

REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL
GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ
SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS - SRH

MANIFESTAÇÃO DE INTERESSE 20150002/CEL 04/SRH/CE
SOLICITAÇÃO DE PROPOSTAS (SDP) Nº 01
PROCESSO – VIPROC Nº 0777305/2016

CONTRATO Nº 02/PFORR/SRH/CE/2016



**EXECUÇÃO DE SERVIÇOS DE ANÁLISE DA INTEGRAÇÃO DOS
INSTRUMENTOS DE GESTÃO COM FOCO NA OUTORGA,
COBRANÇA E FISCALIZAÇÃO DOS RECURSOS
HÍDRICOS NO CEARÁ**

R6 - QUALIDADE DE ÁGUA



MARÇO/2017



GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ
SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS

CONTRATO 02/PFORR/SRH/CE/2016

**EXECUÇÃO DE SERVIÇOS DE ANÁLISE DA INTEGRAÇÃO
DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO COM FOCO NA
OUTORGA, COBRANÇA E FISCALIZAÇÃO DOS
RECURSOS HÍDRICOS NO CEARÁ**

**FASE II - CONCEPÇÃO DA ESTRATÉGIA DE INTEGRAÇÃO
DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO: OUTORGA, COBRANÇA
E FISCALIZAÇÃO**

**ETAPA 1 – REVISÃO DA FÓRMULA DE CÁLCULO DA
COBRANÇA**

RELATÓRIO 06 – QUALIDADE DA ÁGUA

Fortaleza/CE
Março/2017



APRESENTAÇÃO

APRESENTAÇÃO

O presente documento consiste no **Relatório 06 - Qualidade da água, da Etapa I – Revisão da Fórmula de Cálculo da Cobrança, da Fase II – Concepção da Estratégia de Integração dos Instrumentos de Gestão: Outorga, Cobrança e Fiscalização**, relativo aos Estudos de Análise e Integração dos Instrumentos de Gestão com Foco na Outorga, Cobrança e Fiscalização, consoante a Solicitação de Propostas (SDP) N° 01 que resultou no Contrato 02/PFORR/SRH/CE/2016 firmado entre a Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará e a IBI Engenharia Consultiva S/S.

Os produtos a serem apresentados em forma de relatórios técnicos das atividades desenvolvidas são os seguintes:

- **Plano de Trabalho**
- **Fase I - Atualização da matriz tarifária**
 - Relatório 01 - Revisão dos custos fixos e variáveis dos sistemas de recursos hídricos
 - Relatório 02 - Revisão da capacidade de pagamento
 - Relatório 03 - Revisão do subsidio cruzado
 - Relatório 04 - Consolidação da Fase I – Atualização da matriz tarifária
- **Fase II - Concepção da estratégia de integração dos instrumentos de gestão: Outorga, Cobrança e Fiscalização**
 - Etapa 1 - Revisão da fórmula de cálculo da cobrança**
 - Relatório 05 - Adoção de bandeiras tarifárias
 - Relatório 06 - Qualidade da água
 - Relatório 07 - Eficiência do uso da água
 - Relatório 08 - Disponibilidade efetiva
 - Relatório 09 - Volume outorgado

- Relatório 10 - Consolidação da Etapa 1 - Revisão da fórmula de cálculo da cobrança

Etapa 2 - Estudos de viabilidade: cobrança

- Relatório 11 - Sistema de cobrança em função da garantia de uso
- Relatório 12 - Seguro para atividades agrícolas
- Relatório 13 - Mecanismos de compensação financeira
- Relatório 14 - Fundo de reserva para eventos extremos
- Relatório 15 - Proposição de novas categorias tarifárias
- Relatório 16 - Consolidação da Etapa 2 - Estudos de viabilidade: cobrança

Etapa 3 - Estudos de viabilidade: outorga

- Relatório 17 - Experiências internacionais com outorga e alocação de água
- Relatório 18 - Análise do fluxo processual de outorga de água
- Relatório 19 - Análise do fluxo da alocação negociada da água
- Relatório 20 - Outorga coletiva de uso da água
- Relatório 21 - Revisão do manual de outorga
- Relatório 22 - Consolidação da Etapa 3 - Estudos de viabilidade: outorga
- Relatório 23 - Etapa 4 - Estudos de viabilidade: fiscalização

– Fase III - Descrição da articulação necessária para adaptação das alterações propostas

Relatório 24 - Consolidação da descrição da articulação necessária para adaptação das alterações propostas



SUMÁRIO

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	8
2 - IMPACTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS USOS	11
2.1 - NO ABASTECIMENTO URBANO	12
2.2 - NA IRRIGAÇÃO	14
2.3 - NA INDÚSTRIA	17
2.4 - NA AQUICULTURA.....	19
3 - IMPACTO DOS USOS DA ÁGUA NO AMBIENTE E CAPACIDADE DE SUPORTE	25
4 - EXPERIÊNCIAS SOBRE COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA BRASILEIRA E INTERNACIONAL.....	33
4.1 - FRANÇA.....	34
4.2 - HOLANDA.....	38
4.3 - ALEMANHA.....	40
4.4 - ESTADOS UNIDOS	42
4.5 - BRASIL.....	45
5 - ESTRATÉGIA GERAL PARA A COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA.....	51
5.1 - MODELO ATUAL DE COBRANÇA NO ESTADO DO CEARÁ	51
5.2 - MECANISMO	56
5.3 - REQUISITOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS PARA A IMPLEMENTAÇÃO	68
6 - PROPOSTA	70
6.1 - SITUAÇÕES DE APLICAÇÃO E GATILHOS DA COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA.....	70
6.2 - MONITORAMENTO	70
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75



1 - INTRODUÇÃO

1 - INTRODUÇÃO

A qualidade da água é fator relevante para os diversos usos da água e para a manutenção dos ecossistemas aquáticos. Esses usos poderão provocar alterações significativas no estado qualitativo dos corpos hídricos comprometendo, por consequência, sua utilização nos variados fins.

A gestão da qualidade da água necessita de mecanismos de incentivo econômico para a conservação desse recurso pelos usuários, assim como, instrumentos financeiros que possibilitem o monitoramento, a fiscalização, a remediação e demais ações que o gerenciamento possa englobar.

A cobrança é um mecanismo que pode servir como indutor de boas práticas por parte dos usuários, assim como, financiadora das ações de gerenciamento da qualidade da água.

Este relatório apresenta uma análise de alternativas de cobrança pela qualidade da água para o Estado do Ceará. São avaliados os aspectos da qualidade da água que interferem no valor a ser cobrado pelo uso da água em determinados momentos. Para tanto foi desenvolvida proposta descrevendo a metodologia de cálculo e descritos os gatilhos que ativarão o uso dessa variável, como também em quais situações a qualidade deverá impactar o valor cobrado pelo uso da água, além de propostas e cenários de aplicação indicando quais parâmetros devem ser utilizados e como deve ser o monitoramento para coletas das informações necessárias.

O relatório está organizado em cinco capítulos em adição a este. O segundo capítulo que sucede este descreve como a qualidade da água impacta diferentes usos da água. O terceiro capítulo mostra como os usos impactam a qualidade.

Estes dois capítulos exploram duas possibilidades de ocorrência da cobrança pela qualidade. A primeira seria cobrar pelo estado da qualidade da água em um corpo d'água tendo em vista que água com melhor qualidade estará associado a custos de produção mais baixos; possibilitando um excedente econômico na produção que pode, em parte, ser revertido para a promoção de uma melhor qualidade da água.

A degradação da qualidade da água devido ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos produz relevantes externalidades econômicas negativas. A utilização do princípio do poluidor-pagador pode servir como incentivo econômico para a mitigação da poluição, impondo ao usuário privado parcela do custo social que sua externalidade produz, fazendo-o internalizar parcela de sua externalidade. Neste sentido, esta cobrança assemelha-se a uma Taxa Pigouviana.

O quarto capítulo discute como a experiência Internacional e Brasileira tratam deste tema para, em seguida, no capítulo cinco, apresentar uma estratégia geral para a cobrança da qualidade da água.

Observa-se na definição desta metodologia uma dificuldade associada aos seguintes fatos: (i) cursos de água controlados por reservatórios plurianuais; (ii) alta taxa de evaporação dos lagos que impõe aumento da concentração de constituintes conservativos como fósforo e sais; (iii) grande variabilidade climática interanual que impõe prolongados períodos secos. Estes fatores impõem uma grande variabilidade do padrão de qualidade da água entre os períodos em que o reservatório se encontra com níveis mais elevados e os períodos de menor volume, estando associado aos períodos secos a pior qualidade da água.

A ocorrência da piora da qualidade da água nos períodos de seca impossibilita a definição de uma cobrança pela qualidade variável no tempo em função do padrão momentâneo da qualidade no corpo hídrico, pois cobrar-se-ia o menor valor pela qualidade logo no período seco; fato indesejado por ser um incentivo na direção contrária ao racionamento de uso requerido neste período. Devido este fato, a estratégia proposta de cobrança pela qualidade estabelece o conceito de qualidade da água de referência do corpo d'água.

Duas possibilidades de cobrança são analisadas: a cobrança pela qualidade da água captada e a cobrança pelo lançamento de efluentes. O sexto e último capítulo apresenta como a estratégia proposta pode ser operacionalizada.

2 - IMPACTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS USOS

2 - IMPACTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS USOS

Além dos problemas relacionados à quantidade de água, a problemática relacionada à qualidade tem se tornado cada dia mais intensa, dado o crescimento populacional e o aumento da demanda, que, inevitavelmente, gera resíduos. A escassez qualitativa da água é fortemente influenciada pela escassez quantitativa, que se mostra um grave problema na porção semiárida do Nordeste do Brasil, pela combinação de elevadas taxas de evapotranspiração, solos rasos e o caráter irregular espacial e temporal das precipitações (MARENGO *et al.*, 2011; BRASIL, 2012; ROBERTSON *et al.*, 2014; LEMOS, 2015).

A água desempenha múltiplas funções na natureza, seja o atendimento das necessidades básicas humanas, ou para a manutenção dos ecossistemas. Dentre as várias atribuições da água, seu uso para diluição e recepção final de efluentes previamente tratados configura-se em uma problemática a ser resolvida em determinados ambientes. Adicionalmente a esse, citam-se como usos o abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação de animais, aquicultura, preservação da flora e da fauna, recreação e lazer, harmonia paisagística, geração de energia elétrica e navegação.

Destes usos, alguns implicam na retirada significativa de água das fontes onde se encontram – uso consuntivo – a exemplo das águas utilizadas para abastecimento doméstico e abastecimento industrial. Outros usos que não são função da retirada do recurso do meio original são considerados não consuntivos. Em termos gerais, apenas os dois primeiros usos (abastecimento doméstico e abastecimento industrial) estão frequentemente associados a um tratamento prévio da água, face aos seus requisitos de qualidade mais exigentes. A inter-relação entre o uso da água e a qualidade requerida para a mesma é direta.

O uso mais nobre considerado, conforme apresentado na Lei 9.433/1997, é o abastecimento de água doméstico, o qual requer a satisfação de diversos critérios de qualidade. De forma oposta, o uso menos nobre é o da simples diluição de despejos, o qual não possui nenhum requisito especial em termos de qualidade. No entanto, deve-se lembrar que diversos corpos d'água têm usos múltiplos previstos para os mesmos,

decorrendo daí a necessidade da satisfação simultânea de diversos critérios de qualidade. Tal é o caso, por exemplo, de represas construídas com finalidade de abastecimento de água, geração de energia, recreação, irrigação e outros.

A qualidade da água utilizada para diversos fins depende muito da presença de microorganismos que se desenvolvem nela, como algas, fungos, leveduras, protozoários, rotíferos e outros componentes do fito e do zooplâncton. Esses seres microscópicos têm uma importância particular na utilização da água para abastecimento público e doméstico, pois são capazes de modificar o pH, a alcalinidade, a cor, a turbidez, o sabor e o odor, visto que, ao morrerem e sofrerem o processo de mineralização da matéria orgânica, liberam substâncias que inviabilizam o uso da água. A seguir descreve-se como a qualidade da água impacta no abastecimento urbano, indústria, irrigação e piscicultura.

2.1 - NO ABASTECIMENTO URBANO

Além do ciclo da água no globo terrestre, existem ciclos internos, em que a água permanece na sua forma líquida, mas tem as suas características alteradas em virtude da sua utilização. A água, no seu estado natural (água bruta) é captada a partir de fontes hídricas superficiais – lagos, reservatórios – ou subterrâneas e passa por um processo de tratamento, visando adequar sua qualidade aos padrões exigidos em legislação específica sobre potabilidade. Após sua distribuição, já nos padrões estabelecidos, a água utilizada, agora na forma de esgoto, deve ser coletada e transportada para uma estação para tratamento, antes de sua disposição final.

Os métodos convencionais de tratamento desses efluentes promovem, apenas, uma recuperação parcial da qualidade da água original. A diluição em um corpo receptor e a purificação pela natureza promovem melhoria adicional na qualidade da água. Entretanto, outra cidade a jusante da primeira, provavelmente, captará água para abastecimento municipal antes que ocorra a recuperação completa. Essa cidade, por sua vez, a trata e dispõe o esgoto gerado novamente por diluição. Esse processo de captação e devolução por sucessivas cidades em uma bacia resulta numa reutilização indireta da água.

Durante as estiagens, a manutenção da vazão mínima em muitos rios pequenos dependem, fundamentalmente, do retorno destas descargas de esgotos efetuadas a montante. Assim, observa-se um ciclo artificial da água integrado ao ciclo hidrológico natural, caracterizado pela captação de água superficial, tratamento e distribuição; coleta, tratamento e disposição em corpos receptores dos esgotos gerados; purificação natural do corpo receptor; e finalmente a repetição deste esquema por cidades a jusante.

Os impactos ambientais, sociais e econômicos da degradação da qualidade das águas se traduzem, entre outros, na perda da biodiversidade, no aumento de doenças de veiculação hídrica, no aumento do custo de tratamento das águas destinadas ao abastecimento doméstico e ao uso industrial, na perda de produtividade na agricultura e na pecuária, na redução da pesca e na perda de valores turísticos, culturais e paisagísticos.

Esses reflexos econômicos nem sempre podem ser mensurados. A deterioração da qualidade da água ocasiona crescentes aumentos nos custos de tratamento das águas destinadas ao abastecimento doméstico, principalmente nos custos associados ao uso de produtos químicos. Ao se projetar uma Estação de Tratamento de Água (ETA), leva-se em consideração tanto o volume de água a ser tratado, como a qualidade dessa água. Quanto melhor forem os parâmetros que indicam ser uma água adequada para sofrer o processo de potabilização, mais simples será o processo escolhido para se proceder ao tratamento da água e, conseqüentemente, menores serão os custos de implantação e de operação da ETA.

Nos municípios brasileiros que possuem mananciais de abastecimento protegidos, os custos de tratamento da água variam de R\$0,50 a R\$0,80 para cada 1.000 m³ de água tratada. Em municípios que possuem mananciais pouco preservados, os custos podem atingir de R\$35 a R\$40 para cada 1.000 m³ (TUNDISI & MATSUMURA, 2011).

O Brasil está na 112^a posição no quesito saneamento em um levantamento feito com 200 países, segundo estudo divulgado pelo Instituto Trata Brasil, em parceria com o Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável, em março de

2014. Segundo a pesquisa, somente 38% de todo o esgoto gerado no Brasil recebe algum tipo de tratamento.

Uma das principais consequências do despejo de esgotos nos corpos d'água é a proliferação de algas e cianobactérias. O esgoto *in natura* é prejudicial à natureza por conter uma grande quantidade de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, fertilizantes e alta concentração de matéria orgânica, o que acelera o crescimento de algas nos ambientes aquáticos.

A alteração na qualidade provocada pelas algas dificulta e aumenta os custos do tratamento da água para abastecimento humano. Essas florações aumentam os custos operacionais, pois além da necessidade de lavar os filtros das estações mais vezes, há também um consumo excessivo de produtos químicos durante o tratamento da água. Além disso, eleva-se o número de análises realizadas para garantir a obtenção de uma água dentro dos padrões de potabilidade exigidos pela legislação vigente. Nos tratamentos convencionais, são utilizados produtos como cloro e floculantes. Quando há floração de organismos como cianobactérias, considerando os riscos das toxinas, o tratamento utilizado é o carvão ativado, que é adsorvente e é o produto mais eficiente utilizado. Além do o carvão ativado ser um produto caro para realizar o tratamento, a empresa de saneamento deverá utilizar uma maior quantidade de produtos para levar a água a um padrão ideal para o consumo.

2.2 - NA IRRIGAÇÃO

Para o desenvolvimento da agricultura no mundo, a água é o recurso natural de maior relevância. Segundo Almeida (2010), os principais parâmetros a serem avaliados na qualidade da água para irrigação contemplam os parâmetros físico-químicos e biológicos, que definem sua adequação ou não para o uso. Ainda segundo o autor, geralmente os principais atributos analisados são: pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, e íons, como sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos.

De forma geral, as águas utilizadas nesta atividade devem ser avaliadas sob três aspectos, considerados importantes na determinação da qualidade agrônômica das culturas, sendo eles: salinidade, sodicidade e toxicidade dos íons (COSTA, 2005). O

critério de salinidade avalia o risco de altas concentrações de sais enquanto que, a sodicidade está relacionada ao percentual de sódio trocável (PST). A toxicidade diz respeito a acumulação de determinados íons nos tecidos das plantas.

Para Lima (1998) a acumulação de sais, na rizosfera, prejudica o crescimento e desenvolvimento das culturas, provocando um decréscimo de produtividade e, em casos mais severos, pode levar a um colapso da produção agrícola. Isso ocorre em razão da elevação do potencial osmótico da solução do solo, por efeitos tóxicos dos íons específicos e alteração das condições físicas e químicas do solo. Os efeitos imediatos da salinidade sobre os vegetais são: seca fisiológica, proveniente da diminuição do potencial osmótico, desbalanceamento nutricional devido à elevada concentração iônica, especialmente o sódio, inibindo a absorção de outros nutrientes, e, efeito tóxico de íons, particularmente o cloro e sódio.

O feijão, por exemplo, é considerado uma cultura pouco tolerante à salinidade da água, podendo haver redução de até 50% na produção da cultura quando irrigada com água com valores acima de $2,4 \text{ dS.m}^{-1}$ de condutividade elétrica (BERNARDO, 1996). Mesmo com um bom controle da qualidade da água de irrigação, o que raramente é feito na prática, há um contínuo resíduo de sais no solo (SOUZA, 1995). O efeito da salinidade pode ser diferente em função do cultivar e local de cultivo. Sendo assim, o objetivo do atual trabalho foi avaliar os efeitos de diferentes concentrações de sal da água de irrigação sobre a produtividade do feijoeiro comum.

Segundo Souza (1995), solos normais podem se tornar improdutivos se receberam sais solúveis em excesso devido a irrigações mal conduzidas com águas salinas. Mesmo com um bom controle da qualidade da água de irrigação (o que raramente é feito na prática) há um contínuo resíduo de sais no solo.

Em áreas do Nordeste, onde a falta de água é uma realidade, é comum o uso de águas de cacimbas e de poços escavados no álveo dos rios, mediante irrigação por aspersão, molhando a folhagem. Essas águas nem sempre são adequadas para irrigação, contribuindo para o aparecimento de problemas de salinidade e, conseqüentemente, nutricionais, com prejuízos para os agricultores. A água de irrigação, mesmo de baixa

salinidade, pode tornar-se um fator de salinização do solo, se não for manejada corretamente (AYERS & WESTCOT, 1991; LAZOF & BERNSTEIN, 1999).

Existem outros critérios de qualidade. Por exemplo, no caso da irrigação por gotejamento é importante considerar o risco de entupimento dos emissores e das tubulações, pois isto elevaria os custos de manutenção do empreendimento. Além disso, dependendo da qualidade da água utilizada para abastecimento da agricultura também é possível ter a ocorrência de corrosão nas tubulações. Este é um processo eletrolítico que ataca e dissolve a superfície de metais. Sua rapidez de ação nos equipamentos de irrigação depende da velocidade, temperatura, pressão e características químicas da água.

Outro problema é que as águas que contenham uma alta proporção de sais pouco solúveis, quando são aplicados por aspersão apresentam constantes incrustações em forma de depósitos brancos sobre as folhas, frutos e flores. Ainda que estes sais não constituam um potencial de toxicidade, as manchas reduzem a qualidade comercial dos produtos e requerem tratamentos caros, como por exemplo, banhos de ácidos para frutas como pêras e maçãs (ALMEIDA, 2010).

O ferro, por exemplo, é um nutriente essencial às plantas, mas pode causar toxidez quando a disponibilidade na solução do solo for muito alta. A toxidez por ferro é uma das limitações ao rendimento do arroz irrigado por alagamento tanto por efeito direto do ferro no interior da planta como pelo efeito indireto sobre a absorção de outros nutrientes essenciais. O ferro é tóxico para os vegetais nas concentrações acima de 5 mgL^{-1} , quando indisponibiliza fósforo e molibidênio acarretando em deficiência nutricional (ALMEIDA, 2010). O ferro é encontrado principalmente nas águas subterrâneas e apresenta-se nas formas de bicarbonato ferroso (FeHCO_3), sulfato ferroso (FeSO_4) ou complexado na forma de matéria orgânica. Em contato com o ar oxida formando hidróxido férrico Fe(OH)_3 . Nesta forma, causa o entupimento dos sistemas de irrigação e, ainda, a formação de mucilagem devido a presença de ferrobactérias (ALVES, 2008). Para a remoção do ferro na água a ser utilizada para irrigação, Azevedo Neto (1991) ressalta a importância de se conhecer a forma como o elemento se apresenta na água, para então escolher o processo de eliminação. Estando o ferro dissolvido (não ligado à matéria orgânica) basta a simples aeração da

água. Mas estando o ferro ligado à matéria orgânica além da aeração é necessário o contato com produtos adsorventes (ADAD, 1971).

Segundo Mantovani et al. (2006), a qualidade da água é um aspecto fundamental para o êxito da utilização de sistemas irrigados, no entanto, a avaliação da sua qualidade é, muitas vezes, negligenciada no momento da elaboração de projetos. Como consequência, a irrigação poderá produzir efeitos indesejáveis na condução de uma cultura comercial ou servir como veículo para contaminação da população, no momento em que ocorre a ingestão dos alimentos que receberam a água contaminada.

2.3 - NA INDÚSTRIA

Com o advento da industrialização, ocorrido na Inglaterra, no século XVIII, novos processos produtivos foram descobertos, objetivando maiores quantidades e melhor qualidade dos produtos, sempre visando maiores lucros. Dadas as grandes extensões territoriais inexploradas dessa época, as consequências da ação humana sobre o meio ambiente não foram claramente percebidas pelos produtores (Leal *et al.*, 2008).

Na indústria, a água pode ser utilizada como:

- Matéria-prima: na qual pode-se citar a indústria de alimentos, de bebidas e farmacêuticas;
- Geração de energia;
- Operação de troca térmica: geração de vapor ou água de resfriamento;
- Operações auxiliares: preparação de reagentes, lavagem de peças e equipamentos.

A água é de fundamental importância para a indústria de alimentos, requerendo especial atenção às fontes de abastecimento, quanto aos requisitos para seu tratamento, desinfecção, depósito e propriedade da distribuição. É utilizada em todo o fluxograma da indústria, como agente de higienização pessoal, do ambiente, dos equipamentos e dos instrumentais, na lavagem de carcaças e outros produtos. Participa como matéria-prima na composição de diversos produtos comestíveis, nas modalidades, por exemplo, da água de cozimento, das salmouras e do gelo (BRASIL, 2007).

Dependendo da finalidade de utilização, a água deve ter certas características como potabilidade, dureza, teor de metais tóxicos e contagem de patógenos dentro dos padrões estabelecidos, além de ausência de odor e sabor indesejáveis.

No caso da produção de alimentos nas indústrias, a qualidade da água é um fator determinante no processamento de alimentos, devendo ser no mínimo potável. Água potável, de acordo com a Portaria N°2.914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) é aquela água para o consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde.

O controle da água deve ser estabelecido, nesse tipo de indústria, acatando aos critérios da regulamentação vigente, com avaliação recorrente de suas características, assegurando que os produtos alimentícios proporcionem excelência em qualidade físico-química e microbiológica.

A água imprópria na produção de alimentos pode causar consequências que vão desde a simples alteração do produto, como perda das características nutricionais ou valor comercial, até a ocorrência de intoxicações e infecções alimentares. Minerais como o cálcio e o magnésio influenciam na dureza da água, provocando danos em equipamentos e utensílios além de afetarem a ação dos detergentes na limpeza, aumentando o custo da produção. Por isso, o controle de qualidade da água deve ser regulado, garantindo a redução de efeitos indesejáveis nas instalações da organização, como corrosão e incrustações de partículas sedimentares, que possibilitam riscos de contaminação expondo a saúde do consumidor (BAKTRON, 2017).

Segundo Chaves *et.al.* (2010), a água utilizada na maior parte das agroindústrias familiares é resultado da perfuração de poços subterrâneos, sendo que poucas dessas agroindústrias afirmam realizar tratamento de água, se agravando ainda mais o problema, por haver na maior parte dessas propriedades criação de animais. Este fato implica na possibilidade da contaminação da água por excretas de origem humana e animal, transformando essa em importante meio de transmissão de agentes infecciosos e parasitários.

Em função da fonte fornecedora (água de subsolo, rios, lagos, reservatórios, água já tratada do município) e do uso final da água (limpeza, processamento) é recomendável que a indústria de alimentos, sempre que possível, tenha o seu próprio sistema de tratamento de água (GAVA, 1984).

No Brasil, as empresas responsáveis pela captação, tratamento e distribuição da água utilizam diversos métodos de purificação de água, que a torna adequada ao consumo humano. Entretanto, a qualidade da água tratada por estas empresas não garante que a mesma seja adequada, especialmente, para ser utilizada na indústria de produtos de origem animal.

A fonte de abastecimento de água de indústrias de alimentos deve ser de boa qualidade para que haja um adequado controle higiênico-sanitário. Se essa fonte apresentar indícios de contaminação fecal, por exemplo, é grande o risco de haver introdução de microrganismos patogênicos, possibilitando a contaminação dos produtos processados. Há, ainda, o caso da microbiota não-patogênica da água, que tem importância por constituírem importantes agentes de deterioração, devido às suas atividades proteolíticas e lipolíticas (JUNIOR, 2004).

A utilização de água com características físico-químicas inadequadas em indústrias pode ser um problema em relação à vida útil dos equipamentos, isso porque, dependendo da característica essa água, pode causar incrustações ou corrosões em equipamentos, por exemplo.

2.4 - NA AQUICULTURA

O sucesso de uma produção aquícola depende primariamente da habilidade do produtor em assegurar adequada qualidade da água. Condições adversas da qualidade da água:

- Prejudica o crescimento e a conversão alimentar dos peixes;
- Debilita a saúde dos peixes, favorecendo o aparecimento de doenças, o que reduz a produtividade e aumenta o custo da produção;
- Diminui o lucro ou mesmo causa prejuízo ao empreendimento.

Os fatores da qualidade de água interagem uns com os outros. Essa interação pode ser complexa. Desta forma, o que pode ser tóxico e causar mortalidades em uma situação, pode ser inofensivo em outra. No exame de qualidade da água para a aquicultura leva-se em conta suas características físicas, químicas e biológicas. Dentre elas destacam-se a transparência e turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e amônia.

2.4.1 - Transparência e turbidez

A transparência é uma medida diretamente relacionada com a produção primária. Ambientes com baixa transparência da água da produção aquícola impede a penetração dos raios solares na coluna de água. A luz solar é fonte de energia essencial para os vegetais clorofilados (algas), que produzem substâncias orgânicas, através de um processo chamado fotossíntese. Por isso, a transparência é um fator muito importante para a piscicultura.

A parte do corpo d'água que recebe a luz pode variar em profundidade, de alguns centímetros e até alguns metros, dependendo do grau de turbidez, que pode ser influenciado tanto por fatores abióticos (partículas sólidas em suspensão) quanto por bióticos (algas e microrganismos).

Conforme Centec (2008), a cor aparente da água dos lagos e açudes é devida, principalmente, aos materiais em suspensão, por outro lado a turbidez é o parâmetro usado pela limnologia para se determinar o grau de opalescência da água produzido por essas partículas. Desta forma, a natureza desse material em suspensão é a responsável pela cor, mas sua concentração é que responde pela turbidez que a água apresenta.

Elevada turbidez da água de lagos e açudes é responsável pela baixa produção biológica do ecossistema aquático, pois impede a penetração da luz solar na água, dificultando assim a realização da fotossíntese pelas plantas clorofiladas e a produção e difusão do oxigênio dissolvido. Sob este aspecto, estudos realizados em açudes com diferentes tipos de águas - claras, semi-turvas e turvas, têm mostrado que a produtividade pesqueira é inversamente proporcional à turbidez.

Também os materiais inorgânicos em suspensão, como partículas de lama e argila, principalmente, durante o processo de sedimentação, depositam-se sobre o corpo dos organismos aquáticos, como os peixes, afetando-lhes, inclusive, as trocas gasosas que são realizadas através das brânquias e causando-lhes uma doença que na literatura ictiopatológica é conhecida por colmatose, que pode levá-los à morte.

Deste modo, as águas turvas, isto é que contém argila ou outros materiais em suspensão, não são favoráveis a aquicultura e, causam problemas, sobretudo as pós-larvas e alevinos, já que a argila adere as suas guelras, impedindo as trocas gasosas, podendo até matá-los. As águas negras ou aquelas alaranjadas, de ambientes ricos em matéria orgânica em suspensão, não são boas para abastecimento de tanques e viveiros aquícolas uma vez que são ácidas e carregam gases tóxicos além de apresentarem baixo teor de oxigênio. As águas claras ligeiramente azuladas ou esverdeadas são as melhores para o abastecimento de empreendimentos aquícolas (OLIVEIRA, 2005).

2.4.2 - Condutividade elétrica

Esta variável fornece importantes informações sobre o metabolismo do ambiente aquícola, ajudando a detectar fontes poluidoras no sistema. Quando seus valores são altos, indicam grau de decomposição elevado e o inverso (valores reduzidos) aponta acentuada produção primária (algas e microrganismos aquáticos), sendo, portanto, uma maneira de avaliar a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos.

A condutividade elétrica é um indicador da capacidade de a água conduzir eletricidade. Ácidos, bases e sais em solução na água são condutores de eletricidade, os quais, dissociados em seus íons são chamados de eletrólitos. Como o número de íons depende diretamente da quantidade de eletrólitos na solução, a condutividade elétrica da água dependerá, diretamente, da concentração de eletrólitos (CEARÁ, 2008).

Os eletrólitos estão representados na água de rios, lagos, açudes e outros ambientes aquáticos, em sua grande maioria, pelas substâncias inorgânicas. Também certos compostos orgânicos podem contribuir para a elevação da condutividade elétrica da água e, deste modo, nem sempre os valores desta correspondem totalmente à concentração das substâncias minerais (CEARÁ, 2008).

Águas com alta resistência elétrica, que é o contrário da condutividade elétrica, são pobres em substâncias nutritivas, ou seja, o valor da condutividade elétrica é inversamente proporcional ao da resistência elétrica.

O conhecimento dos valores da condutância específica da água de lagos e açudes permite que seja estimado o índice de poluição da água, evitando-se, assim, o agravamento dessa situação através de procedimentos técnicos adequados.

2.4.3 - Oxigênio Dissolvido

O oxigênio é um elemento indispensável às funções vitais de todos os organismos aeróbicos e se encontra dissolvido na água em quantidades variáveis, quase sempre em concentrações superiores aos demais gases. Faz-se conveniente esclarecer que o oxigênio dissolvido na água de um rio, açude, lago ou lagoa, não é oriundo da molécula da água (H_2O), como pensam muitos estudantes, mas de outras fontes (CEARÁ, 2008).

Quando o nível de oxigênio dissolvido na água atinge uma situação crítica, certos incidentes podem ocorrer com os peixes, tais como: Branquiotropismo (os peixes são induzidos a procurar outros locais de melhores condições), Enfermidades e Morte por asfixia.

2.4.4 - Amônia

A amônia é um gás de grande solubilidade na água e encontrada em quase todos os ambientes aquáticos. Nos países temperados e frios, principalmente durante o inverno, consideráveis quantidades desse gás podem ocorrer na água de lagos e viveiros de criação de organismos aquáticos, desde que se trata de um produto do metabolismo animal e da decomposição da matéria orgânica.

O efeito tóxico da amônia em plantas e animais aquáticos pode ser evidenciado na prática aquícola, principalmente em viveiros de criação intensiva com alta densidade de estocagem. Para os peixes, mesmo pequenas quantidades de amônia produzem efeitos fatais, uma vez que eles perdem a capacidade de absorver o oxigênio dissolvido.

Os efeitos deletérios da amônia sobre os peixes estão relacionados com o valor do pH e com a temperatura da água, entretanto, segundo estudos recentes, é a molécula não

ionizável da amônia a responsável pela sua ictiotoxidade. Quando o pH aumenta, a fração não ionizável do gás na água também aumenta. A temperatura também causa um aumento na relação entre as moléculas não-ionizáveis (NH_3) e ionizável (NH_4), mas o seu efeito é menor do que o do pH.

Os peixes não parecem reconhecer a presença da amônia na água, em face de ser um gás inodoro, e morrem sem manifestar qualquer reação de se afastarem da zona de contaminação. Fisiologicamente, a amônia faz aumentar o consumo de oxigênio nos tecidos, provoca dilaceramento das guelras e reduz a capacidade do sangue de transportar o oxigênio.

De modo geral, a existência de peixes e outras formas de vida é um forte indicativo da qualidade de uma fonte de água para piscicultura. Técnicos e aquicultores devem desconfiar da qualidade de águas superficiais desprovida de organismos vivos. Os fatores limitantes devem ser identificados e corrigidos com práticas economicamente viáveis para adequação desta água à piscicultura.

3 - IMPACTO DOS USOS DA ÁGUA NO AMBIENTE E CAPACIDADE DE SUPORTE

3 - IMPACTO DOS USOS DA ÁGUA NO AMBIENTE E CAPACIDADE DE SUPORTE

Problemas de escassez e degradação dos recursos hídricos devido ao crescimento populacional e a forte industrialização demandam uma mudança de comportamento no uso deste recurso diante da possibilidade de uma crise na disponibilidade de água. Tais processos ameaçam os ecossistemas aquáticos, destruindo o equilíbrio normalmente apresentado. Além disso, a degradação do meio ambiente, muitas vezes, não é paga pelos agentes causadores, tornando-se uma externalidade para o sistema econômico, pois afetam 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. Estes serviços são de extrema importância ao suporte das funções que garantem a sobrevivência das espécies. De uma maneira geral, todas as espécies animais e vegetais dependem dos serviços ecossistêmicos para sua sobrevivência. Esta 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 requer: (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) estimativa das possíveis causas no sentido de impedir ou amenizar alguma porção do problema e (4) a valoração monetária dos impactos. Esta relação entre impacto causado ao ambiente e sua avaliação monetária requer uma metodologia que possibilite a avaliação dos seus custos.

A irrigação também pode gerar impactos sobre a qualidade da água. Segundo Bernardo (2008), o excesso de água aplicada à área irrigada, que não é evapotranspirada pelas culturas, retorna aos rios e córregos por meio do escoamento tanto superficial quanto subsuperficial ou vai para os depósitos subterrâneos, por percolação profunda, arrastando consigo sais solúveis, fertilizantes (N, P e nitratos), resíduos de defensivos e herbicidas, elementos tóxicos, sedimentos, etc.

A contaminação de rios e córregos é mais rápida e acontece imediatamente após a aplicação da água na irrigação por superfície, ou seja, por sulco, faixa e inundação. No Brasil, tem-se verificado sérios problemas devido à aplicação de herbicidas na irrigação por inundação no arroz, uma vez que parte da vazão aplicada sempre circula pelos tabuleiros e retorna aos córregos. É inerente ao método de irrigação por sulco, o escoamento, no seu final, de parte da vazão aplicada no início do sulco. Essa vazão que escoar no final dos sulcos traz sedimentos (em virtude da erosão no início do sulco), fertilizantes, defensivos e herbicidas. No final da parcela, ela é coletada pelo dreno que a conduz aos córregos.

A contaminação de rios e córregos também pode ocorrer de um modo pouco mais lento, por meio do lençol freático subsuperficial que arrasta os elementos citados, exceto os sedimentos. Essa contaminação pode ser agravada se, no perfil do solo irrigado, houver sais solúveis, já que a água que se movimenta no perfil do solo arrasta tanto os sais trazidos para a área irrigada pela água de irrigação como os sais dissolvidos no perfil do solo. A contaminação da água subterrânea é muito mais lenta. O tempo necessário para a água percolada atingir a água subterrânea aumenta com o decréscimo da permeabilidade do solo e com a profundidade do lençol freático.

Dependendo da permeabilidade do solo, para a água atingir um lençol freático situado a aproximadamente 30 m de profundidade, o tempo necessário pode variar de 20 a 50 anos. Tal fato se torna um problema mais sério, tendo em vista que transcorrerá muito tempo até se ter ciência de que a água subterrânea está contaminada. Na poluição da água subterrânea, os sais dissolvidos, os nitratos, os pesticidas e os metais pesados são as substâncias químicas mais preocupantes.

Quanto maiores forem as perdas por percolação e por escoamento superficial na irrigação, maiores serão as chances de contaminação dos mananciais e da água subterrânea. Assim, torna-se cada vez mais necessário dimensionar e manejar os sistemas de irrigação com maior eficiência. Antes de implementar um projeto de irrigação, notadamente de irrigação por superfície, é de suma importância um estudo geológico da região para evitar áreas com alto potencial de contaminação dos recursos hídricos, em razão da existência de grandes concentrações de sais solúveis, no perfil do solo.

A água que retorna da irrigação pela superfície ou subsuperfície deve ser considerada componente dos recursos hídricos da bacia hidrográfica, pois a agricultura irrigada tem descarregado seu retorno de água diretamente no sistema hidrológico da bacia.

No caso da indústria, mesmo o volume de água usado sendo baixo (cerca de 10% do total de retiradas), seus impactos sobre a qualidade da água são significativos e crescentes. Entre esses impactos, devem citar-se: contaminantes biológicos; compostos químicos, como solventes e agrotóxicos orgânicos e inorgânicos, bifenilos policlorados (PCBs), amianto; metais, como chumbo, mercúrio, zinco, cobre; nutrientes, como fósforo e nitrogênio; matéria em suspensão, incluindo particulados e sedimentos; alterações na temperatura provocadas por descargas de efluentes de água utilizada para resfriamento; produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (ANA; PNUMA, 2011).

As indústrias são responsáveis pelo lançamento de 300 a 400 milhões de toneladas de metais pesados, solventes, lodo tóxico e outros resíduos nos corpos de água, conforme revela o Programa Mundial para Avaliação dos Recursos Hídricos (WWAP, na sigla em inglês) da Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (Unesco) (ANA; PNUMA, 2011). No Brasil, muitos corpos d'água se encontram em situação dramática, como revelam os Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2012). É o caso dos rios das Velhas (MG), Capibaribe e Ipojuca (PE), Iguaçu (PR), e Tietê (região metropolitana de São Paulo), que, no período de 1992 a 2009, tiveram Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) acima do limite estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama)¹². Já os rios Tibagi (PR), Doce (MG), Paraíba do Sul (RJ), dos Sinos, Caí e Gravataí (RS), além da represa Guarapiranga (São Paulo), no mesmo período, tiveram valores de DBO abaixo dos limites do Conama, exceto por valores acima da média ocasionais no rio dos Sinos (2006) e na represa Guarapiranga (1994 e 1999).

Ainda de acordo com o documento Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2012), a DBO apresentou valores médios anuais altos e oscilantes ao longo do tempo para a maioria dos rios, indicando que as medidas de controle e redução da poluição hídrica ainda não surtiram efeito. Ressalte-se que a DBO reflete o conteúdo de matéria orgânica do corpo hídrico que tem como origens principais o lançamento de

esgotos domésticos sem tratamento, o carreamento de fertilizantes usados em excesso na agricultura e a suinocultura.

Outro setor usuário que pode ocasionar impactos na qualidade da água é a piscicultura. Os efluentes descarregados de uma produção piscícola podem conter três classes de poluentes: os nutrientes e matéria orgânica, microrganismos e os próprios peixes que podem escapar dos viveiros e/ou tanques rede.

A quantidade de nutrientes e de matéria orgânica descarregada depende da quantidade de alimentos utilizados e das práticas de manejo. O teor de nutrientes na ração deve ser balanceado para os peixes. A quantidade de alimento fornecido deve ser adequada em relação ao apetite, de modo que a perda de alimento seja mínima. A descarga de nutrientes para o corpo de água receptor resultará em aumento do crescimento de algas levando à eutrofização e desequilíbrio no ecossistema receptor. A descarga de muita matéria orgânica para o corpo de água receptor poderá resultar na falta de oxigênio durante a noite, como resultado da decomposição. A acumulação local de fezes de peixes poderá causar decomposição anaeróbia, possivelmente acompanhada da liberação de sulfeto de hidrogênio (H_2S), tóxico para pequenos animais e peixes.

A água efluente pode também conter uma concentração elevada de microrganismos patogênicos, como bactérias, vírus e fungos, que podem causar doenças nas populações do ecossistema receptor.

O transporte de organismos aquáticos entre criatórios, através da água utilizada no deslocamento, pode levar novos microrganismos para a fazenda receptora. O resultado pode ser um surto de doença nos peixes no local. Algumas populações selvagens podem, através da evolução natural, ter desenvolvido imunidade natural contra alguns microrganismos patogênicos, enquanto outros podem representar uma grande ameaça. O que pode acontecer quando vários peixes escapam de uma fazenda aquícola é que eles podem estabelecer um domínio no ecossistema, podendo resultar na competição por alimento. Outra possibilidade é que eles podem cruzar com os estoques locais e criar híbridos indesejados. Mesmo que não haja cruzamento, os peixes que escapam podem destruir os locais de reprodução ou criar ninhos de populações selvagens.

O nitrogênio e o fósforo, presente nos rios e lagos, constituem dois nutrientes básicos que dão suporte à cadeia alimentar. Os problemas advindos do aumento dessas concentrações refletem na proliferação de algas, no efeito tóxico da amônia nos peixes e nos déficits de oxigênio consumido no processo. Apesar do efluente de piscicultura apresentar grande volume com baixos teores de nutrientes (N e P), quando comparado com efluentes de origem doméstica, o seu lançamento direto e contínuo nos ambientes pode resultar em uma bioacumulação crônica e posteriormente a eutrofização, com consequências ecológicas negativas sobre o ambiente aquático.

Vale ressaltar que 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).

A capacidade ambiental para diluir e autodepurar as cargas orgânicas em um ecossistema aquático descreve uma propriedade inerente do ambiente que é 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 reestabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (VON SPERLING, 1996).

Tratando-se especificamente de corpos hídricos superficiais, em reservatórios, pondera-se a necessidade, antes de tudo, de conhecer sua dinâmica, relacionada a capacidade de suporte. Tal conhecimento é de suma importância, visto que ela irá impor qual carga orgânica máxima será tolerada por determinado lago ou açude. Outra abordagem, diferenciada, é a aplicada aos rios. Rios e riachos de regiões áridas e semiáridas costumam apresentar períodos sazonais de vazões muito baixas, fruto de uma má distribuição das chuvas e das características dos solos. Em alguns locais, tais vazões são nulas durante as épocas secas.

A carga orgânica presente nos esgotos, ao ser lançada no corpo hídrico receptor, será consumida majoritariamente pelas bactérias aeróbias (Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO de primeiro estágio) existentes no manancial e minoritariamente como

resultado da nitrificação (DBO de segundo estágio). Essas bactérias, ao receberem a carga extra de matéria orgânica, se multiplicam, o que acarreta em um maior consumo de oxigênio dissolvido (OD), diminuindo sua concentração que tenderá a cair até um mínimo onde, a partir dele, 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 a estabilização da matéria orgânica pelas bactérias. Ela é parâmetro de poluição dos esgotos e ferramenta imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água (PIVELI; KATO, 2005).

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

Os rios intermitentes representam ecossistemas particularmente ameaçados, devido principalmente à falta de práticas de gestão e de políticas e/ou legislação de proteção adequada (DATRY, 2014). Formigoni *et al.* (2011) comentam que rios intermitentes possuem ecologia própria e o conhecimento mais aprofundado de sua hidrologia e da qualidade hídrica é essencial para a manutenção de seu ambiente.

Rios intermitentes apresentam dinâmica diferenciada nos ciclos biogeoquímicos, quando comparados aos rios perenes. A variabilidade das transformações da matéria orgânica e demais nutrientes podem ser maiores, comparativamente. Um exemplo seria o que ocorre com trechos de rios desconexos, que permanecem por um tempo com água, mas funcionando como pequenos reservatórios de água afastados. Nestes, em condições de hipóxia, amônia e fosfatos podem ser liberados a partir dos sedimentos.

Quando efluentes municipais e industriais são lançados nesses rios temporários, dependendo da época sazonal, tais efluentes podem representar a totalidade das vazões disponíveis modificando o habitat disponível, padrões de temperatura, regimes do oxigênio dissolvido, cargas de nutrientes, constituintes químicos e toxicidade da

água. Nos Estados Unidos, aproximadamente 23% dos efluentes regulados liberados em rios temporários entram em condições de vazões de diluição menores que 10 vezes o mínimo estipulado; em condições de secas severas esta percentagem sobe para 60% (BROOKS, 2006).

Um ecossistema possui diversas propriedades interligadas, possuindo a característica de se manterem mais estáveis frente às perturbações externas conforme eles crescem e se tornam mais complexos. À medida que o ecossistema cresce em tamanho e complexidade, mais energia é consumida. Parte desta energia é consumida para manter o crescimento e outra parte é consumida para diminuir a entropia, devido ao aumento da complexidade. Portanto, existe uma capacidade máxima de suporte do ecossistema relativa ao seu crescimento.

Nos ecossistemas aquáticos, quando algum nutriente que está normalmente disponível às algas se torna mais escasso, ele passa a desempenhar um papel limitante da produtividade primária, ou seja, se torna um nutriente limitante. Este conceito de nutriente limitante é base aos estudos de controle da eutrofização. A ideia central é que, controlando a entrada de certos nutrientes limitantes, através da identificação e redução de sua entrada nos ambientes, o crescimento e reprodução das algas possam ser controlados (JI, 2007).

De acordo com a lei do mínimo de Liebig, o crescimento de um organismo limita-se ao elemento essencial que se encontra em uma concentração inferior ao requerido por este organismo. Esta lei foi proposta no final do século XIX, quando o então pesquisador Justus von Liebig, estudando o crescimento de plantas, notou a relação entre o crescimento dos organismos e os recursos escassos no ambiente (BERRYMAN, 2003; JI, 2007).

Diante dos impactos negativos que os diferentes usos podem causar sobre a qualidade de água e suas consequentes externalidades é imprescindível que seja aplicado algum mecanismo de cobrança por esses custos ambientais.

4 - EXPERIÊNCIAS SOBRE COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA BRASILEIRA E INTERNACIONAL

4 - EXPERIÊNCIAS SOBRE COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA BRASILEIRA E INTERNACIONAL

A temática sobre conservação dos recursos naturais é uma constante no debate mundial principalmente após a difusão do conceito de sustentabilidade. Dentre esses recursos destaca-se a água como bem não-renovável e que detém papel significativo no desenvolvimento econômico e social.

Para Soares (2009), é indiscutível a necessidade do uso da água pela sociedade, tanto fisiologicamente quanto para seu crescimento econômico, social e político. A demanda ultrapassa a condição individual e se expande à categoria coletiva, o crescimento populacional e a urbanização afetam sua qualidade e as mudanças climáticas impactam na sua disponibilidade. Assim, é possível interpretar a água como objeto de disputa e, por isso, de necessária intervenção política por meio de instrumentos de gestão e de mecanismos de comando e controle.

Dentre esses instrumentos tem-se a cobrança pelo uso da água que está fundamentada nos princípios "poluidor-pagador" e "usuário-pagador". Conforme o primeiro, se todos têm direito a um ambiente limpo, o poluidor deve pagar pelo dano que provocou. Desse modo, havendo um custo social proveniente de uma determinada atividade, esse custo deve ser internalizado ou assumido pelo empreendedor. Segundo, o princípio do "usuário-pagador", o usuário deve pagar pela utilização da água (SANTIN; GOELLNER, 2013).

Trata-se de um instrumento de gestão que, via mecanismos de preços, orienta os agentes a valorizarem os bens e serviços ambientais, de acordo com suas ofertas e/ou escassez e em consonância com seus custos de oportunidade social (ANA, 2013a). Sua implementação envolve questões legais, institucionais, técnicas e sociais além do modelo de preço mais apropriado.

O valor da cobrança, em geral, é o resultado da multiplicação da base de cálculo pelo preço unitário (Equação 1). Também pode-se aplicar um coeficiente para adaptar o mecanismo em função de objetivos específicos.

$$\text{Cobrança} = \text{Base de cálculo} \times \text{Preço unitário} \times [\text{Coeficientes}] \quad (1)$$

A base de cálculo é o componente que busca quantificar o uso da água como captação, consumo e diluição. O preço é definido em função dos objetivos da cobrança podendo adotar teorias econômicas como do preço médio, preço público, preço ótimo e custo de efetividade (MAGALHÃES FILHO, 2013).

Para Formiga-Johnsson *et al.* (2002), a teoria econômica é empregada na determinação do preço unitário apenas como base conceitual para a estimativa inicial, pois a sua definição final, em alguns países, é resultado de um processo político de negociação.

Ao longo de décadas, diversos países têm buscado instituir a cobrança como mecanismo de controle da qualidade das águas. Esse mecanismo pode considerar diferentes características do poluidor (como o setor), do efluente (volume ou concentração de poluente) ou a capacidade de suporte do corpo hídrico receptor desse efluente conforme exposto no **Quadro 4.1**. Uma descrição mais detalhada do modelo adotado pela França, Holanda, Alemanha, Estados Unidos e Brasil é apresentado na sequência do texto.

4.1 - FRANÇA

A França é um dos países precursores na adoção da cobrança com o objetivo de combater a redução da qualidade da água dos corpos hídricos. O sistema de cobrança francês foi instituído pela Lei das Águas de 1964 e foi implementado gradualmente. Seu modelo é estruturado no Comitê de Bacias tendo as Agências de Água como o órgão gerenciador e arrecadador das cobranças pelos serviços executados.

Inicialmente, esse modelo previa três tipos de cobrança: (i) cobrança pela “deterioração da qualidade da água” (poluição); (ii) cobrança pela captação de água; (iii) cobrança pela modificação do regime da água.

Quadro 4.1 - Resumo da Cobrança pela poluição da água de alguns países.

Países	Execução	Modelo baseado no(a)	Observações
Alemanha	Estados alemães (Länder)	Unidade de poluição/Conteúdo da poluição	i. Cobrando sobre a concentração e nocividade de poluentes específicos ii. Aplicado multas
Austrália	Estado/Jurisdição do Território	Volume e conteúdo da poluição/Localização	i. Cobrado sobre 17 tipos de poluentes ii. Aplicado multas
Bélgica	Autoridades locais	Unidade de poluição/Conteúdo da poluição	i. Existência de taxas regionais pelo volume de chorume ii. Aplicado para matéria orgânica, sólidos suspensos, metais pesados e nutrientes
Canadá	Províncias/Municípios	Conteúdo da poluição	i. Diferenciado por província ii. Componente da tarifa de água
Dinamarca	Municípios	Conteúdo da poluição/Consumo de água	i. Taxa pela água residuária ii. Agricultura é isenta iii. Aplicado multas
Espanha	Autoridades de Bacias	Conteúdo da poluição/Localização	Componente da tarifa de água
Estados Unidos	Redes de Água	Volume e conteúdo da poluição	
França	Agências de Bacia	Conteúdo da poluição/Usos	i. Cobrança varia conforme o uso e a agência de bacia ii. Componente da tarifa de água iii. Aplicado multas
Holanda	Governo Central/Water Boards	DBO, DQO, metais pesados	i. Grandes usuários são monitorados de perto ii. Aplicado multas
México	-	Corpo hídrico receptor/Localização/Volume e conteúdo da poluição	Aplicado para matéria orgânica e sólidos suspensos
Noruega	Municípios	Conteúdo da poluição	Aplicado para pesticidas
Polônia	Voivodships/Regional Boards	Volume e tipo de poluente	i. Cobrança por setores industriais ii. Aplicado multas
República Tcheca	Estado Ambiental	Conteúdo da poluição	i. Cobrança pela quantidade de efluentes ii. Aplicado multas

Fonte: Adaptado de OECD (2010).

As duas primeiras foram implementadas a partir de 1969, de maneira diferente entre as Agências de Água. A terceira nunca foi implementada até a modificação do sistema de cobrança em 2007. Em 1975, os mecanismos de cobrança foram determinados no nível nacional e foi instituído um sistema de descontos (primes) quando existisse sistema de tratamento de efluentes. A partir de 2008, o sistema foi completamente modificado, passando a considerar os seguintes tipos de cobrança (COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE, 2012):

- i. Captação de água – aplicada a todos os usuários de água;
- ii. Poluição da água – instituída para o lançamento de efluentes;
- iii. Modernização das redes de coleta de esgoto – utilizada no setor de saneamento básico;
- iv. Poluições difusas – aplicada a venda de agrotóxicos com valor modificado conforme a toxicidade e periculosidade do produto;
- v. Armazenamento de água em período de estiagem – baseada no volume de água armazenado;
- vi. Obstáculos em cursos de água (barramentos) – calculada com base na altura dos barramentos e na vazão do rio no qual o barramento está localizado;
- vii. Proteção dos ecossistemas aquáticos – paga pelos pescadores.

A metodologia de cálculo da cobrança é definida de maneira uniforme para toda a França, mas cada Comitê/Agência fixa os coeficientes multiplicadores e os valores unitários específicos para cada fator gerador: vazão captada e fatores de poluição. Os preços unitários tendem a refletir o grau de escassez do recurso ou a sensibilidade do corpo hídrico às cargas poluentes.

O componente de poluição para o setor de saneamento francês é diretamente proporcional ao volume de água faturado aos usuários domésticos. O tratamento de efluentes não resulta em uma diminuição dessa cobrança, mas em um prêmio (*prime*) pago pela Agência de Água à empresa de saneamento. O valor desse prêmio depende da quantidade de poluição tratada e de diversos parâmetros indicativos de boas práticas no setor de tratamento de esgotos domésticos: funcionamento da estação de tratamento, destino dos lodos, modalidades da coleta de esgotos, etc. Em áreas com

cobertura de coleta de esgotos, a cobrança pela poluição é realizada na mesma fatura do abastecimento público (LANNA; LAIGNEAU, 2010).

Segundo os mesmos autores, no setor industrial, a cobrança é baseada na poluição lançada, determinada pela Equação 2:

$$\text{Poluição anual faturada} = 12 \times \frac{(\bar{k} + k_{max})}{2} \quad (2)$$

Em que,

\bar{k} é a poluição média anual;

k_{max} é o valor máximo das poluições médias mensais consideradas no cálculo da \bar{k} .

A medição da poluição lançada é obrigatória a partir de certa quantidade de poluentes quando tecnicamente possível. Em outros casos, a poluição é determinada pela diferença entre o nível teórico de poluição produzido no segmento industrial e o nível teórico de poluição tratada pelos sistemas de tratamento existentes, determinados por coeficientes para cada parâmetro de poluição, do segmento industrial, do tipo de sistema de tratamento e do destino dos lodos.

A cobrança de alguns parâmetros (matérias oxidáveis, nitrogênio e fósforo) é aumentada nas zonas com problemas de eutrofização. Também se tem o aumento do valor cobrado para outros parâmetros (tóxicos, compostos halogenados e metais pesados) quando o lançamento é realizado em águas subterrâneas.

A poluição dos cursos de água por materiais orgânicos e fósforos, fosfatos e amônio, diminuiu com a implementação de uma sequência de normas mais rigorosas para os detergentes e a queda no uso de fertilizantes fosfatados (SOeS, 2014).

No setor de criação intensiva de animais, a cobrança pela poluição é proporcional ao efetivo do rebanho sendo o valor anual igual a 3€ por unidade bruta de pecuária. Considerando que 1 UGB é equivalente a 85 g de nitrogênio. A UGB é similar Bovino Equivalente – BEDA utilizado no Brasil.

A cobrança pela poluição difusa é aplicada sobre os distribuidores, a fim de o tornar mais perceptível aos agricultores. Como resultado, as tarifa pagas pelos agricultores quintuplicou entre 2007 e 2013 (COUR DES COMPTES, 2015). Contudo, segundo o

mesmo autor, ela continua a ser pequena (6% dos encargos em 2013) e muito inferiores aos custos de saúde e ambientais que a agricultura gera. Além disso, o imposto de poluição difusa não é cobrado sobre os fertilizantes minerais, com os objetivos das diretivas-quadro Nitratos e Água.

Embora o sistema de cobrança francês seja eficaz para cobrir o custo do abastecimento de água e saneamento, ele cumpre imperfeitamente o princípio poluidor-pagador, uma vez que as externalidades decorrentes das atividades agrícolas e econômicas são suportadas pelos consumidores (LEVRAUT *et al.*, 2013). Na bacia do Rhône-Mediterrâneo, por exemplo, a cobrança para irrigação representou, em 2013, apenas 3% da cobrança total, apesar de a irrigação ter representado 70% da captação de águas superficiais (COURS DES COMPTES, 2015). Outro exemplo é que os encargos pagos pela indústria diminuíram em torno de 15% entre 2007 e 2013 (COURS DES COMPTES, 2015), enquanto que para a poluição doméstica não há redução da cobrança mesmo a água sendo tratada antes de lançada nos corpos hídricos (LEVRAUT *et al.*, 2013).

4.2 - HOLANDA

A cobrança foi instituída na Holanda em 1970 por meio da promulgação da Lei de Poluição das Águas Superficiais (PSWA). Esta lei foi uma resposta ao cenário de deterioração da qualidade das águas que impactava este país. Ela previa que os lançamentos de efluentes em águas superficiais e em redes de esgoto realizadas por usuários domésticos ou industriais estariam sujeitos a uma taxa de poluição.

O objetivo da cobrança consistia em aumentar as receitas para financiar a redução e a prevenção da poluição da água. Até 2000, os recursos arrecadados foram utilizados para subsidiar a construção de sistemas de tratamento mas, atualmente, também são utilizados para custear o sistema de gestão.

A Direção-Geral de Obras Públicas e Gestão da Água (Rijkswaterstaat) é responsável pela cobrança sobre as descargas nas águas estaduais. Desde 1993, a escolha dos parâmetros de poluição e as tarifas exigem a aprovação do Parlamento, enquanto anteriormente era de exclusiva responsabilidade do Rijkswaterstaat. Para as águas não estatais, a cobrança está sob responsabilidade das Water Boards. Neste caso, eles são

livres para fixar tarifas. A PSWA também permite que as Water Boards ajustem a cobrança em relação aos níveis de cloreto, sulfato, fósforo e prata (WARMER; DOKKUM, 2002).

Do ponto de vista específico da água subterrânea, a cobrança aplicada se insere claramente na lógica de instrumento de gestão ao objetivar a redução das extrações excessivas, em determinadas regiões, e a proteção desses mananciais para abastecimento público, geralmente de melhor qualidade que as águas superficiais (MMA, 2001).

Em Dezembro de 2009 entrou em vigor a nova Lei Holandesa da Água (Water Act). Esta Lei previu novas medidas de proteção aos recursos hídricos e buscou instituir um sistema integrado de gestão. Sendo a governança realizada em três níveis: nacional, provincial e municipal (neste nível tem-se também as autoridades regionais).

A cobrança passou a ser regida por cinco princípios: (i) princípio do beneficiário; (ii) poluidor-pagador; (iii) recuperação de custos; (iv) princípio da solidariedade; e da (v) legalidade. Em termos gerais, ela é calculada multiplicando a carga de poluição expresso em unidades de poluição (p.u.) pela tarifa unitária (para as águas estaduais corresponde a € 35.30/p.u) tendo como base a quantidade e a natureza das substâncias lançadas no corpo hídrico durante o ano civil. Este cálculo aplica-se tanto a lançamentos na rede de esgoto quanto lançamentos diretos nas águas superficiais.

Segundo a Nova Lei da Água (MINISTER OF JUSTICE, 2009), uma unidade de poluição deve ser igual:

- consumo anual de 54,8 quilogramas de oxigênio (a determinação desse consumo é realizado com base na DQO e DBO);
- 100 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba o cromo, o cobre, o chumbo, o níquel, a prata e o zinco;
- 0,1 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba arsênio, mercúrio e cádmio;
- 650 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba os cloretos e sulfatos;
- 20 quilogramas para o grupo de substâncias que engloba o fósforo.

Segundo o mesmo autor, o Executivo Provincial está autorizado a impor a cobrança sobre as águas subterrâneas, para cobrir os custos incorridos pela província. O número de unidades de poluição em relação ao peso em quilogramas para os grupos de substâncias lançadas nas águas subterrâneas geridas pelo Estado devem ser reduzidas a um mínimo de zero por estabelecimento comercial, esgoto ou estação de tratamento.

Vale ressaltar que a qualidade da água na Holanda melhorou consideravelmente durante décadas, porém, segundo a Dutch Water Authorities (2015), este cenário está se revertendo devido, principalmente, a fontes difusas de poluição (materiais de construção, tráfego, agricultura, etc), que se situam para além do controle direto das autoridades da água.

De modo geral, pode-se dizer que o objetivo principal da cobrança na Holanda é a geração de receitas para o financiamento de programas de recuperação da qualidade das águas, notadamente a construção e manutenção de estação de tratamento de esgotos e pesquisas de novas tecnologias, e para o custeio das despesas técnico administrativas da gestão das águas (comando-e-controle) e do próprio sistema de cobrança. Do ponto de vista específico da água subterrânea, a cobrança é aplicada para proteger esses mananciais para abastecimento público.

4.3 - ALEMANHA

Na Alemanha, a competência de conservação, proteção e gestão das águas é assegurada aos Estados alemães (Länder), que controlam, inclusive, a eficácia dos serviços municipais de saneamento básico. A organização político-administrativa de gestão das águas na Alemanha é estruturada em nível estadual, podendo ser bastante distinta de um Land a outro. Cada Land alemão, tal como os comitês franceses de bacia, pode decidir pela isenção dos encargos da cobrança de um determinado tipo de uso ou setor usuário.

O Estado federal (Bund) se restringe à adoção de normas e regras de gestão aplicáveis em todo o território nacional, as quais podem ser complementadas e reforçadas (mas jamais atenuadas) pelos Länder. Foi assim que a cobrança pelo lançamento de efluentes passou a ser introduzida, em nível nacional, pela Lei federal de 1976, sendo

somente aplicada cinco anos após sua promulgação, em 1981. Essa lei propiciou, ao mesmo tempo, uma revisão da política de controle da poluição operacionalizada pelos Länder cujas bases foram estabelecidas pela Lei federal das águas de 1957.

A cobrança exerce uma função complementar aos instrumentos de comando e controle. Ela abrange a: (i) Cobrança pela captação de águas superficiais e subterrâneas, praticada em alguns estados; (ii) Cobrança pela poluição instituída pela Lei Federal da Taxa de Esgotos. Esta última é utilizada exclusivamente para financiar melhorias na qualidade da água.

Todos aqueles que lançam efluentes (tratados ou não) nos corpos hídricos, acima do limite estabelecido, pagam a taxa de esgoto, que é fixada em função da carga tóxica do efluente e independente da qualidade ambiental do corpo hídrico receptor. Teoricamente, a cada carga equivalente definida por um poluente corresponde o mesmo efeito tóxico no corpo hídrico, ou seja, 50 kg de DBO, 3 kg de fósforo, 500 gramas de cromo, etc. diluídos no mesmo volume de água, apresentam o mesmo efeito tóxico (MAGALHÃES FILHO, 2013).

Conforme o mesmo autor, outra inserção na legislação alemã foi à inclusão da cobrança por emissão de nutrientes, com o objetivo de reforçar as políticas de controle da eutrofização no Mar do Norte e Báltico.

O controle da poluição hídrica é centrado principalmente na fixação de padrões de emissão baseado na tecnologia aceitável ou, no caso de efluentes contendo substâncias perigosas, a melhor tecnologia disponível. Mesmo existindo cobrança por lançamento de efluentes, não se pode emitir carga poluente acima dos padrões determinados em lei. A cobrança pela poluição residual parte do princípio que, mesmo em quantidades reduzidas, as emissões causam perdas econômicas aos demais usuários, e por isso precisam ser ressarcidos (RAMOS, 2007).

Os sistemas de tarifação têm ajudado a reduzir a geração de resíduos e aumentar as taxas de reciclagem. A tarifa cobrada aos consumidores finais inclui taxas de esgoto para cobrir os custos de operação e manutenção das estações de tratamento (OECD, 2012). Os recursos da cobrança são recolhidos ao nível do Land e os rendimentos são utilizados para preservação e melhoria da qualidade da água, conforme já citado.

4.4 - ESTADOS UNIDOS

A poluição nas águas superficiais estadunidense é regulada pela Clean Water Act (CWA). Esta Lei, originalmente promulgada em 1948 sob a denominação de Lei Federal de Controle da Poluição da Água forneceu um papel limitado para o governo federal e não alterou significativamente as práticas de controle de poluição. Foi completamente reescrita e expandida em 1972, novamente em 1977, 1987 e novamente em 2002.

Antes de 1987, os programas de controle da poluição da água eram dirigidos principalmente para fontes pontuais, ou seja, os resíduos descarregados pelas instalações industriais e municipais a partir de fontes discretas, tais como tubos e emissários. As emendas à lei em 2006 autorizaram medidas para lidar com fontes não-pontuais (escoamento de terras agrícolas, florestas, canteiros de obras e áreas urbanas), que representam mais de 50% dos problemas de poluição da água do país. O ato também proíbe a descarga de petróleo e substâncias perigosas em águas dos Estados Unidos (COPELAND, 2016).

Conforme o mesmo autor, essas emendas orientam os estados a desenvolver e implementar programas de gerenciamento de poluição não-pontuais e os encoraja a prosseguir com atividades de proteção das águas subterrâneas como parte dos seus esforços globais de controle da poluição. O governo federal subsidia financeiramente esses programas e atividades. Esse subsídio pode cobrir até 60% dos custos de implementação do programa.

A CWA incorpora uma filosofia de parceria federal-estado em que o governo federal define a agenda e as normas para a redução da poluição e os estados realizam atividades cotidianas de implementação e execução.

Os Estados têm direitos e responsabilidades substanciais em parceria com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA). Eles são responsáveis pela revisão, estabelecimento dos padrões de qualidade da água (WQS) que são constituídos por 3 elementos:

- i. o uso designado para o corpo hídrico;
- ii. o(s) critério(s) de qualidade da água necessário a proteger o(s) uso (s);

iii. a política de antidegradação.

A definição dos usos para os corpos hídricos é de competência estadual, levando em consideração a demanda e o valor da água para garantir o abastecimento público, a propagação de peixes e fauna selvagem, os fins recreacionais, a agricultura, a indústria e a navegação. O(s) critério(s) de qualidade da água devem ser adotados pelos estados em conformidade com os critérios estabelecidos pela EPA. Esta estabeleceu critérios numéricos e qualitativos para mais de 115 poluentes incluindo 65 classes ou categorias de substâncias químicas tóxicas. Finalmente, a política de antidegradação tem por objetivo proteger o(s) uso(s) designado(s), impedindo que o lançamento de efluentes reduza a qualidade da água em corpos hídricos que a possuam em qualidade superior a necessária a atender os WQS (COPELAND, 2008).

Ao estabelecer diretrizes para o lançamento de efluentes, a EPA considera dois fatores: o desempenho das melhores tecnologias de controle de poluição ou práticas de prevenção da poluição que estejam disponíveis para uma determinada tipologia industrial e a viabilidade econômica desta tecnologia ser adotada pela indústria em questão, considerando os custos e os benefícios necessários à redução do lançamento de efluentes.

As tecnologias são divididas em três categorias: melhor tecnologia convencional de controle de poluentes (Best Control Technology, BCT), melhor tecnologia de controle praticável e disponível (Best Practicable Technology – BPT) ou a Melhor Tecnologia Disponível (Best Available Technology – BAT).

Para atingir seus objetivos, a CWA baseia-se no conceito de que todas as descargas nas águas da nação são ilegais, a menos que especificamente autorizado por uma licença, o National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES).

O NPDES é uma outorga exigida das fontes pontuais que lancem efluentes nos corpos hídricos, na qual padrões e condições de lançamento por tipologia industrial são definidos e tecnologias de controle de lançamento são sugeridas pelo EPA. Ele estabelece o limite de lançamento para cada fonte pontual e sugere qual tecnologia de controle de lançamento à fonte deve adotar para atingir tal limite. Até março de 2008, quarenta e cinco estados americanos estavam capacitados a emitir o NPDES, os

demais estados e territórios estão sob responsabilidade do EPA (COPELAND, 2008). Vale ressaltar que as fontes difusas não estão sujeitas ao NPDES.

Caso o corpo hídrico continue contaminado mesmo após a instalação pelo poluidor das tecnologias de controle, o estado deverá implementar outras estratégias como o Total Maximun Daily Load (TMDL).

O TMDL corresponde ao cálculo da quantidade máxima diária de um determinado poluente que pode ser lançada em um corpo hídrico por fontes pontuais e difusas. Para os corpos hídricos que não estejam atendendo aos WQS é definido uma carga total máxima diária de lançamento de cada um dos poluentes pelos Estados. Caso o Estado não determine o TMDL, o EPA então, em substituição ao Estado o faz.

Ainda em relação aos padrões de lançamento de efluentes, caso uma determinada indústria entenda que os padrões de lançamento estabelecidos no NPDES para sua tipologia industrial não se apliquem, esta indústria pode requerer que a EPA adote o fator fundamentalmente de diferenciação (FDC). A indústria deve provar a agência de proteção que a mesma possui características que a distinguem das demais na sua categoria e solicitar o FDC. Caso a EPA conceda o FDC, devem ser definidos padrões de lançamento específicos para àquela indústria com base nos efluentes a serem lançados (SALZMAN & THOMPSON, 2007).

Além das políticas regulatórias, o EPA tem três ferramentas econômicas básicas que podem ser utilizadas para reduzir a poluição da água, são elas: impostos, subsídios e licenças de poluição negociáveis. Conforme a OECD (2005) é utilizado recursos de Fundos Financeiros Rotativos ou programas de empréstimos para a construção de estações de tratamento de esgoto. Taxas de saneamento foram introduzidas em um número crescente nas redes de água, com sobretaxas frequentemente diferenciadas em função de parâmetros de qualidade, sólidos em suspensão, demanda de oxigênio e nutrientes. Os encargos são consideravelmente mais elevados para as empresas do que para as famílias.

A poluição difusa originada da agricultura é uma grande preocupação nos Estados Unidos pois, a Lei exige apenas que grandes empreendimentos obtenham licenças de poluição. Com isso, a maioria dos Estados utiliza incentivos econômicos para controlar

esse tipo de poluição. Massachusetts, por exemplo, introduziu em 2001 um imposto de pesticida, usando o produto para promover manejo integrado de pragas. Também em 2001, Oklahoma começou a fornecer incentivos a agricultores para vender adubo como fertilizante. Os compradores de estrume podem reclamar um crédito fiscal de cinco dólares por tonelada.

Os arranjos institucionais influenciam muito os preços que os agricultores pagam pela água de irrigação nos estados ocidentais. Esses preços podem variar substancialmente dentro de uma pequena região se alguns agricultores têm direitos sênior ou ribeirinho ou se outros agricultores compram água de um fornecedor público ou privado.

Em resumo pode-se dizer que a política de controle da poluição das águas dos Estados Unidos é dominada por instrumentos regulatórios e de comando e controle.

4.5 - BRASIL

A primeira ação para regular o aproveitamento das águas no Brasil ocorreu com o Código de Águas, estabelecido pelo Decreto Federal 24.643, de 10 de julho de 1934 que estabeleceu o princípio poluidor-pagador. Mas, somente em 1997, com a instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) que a cobrança pelo uso da água bruta se configura como instrumento de gestão. Neste país, a cobrança se constitui de uma remuneração pelo uso de um bem público, cuja receita é uma renda patrimonial ou da União ou do estado sob o qual está o domínio da água (ANA, 2013b).

No âmbito dos rios de domínio dos estados tem-se esse instrumento vigente: i) nas bacias do estado do Ceará, Paraíba, Bahia e Rio de Janeiro; ii) em São Paulo, nas Bacias PCJ, Paraíba do Sul e Sorocaba – Médio Tietê; e, iii) em Minas Gerais, nas Bacias Piracicaba e Jundiaí, na Bacia do Rio das Velhas e do Rio Araguari. Também se tem a cobrança instituída nas bacias interestaduais do: rio São Francisco, do rio Paraíba do Sul, do rio Doce, dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (ANA, 2015).

Os valores cobrados se diferenciam conforme a região, sazonalidade, padrão de qualidade de água, etc. A cobrança adotada nas bacias hidrográficas federais é composta pelas parcelas de captação (V_{cap}), consumo (V_{cons}), lançamento de DBO (V_{DBO}), geração de energia elétrica (V_{PCH}), agropecuária ($V_{agropec}$), transposição

(V_{transp}) conforme apresentado no **Quadro 4.2**. O preço unitário associado a essas parcelas estão expostos no **Quadro 4.3**.

Quadro 4.2 - Estrutura básica da cobrança pelo uso da água nas Bacias Hidrográficas dos rios São Francisco, Paraíba do Sul, Doce, Piracicaba, Capivari e Jundiá - PCJ.

São Francisco	Doce
$(V_{cap} + V_{cons} + V_{DBO} + V_{transp}) \times K_{gest\tilde{a}o}$	$(V_{cap} + V_{DBO} + V_{transp} + V_{PCH}) \times K_{gest\tilde{a}o}$
Paraíba do Sul	Piracicaba, Capivari e Jundiá
$\left(\begin{array}{l} V_{cap} + V_{cons} + V_{DBO} + V_{PCH} \\ + V_{agropec} + V_{transp} \end{array} \right) \times K_{gest\tilde{a}o}$	$\left(\begin{array}{l} V_{cap} + V_{cons} + V_{DBO} + V_{PCH} \\ + V_{agropec} + V_{transp} \end{array} \right) \times K_{gest\tilde{a}o}$

Fonte: Adaptado de Finkler, 2015.

A parcela referente ao lançamento de DBO busca reduzir a deterioração da qualidade da água dos corpos hídricos. A carga poluente lançada pode ser definida como a massa de um poluente que é lançada por uma unidade de tempo. A principal unidade de medida utilizada pelas bacias brasileiras é a $DBO_{5,20}$. Esta corresponde à quantidade de oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica por processos biológicos, a uma temperatura média de 20°C durante 5 dias.

Quadro 4.3 - Valores unitários praticados nas Bacias Hidrográficas dos rios São Francisco, Paraíba do Sul, Doce e PCJ.

Tipo de uso da água	Bacia Hidrográfica			
	Paraíba do Sul	PCJ	São Francisco	Doce
Captação (R\$/m ³)	0,01	0,0100-0,0127	0,01	0,018-0,030
Consumo (R\$/m ³)	0,02	0,0200-0,0255	0,02	-
Lançamento de matéria orgânica (R\$/kg DBO)	0,07	0,100-0,1274	0,07	0,100-0,160
Transposição (R\$/m ³)	-	0,0150-0,0191	-	0,022-0,040

Fonte: Finkler *et al.*, 2015

Os trabalhos desenvolvidos por Kelman (1997a, 1997b e 2000) constituem uma das primeiras propostas no país sobre a cobrança de qualidade utilizando o conceito de diluição de efluentes através do enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, de modo a fazer a ligação entre a gestão da quantidade e a gestão da qualidade da água. O autor argumenta que um dado usuário i de um trecho k que lança num curso

d'água um efluente durante um intervalo de tempo t , "se apropria" de um certo volume de água $q(i,t)$ para diluir um poluente p deste efluente.

A estrutura de pagamento pelo lançamento de carga orgânica nas Bacias Federais está exposta no **Quadro 4.4**.

Quadro 4.4. Estrutura do valor da cobrança pelo lançamento de carga orgânica.

Bacia Hidrográfica	Valor de cobrança pelo lançamento de carga orgânica, em R\$/ano
Paraíba do Sul	$CO_{DBO} \times PPU_{DBO}$
PCJ	$CO_{DBO} \times PUB_{DBO} \times K_{lan\ç\ classe}$
São Francisco	$CO_{DBO} \times PPU_{Lan\ç} \times K_{lan\ç}$
Rio Doce	$CO_{DBO} \times PPU_{DBO}$

Fontes: Dados obtidos em CBHSF (2008), CBH DOCE (2011); CBH PCJ (2005) e CEIVAP (2006).

Cada um dos parâmetros utilizados no **Quadro 4.4** estão descritos abaixo:

- CO_{DBO} corresponde a carga anual de $DBO_{5,20}$ efetivamente lançada, em kg;
- PUB_{DBO} representa o Preço Unitário Básico da carga de $DBO_{5,20}$ lançada;
- $K_{lan\ç\ classe}$ é o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor;
- $K_{lan\ç}$ simboliza o coeficiente que leva em conta objetivos específicos a serem atingidos mediante a cobrança pelo lançamento de carga orgânica;
- $PPU_{Lan\ç}$ representa o Preço Público Unitário para diluição de carga orgânica, em R\$/kg.

O valor da CO_{DBO} é calculado conforme segue:

$$CO_{DBO} = C_{DBO} \times Q_{lan\ç\ Fed} \quad (2)$$

Em que,

C_{DBO} = Concentração média anual de $DBO_{5,20}$ lançada, em kg/m^3 .

$Q_{lan\ç\ Fed}$ = Volume anual de água lançado, em m^3 , em corpos d'água de domínio da União, segundo dados de medição ou, na ausência desta, segundo dados outorgados, ou, por verificação da ANA no processo de regularização.

A concentração média anual de $DBO_{5,20}$ lançada pode ser resultado da média aritmética das medidas feitas pelo órgão ambiental estadual correspondente, ou pelo

usuário, por meio de metodologias acreditadas pelos órgãos ambientais; ou, na ausência das medidas pelo valor máximo constante no processo de licenciamento ambiental do lançamento; ou pelo valor verificado pela ANA no processo de regularização (CBH DOCE, 2011; CBH PCJ, 2005; CBHSF, 2008; CEIVAP, 2006).

Segundo os mesmos autores, o usuário que comprovar por medições, atestadas pelo órgão outorgante, em articulação com o órgão ambiental competente, que a carga orgânica presente no lançamento de seus efluentes for menor que a carga orgânica presente na água captada de um mesmo corpo de água, superando-se as metas de enquadramento no trecho de lançamento, o cálculo dos valores referentes ao pagamento pelo lançamento de carga orgânica poderá ser revisto, buscando-se uma compensação ao usuário. Contudo, não há especificação a implementação dessa medida.

A BCH PCJ considera um coeficiente referente ao nível de tratamento de efluentes, gerando descontos a usuários que possuam sistemas de abatimento de DBO. Tal aspecto implica na busca contínua por tecnologias de tratamento visando a diminuição da poluição lançada e a conseqüente melhoria da qualidade da água, não presente nas demais BCH.

No caso de rios de domínio do estado de São Paulo, por exemplo, a fixação de valores de cobrança pela diluição, transporte e assimilação de efluentes segue a equação 3:

$$Valor = \sum PUF_{PARÂMETRO(X)} \cdot Q_{parâmetro(x)} \quad (3)$$

Em que,

PUF corresponde ao preço unitário final do parâmetro X;

$Q_{parâmetro(x)}$ indica o valor médio da carga do parâmetro(x) em Kg presente no efluente final lançado, por lançamento, no período, em corpos d'água. Neste caso também se adota a $DBO_{5,20}$;

Os PUFs serão obtidos através da multiplicação dos Preços Unitários Básicos - PUBs por Coeficientes Ponderadores que estão designados no **Quadro 4.5**.

Quadro 4.5 - Coeficientes ponderados para diluição e lançamento de efluentes.

Classe de uso preponderante do corpo d'água receptor	Classe 2	1
	Classe 3	0,95
	Classe 4	0,90
Carga lançada e seu regime de variação, atendido o padrão de emissão requerido para o local	>95% de remoção	0,8
	>90% a ≤ 95% de remoção	0,85
	>85% a ≤ 90% de remoção	0,90
	>80% a ≤ 85% de remoção	0,95
	=80% de remoção	1
A natureza da atividade	Sistema Público	1
	Solução Alternativa	1
	Indústria	1

Fonte: Dados obtidos de CRH (2008)

O valor médio da carga do parâmetro, medido em Kg, pode ser obtido pela multiplicação da concentração média do parâmetro (X) em kg/m³ com o volume, em m³, de efluentes líquidos lançados em corpos d'água.

As condições e padrões de lançamento de efluentes estão definidos pela Resolução CONAMA 430 de 2011. Esta Resolução complementa e altera a Resolução CONAMA 357/2005 que definiu as diretrizes para o enquadramento de corpos d'água e definiu o seu conceito.

O enquadramento é o resultado de um planejamento, onde o Comitê de Bacia estabelece a meta de qualidade a ser atingida por determinado corpo hídrico. A Resolução CONAMA 357/2005 estabeleceu treze classes de qualidade para as águas doces, salobras e salinas, segundo os usos preponderantes. Para cada classe, são estabelecidos padrões individuais de nível de qualidade para cada substância em cada classe, a ser alcançado e/ou mantido em um segmento de corpo hídrico ao longo do tempo, estabelecidos segundo os padrões de qualidade da água.

Observando a metodologia de cálculo paulista em comparação com os modelos de bacias federais, considera-se que a grande maioria das bacias hidrográficas adotam uma estrutura semelhante.

5 - ESTRATÉGIA GERAL PARA A COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA

5 - ESTRATÉGIA GERAL PARA A COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA

5.1 - MODELO ATUAL DE COBRANÇA NO ESTADO DO CEARÁ

A cobrança pelo uso da água bruta foi efetivada no estado do Ceará em 1996 por meio do Decreto Nº 24.264 de 12 de novembro de 1996, que instituiu valores de tarifa para os usuários indústrias (R\$ 600,00/1.000m³) e para as concessionárias de serviço de água potável (R\$ 10,00/1.000m³) na Região Metropolitana de Fortaleza.

A criação dessa tarifa foi objeto de uma negociação política onde prevaleceu a ideia do fortalecimento do setor de água bruta, o que permitiu à Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) passar por uma reestruturação institucional e assumir o gerenciamento dos recursos hídricos. Para isso, foi realizado um Convênio com a Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE), a qual era responsável por cobrar da indústria e repassar metade do valor arrecadado a COGERH¹.

No período de 1998 a 2001, a bacia do Jaguaribe enfrentou um cenário de escassez hídrica. Nessa época, a cidade de Fortaleza não sentiu tão fortemente o problema da seca em virtude da existência do Canal do Trabalhador, que foi implantado em 1993 e possibilitou a transferência de águas entre as bacias Jaguaribe e Metropolitana, bem como desencadeou uma regularização de uso que incluía um cadastro simplificado, uma campanha de outorga e a autorização para uso insignificante.

Em meio a esse cenário de crise hídrica, surge a oportunidade de inovar as metodologias de gestão da escassez hídrica. Com isso, foi realizado um convênio entre a Agência Nacional das Águas (ANA), a COGERH e o Banco Mundial no qual se propunha um programa de realocação de água semelhante a um banco de águas denominado Águas do Vale (Comunicação Oral), que marca o início da definição de um sistema de cobrança para o setor de irrigação referente à captação de água superficial e subterrânea.

¹ Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014.

Nos anos de 2002 e 2003, foi realizado um estudo técnico realizado no âmbito do contrato da COGERH com o Consórcio Tahal - JP Meio Ambiente, o qual propunha modelos de tarifação para usuários de água bruta². Esse estudo subsidiou o Decreto nº 27.271 de 28 de novembro de 2003, tendo sido efetivado em 2004. Ele propôs e discutiu por meio do Grupo de Trabalho da Irrigação – GTI, três modelos de tarifação: o modelo binomial, o Custo médio da água (CMA-3) e o Modelo Capacidade de Pagamento e Subsidio (CPS).

Os modelos estudados pelo Consórcio tinham alguns aspectos que os delimitavam, dentre os quais se tem (TAHAL CONSULTING ENGINEERS LTD; JP MEIO AMBIENTE, 2002):

- A tarifa de água deveria cobrir todos os custos de operação, administração e manutenção (OAM) do sistema hídrico, incluindo as despesas do sistema de cobrança até então incipiente;
- A cobrança deveria ser diferenciada por uso, considerando a capacidade de pagamento de cada uso;
- A tarifação de usuários para usos com grande variação de capacidade de pagamento (como nos casos de irrigação, por exemplo) deveria ser diferenciada, criando-se instrumentos de subsídios cruzados.

A realização desse estudo técnico baseou-se em relatórios anteriores como o cadastro de usuários da COGERH (1998), a avaliação da capacidade de pagamento de diversos usos e usuários de água nos vales perenizados (BISERRA E LEITE, 2002), os estudos de cobrança pelo uso da água bruta para irrigação, desenvolvidos por Lanna (1994 e 1995) e Araújo (1996).

Biserra e Leite (2002) definiram que a tarifa média por uso deveria ser proporcional à capacidade de pagamento (Equação 3). Essa proporção representa, em percentual, quanto se deve cobrar dos diversos setores para que os custos de OAM sejam cobertos pela tarifa.

² Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014

$$\frac{TM_i}{CP_i} = K$$

(3)

Em que,

TM_i é a tarifa média do setor “i”;

CP_i é a capacidade de pagamento do setor “i”;

K é a razão da tarifa em relação à capacidade de pagamento. Corresponde ao percentual da capacidade de pagamento que deve se cobrar dos diversos setores para que os custos de operação e manutenção sejam cobertos pela tarifa de água.

Nesse modelo, a tarifa média por setor seria aplicada para os setores homogêneos e que detivessem um pequeno número de usuários, são eles: os setores de saneamento, os usuários do Canal do Trabalhador (CT) e a carcinicultura. Enquanto que o setor de irrigação, por ser heterogêneo, teria um modelo de tarifa de água diferenciado. Vale ressaltar que a tarifa do CT cobriria apenas os custos da disponibilização da água, sem incluir os custos de bombeamento, manutenção e operação do canal em si (TAHAL CONSULTING ENGINEERS LTD; JP MEIO AMBIENTE, 2003).

Contudo, a divulgação dos valores referentes ao setor de irrigação gerou protestos, tanto dos produtores rurais quanto dos Comitês de Bacias que, após uma audiência pública em 2004, deflagrou a suspensão da emissão dos boletos no ano seguinte até que uma nova discussão fosse realizada com relação a esses valores. Com isso, os valores foram atualizados pelo Decreto Nº 28. 244, de 11 de maio de 2006 com base no estudo técnico do Consórcio Tahal - JP Meio Ambiente.

O modelo binomial, composto por um componente referente ao consumo (tarifa de consumo) e outro equivalente à demanda outorgada (tarifa de demanda) foi definido como o modelo de tarifação para o estado do Ceará. Entretanto, em virtude da necessidade de estruturação do órgão de gerenciamento, da universalização da outorga, bem como, de uma maior compreensão e aceitação dos usuários, o Decreto Nº 29.373 de 08 de agosto de 2008 regulamentou que a cobrança devia ser implementada de forma monomial, admitindo tarifas apenas definidas com base na água consumida.

Dessa forma, foi decretado que a tarifa mensal pelo uso dos recursos hídricos seria calculada utilizando-se a equação 4:

$$T(u) = T \times V_{ef} \quad (4)$$

Onde,

T(u) = tarifa do usuário U;

T = tarifa-padrão sobre volume consumido;

V_{ef} = volume mensal consumido pelo usuário.

Para definir a tarifa-padrão foi estabelecida uma política de subsídios entre setores. Nesta política, a indústria subsidiava o setor de irrigação enquanto que, o saneamento teria a tarifa padrão-média. Além disso, foi instituído que, quanto maior a arrecadação menor seria o valor da tarifa de água (Comunicação Oral³).

O volume mensal de água bruta consumida pelos setores usuários tem sido calculado com base em dados obtidos com os seguintes métodos: (i) hidrometria; (ii) medições frequentes de vazões, onde é impossível a instalação de hidrômetros convencionais e, (iii) estimativas diretas, considerando as dimensões das instalações dos usuários, os diâmetros das tubulações e/ou canais de adução de água bruta, horímetros, entre outras (CEARÁ, 2009).

O modelo monomial é aplicado até o presente ano sendo atualizado de dois em dois anos por meio da revisão do valor arrecadado sendo o Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CONERH responsável pela análise e aprovação do cálculo da tarifa. Observando que neste modelo não se cobra pela diluição de matéria orgânica ou qualquer outro poluente.

Segundo a Lei Estadual de Recursos Hídricos (CEARÁ, 2010), não são cobrados os usos de vazões insignificantes de água, relativos:

³ Comunicação oral com Henrique Rolim, na COGERH, em Fortaleza, janeiro de 2014.

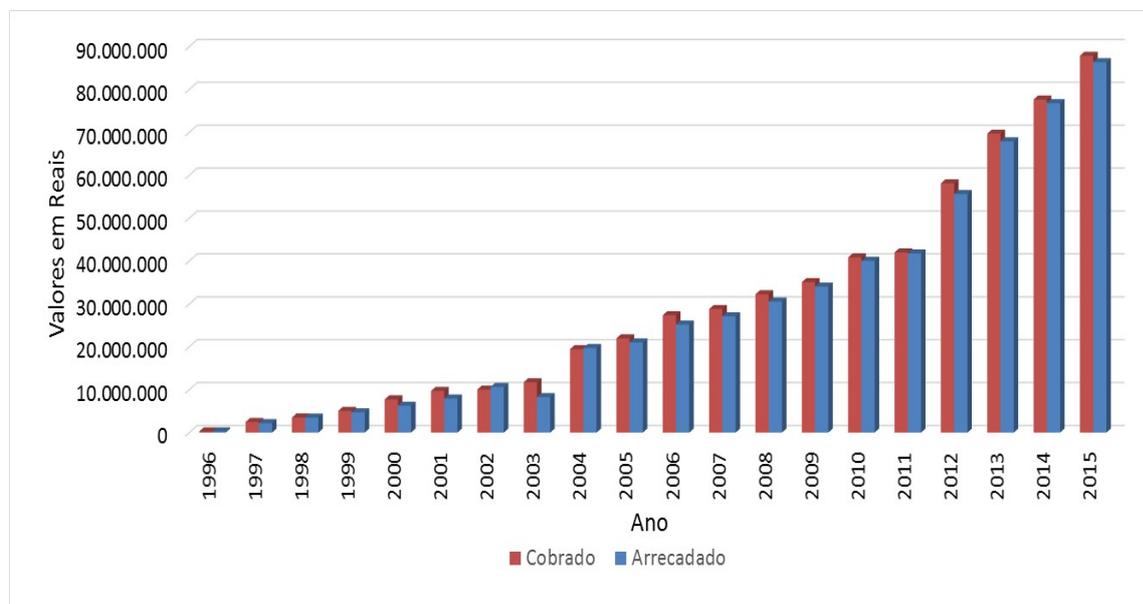
- i. aos recursos hídricos para satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural;
- ii. às derivações, às acumulações e às captações consideradas insignificantes e/ou em estado de calamidade pública.

Embora denominada tarifa, parte da cobrança no Ceará tem características de preço público. Entende-se por preço público, em sentido amplo, o valor cobrado pela prestação de uma atividade de interesse público qualquer, privativa ou do Estado, desde que prestada diretamente por uma pessoa jurídica de direito privado, estando sujeita a restrições na livre fixação do seu valor. É o que ocorre quando o Estado transfere a prestação de serviços públicos para terceiros, por meio de concessão, permissão ou autorização, ou quando o estado cria uma pessoa jurídica de direito privado para prestar o serviço público ou explorar a atividade econômica de interesse do estado (DUARTE, 2011).

Os valores arrecadados da cobrança são destinados ao custeio das atividades do gerenciamento dos recursos hídricos, envolvendo os serviços de operação e manutenção dos dispositivos e da infraestrutura hidráulica e dos sistemas operacionais de cobrança junto aos diversos usos e usuários dos recursos hídricos.

Em 2015, a COGERH arrecadou R\$ 86.387.665 correspondendo a 98,3% do valor cobrado. Desde que a tarifa foi efetivada, apenas nos anos de 1996 e 2004 esses dois valores foram iguais (Figura 5.1). Esses recursos arrecadados são utilizados para recuperar os custos de operação, administração e manutenção das infraestruturas.

Pode-se dizer que o modelo cearense é um caso bem particular, pois adota uma fórmula simples e prática, apresentando um único termo, o produto de sua base de cálculo, que é o consumo efetivo e um preço público, representado pela tarifa de consumo, sem considerar nenhum componente que incentive a conservação da qualidade da água.



Fonte: Dados obtidos de ANA (2016).

Figura 5.1. Valores arrecadados e cobrados no estado do Ceará no período de 1996 a 2015.

5.2 - MECANISMO

i. O que cobrar?

A qualidade de uma água é definida pelo conjunto de suas características físicas, biológicas, químicas e radiológicas. Esta qualidade poderá ser afetada pelos diferentes usos por meio do lançamento de seus efluentes ou aqueles poderão ter seu desenvolvimento produtivo impactado e/ou seus custos elevados conforme a composição da água recebida.

Deste modo propõe-se o estabelecimento de um mecanismo de cobrança conforme apresentado na equação 5:

$$Valor\ Total = V_E + V_{QL} \quad (5)$$

Em que,

V_E = Parcela da cobrança referente ao lançamento de efluentes nos corpos hídricos;

V_{QL} = Parcela da cobrança associada a qualidade da água recebida pelos diferentes setores usuários.

Segundo a Resolução Conama 357 de 2005, os efluentes caracterizam-se pelos despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos. Eles não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final de seu enquadramento.

ii. Quais parâmetros devem ser utilizados?

A cobrança associada a qualidade da água recebida terá como referência os seguintes parâmetros: Eutrofização (*QEU*), Salinização e Sodificação (*QSA/SO*), Carbono Orgânico Total (*QCO*) e Classe de Enquadramento do Corpo Hídrico.

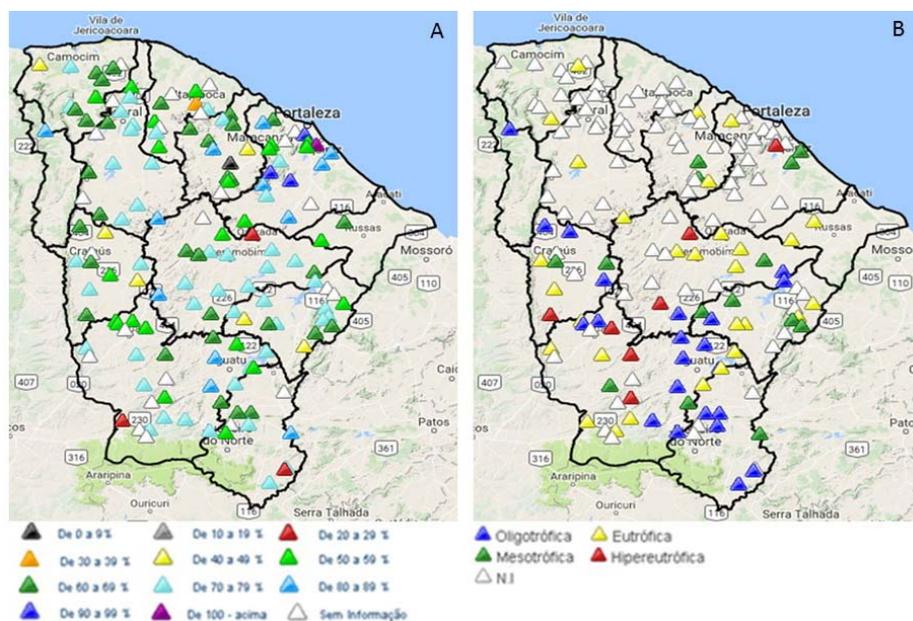
– Eutrofização

A eutrofização corresponde ao aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de ultraoligotrófico, oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico. Segundo a CETESB (2007) e Lamparelli (2004), os estados tróficos podem ser caracterizados como:

- Ultraoligotrófico - Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água;
- Oligotrófico - Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes;
- Mesotrófico - Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;
- Eutrófico - Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos;
- Hipereutrófico - Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado

nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos.

No caso dos reservatórios existe uma relação direta entre o aumento da produtividade e o volume armazenado, como pode ser observado nas **Figuras 5.2, 5.3, 5.4, 5.5, 5.6, 5.7 e 5.8**. Em 2010, os açudes estavam com capacidade máxima de armazenamento, ocorrendo uma maior diluição das cargas e a redução da produtividade nos reservatórios. Nos anos de seca, a concentração de matéria orgânica e nutrientes aumenta, elevando os índices de trófica.



Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 5.2 - Comparativo entre o volume armazenado nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2010.

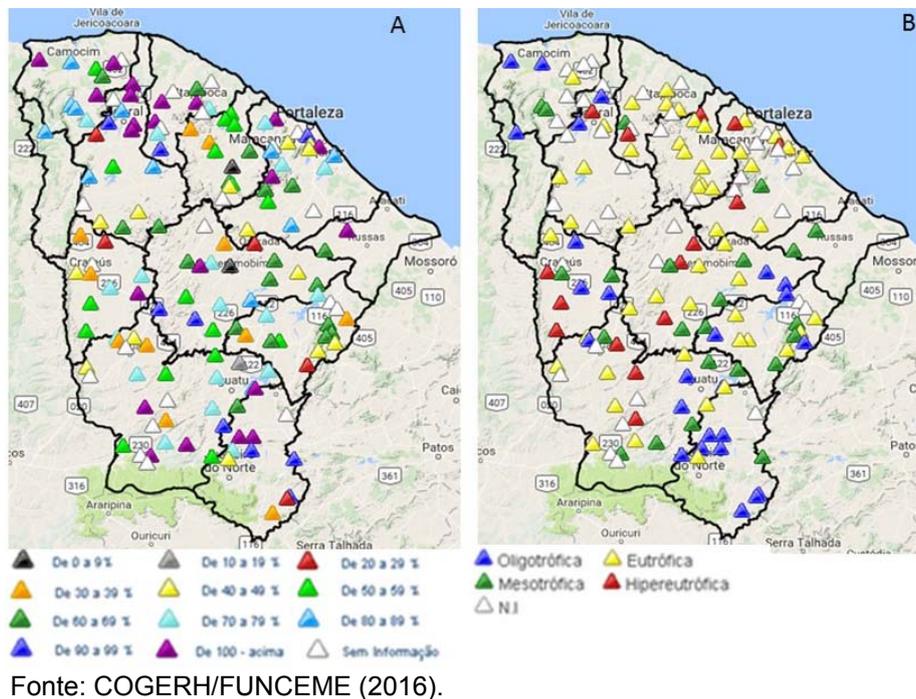


Figura 5.3 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2011.

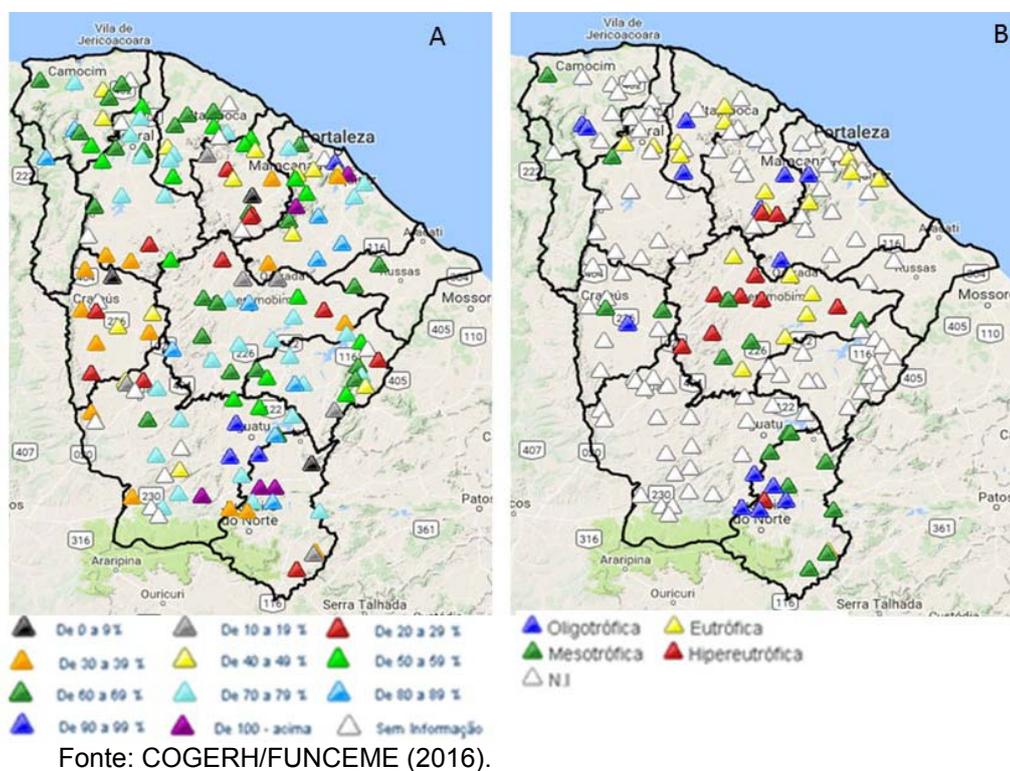
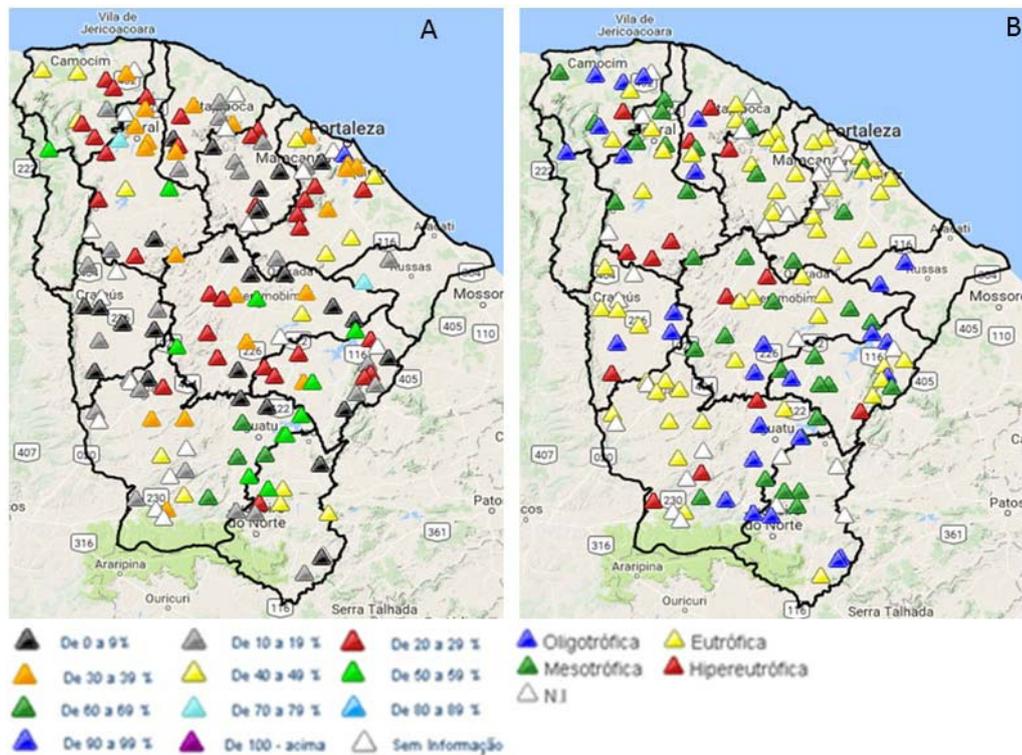
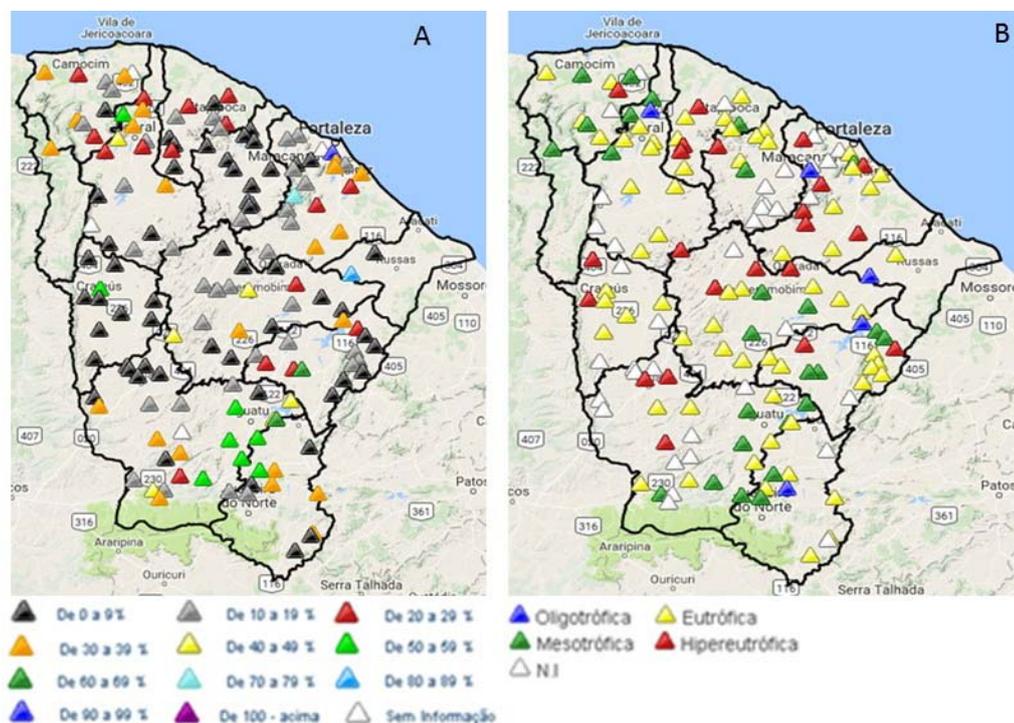


Figura 5.4 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2012.



Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 5.5 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2013.



Fonte: COGERH/FUNCEME (2016).

Figura 5.6 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2014.

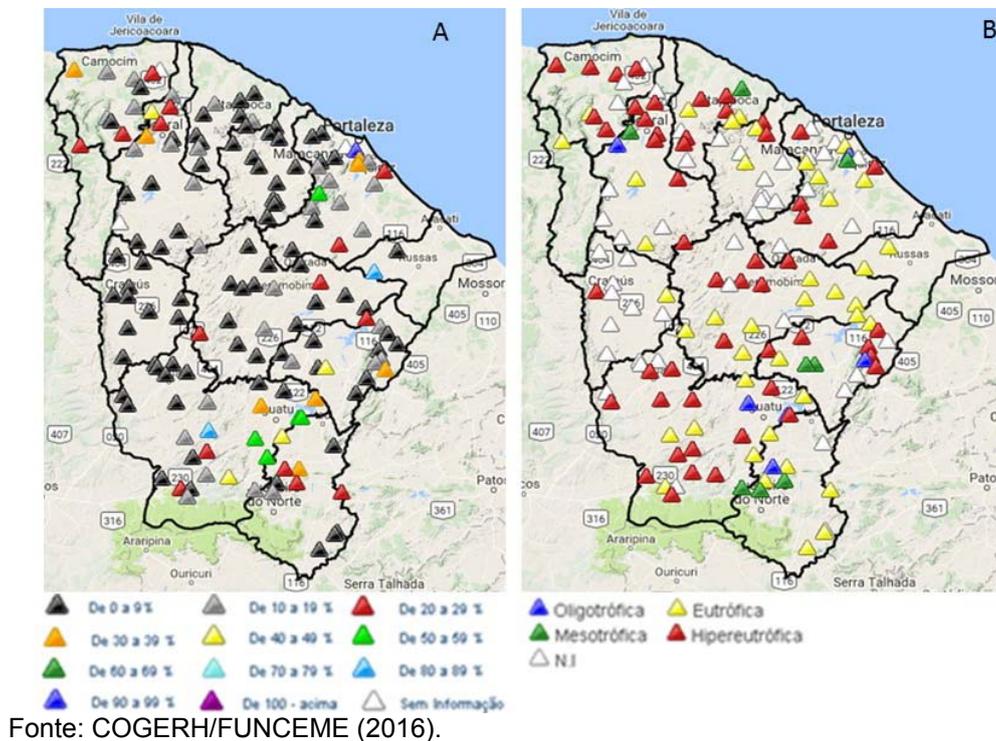


Figura 5.7 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2015.

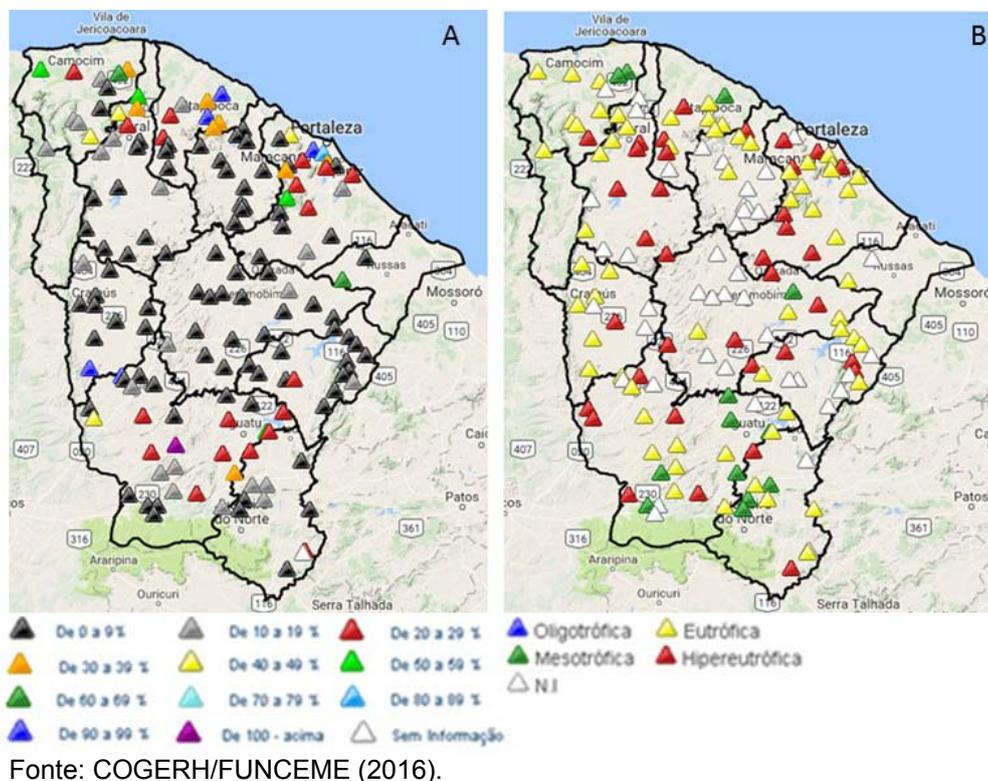


Figura 5.8 - Comparativo entre o volume armazenamento nos reservatórios monitorados pela COGERH (A) e índice de estado trófico (B) no ano de 2016.

– Salinização e Sodificação

A salinização consiste na acumulação, no solo, de sais solúveis em água. Estes sais contêm os ions potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}), cálcio (Ca^{2+}), cloreto (Cl), sulfato (SO_4^{2-}), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-) e sódio (Na^+). A acumulação de sódio é também chamada sodificação (EMBRAPA, 2009).

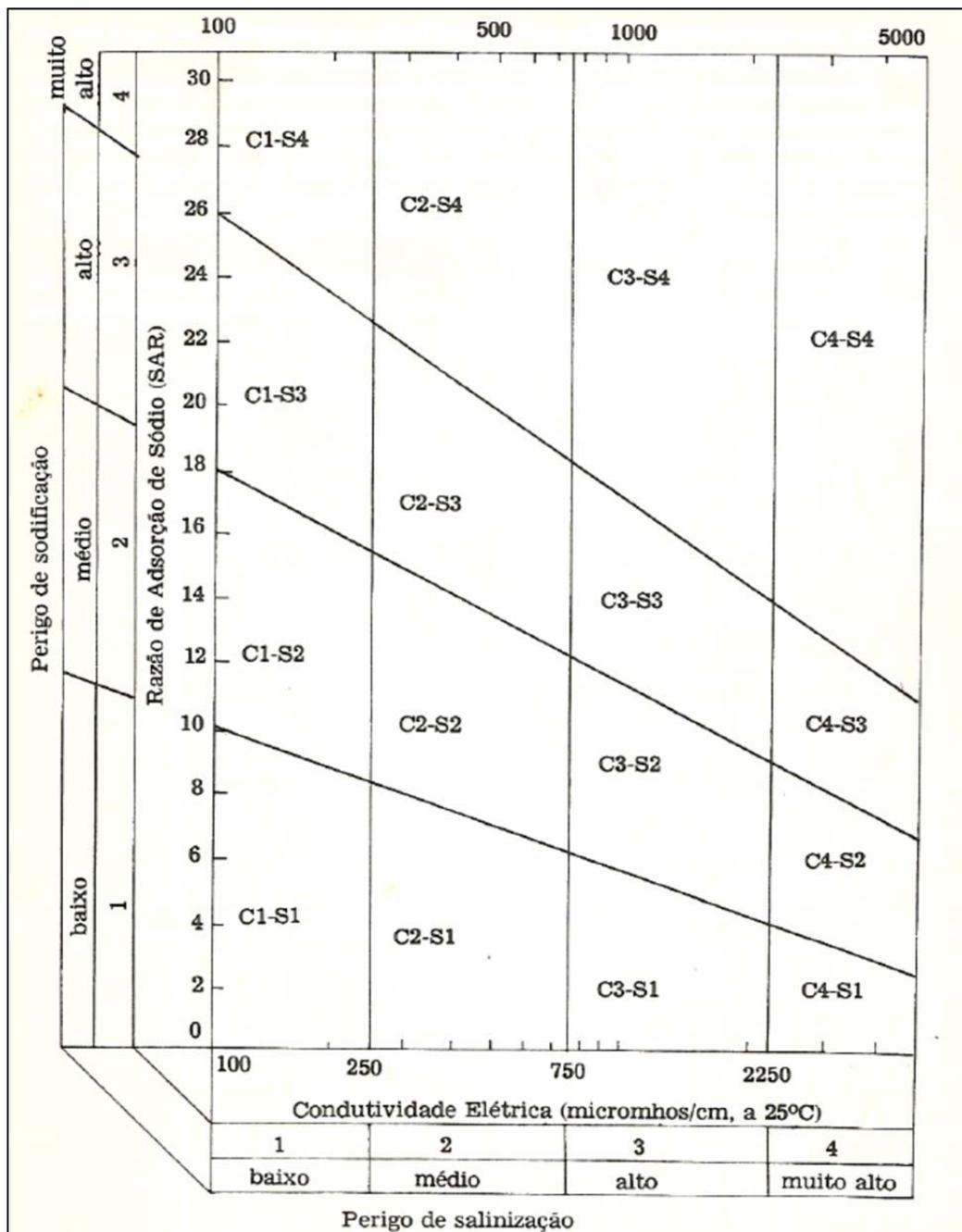
A acumulação de sais (em especial de sódio) constitui uma das principais ameaças fisiológicas aos ecossistemas. O sal perturba o desenvolvimento das culturas, limitando a absorção de nutrientes. O excesso de sódio resulta na destruição da estrutura do solo, que, devido à falta de oxigénio, se torna incapaz de assegurar o crescimento das plantas e a vida animal. A salinização aumenta a impermeabilidade das camadas profundas do solo, impedindo o uso das terras para cultivo (EMBRAPA, 2009).

A concentração total de sais pode ser expressa em partes por milhão (ppm) ou em relação à sua condutividade elétrica (CE). Em razão da facilidade e rapidez de determinação, esta tornou-se o procedimento padrão de sua determinação.

O conhecimento do valor da condutividade elétrica da água, além de fornecer dados sobre a concentração total dos eletrólitos, presta também uma valiosa informação sobre os processos bioquímicos que se desenvolvem no meio aquático, sendo, portanto, um parâmetro de grande importância para o estudo limnológico do ecossistema.

Devido aos impactos negativos que água salina pode ocasionar no solo, o Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos elaborou um diagrama para avaliar a qualidade da água para agricultura que relaciona o perigo de salinidade e sodificação. Este diagrama está apresentado na **Figura 5.9**.

O diagrama é baseado na condutividade elétrica (CE) como indicadora do perigo de salinização do solo e na Razão de Adsorção de Sódio (RAS) como indicador de perigo de alcalinização ou sodificação do solo. Para cada um dos indicadores, as águas são divididas em quatro classes: C1, C2, C3 e C4, apontando águas com baixa, média, alta e muito alta salinidade, respectivamente, e S1, S2, S3 e S4, assinalando águas com baixa, média, alta e muito alta concentração de sódio (BERNARDO, 1989).



Fonte: Bernardo (1989).

Figura 5.9 - Diagrama para classificação da água para irrigação, segundo o U.S Salinity Laboratory Staff.

– Classes de Enquadramento

A Resolução CONAMA N° 357 de 2005 classifica as águas doces em:

I - classe especial: águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,
- c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

IV - classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;

- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais.

V - classe 4: águas que podem ser destinadas:

- a) à navegação; e
- b) à harmonia paisagística.

Exemplos de parâmetros físico-químicos associados à classe de enquadramento podem ser visualizados no **Quadro 5.1**.

Quadro 5.1 - Algumas condições de qualidade das águas doces previstas na Resolução CONAMA Nº 357 de 2005.

Parâmetro	Classe				
	Unidade	1	2	3	4
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	mgO ₂ /L	≤ 3	≤ 5	≤ 10	(2)
Oxigênio dissolvido (OD)	mgO ₂ /L	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
Turbidez	(UT)	≤ 40	≤ 100	≤ 100	(2)
Cor verdadeira	mgPt/L	(1)	≤ 75	≤ 75	(2)
pH		6 a 9			
Coliformes, toxicidade, óleos e graxas e outros parâmetros.	*ver texto completo da Resolução Conama 357 (2005)				

Fonte: ASHBY (2013)

Notas: (1) Nível de cor natural do corpo da água em mgPt/L; (2) Não há Limites.

O valor da componente de cobrança associada à qualidade da água recebida (V_{QL}) será obtido conforme a equação 6:

$$V_{QL} = (K_{QEU} \times K_{QSA/SO} \times K_{CLASSE}) \times P_{BASE} \times K_{IMP} \times K_{USO} \quad (6)$$

Em que,

K_{QEU} – Coeficiente do estado trófico do corpo hídrico de abastecimento;

$K_{QSA/SO}$ – Coeficiente referente ao perigo de salinização e solidificação da água;

K_{CLASSE} – Coeficiente associado à classe de enquadramento do corpo hídrico de abastecimento;

P_{BASE} – Retrata o preço fixo;

K_{IMP} – Coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança;

K_{USO} – Coeficiente que indica o setor usuário.

Os coeficientes serão aplicados para um setor específico ou para todos os setores como mostrado no **Quadro 5.2**.

Quadro 5.2 - Relação dos coeficientes com os setores usuários.

Coeficientes	Setores Usuários
K_{QEU}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária
$K_{QSA/SO}$	Agricultura
K_{CLASSE}	Saneamento
K_{IMP}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária
K_{USO}	Saneamento, Indústria, Aquicultura, Agricultura e Pecuária

O K_{QEU} não será contabilizado no V_{QL} quando o estado trófico do corpo hídrico utilizado para o abastecimento for ultraoligotrófico e oligotrófico. Ele terá valor 1 para o estado mesotrófico e variará para cima ou para baixo deste valor conforme apresentado na **Figura 10**.

No caso do $K_{QSA/SO}$ será adotado o valor 1 quando as águas de abastecimento da agricultura for classificada como C1-S1. Este valor sofrerá decréscimos conforme as águas piorem de qualidade passando para C2-S2, C3-S3 até C4-S4, que terá o menor valor do coeficiente.

O coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança variará de 0.1, no início da implementação, a 1, quando a cobrança estiver totalmente implementada.

O coeficiente que indica o setor usuário poderá ser utilizado na contabilização do valor da cobrança para subsidiar um setor em relação ao outro.

O K_{CLASSE} terá o valor 1 quando o corpo hídrico de abastecimento for de Classe 2, que considera que a água pode ser destinada ao abastecimento para consumo humano,

após tratamento convencional. Esse valor será maior que 1 quando a classificação for 3 ou 4 e menor que 1 quando a classe for 1 ou especial (Figura 5.10).

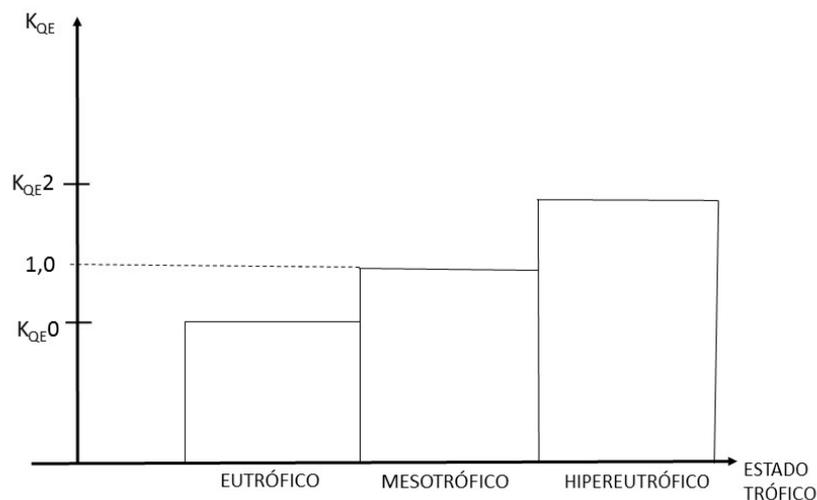


Figura 5.10 - Variação do coeficiente do estado trófico do corpo hídrico de abastecimento.

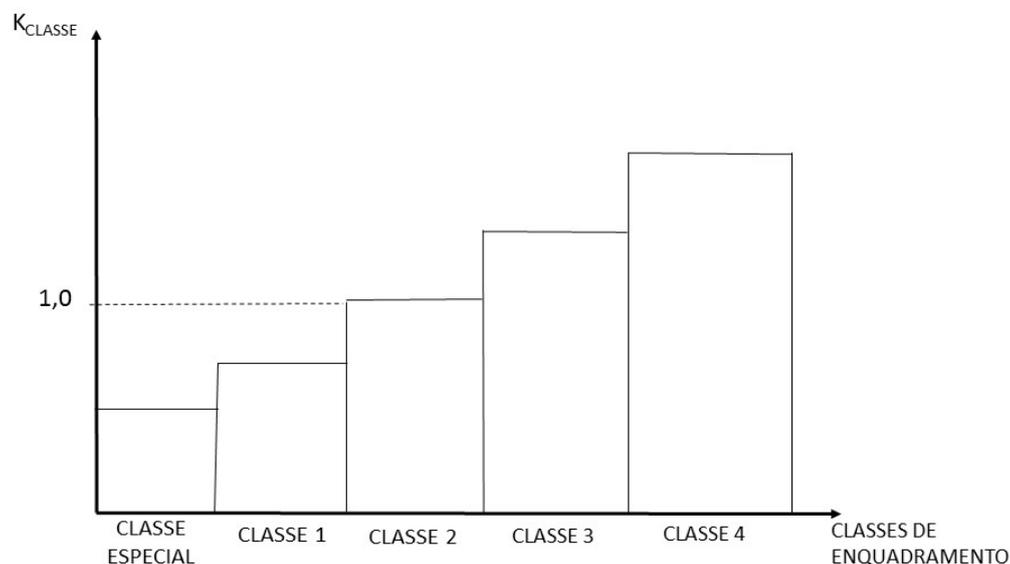


Figura 5.11 - Níveis do Coeficiente associado a classe de enquadramento do corpo hídrico de abastecimento.

O componente da cobrança correspondente ao lançamento de efluentes (V_E) seguirá a mesma estrutura utilizada nas bacias hidrográficas federais conforme exposto na seguinte equação:

$$V_E = CO_{DBO} \times PUB_{DBO} \times K_{lan\ classe} \times K_{imp} \quad (7)$$

- CO_{DBO} corresponde a carga anual de $DBO_{5,20}$ efetivamente lançada, em kg;
- PUB_{DBO} representa o Preço Unitário Básico da carga de $DBO_{5,20}$ lançada;
- $K_{lan\ classe}$ é o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor;
- K_{imp} coeficiente indicativo do grau de implementação da cobrança e variará de 0.1, no início da implementação, à 1, quando a cobrança estiver totalmente implementada.

5.3 - REQUISITOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS PARA A IMPLEMENTAÇÃO

A Lei Estadual de recursos hídricos (CEARÁ, 2010) estabelece:

“Art. 16. Será cobrado o uso dos recursos hídricos superficiais ou subterrâneos, segundo as peculiaridades das Bacias Hidrográficas, na forma como vier a ser estabelecido pelo CONERH, por meio de Resolução, a qual será enviada ao Governador do Estado do Ceará, que fixará o valor das tarifas por Decreto, obedecidos os seguintes critérios:

I - a cobrança pela utilização considerará a classe de uso preponderante em que for enquadrado o corpo de água onde se localiza o uso, a disponibilidade hídrica local, o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas, a vazão captada e seu regime de variação, o consumo efetivo e a finalidade a que se destina;

II - a cobrança pelo transporte e a assimilação de efluentes do sistema de esgotos e outros líquidos de qualquer natureza considerará o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas, a carga lançada e seu regime de variação, ponderando-se, dentre outros, os parâmetros orgânicos e físico-químicos dos efluentes, atendendo à legislação pertinente e à natureza da atividade responsável pelos mesmos.”

O dispositivo legal que possibilita a cobrança por lançamento encontra-se expresso na legislação atual. A cobrança pela qualidade da água captada necessita ser explicitada na Lei, não obstante o primeiro parágrafo do Art. 16 abrir esta possibilidade.



6 - PROPOSTA

6 - PROPOSTA

6.1 - SITUAÇÕES DE APLICAÇÃO E GATILHOS DA COBRANÇA PELA QUALIDADE DA ÁGUA

A aplicação do mecanismo de cobrança pela qualidade da água deverá ser implementada quando o monitoramento indicar degradação da qualidade da água devido o lançamento de efluentes pelos usuários-poluidores. Nesta situação, a cobrança pelo lançamento de efluentes servirá como incentivo à redução da emissão.

Em caso dos lançamentos não impactarem significativamente a qualidade da água e o sistema de recursos hídricos necessitar de aporte específico de recursos financeiros para a manutenção dos padrões de qualidade da água, a cobrança pela qualidade da água consumida é alternativa interessante. Este mecanismo tem aderência a situações em que a manutenção da qualidade da água requer controle de fontes difusas e de difícil cobrança pelo lançamento.

A dificuldade para a implementação da cobrança pela qualidade da água consumida está na definição desta qualidade, pois a mesma apresenta grande variação interanual, ocorrendo a pior qualidade no período seco. A definição de uma qualidade da água de referência do corpo hídrico é a solução proposta. No entanto, esta poderia sofrer crítica dos usuários na seca.

Os dois mecanismos podem ser implementados de forma integrada.

6.2 - MONITORAMENTO

O monitoramento é conceituado pela Organização Internacional para Padronização (ISO) como o processo programado de amostragem, medições e posterior registro das várias características da água, objetivando a avaliação frequente e a conformidade com os objetivos definidos. A resolução CONAMA 357/2005 define monitoramento como a medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água.

Entre os objetivos de um programa de monitoramento estão a caracterização das águas e identificação de mudanças ou tendências na qualidade da água ao longo do

tempo, identificação de problemas específicos, reunião de informações que subsidiem programas de remediação e averiguação das metas do programa de monitoramento (MILES, 2009; EPA, 2014).

Um monitoramento da qualidade da água deverá ser realizado ao longo dos rios e nos reservatórios para que a cobrança possa ser executada. Atualmente, o órgão responsável pelo monitoramento qualitativo dos reservatórios no estado do Ceará é a COGERH. Devido às dificuldades de operacionalização, os sistemas de monitoramento da água implantados pela companhia baseiam-se, geralmente, em amostragens superficiais, com perfilagens ao longo da coluna sendo aplicados raramente.

O sistema de monitoramento (rios e reservatórios) terá como objetivo determinar:

- i. As tendências na qualidade da água dos ambientes aquáticos,
- ii. Os impactos da variabilidade climática nos corpos hídricos;
- iii. O controle da liberação de contaminantes e efluentes das atividades antropogênicas.

Neste sentido, faz-se necessário a implantação de um monitoramento multiobjetivo que incluem vários usos da água e fornecem dados para mais de um programa de avaliação da qualidade de água, tal como abastecimento humano, aquicultura e agricultura, os quais envolvem um amplo conjunto de variáveis de estado descritivas.

A implementação do sistema de monitoramento deve focar na distribuição espacial da qualidade da água (número de estações de monitoramento), nas tendências (frequência de amostragem), nos poluentes (inventário ambiental) e na descrição física e climática da bacia hidrográfica. A cobertura de todas as necessidades é dificultada, dado os altos custos operacionais envolvidos. Consequentemente, pesquisas preliminares são necessárias no sentido de delimitar melhor o programa operacional de monitoramento.

Sugere-se que esse sistema seja integrado a ferramentas de modelagem. Essa integração deve ainda estar em consonância com os processos de operação do reservatório, dado que suas condições de funcionamento alteram o armazenamento da água (volume), com forte impacto na qualidade da água armazenada.

Os modelos representam ferramentas úteis que, através de descrições empíricas, estatísticas ou determinísticas, tecem relações entre as principais forçantes e as variáveis de estado, as quais se desejam conhecer sua distribuição no ambiente estudado. A combinação entre sistemas de monitoramento e modelagem é uma importante ferramenta na construção de conhecimento e informação sobre o ecossistema estudado. O monitoramento pode ser orientado pela modelagem principalmente sobre os pontos ou locais estratégicos a monitorar, e que, dessa forma, subsidiem a modelagem. Os locais estratégicos são definidos em grande parte pelo estudo da hidrodinâmica reinante, que identifica zonas mortas e/ou de mistura, pontos de forte estratificação térmica, padrões de circulação e regiões estatisticamente homogêneas, etc.

No caso dos reservatórios, principal forma de armazenamento de água do Estado do Ceará, a avaliação da qualidade da água deve refletir as condições do local de onde a água está sendo retirada. Frequentemente, o local de retirada principal fica no barramento, principal ponto de amostragem. Amostragens neste único ponto podem ser representativas para pequenos reservatórios, bem misturados e com características regulares. Reservatórios mais complexos, com geometrias dendríticas e de grandes volumes e extensão necessitam de vários pontos de amostragem para sua completa caracterização.

A dendricidade de um reservatório e suas características topográficas de fundo muitas vezes isolam regiões que, hidrodinamicamente, se comportam de forma diferenciada dos demais pontos. Um determinado número de estações de amostragem em diferentes profundidades é necessário para caracterizar a qualidade da água ao longo das dimensões do reservatório. Geralmente, definem-se seções horizontais e verticais de forma a distinguir similaridades estatísticas e diferenças entre os locais de amostragem (CHAPMAN, 1996).

Em adição ao número de estações de monitoramento, é também necessário considerar o número de amostragens necessárias para caracterizar verticalmente a coluna d'água. A variabilidade tende a ser sazonal e de acordo com os padrões hidrodinâmicos locais.

O monitoramento deverá englobar todos os parâmetros do modelo de cobrança descritos no item anterior. A variável temperatura é muito importante para a caracterização da qualidade da água, e esta deve ser monitorada em todos os casos.

Variações de temperatura ocorrem diária e sazonalmente, influenciadas pela latitude, altitude, estação do ano, hora do dia, circulação do ar, nebulosidade, vazões e profundidade do reservatório. Aumento de temperatura aumenta as reações químicas, volatilização de substâncias e evaporação; diminui a solubilidade de gases na água (O_2 , CO_2 , N_2 , CH_4 e outros); aumentam a taxa de crescimento bacteriano e do fitoplâncton (duplicam suas populações em curtos períodos de tempo); aumentam a taxa de respiração (consumo de O_2), degradação da matéria orgânica, tendendo ao aumento da turbidez, crescimento de macrófitas e blooms algais, quando nutrientes limitantes estão disponíveis em quantidades suficientes.

Amostragens nictemerais são indispensáveis visto que contemplam o principal ciclo de mudanças térmicas de corpos d'água tropicais, que é a variabilidade diária. Épocas chuvosas e secas são períodos distintos e que devem estar englobados no sistema de monitoramento.

A frequência de coleta das amostras deverá seguir a mesma frequência de variabilidade ou mudanças de seus padrões. O regime climático do semiárido possui um padrão próprio, e a ele devem ser feitas as adequações dos métodos. É necessário conhecer os padrões hidrodinâmicos para definir, nas épocas distintas do ano e de acordo com a variabilidade sazonal apresentada, a frequência ideal de monitoramento em cada época.



7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAD, J. M. T. **Qualidade da água: aspectos físicos, físico-químicos e químicos**. Belo Horizonte: UFMG, 1971. 135 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUÁ (ANA). Agência de água e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Paranaíba: Relatório 10. In: **Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Paranaíba**, COBRAPE/ANA, 111p. 2013a.

_____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: 2013. Brasília: ANA, 432p. 2013b.

_____. **Comitê de Bacias Hidrográficas Estaduais**. Brasília: ANA, Informativo, 2015.

ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 234p.

ALVES, D. N. B. **Remoção de ferro em água de irrigação através de filtragem em areia e zeólita**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia de Água e Solo) – Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

ASHBY, M. F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Editora Elsevier, Maria do Carmo Calijuri e Davi Gasparini Fernandes Cunha (Coordenadores). 2013, 789p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p.

AZEVEDO NETO, J. M. **Tratamento de águas de abastecimento**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1991.

BAKTRON. **A Qualidade da Água na Produção de Alimentos**. Rio de Janeiro: Baktron, 2017.

BERNARDO, SALASSIER. **Manual de Irrigação**. 5ed. Viçosa: UFV, Impr. Univ., 1989, 596p.



- _____. **Manual de irrigação**. 6. ed. Viçosa: UFV, Impr. Univ., 1996. 596 p.
- BRASIL. **Manual de procedimentos para implantação de estabelecimentos industrial de pescado: produtos frescos e congelados**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca. Brasília: MAPA: SEAP/PR. 2007. 116 p.
- CEARÁ. **Limnologia e Qualidade de Água**. Ceará: Secretária de Educação/CENTEC, 2008. 65p.
- CBH Doce. **Deliberação CBH-doce nº 26, de 31 de março de 2011**. Dispõe sobre mecanismos e valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Doce. 2011.
- CBH PCJ. **Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 025/05, de 21/10/2005** alterada pela Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ nº 027/05, de 30/11/05.
- CBHSF. **Deliberação CBHSF nº 40, de 31 de outubro de 2008**. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco: Mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco. 2008.
- CEIVAP. **Deliberação Ceivap nº 65/2006**. Comitê para integração da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. 2006.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. Série de Relatórios 2006. São Paulo: CETESB, 2007.
- CHAVES, et al. **Avaliação Microbiológica da Água Empregada em Laticínios da Região de Rio da Pomba – MG**. 2010.
- COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE. **La redevance pour prélèvement d'eau: quelle utilisation pour la gestion quantitative de la ressource? Le Point sur**, nº127, 2012.
- CONAMA. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011.*



COPELAND, C. **Clean Water Act: a summary of the Law**. CSR Report for Congress 30030, USA, August 2008.

COPELAND, C. **Clean Water Act: a summary of the Law**. CSR Report for Congress 30030, USA, August 2016.

COSTA, C. P. M., ELOI, W. M., CARVALHO, C. M., VALNIR JÚNIOR, M., SILVA, M. A. N. Caracterização qualitativa da água de irrigação na cultura da videira no município de Brejo Santa, Ceará. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. 5(2), p.1-15, 2005.

COUR DES COMPTES. **Les agences de l'eau et la politique de l'eau: une cohérence à retrouver**. In: *Rapport public annuel 2015*, Cour des comptes, Paris, 2015. 96p.

DUTCH WATER AUTHORITIES. **Water governance the dutch water authority model**. Netherlands: Dutch Water Authorities, 2015. 64p.

EMBRAPA. **Salinização e Sodificação**. Agricultura sustentável e conservação dos solos Processos de degradação do solo: Ficha Informativa nº 4. 2009.

FORMIGA-JOHNSON, R. M.; SCATASTA, M. **One Brazil? The Impact of Regional Differences on Brazil's New Water Management System: an Analysis of Its 75 Implementation in the Paraíba do Sul and Curu River Basins**. In: Alaerts, G. (Org.), *River Basin Management*, Washington, Resources for Future.2002.

FINKLER, N. R.; MENDES, L. A.; BORTOLIN, T. A; SCHNEIDER, V. E. Cobrança pelo uso da água no Brasil: uma revisão metodológica. *Desenvolv. Meio Ambiente*, v. 33, p. 33-49, abr. 2015.

FORMIGONI, Yara Borba; MÉLLO, Arisvaldo; PORTO, Monica Ferreira do Amaral; BRITES, Ana Paula; CHAGAS, Rogério. Enquadramento de corpos hídricos intermitentes: a necessidade de uma abordagem específica. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, **Anais...**, 2011.

GAVA, A. J. *Princípios de Tecnologia de Alimentos*. 6º ed. São Paulo: Editora Nobel, 1984. 284p.



- JUNIOR, R.L.A. **Água de Abastecimento** – Rotina de sua inspeção. Curso preparatório para concurso de Fiscal Agropecuário. Rio Janeiro, 2004.
- KELMAN, J. Gerenciamento de Recursos Hídricos: Outorga. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**, Vitória. 1997a
- KELMAN, J. Gerenciamento de Recursos Hídricos: Cobrança. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**, Vitória. 1997b.
- KELMAN, J. Outorga e Cobrança dos Recursos Hídricos”. In: THAME, A. C. M. (org.). **A Cobrança pelo Uso da Água**. São Paulo. 2000.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d’água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004
- LANNA, A. E.; LAIGNEAU, P. **Comparação da cobrança pelos usos da água no Brasil e na França**. 2010.
- LAZOF, D. B.; BERNSTEIN, N. Effects of salinization on nutrient transport to lettuce leaves: consideration of leaf developmental stage. **The New Phytologist**, Cambridge, Inglaterra, v. 144, n. 1, p. 85-94, 1999.
- LEAL, Georla Cristina Souza de Gois; FARIAS, Maria Sallydelandia Sobral de; ARAUJO, Aline de Farias. O processo de industrialização e seus impactos no meio ambiente urbano. **Qualit@s**, Revista Eletrônica. v7.n.1. 2008.
- LEVRAUT, A. *et al.* **Evaluation de la politique de l’eau**, Paris: Ministry of Ecology, Sustainable Development and the Sea. 2013. 200p.
- LIMA, V.L.A. **Efeitos da qualidade da água de irrigação e da fração de lixiviação sobre a cultura do feijoeiro (Phaseolus vulgaris L.) em condições de lisímetro de drenagem**. 1998. 87 p. Tese (Doutorado), Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- MAGALHÃES FILHO, LUIZ NORBERTO LACERDA. **Estudo de viabilidade para implantação de cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do Rio**



Formoso – TO. 2013. 84f. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental, 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Cobrança pelo uso da água bruta: experiências europeias e brasileiras.** Brasília: MMA/SRH. Projeto Proágua - Fortalecimento Institucional Fase III: Sistema de Gestão da Bacia do Rio Paraíba do Sul. 2001. 103p.

MINISTER OF JUSTICE. **Water Act.** Netherlands: The State Secretary of Transport, Public Works and Water Management, J.C. Huizinga-Heringa, 2009, 70p.

OECD. **OECD Environmental Performance Reviews: Germany 2012.** OECD Publishing. 2012. <http://dx.doi.org/10.1787/10.1787/9789264169302-en>

_____. **OECD Environmental Performance Reviews: The Netherlands 2015.** OECD Publishing. 2015. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264240056-em>

_____. **OECD Environmental Performance Reviews: Estados Unidos 2005.** OECD Publishing. 2005. <http://www.sourceoecd.org/environment/9264013164>

_____. **OECD Environmental Performance Reviews: France 2016.** OECD Publishing. 2015. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264252714-em>

_____. **Pricing water resources and water and sanitation services.** OECD Publishing. 108p. 2010.

OLIVEIRA. M. A. **Engenharia para Aquicultura.** Fortaleza: D&F Gráfica e Editora, v.1, 1ed, 2005. 240p.

POMPERMAYER, Raquel; ANGELO, Humberto; ALMEIDA, Alexandre Nascimento de. **Custo Social da Degradação da Qualidade Hídrica para o Abastecimento Público. Floresta e Ambiente.** 2015.

RAMOS, M. **Gestão de Recursos Hídricos e Cobrança pelo uso da água.** Fundação Getúlio Vargas: Apostila, 61p, 2007.

SALZMAN, J.; THOMPSON JR., B. H. **Environmental Law and Policy.** In: *Water Pollution*, p. 137-164, Foundation Press, USA, 2007.



SANTIN, J. R.; GOELLNER, E. A Gestão dos Recursos Hídricos e a Cobrança pelo seu Uso. **Sequência**, n. 67, p. 199-221, 2013.

SANTOS, MARILENE DE OLIVEIRA RAMOS MÚRIAS DOS. **O Impacto da Cobrança pelo Uso da Água no Comportamento do Usuário**. 2002. 231p. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Engenharia Civil - COPPE, 2002.

SOARES, I. M. **Gestão de recursos hídricos e ação coletiva: uma análise da efetivação da cobrança pelo uso da água**. 2009. 157 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência Política, Universidade Federal de Minas Gerais. 2009.

SOeS. **L'environnement en France**. Paris: Observation and Statistics Service, General Commissariat for Sustainable Development, Ministry of the Economy, Industry and Employment. 2014.

VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. In: Congresso de Zootecnia, 12o, **Anais...**, Vila Real, Portugal, 2002, Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. 2002. p.111-118.

WARMER, H.; DOKKUM, R. van. **Water pollution control in the Netherlands**. **Riza Reports**: Directorate-General for Public Works and Water Management (*Rijkswaterstaat*), 2002, 88p.



Rua Silva Jatahy, Nº 15, Ed. Atlantic Center, 7º Andar
Meireles - Fortaleza/CE
CEP.: 60.165-070
Fone / Fax: (85) 3198.5000
ibi@ibiengenharia.com.br