o produto de referência é direta (SERÔA DA MOTTA, 1998), ou seja, apenas quando parte da premissa que os valores ambientais apenas serão alterados quando for possível perceber e mensurar as variações em algum produto, partindo da hipótese que todas essas relações são lineares e diretas, de que não existem outras variáveis com potencial de interferir na dinâmica. Outro problema é que esses métodos não permitem captar os valores de opção e existência quando esses são positivos (SERÔA DA MOTTA, 1998).

Lagos e reservatórios podem prestar uma série de serviços ecossistêmicos importantes à sociedade, gerando benefícios e oportunidades importantes ao desenvolvimento regional. Nem todos esses exemplos de serviços podem ser aplicados especificamente a reservatórios, em razão de sua natureza de ecossistemas artificiais. Alguns serviços, porém, são intensificados, como os casos de produção de alimentos, em razão do aumento da densidade de indivíduos em uma mesma área, o próprio armazenamento de água para os múltiplos usos, o controle de cheias e proteção contra tempestades, o armazenamento de nutrientes, bem como todos os serviços derivados da função cultural.

Desta forma, com o olhar direcionado especificamente à investigação de serviços ecossistêmicos potenciais providos por reservatórios, e seguindo a tipologia de classificação de De Groot *et al.* (2002), foram elencados abaixo as principais funções ecossistêmicas, seus serviços derivados e as referências.

Tabela 1 -Funções e serviços ecossistêmicos providos por reservatórios.

Função	Serviços	Referência	
Produção	Alimentos	Produtividade pesqueira	MEA (2005); COSTANZA (1997); TUNDISI (2008); PANOSSO <i>et al.</i> (2007), DIAS (2006), HEIN (2006), JANSE (2005), POSTEL & CARPENTER (1997), CHELLAPPA & COSTA (2003)
		Aqüicultura	
	Suprimento de água	Dessedentação de animais	DIAS (2006), POSTEL & CARPENTER (1997)
		Irrigação	DIAS (2006), POSTEL & CARPENTER (1997), PADOVESI-FONSECA <i>et al.</i> (2009), CHELLAPPA & COSTA (2003)
		Armazenamento de água para abastecimento	MEA (2005); COSTANZA (1997); TUNDISI (2008); PANOSSO <i>et al.</i> (2007), ATTAYDE <i>et al.</i> (2007), JANSE (2005), PADOVESI-FONSECA <i>et al.</i> (2009), CHELLAPPA & COSTA (2003)
Energia	Hidroeletricidade	POSTEL & CARPENTER (1997), PADOVESI-FONSECA <i>et al.</i> (2009)	
Regulação	Biodiversidade	Ampliação de habitats e nichos	MEA (2005), JANSE (2005)
	Tratamento da água	Capacidade de autodepuração de compostos orgânicos	MEA (2005), POSTEL & CARPENTER (1997)
	Prevenção de distúrbios	Armazenamento de água e proteção contra secas	MEA (2005)
	Ciclagem de nutrientes	Estoque, processamento e disponibilização de nutrientes; Manutenção da produtividade primária.	MEA (2005)

Habitat	Refúgio	Área de abrigo, reprodução, desenvolvimento e alimentação	POSTEL & CARPENTER (1997)
	Viveiro	Aporte de matéria orgânica e nutriente para suporte à fauna local	POSTEL & CARPENTER (1997)
Informação	Recreação e lazer / turismo	Oportunidades de atividades recreacionais e de lazer, ecoturismo, valor cênico e paisagístico	MEA (2005); COSTANZA (1997); TUNDISI (2008); PANOSSO <i>et al.</i> (2007), DIAS (2006), HEIN (2006), JANSE (2005), POSTEL & CARPENTER (1997), PADOVESI-FONSECA <i>et al.</i> (2009), CHELLAPPA & COSTA (2003)

Em relação aos prejuízos atribuídos a eutrofização de lagos e reservatórios, é possível afirmar que há uma relação direta de redução ou limitação da disponibilidade dos serviços ecossistêmicos como os relacionados à recreação e turismo, alteração da produtividade pesqueira, custos no tratamento de águas de abastecimento, e a conservação das áreas do entorno dos corpos d'água afetados (HEIN, 2006; CARPENTER, 2005; TUNDISI, 2003);

Por todo o exposto, é adequado afirmar que os reservatórios na região do semi-árido devem ter sua leitura ampliada e que extrapole o simples abastecimento de água potável. De acordo com MEA (2005), toda essa gama de serviços ecossistêmicos potenciais em ecossistemas aquáticos internos possui potencial de redução de pobreza (MEA, 2005) e, conseqüentemente, importantes no enfrentamento das enormes problemas socioeconômicos regionais.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Serviços ecossistêmicos importantes como o armazenamento de água para o abastecimento, a produtividade pesqueira e prática da aqüicultura podem ter suas dinâmicas mensuradas através de métodos baseados na função dose-resposta. Da mesma forma, os métodos baseados no mercado de bens substitutos podem captar os custos associados a distúrbios no ecossistema.

Na seqüência serão apresentados os resultados das análises de valorações baseados na produtividade marginal (função dose-resposta) e no mercado de bens substitutos (custos de controle e custos de recuperação).

A degradação da qualidade das águas de abastecimento será analisada através da utilização da função dose-resposta para doenças de veiculação hídrica e para os impactos na manutenção da produtividade pesqueira.

Os esforços para conter o aporte de poluentes e para a recuperação da qualidade das águas serão analisados através do levantamento dos custos de tratamento de esgotos e das possibilidades de restauração das dinâmicas de suporte ao equilíbrio dinâmico de águas límpidas.

4.1. Função Dose-Resposta: Abastecimento e pesca

4.1.1. Valores associados ao tratamento de doenças de veiculação hídrica

Ponderando a evidente precariedade no serviço de tratamento de esgotos, indicada pelos altos níveis de poluentes nas águas do reservatório Gargalheiras, e que a adução e o tratamento das águas de abastecimento poderiam estar sobrecarregados, buscou-se analisar os possíveis impactos da limitação dos serviços de abastecimento de água com a aplicação do método da função dose-resposta através do levantamento dos casos de internação por doenças de veiculação hídrica.

Vazquez *et al.* (1999) indicam que os fatores de risco associados com maior freqüência de diarreia são nível sócio-econômico, abastecimento de água, saneamento e faixa etária.

Assim, foram realizados levantamentos, a partir da análise dos dados do DATASUS - Banco de dados do Sistema Único de Saúde, do número de internações referentes a doenças de veiculação hídrica, previamente determinados e identificados, para os municípios de Acari e Currais Novos.

Inicialmente foram selecionadas no Sistema de Informações de Saúde do DATASUS as seguintes doenças: Cólera, Febre Tifóide e Paratifóide, Shigelose, Amebíase, Diarreia e gastroenterite origem infecciosa presumida, e Esquistossomose. Foram geradas planilhas para

cada ano, agrupando dados de janeiro a dezembro de cada ano, com exceção de 2010, cujos dados variam de janeiro a agosto. Em ambos os municípios não foram evidenciados casos de Febre Tifóide e Paratifóide ou Esquistossomose no período total considerado. Considerando a incidência das doenças levantadas, definiu-se que o foco da análise será direcionado apenas à avaliação da diarreia na população dos dois municípios. Desta forma, os referidos dados são representados pela figura abaixo:

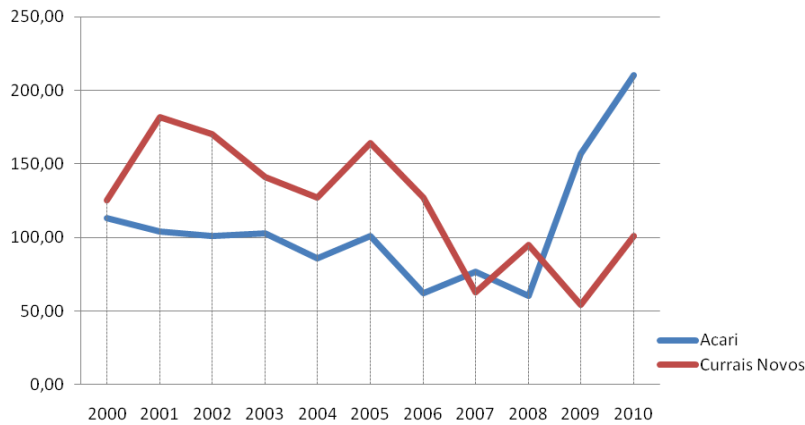


Figura 3 - Número de Autorizações de Internações Hospitalares – AIH Pagas para Diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumida, no período de 2000 a 2010, para os municípios de Acari e Currais Novos/RN.

Em relação aos valores despendidos no tratamento das internações, é importante considerar a variação no valor médio por ano. Para a diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumida, os dados são apresentados a seguir:

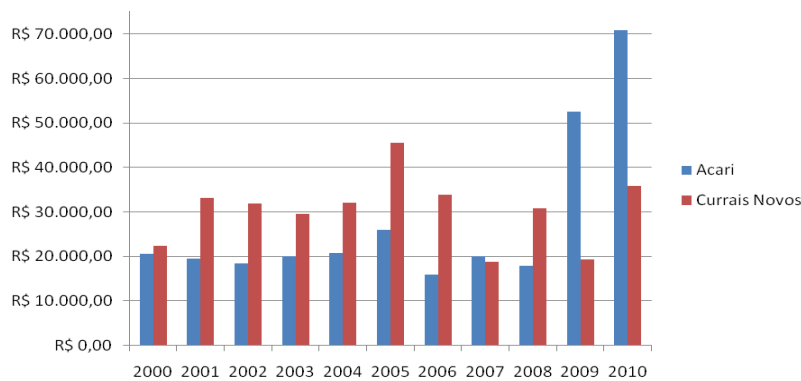


Figura 4 - Gráfico da variação dos custos anuais de AIH relacionadas à diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumida, no período de 2000 a 2010, para os municípios de Acari e Currais Novos/RN.

Os dados mostram que, até 2006, era possível identificar uma relação entre os casos nos dois municípios analisados. A partir de 2006, os casos de diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumida do município de Currais Novos oscilam em valores bem mais baixos, abaixo de 100 AIH pagas por ano. Já em Acari, é possível notar um aumento significativo e anômalo do número de casos após 2008. É importante lembrar também que o número de AIH's pagas em 2010 não consideram o ano todo (210 AIH's pagas até agosto de 2010).

Desta forma, é possível falar que, no município de Acari, foram gastos no período de janeiro de 2000 a agosto de 2010, R\$ 302.733,42 em tratamento de casos de diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumida e foram registradas quatro altas por óbito.

No município de Currais Novos, os valores gastos no tratamento de casos de diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumida entre janeiro de 2000 e agosto de 2010 atingem R\$ 333.265,23, e dez altas por óbito.

A distribuição etária das internações no período considerado é apresentado nos gráficos abaixo:

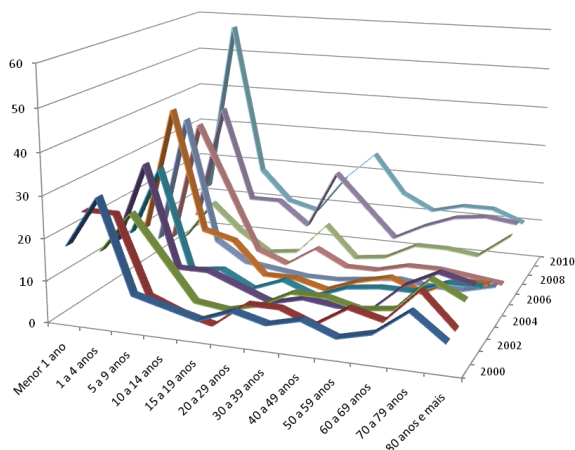


Figura 5 - Distribuição do número de internações por ano por faixa etária para o município de Acari / RN.

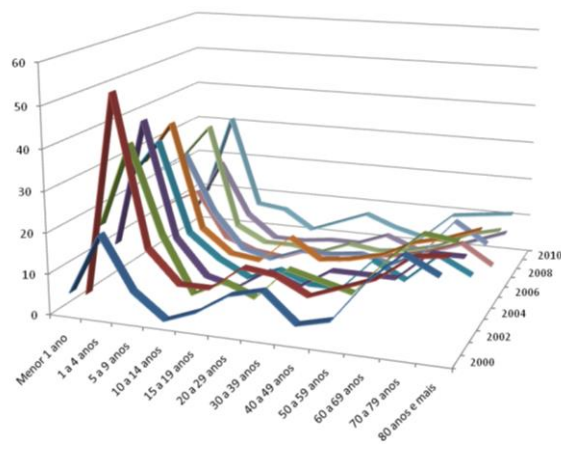


Figura 6 - Distribuição do número de internações por ano por faixa etária para o município de Currais Novos / RN.

É possível perceber claramente um padrão de distribuição, com os maiores picos nas idades de 1 a 4 anos, alguns casos na faixa dos 20 ao 49 anos e, posteriormente, após os 60 anos.

Em relação aos óbitos, curiosamente, não foram evidenciados óbitos em crianças relativos à diarreia nos dois municípios. No município de Acari, os quatro casos de óbito registrados por internações decorrentes de diarreia ou gastroenterite de origem infecciosa presumida, 2 estavam na faixa dos 55 aos 59 anos, e 2 na faixa acima dos 80 anos. No município de Currais Novos, dos 10 casos de óbito relacionados à mesma doença, 6 estavam na faixa acima dos 80 anos de idade. Um caso na faixa de 70 a 79 anos, dois na faixa dos 60 aos 69 anos e apenas um na faixa dos 40 aos 49 anos.

Esses dados inviabilizariam também a aplicação o método de valor presente da produção futura (VPPF) para o cálculo da produção sacrificada dos anos de vida perdidos como instrumento complementar no levantamento dos valores perdidos.

Voltando aos indicadores da existência de uma relação causal, é possível tecer os seguintes comentários.

Em relação à força da associação observada, é necessário ponderar a exposição ao fator considerado, ou seja, às águas de abastecimento originadas do reservatório Gargalheiras.

Mesmo com índices superiores à 80% em 2000, ainda restavam 16,4% da população de Acari e 13,4% da população de Currais Novos ainda abastecidos por poços ou nascentes, ou outras alternativas. É importante considerar também os avanços no decorrer dos 10 anos que separam as duas séries consideradas.

Em relação à resposta dose-dependente, não é possível afirmar apenas com base nos dados secundários analisados o nível dessa relação, em razão do baixo número de casos por ano, que poderiam estar relacionados tanto com a exposição ao fator de risco considerado – as águas do reservatório Gargalheiras, quanto às águas de outras alternativas, que também apresentam grande probabilidade de apresentar algum nível de contaminação.

A análise da seqüência temporal também fica prejudicada em razão da ausência de dados secundários com séries compatíveis.

Por fim, tanto a consistência dos resultados em estudos do tema quanto a plausibilidade biológica também apresentam alguns fatores de confusão.

Segundo McPhee & Ganong (2007) os fatores ambientais para a diarreia podem ser divididos em três categorias: a) veiculados pela água; b) veiculados por alimentos e; c) de pessoa a pessoa. Robbins *et al.* (2001) lembra que a transmissão ocorre através da ingestão de água contaminada e da transmissão orofecal direta, ambas associadas com condições sanitárias precárias.

Vazquez *et al.* (1999) afirmam porém que estudos indicam que existe uma relação forte entre a incidência de diarreia em crianças residentes em domicílios com esgoto ou fossa séptica do que em crianças que não dispõem desses serviços. Porém, a maior ou menor freqüência de diarreia não parece ter relação com o tipo de saneamento disponível.

Um último ponto importante a analisar é a ausência de outras doenças tipicamente transmitidas através da água, como a cólera, a amebíase ou a febre tifóide.

Por todo o exposto conclui-se que não é possível identificar uma relação causal direta entre os casos de diarreia apresentados nos dois municípios e as deficiências dos serviços de saneamento básico na região.

4.1.2. Valores associados à pesca e aqüicultura

A análise das alterações nos desembarques de peixes em função da degradação da qualidade das águas do reservatório Gargalheiras não pôde ser realizada de maneira direta em função da não compatibilidade das séries temporais disponíveis.

Porém, uma variável importante que precisa ser considerada com atenção na adequada identificação dessas relações é a questão da introdução da tilápia no reservatório em 1976. Conforme já mencionado, seu comportamento alimentar, somado à questão da ressuspensão de sedimentos e da excreção de nutrientes interferem diretamente nos parâmetros de qualidade das águas.

Tabela 2 - Preços dos peixes no Açude Gargalheiras.

Peixes	Preço (R\$.kg-1) em 09/10/06	Atualização 09/2010 (INPC/FGV)
Apaiari	R\$ 5,00	R\$ 6,11
Pescada do Piauí	R\$ 5,00	R\$ 6,11
Tucunaré	R\$ 5,00	R\$ 6,11
Tilápia	R\$ 3,75	R\$ 4,59
Camarão	R\$ 2,00	R\$ 2,45
Curimatá	R\$ 2,00	R\$ 2,45
Piau	R\$ 2,00	R\$ 2,45
Traira	R\$ 1,75	R\$ 2,14

Fonte: Dias (2006) atualizado.

A partir das análises de dados pré introdução da tilápia (1971 a 1976) e pós introdução (1977 - 2000) (ATTAYDE *et al.*, no prelo), é possível identificar claramente os aumentos dos benefícios da pesca do reservatório, conforme tabela abaixo:

Tabela 3 - Benefícios socioeconômicas da introdução da tilápia no reservatório.

Benefícios socioeconômicos	Antes da introdução da Tilápia		Depois da Introdução da Tilápia	
	Média	+/- DP	Média	+/- DP
Rendimento Total da Pesca	194	62	332	382
Capturas totais por unidade de esforço (kg.pescador/ano)	1.612	375	1.987	1.055
Renda bruta anual per capita (R\$.pescador/ano)	6.243	1.280	7.011	3.465
Número de Pescadores ativos	41	7	50	22
Rendimento anual bruto total	254.884	75.822	393.834	440.116

Fonte: Attayde *et al.* (no prelo).

Esses dados mostram que houve uma ampliação significativa na quantidade de peixes retirados do reservatório após 1977, e considerando também que a proporção do desembarque, que revela que a tilápia é o pescado com maior volume, algumas inferências são possíveis.

Como a tilápia é uma espécie que possui vantagem competitiva em ambientes eutrofizados e que apresenta uma relação sinérgica com impactos antrópicos (ATTAYDE *et al.*, 2007), é plausível afirmar que não houve impacto econômico negativo na produtividade pesqueira em razão da degradação das águas do reservatório.

Um ponto pouco considerado e lembrado por Tsukamoto & Takahashi (2007) é a existência de um risco não desprezível da veiculação de cianotoxinas pelo consumo do pescado originário de ambientes contaminados.

Panosso *et al.* (2007) alertam que a tilápia do Nilo é considerada como uma espécie potencialmente útil em manejo do controle de florações de cianobactérias. Os autores, porém, lembram que algumas classes de cianotoxinas (encontradas em amostras no reservatório) podem acumular em músculos e no fígado dos peixes (MAGALHÃES *et al.*, 2001 apud PANOSSO *et al.*, 2007), e que os riscos envolvidos ainda necessitam ser melhor estudados.

4.2. Mercados de Bens Substitutos: Controle e Recuperação

4.2.1. Custos dos serviços de saneamento

De acordo com MCidades (2003), os custos que devem ser considerados na elaboração das estimativas de investimento em saneamento ambiental são de duas naturezas distintas: os preços de expansão dos sistemas e os preços de reposição de sistemas existentes. Para as intervenções de expansão, objeto de análise do presente trabalho, a unidade de custo é a pessoa atendida, com valor estimado através das relações entre os custos das obras a realizar, os domicílios que serão atendidos, a quantidade de pessoas por domicílio e a extensão média da rede por domicílio (MCIDADES, 2003).

Uma variável significativa na consideração dos custos de infra-estrutura de saneamento, segundo o MCidades (2003), é o tamanho das aglomerações. Tal influência relaciona-se com as características e níveis de complexidade de algumas partes do sistema. Um terceiro ponto importante, também relacionado com o tamanho das aglomerações, é a disponibilidade de área, principalmente para o tratamento de esgotos, que podem ter custos reduzidos com a viabilização de lagoas de estabilização na composição da unidade de tratamento, sistemas esses com menor possibilidade de sucesso em grandes aglomerações (MCIDADES, 2003).

Desta forma, o Programa de Modernização do Setor Saneamento - PMSS II, elaborado pelo Ministério das Cidades em 2003, estabeleceu três tamanhos de municípios: população pequena de até 40.000 habitantes, população média de 40.001 a 400.000 habitantes e, população grande com mais de 400.000 habitantes, considerando a estimativa da variação regional a partir dos dados do SINAPI - Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil. (MCIDADES, 2003).

Tomando por base os valores definidos para o Estado do Rio Grande do Norte, os preços por habitante variam de acordo com a tabela que segue:

Tabela 4 - Valores médios por habitante para abastecimento de água e esgotamento sanitário.

Faixa de Tamanho	Valores médios - R\$ / habitante			
	Preço Médio Produção Água - MCIDADES (2003)	Atualização 09/2010 (INPC/FGV)	Preço Médio Tratamento Esgoto - MCIDADES (2003)	Atualização 09/2010 (INPC/FGV)
Pequeno	R\$ 71,05	R\$ 100,26	R\$ 85,47	R\$ 120,61
Médio	R\$ 66,88	R\$ 94,38	R\$ 137,64	R\$ 194,23
Grande	R\$ 63,94	R\$ 90,23	R\$ 188,63	R\$ 266,19

Fonte: MCidades (2003). Atualização FGV (2010).

Para o cálculo do preço por habitante para produção de água, o índice considera a composição média de incidência, por Estado, de mananciais superficiais e subterrâneos. Para a parte superficial, o custo de produção inclui uma captação (estimada por um valor equivalente a um terço de uma elevatória) uma estação de tratamento, uma elevatória e uma adutora. Para os municípios médios e grandes o estudo admitiu uma extensão de adutora igual a 10 km (MCIDADES, 2003).

Já para o cálculo do preço por habitante para o tratamento de esgoto, o valor inclui a estação de tratamento, conforme a faixa de tamanho da população do município, os interceptores e a elevatória. Em relação à tecnologia de tratamento, o estudo admitiu, para os municípios pequenos, o custo de tratamento equivalente a um reator anaeróbio com lagoa, para os grandes o custo correspondente à implantação de uma estação de lodos ativados convencional. Já para os municípios médios, com população urbana entre 40.000 e 400.000 habitantes, admitiu-se o valor médio, considerando que em alguns casos será possível utilizar lagoas com reatores, em outros casos lodos ativados ou mesmo solução distinta aplicando novas tecnologias, que de acordo com a literatura existente apresentam preços intermediários (MCIDADES, 2003).

Para os municípios considerados médios, o estudo adotou valores de obras civis de uma estação para 500 l/s, e para os municípios considerados grandes, uma estação de 1.500l/s.

Em relação ao município de Currais Novos, município a montante do reservatório Gargalheiras, embora a base de dados Datasus apresente que, em 2000, 86,6% da população possuía abastecimento de água via rede, e que 79,2% tinha acesso à rede geral de esgoto ou pluvial (DATASUS, 2010), não há nenhuma menção quanto ao sistema de tratamento existente e sua eficiência. De acordo com Medeiros *et al.* (2008), o afastamento do esgoto sanitário do

município é realizado parte pela CAERN - Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte, parte pela municipalidade, atingindo apenas a zona urbana. Não existe coleta de esgotos na zona rural, onde se adotam soluções alternativas como sumidouros (MEDEIROS *et al.*, 2008).

Assim, considerando a fragilidade do sistema existente frente ao volume de esgotos demandado pelo município, pela ausência de infraestrutura implantada para garantir a universalização do acesso ao saneamento, bem como o lançamento de águas residuárias com menores taxas de impurezas e de matéria orgânica nos corpos d'água da região – notadamente os reservatórios de abastecimento, foi adotado o cálculo dos custos totais, considerando toda a população do município.

De acordo com o IBGE (2010), a estimativa da população do município de Currais Novos em 2009 era de 43.536 habitantes. Porém, como parte da população urbana possui algum tipo de sistema de afastamento e tratamento primário que podem ser aproveitados, adotou-se para o cálculo dos custos a faixa de tamanho de municípios pequenos. Assim, considerando os valores atualizados para tratamento de esgoto por habitante, temos: Custo por habitante: R\$ 120,61; Custo para a população total do município: R\$ 5.250.876,96.

É importante ressaltar novamente que o referido valor é superestimado, visto que a existência de redes interceptora e coletora em alguns bairros, dependendo do seu estado de conservação, poderiam ser abatidas do montante total.

O município de Acari, a jusante do reservatório, não lança suas águas residuárias no reservatório, mas apenas para efeito de comparação e cômputo do total de investimentos necessários, o mesmo cálculo foi realizado.

Considerando a população estimada do município de Acari, em 2009 de 11.215 habitantes, informações do DATASUS afirmam que, em 2000, 48,7% da população tinham acesso à rede geral de esgoto ou pluvial, 14,5% utilizavam fossa séptica, 32,3% fossa rudimentar, 1,2% vala e 0,1% com lançamento direto em rios e lagos.

Da mesma forma que em Currais Novos, é possível considerar o município de Acari com um sistema precário e insuficiente para o atendimento às demandas de saneamento. Desta forma, superestimando o custo do sistema para a população total, temos o seguinte cômputo: Custo por habitante: R\$ 120,61; Custo total para a população total do município: R\$ 1.352.658,97

Por fim, a soma dos custos de implantação de um sistema adequado e universal de coleta e tratamento de esgotos para os municípios de Acari e Currais Novos atinge um teto R\$ 6.603.535,93, extrapolando para toda a população dos municípios em 2009.

Considerando que os valores apresentados devem ser superiores às reais demandas dos municípios, é factível afirmar que seria possível incluir o tratamento terciário de esgotos, visto que lagoas de polimento são freqüentemente sistemas simples, de baixo custo e fácil construção e operação (BARTIKO & VIDAL, 2009). Tal cenário garantiria o lançamento de águas residuárias com qualidade compatível com os usos demandados do reservatório.

4.2.2. Recuperação da qualidade das águas

Van An del & Aronson (2008) afirmam que os princípios estratégicos da recuperação de lagos e reservatórios devem combinar os aspectos sociais e as tecnologias disponíveis. De maneira geral, a maioria dos métodos de recuperação de corpos d'água eutrofizados estão relacionados à redução do aporte externo de fósforo, mas invariavelmente requerem a aplicação simultânea de outras técnicas para assegurar algum sucesso (VAN ANDEL & ARONSON, 2008).

Neste sentido os autores asseveram que as técnicas de recuperação de lagos eutrofizados podem ser divididas em medidas de controle externo e de controle interno, sendo as primeiras relacionadas com a interrupção do aporte de águas residuárias ou de outras fontes, e as últimas envolvendo técnicas de biomanipulação da estrutura e funcionalidade da teia trófica, mistura da coluna d'água, prevenção da disponibilização do fósforo adsorvido em sedimentos, remoção dos sedimentos por dragagem, *flushing* e diluição.

Um aspecto muito importante no processo de biomanipulação é o manejo da ictiofauna (VAN ANDEL & ARONSON, 2008), visto que algumas espécies podem auxiliar de maneira significativa na reciclagem do fósforo, interferindo positiva ou negativamente no processo de recuperação.

A introdução da tilápia, cuja intenção não estava relacionada à recuperação do reservatório, ocasionou efeitos muito diferenciados. Embora a tilápia tenha capacidade de se alimentar de cianobactérias filamentosas, a hipótese de que a espécie tenha condições de controlar florações *in situ* ainda permanece como uma questão controversa (HAMBRIGHT *et al.*,

2002 apud ATTAYDE *et al.*, 2007).

Mesmo assim, Attayde *et al.* (2007) afirmam que o uso da tilápia no controle de populações de cianobactérias nos reservatórios do nordeste semi-árido é potencialmente viável, desde que alguns fatores sejam observados, como as taxas de crescimento das cianobactérias nas condições específicas do reservatório, o grau de toxicidade das cianobactérias, a capacidade de suporte e o tamanho do reservatório, o nível de redução da população de cianobactérias desejado, além da estrutura de tamanho e composição das espécies de cianobactérias. Tais análises não foram realizadas para o reservatório Gargalheiras.

Os efeitos negativos, porém, são mais bem conhecidos.

Conforme Attayde *et al.* (2007), o hábito desta espécie de revolver e suspender o sedimento para a construção de ninhos altera a turbidez da água e conseqüentemente a transparência da água. Ainda, Panosso *et al.* (2007) afirmam que, em razão à densidade de peixes e suas taxas de excreção, a tilápia é a espécie com maior potencial para a chamada ictioeutrofização.

Outro efeito negativo importante é a redução na diversidade de espécies do ambiente. Como a espécie influencia direta e indiretamente a biomassa de zooplâncton, e a grande maioria das espécies de peixes depende do zooplâncton, é possível afirmar que a introdução da tilápia do Nilo pode prejudicar o recrutamento de outras espécies

Ao consumir fitoplâncton, zooplâncton e detritos em suspensão, a tilápia do Nilo pode reduzir a biomassa de zooplâncton tanto diretamente pelo consumo desses organismos como indiretamente pelo consumo dos seus principais recursos alimentares. Além dessa questão, a tilápia é considerada uma espécie agressiva com forte comportamento territorial e que ocupa preferencialmente as margens dos açudes, locais preferidos para a desova da maioria das espécies de peixes, evidenciando uma tendência também à competição por espaço (LOWE-MCCONNEL 2000 apud ATTAYDE *et al.*, 2007).

Desta forma, a consideração da tilápia como elemento de biomanipulação para a recuperação da qualidade das águas do reservatório deve ser encarada com muito cuidado, já que os efeitos negativos tendem a ser relativamente maiores que os positivos.

Por fim, um dos resultados do desenvolvimento teórico e da aplicação da biomanipulação é o estabelecimento da hipótese dos estados alternativos de estabilidade, que determina que, sob condições de baixos níveis de nutrientes, apenas é possível identificar um equilíbrio, no qual o ecossistema lagunar é dominado por macrófitas e as águas são límpidas. Do lado oposto, sob condições de altos níveis de nutrientes, um outro estado de equilíbrio pode ser evidenciado, com altos níveis de turbidez e dominância por fitoplâncton, mais especificamente por cianobactérias (IBELINGS *et al.*, 2007; SCHEFFER, 2009; SCHEFFER *et al.*, 2001; SCHEFFER *et al.*, 1993).

Ibelings *et al.* (2007) afirmam que a existência de estados de equilíbrios múltiplos em lagos rasos pode ser provada através de dados empíricos e que a não consideração dessa importante característica pode trazer equívocos e altos custos em ações de intervenção.

Alguns autores reforçam também a importância de fenômenos como as relações de feedback positivas e negativas - extremamente fortes e presentes em ecossistemas aquáticos - assim como as influências de relações de competição entre espécies, alterações bruscas promovidas por mudanças cumulativas, e histerese no processo de degradação da qualidade das águas por eutrofização e sua recuperação, como fatores centrais na busca da recuperação de lagos e reservatórios rasos (IBELINGS *et al.*, 2007; SCHEFFER, 2009; SCHEFFER *et al.*, 2001; SCHEFFER *et al.*, 1993).

Um exemplo dessa dinâmica pode ser expresso pela presença das macrófitas, que está condicionada às águas límpidas, e tornam possível a realização de fotossíntese. O estado límpido pressupõe o controle dos sólidos suspensos, que contribuem para a atenuação da luz. Da mesma forma, a diminuição da ressuspensão e o aumento das taxas de sedimentação estão diretamente relacionados à presença das macrófitas, que garantem estabilidade da superfície do fundo do lago. Em ambientes desprovidos de vegetação bêntica, as taxas de sólidos suspensos tendem a ser significativamente superiores (FRAGOSO JR *et al.*, 2009)

Ainda, considerando as relações bióticas, as macrófitas competem por nutrientes com as algas, além de promover refúgio para o zooplâncton contra a predação por peixes. Em ambos os casos, há uma relação de feedback negativa entre a presença de macrófitas e a presença de cianobactérias ou outras espécies de fitoplâncton. A primeira baseada na competição direta e a segunda na proteção de um predador.

Da mesma forma, são os mecanismos de feedback entre cianobactérias e a turbidez que garantem a forte estabilidade do estado túrbido, principalmente relacionadas às densas florações

de cianobactérias (*Planktothrix*) que promovem condições de sombreamento – que impedem o estabelecimento de vegetação benthica, contribuindo assim para a acumulação de material com facilidade de ressuspensão durante os períodos de eutrofização.

Todas essas fortes relações de feedback são fatores de estabilização que promovem a tendência do sistema em manter-se nos mesmos estados, mesmo com mudanças nas condições externas. Porém, o acúmulo dessas mudanças externas ou perturbações no sistema, com pequenos efeitos na estabilidade, reduzem o tamanho da chamada bacia de atração do equilíbrio, diminuindo a resiliência do sistema, tornando o equilíbrio mais frágil. Em outras palavras, mesmo que determinados eventos não permitam observar alterações importantes no sistema, seu acúmulo afeta a vulnerabilidade do ambiente (SCHEFFER, 2009).

Todas essas considerações sobre o fato de que a redução do aporte de nutrientes no reservatório não garantiria a recuperação da qualidade de suas águas devem ser adequadamente ponderadas.

No caso de reservatório Gargalheiras, que tem como utilização prioritária o abastecimento público, um fator importante a ser considerado é a sazonalidade. Nos períodos mais secos, pelo menos oito meses do ano, os volumes de entrada são menores e os poluentes são mais concentrados, favorecendo o estado turbido e as florações de cianobactérias. Nos meses de fevereiro a maio os volumes de entrada de água são maiores e culminam no episódio conhecido localmente como sangria (do vertedouro). Nesse período a circulação e as turbulências internas são intensificadas e o tempo de residência diminuiu, contribuindo para a diluição dos poluentes.

A valoração dos esforços para a recuperação da qualidade das águas do reservatório pode ser considerada como uma das mais complexas, tendo em vista a enorme quantidade de variáveis envolvidas (forçantes ambientais, dinâmicas socioeconômicas locais, respostas biológicas a diferentes estímulos). Iniciativas realizadas em vários países (principalmente lagos em regiões temperadas) indicam que não existe um caminho ou padrão único de recuperação de lagos e reservatórios, inclusive com horizontes temporais muito diversos.

Desta forma, é possível afirmar com segurança que nenhuma dos métodos de valoração ambiental existentes possui condições de captar os valores envolvidos neste tipo de abordagem. A aplicação do método do custo de reposição não nos parece adequada visto que não é possível analisar o problema da degradação das águas pontualmente (por parâmetro) ou por usos específicos.

Da mesma forma, o custo de controle apenas poderia ser utilizado fracionando os usos. Por exemplo, para o abastecimento de água, os custos de controle estariam relacionados à garantia da universalização da oferta pública de água tratada e ao tratamento eficiente da água captada no reservatório. Mas esse valor não englobaria os custos da recuperação das águas do reservatório propriamente dita.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho propôs analisar os métodos de valoração ambiental como uma ferramenta potencial para mensurar os impactos da eutrofização do reservatório Gargalheiras, considerando os seus múltiplos usos.

A primeira questão importante a ser ponderada é a definição de serviços ecossistêmicos associados a reservatórios. Por tratar-se de ecossistemas artificiais, cuja construção já implica em uma série de alterações e impactos importantes, falar de serviços ecossistêmicos, conforme a definição do termo, oferecidos por reservatórios parece trazer algumas contradições internas.

Da mesma forma, a identificação dos serviços ecossistêmicos em reservatórios, que inicialmente são definidos seguindo a mesma lógica utilizada para lagos e lagoas naturais, apresentam limitações importantes. Serviços derivados das funções de produção e informação estão relacionados com os usos convencionais deste tipo de empreendimento e, desta forma, são devidamente considerados no momento da sua proposição. Já os serviços oriundos das funções de regulação e habitat não são tão simples de identificar, principalmente em função dos sistemas e regimes de operação do reservatório.

Ou seja, serviços como a capacidade de autodepuração de componentes orgânicos, a disponibilização, estoque e processamento de nutrientes, regulação da produtividade primária, a provisão de áreas de abrigo, reprodução e desenvolvimento de espécies tem suas dinâmicas totalmente vinculadas aos regimes de operação, que definem o tempo de residência e a vazão das águas.

Em razão de todas essas questões, é preciso sempre considerar algumas ressalvas ao

falar de serviços ecossistêmicos relacionados a ecossistemas artificiais.

De qualquer forma, os serviços relacionados às funções de produção e informação, em tese, teriam condições de serem valorados. Porém, a utilização do arcabouço teórico disponível para tal mostrou-se insuficiente e ineficaz.

Mesmo com níveis de degradação tão evidentes e bem documentados, nenhuma das técnicas utilizadas demonstrou condições de captar as alterações decorrentes da eutrofização.

Como a maioria das técnicas de valoração são baseadas em relações indiretas entre insumos ambientais sem valor de mercado e oscilações nos valores de bens ou serviços de mercado (PEARCE & MORAN, 1994), e os mercados locais são pouco desenvolvidos, a identificação da dimensão da perturbação ou dano pela via econômica fica completamente prejudicada.

O cerne do problema está na questão do caráter antropocêntrico da Economia Ambiental, corrente teórica de suporte da valoração ambiental. Como todas as análises são realizadas tomando por base apenas as medidas de bem estar humano, e as populações humanas impactadas pela degradação são relativamente pequenas, as medidas de impacto econômico também ficam limitadas.

Na mesma linha, o próprio conceito de serviços ecossistêmicos reforça essa limitação. Os chamados benefícios obtidos a partir dos ecossistemas (MEA, 2005) representam, em última análise, apenas os passíveis de percepção pelas populações humanas.

Mesmo considerando o paradigma que prega que existe a necessidade de ponderação de bens e serviços não inseridos nas dinâmicas de mercado através de influências e respostas em bens e serviços de mercado, é evidente que esse tipo de análise é deficitária e não possui condições de inferir ou traduzir financeiramente as alterações ambientais.

Neste sentido, apresenta-se como desafio o desenvolvimento de técnicas de valoração que considerem não apenas as influências ao bem estar humano, mas também os limites biofísicos do ambiente considerado, como a abordagem dinâmico-integrada proposta por Andrade & Romeiro (2009a), bem como o desenvolvimento de melhores capacidades de modelagem ecológica e econômica nas diversas escalas, de forma a permitir uma visão mais ampla da gama de possíveis conseqüências das atividades humanas (COSTANZA, 1994) e de toda a complexidade ecossistêmica envolvida.

Algumas limitações do presente estudo devem ser salientadas, principalmente em razão da não compatibilidade de séries temporais das variáveis envolvidas. Os levantamentos disponíveis sobre os parâmetros da qualidade das águas do reservatório Gargalheiras foram realizados com fins acadêmicos e, desta forma, de maneira pontual e parcial. Os órgãos públicos responsáveis pelo monitoramento das águas do reservatório apenas controlam as variáveis volumétricas e não existem dados oficiais sobre os parâmetros de qualidade das águas dos reservatórios sob responsabilidade da Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Norte – SEMARH.

Outra questão que deve ser incorporada à análise específica dos riscos sanitários é a simples utilização de indicadores quantitativos de cobertura dos sistemas de abastecimento, podem ser insuficientes para avaliar a proteção da população e a satisfação das necessidades de saneamento básico, visto que esses indicadores não levam em consideração a intermitência no fornecimento de água, que constitui um risco real para a saúde das comunidades atingidas. (BARCELLOS & QUITÉRIO, 2006).

A oferta de serviços de esgotamento sanitário também pode ser analisada sob a mesma ótica, já que os indicadores oficiais não diferenciam a simples coleta e o tratamento, ou os diferentes níveis de tratamento antes da descarga em corpos d'água da região.

Neste sentido, os riscos associados à intoxicação por cianotoxinas, por exemplo, e que não foram analisados pelo trabalho, devem ser tratados como potenciais principalmente em localidades onde as Estações de Tratamento de Água não dispõem de tratamento avançado para a remoção de toxinas na água, ou onde há captação direta do reservatório (PANOSSO *et al.* (2007).

Por fim, retomando o objetivo principal do trabalho, conclui-se que a abordagem proposta para avaliar os impactos da eutrofização do reservatório Gargalheiras mostraram-se insuficientes e até mesmo prejudiciais à análise global do problema, uma vez que a simples consideração dos custos necessários à viabilização da infraestrutura de saneamento básico - que giram em torno de R\$ 11.836.879,51 para a universalização dos serviços – em oposição aos valores muito menos expressivos apontados pelas possibilidades de abatimento de custos através da redução nos tratamentos de doenças de veiculação hídrica ou mesmo os oriundos da atividade pesqueira local.

Tal abordagem indicaria, pela avaliação econômica simples de custos e benefícios, que o

empreendimento não deveria ser realizado, o que, evidentemente desconsidera uma série de questões de ordem ambiental e social não captadas pelas técnicas.

BIBLIOGRAFIA

ANA – Agência Nacional de Águas. **GEO Brasil: Recursos Hídricos**. Componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil. Ministério do Meio Ambiente; Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília: MMA; ANA, 2007

ANDRADE, D. C; ROMEIRO, A, R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Texto para Discussão. IE/UNICAMP. N. 155, fevereiro. 2009a.

ANDRADE, D. C; ROMEIRO, A, R. **Capital natural, serviços Ecossistêmicos e sistema econômico**: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”. Texto para Discussão. IE/UNICAMP. N. 159, maio 2009b.

ATTAYDE. J. L; PANOSSO, R. **Determinação da capacidade de suporte de importantes reservatórios do rio grande do norte para o cultivo de peixes em tanques-rede**. Relatório técnico final. PROJETO FINEP/CAPSUPORTE. Centro de biociências. Laboratório de ecologia aquática. Laboratório de microbiologia aquática. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Rio Grande no Norte. 2008.

BARCELLOS, C; QUITÉRIO, L. A. D. **Vigilância ambiental em saúde e sua implantação no Sistema Único de Saúde**. Rev. Saúde Pública vol.40 n.1 São Paulo. 2006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0034-89102006000100025&script=sci_arttext. Acesso em: 14 de outubro de 2010.

BARTIKO, D; VIDAL, C. M. S. **Tratamento terciário de efluente de lagoa de polimento por flotação por ar dissolvido e ácido peracético**. Semana de Engenharia Ambiental. Irati, 2009.

BEZERRA, Nizomar Falção. **Água no semi-árido nordestino**: experiências e desafios. In: Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido nordestino. Fundação Konrad Adenauer, Série Debates n. 24, dezembro 2002.

CARPENTER, S. R. **Eutrophication of aquatic ecosystems**: Bistability and soil phosphorus. PNAS. Vol. 102 no. 29. 2005

CBH PIRANHAS-AÇU. **Comitê de Bacia Hidrográfica Piranhas-Açu**. Ministério do Meio Ambiente. ANA-Agência Nacional de Águas. 2010. Página disponível em: <http://www.piranhasacu.cbh.gov.br/>. Consulta em: 15/05/2010.

CEBALLOS, Beatriz Susana Ovruski de; KONIG, Annemarie; DINIZ, Célia Regina; WATANABE, Takako & MISHINA, Sakaé de Vasconcelos. **Variabilidade da Qualidade das Águas de Açudes Nordestinos**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária - ABES, Foz do Iguaçu, Pr. 1997. (V - 034).

CHELLAPPA, N. T; COSTA, M. A. M. **Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil**. Acta Oecologica 24, 2003.

COSTANZA, R. **Economia Ecológica: uma agenda de pesquisa**. In: May, P.; Serôa da Motta, R. (org). Valorando a Natureza. 1994.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBERK, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. **The value of the world's ecosystem services and natural capital**. Nature, vol 387, 15 May, 1997.

DE GROOT R.S., WILSON M.A., BOUMANS R.M. J. **A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services**. Ecol. Econ. 41: 393-408. 2002.

DIAS, J. B. **Impactos socioeconomicos e ambientais da introdução da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), em açudes públicos do semi-árido nordestino do Brasil**. Dissertação de mestrado submetida ao Centro de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2006.

EFFECT – ECONOMICS FOR THE ENVIRONMENT CONSULTANCY. **The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A literature review**. Final report prepared for The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra). January, 2005. Disponível em: <http://www.fsd.nl/downloadattachment/71609/60019/theeconomicssocialandecologicalvalueofecosystemservices.pdf>. Consulta em: 01/05/2010.

FONTES, A. S; OLIVEIRA J. I. R. de; MEDEIROS Y. D. P. **A Evaporação em Açudes no Semi-Árido Nordestino do Brasil e a Gestão das Águas**. Anais: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2004.

FRAGOSO JR; C. R; TUCCI, C. E. M; COLLISCHONN, W; MARQUES, D. M. L. da M. **Simulação de Eutrofização em Lagos Rasos II: Sistema do Taim (RS)**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Dezembro, 2009.

HEIN. L. **Cost-efficient eutrophication control in a shallow lake ecosystem subject to two steady states**. Ecological economics n. 59. 2006.

HELFMAN, G. S. **Fish Conservation: A guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources**. Island Press, 2007.

IBELINGS, B.W; PORTIELJE, R; LAMMENS, E. R. R; NOORDHUIS, R; BERG, M. S. V. D; JOOSSE, W; MEIJER, M. L. **Resilience of Alternative Stable States during the Recovery of Shallow Lakes from Eutrophication: Lake Veluwe as a Case Study**, Ecosystems 10. 2007.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional em Saneamento Básico**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>. Consulta em: 03/04/2010.

JANSE, J. H. **Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches**. Tese de doutorado apresentada à Wageningen University. 2005

MARTINEZ ALIER, J. **O Ecologismo dos Pobres: Conflitos Ambientais e linguagens de valorização**. São Paulo: Contexto, 2007.

MCIDADES – Ministério das Cidades. **Dimensionamento das Necessidades de Investimentos para a universalização dos Serviços de abastecimento de Água e de coleta e tratamento de Esgotos sanitários no Brasil**. Programa de modernização do setor saneamento - PMSS II. Brasília, 2003.

MCIDADES – Ministério das Cidades. **Resultados, Projeções, Ações**. Brasília, 2008.

MCPHEE, S. J; GANONG, W. F. **Fisiopatologia da doença: uma introdução à medicina clínica**. 5. Ed. São Paulo: McGraw-Hill Interamericana do Brasil, 2007).

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**. Current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group / edited by Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash. 2005.

MEDEIROS, S.S; AQUINO, F. N. P. M; MOURA, L. L. M; BARROS, P. G. F. **Saneamento básico e redução dos casos de dengue no município de Currais Novos/RN**. Revista da FAS, v. 1, n. 1, ago/dez. 2008.

MIN - MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. **Nova delimitação do Semi-árido brasileiro**. 2005b.

MIN - MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. **Plano estratégico de Desenvolvimento Sustentável do Semi-árido – PDSA**. Versão preliminar para discussão. Documento de base 1. Brasília: 2005a.

PADOVESI-FONSECA, C; PHILOMENO, MG; ANDREONI-BATISTA, C. **Limnological features after a flushing event in Paranoá Reservoir, central Brazil**: Características limnológicas após um “flushing” no Reservatório Paranoá, Brasil central. Acta Limnol. Bras., vol. 21, no. 3, 2009.

PANOSSO, R; COSTA, I. A. S; SOUZA, N. R; ATTAYDE, J. L; CUNHA, S. R. S; GOMES, F. C. F. **Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)**. Oecol. Bras., 11 (3), 2007.

PEARCE. D; MORAN. D. **O Valor Econômico da Biodiversidade**. Lisboa: Inst. Piaget. 1994.

POSTEL, S; CARPENTER S.R. **Freshwater ecosystem services**. In DAILY, G (editor). Nature's services. Island Press, Washington, D.C.USA. 1997

ROBBINS, S. L; COTRAN, R. S; KUMAR, V; COLLINS, T. **Fundamentos de patologia estrutural e funcional**. 6ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2001.

ROMEIRO, A. R. **Economia ou Economia Política da Sustentabilidade**. In: May, P. *et al*. Economia do Meio Ambiente. 2003.

SANTOS JR. M dos. **Operação de reservatórios nas escalas de tempo clima utilizando previsão de afluências**: Caracterização da bacia hidrográfica Piranhas-Açu. Relatório de Iniciação Científica. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande. 2007.

SANTOS, J. S; MASSARO, S. **Avaliação de açudes no semi-árido nordestino brasileiro por ICP-AES**. Química Nova, 23(4). 2000.

SCHEFFER, M; CARPENTER, S; FOLEY, J. A; FOLKE, C; WALKER, B. **Catastrophic Shifts in Ecosystems**. Nature 413, 2001.

SCHEFFER, M; CARPENTER, S; FOLEY, J. A; FOLKE, C; WALKER, B. **Catastrophic Shifts in Ecosystems**. Nature 413, 2001.

SCHEFFER, M; HOSPER, S. H; MEIJER, M. L; MOSS, B; JEPPESEN, E. **Alternative Equilibria in Shallow lakes**. Trends in Ecology & Evolution Volume 8, Issue 8, 1993.

SEMARH – SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Açudes do Rio Grande do Norte**. Disponível em: www.serhid.rn.gov.br. Consulta em 03/04/2010.

SERÔA DA MOTTA, R. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Amazônia Legal, 1998.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto - 2005**. Ministério das Cidades. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Consulta em 12/03/2010.

TSUKAMOTO, R. Y; TAKAHASHI, N. S. **Cianobactérias + Civilização = Problemas para a Saúde, a Aqüicultura e a Natureza**. Rev. Panorama da AQUICULTURA, 2007.

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções**. *Estud. av.* [online]. 2008, vol.22, n.63, pp. 7-16. ISSN 0103-4014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-40142008000200002&script=sci_arttext. Consulta em 02/06/2010.

TUNDISI, J. G. **Reservoirs as complex systems**. Ciência e Cultura Journal Of The Brazilian Association For The Advancement Of Sciences, São Paulo, v. 48. 1996.

VAZQUEZ, M. L; MOSQUERA, M; CUEVAS, L. E; GONZÁLEZ, E. S; VERAS, I. C. L; LUZ, E. O; BATISTA FILHO, M; GURGEL. R. Q. **Incidência e fatores de risco de diarreia e infecções respiratórias agudas em comunidades urbanas de Pernambuco, Brasil**. Cad. Saúde Pública. [online]. jan./mar. 1999, vol.15, no.1 [citado 08 Dezembro 2003], p.163-172. Disponível em: www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X1999000100016&lng=pt&nrm=iso. Consulta em 25/10/2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3º Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.