



Fundação de Apoio à Universidade Federal de Viçosa

CONTRATO DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇO
Nº 37/2012

ATO CONVOCATÓRIO Nº 11/2012
CONTRATO DE GESTÃO Nº 072/ANA/2011

RELATÓRIO TÉCNICO
Produto 1 – Relatório Parcial 01

ESTUDOS DE APRIMORAMENTO DOS MECANISMOS DE COBRANÇA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE

VIÇOSA – MG
ABRIL, 2013



CONTRATO DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇO
Nº 37/2012

ATO CONVOCATÓRIO Nº 11/2012
CONTRATO DE GESTÃO Nº 072/ANA/2011

RELATÓRIO TÉCNICO 1
Produto 1 – RELATÓRIO PARCIAL 01

ESTUDOS DE APRIMORAMENTO DOS MECANISMOS DE COBRANÇA DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE

COORDENAÇÃO TÉCNICA

Instituto Bioatlântica (IBIO – AGB DOCE)

Diretor Geral

Carlos Augusto Brasileiro de Alencar

Diretor Técnico

Edson de Oliveira Azevedo

Diretor Administrativo Financeiro

Carlos Magno Toledo Gouvêa

Coordenador de Apoio ao Sistema de
Gestão de Recursos Hídricos

Fabiano Henrique da Silva Alves

Coordenador de Tecnologia da Informação

Rossini Pena Abrantes

Comissão de Acompanhamento dos Produtos

Comissão de Acompanhamento dos Contratos de Gestão (CACG) da Agência Nacional de Águas
(ANA)

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (CBH-Doce) – A definir

EQUIPE EXECUTORA / FUNARBE

Coordenador/Especialista I

Fernando FalcoPruski

Especialista II

Demetrius David da Silva

Especialista III

Alisson Carraro Borges

Especialista IV

Silvio Bueno Pereira

Especialista V

Edson Ferreira de Carvalho

Especialista VI

Luiz Antônio Abrantes

Abril de 2013

Índice

1. INTRODUÇÃO	4
1.1. A problemática da água.....	4
1.2. Principais variáveis de qualidade da água	6
1.2.1. Sólidos.....	6
1.2.2. Matéria orgânica – DBO e DQO	7
1.2.3. Nutrientes: nitrogênio e fósforo	8
1.2.4. Outras variáveis.....	10
1.3. O contexto da problemática da água na bacia hidrográfica do rio Doce	11
2. SISTEMAS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO ÂMBITO DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES.....	13
2.1. A experiência europeia	13
2.1.1. França	13
2.1.2. Alemanha.....	15
2.1.3. Holanda.....	17
2.2. Os exemplos brasileiros	19
2.2.1. Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul	19
2.2.2. Bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ).....	21
2.2.3. Estado do Ceará.....	22
2.2.4. Estado de São Paulo	23
2.3. O atual sistema na bacia hidrográfica do rio Doce.....	24
3. SITUAÇÃO DAS ÁGUAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE	26
4. PROPOSTA DE COBRANÇA PELO LANÇAMENTO COM INSERÇÃO DE NOVOS PARÂMETROS.....	28
4.1. Estudo das variáveis a serem consideradas.....	28
4.2. Unidades de carga poluente	29
4.3. Proposta: “Equivalente Populacional Limitante – EPL”	30
4.4. Exemplificação do procedimento	35
4.4. Simulações com o uso do conceito de Equivalente Populacional Limitantes.....	42
5. COBRANÇA PELA POLUIÇÃO DIFUSA.....	46
5.1. Poluição difusa das atividades rurais	47
5.2. Poluição difusa do setor industrial	54
5.3. Análise conclusiva	56
6. COBRANÇA PELO CONSUMO DE ÁGUA DIFUSO.....	56
6.1. Dessedentação animal	58
6.2. Consumo humano no meio rural	60
6.3. Irrigação	61
6.4. Indústria.....	64
6.5. Análise conclusiva	67
7. REFERÊNCIAS.....	67

1. INTRODUÇÃO

1.1. A problemática da água

A água, comumente classificada como um recurso natural renovável, é uma substância essencial para a existência, manutenção e desenvolvimento das atividades vivas. Este precioso recurso pode apresentar variações quanto à disponibilidade devido à posição geográfica e às dimensões do país, à variabilidade climática anual e sazonal. Esse panorama hídrico representa um dos maiores condicionantes de sustentabilidade das atividades socioeconômicas, e por isso deve-se ter uma atenção especial sobre o uso e gerenciamento das águas.

No Brasil, um marco histórico da gestão de recursos hídricos é o Código de Águas, instituído pelo Decreto 24.643 de 10 de junho de 1934. Contudo, segundo Campos e Studart (2001), até o final do século passado apenas era conhecida a importância da água do ponto de vista quantitativo, enquanto o reconhecimento da qualidade, apesar de sua notória importância, foi lento e gradativo. Somente ao final do século XX, com a promulgação da Lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, o conceito de planejamento sustentado dos recursos hídricos passou a preconizar a indissociabilidade dos aspectos quantitativos e qualitativos, reconhecendo o gerenciamento integrado como uma das diretrizes gerais de ação (RIBEIRO, 2007).

De acordo com a ANA (2005), o principal problema de qualidade das águas, em nível nacional, é o lançamento de esgotos domésticos nos corpos hídricos interiores, visto que apenas 47 % dos municípios possuem rede coletora de esgoto e somente 18 % dos esgotos recebe algum tratamento. Contudo, é sabido que a poluição causada por efluentes industriais e agrícolas, a disposição inapropriada de resíduos sólidos e o manejo inadequado do solo, contribuem expressivamente para o comprometimento da qualidade da água nas bacias hidrográficas.

A introdução de substâncias poluentes nos corpos d'água modifica as características do meio, causa desequilíbrio na cadeia alimentar aquática, alterando

a relação entre produtores e consumidores. Esta alteração pode levar a um quadro de proliferação de algas e/ou organismos produtores de substâncias tóxicas que pode ser absorvida por outros organismos que, entrando na cadeia alimentar, pode causar sérios danos ao ser humano devido à bioacumulação.

A poluição das águas causa graves problemas de saúde pública, visto que doenças como cólera, disenteria, hepatite, intoxicação alimentar entre outras, são a causa de grande parte das internações hospitalares. No Brasil, 65% das internações hospitalares são provenientes de doenças de veiculação hídrica. As estatísticas internacionais apontam que cerca de 80% das doenças e mais de 30% das mortes em países em desenvolvimento são causadas pelo consumo de água contaminada, estando relacionadas com a baixa cobertura de água e rede de esgotamento sanitário, como no caso da diarreia e cólera. Outras relacionadas à inundações, como a leptospirose, malária e dengue (BRASIL, 2005).

O lançamento de efluentes sem tratamento ou com tratamento inadequado em um rio, prejudica consideravelmente o abastecimento de água potável, sendo que, em alguns casos, a água captada trata-se apenas de esgoto diluído nas águas do rio, aumentando expressivamente o custo do tratamento ou fazendo com que se opte pela captação de água de outras fontes como, por exemplo, aquíferos e lençóis freáticos. Ressalta-se que se essas águas residuárias são dispostas de maneira inadequada no solo, podem infiltrar e acabar por poluir estas outras fontes, impossibilitando ou dificultando seu uso para abastecimento público.

A poluição de corpos hídricos também pode comprometer atividades econômicas, a exemplo da navegação, que se torna inviável com o crescimento de macrófitas, devido ao excesso de nutrientes; a agricultura irrigada, que pode ser prejudicada pela contaminação por microrganismos e compostos químicos; além de atividades de recreação, apreciação estética entre outras.

E dessa forma, a importância da qualidade da água cresce com a evolução do conhecimento científico e da opinião pública em relação aos riscos ambientais e de saúde associados à presença de contaminantes químicos e biológicos na água, o que é claramente percebido nas ações desenvolvidas para a gestão de uma bacia hidrográfica (RIBEIRO, 2007).

1.2. Principais variáveis de qualidade da água

Variáveis ou parâmetros de qualidade da água são grandezas que caracterizam a água e fazem inferência sobre sua qualidade. Assim como as características, as variáveis podem ser de natureza física, química ou biológica.

Dentre os parâmetros físicos, tem-se a temperatura, sabor e odor, cor, turbidez, sólidos (em suspensão e dissolvidos) e condutividade elétrica. Os químicos são o potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade, dureza, cloretos, ferro e manganês, nitrogênio, fósforo, fluoretos, oxigênio dissolvido (OD), componentes inorgânicos diversos, micropoluentes como hormônios e praguicidas e, por fim, a chamada matéria orgânica, relacionada diretamente à demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO). Já as variáveis biológicas são coliformes, ovos de helmintos e algas.

Alguns destes indicadores de qualidade da água serão discutidos em maiores detalhes a seguir.

1.2.1. Sólidos

Sólidos referem-se à matéria suspensa e dissolvida nas águas, ou seja, com exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes da água contribuem para a carga de sólidos. Segundo Von Sperling (2005) estes sólidos podem ser classificados pelas características físicas, de acordo com o seu tamanho e estado, são eles os sólidos em suspensão, sólidos coloidais e os sólidos dissolvidos; ou químicas, que são os sólidos orgânicos e inorgânicos. O conteúdo de sólidos é um dos parâmetros de referência para padrões de lançamento e para enquadramento de rios.

O conteúdo de sólidos totais (ST) pode ser definido como o resíduo da secagem de uma amostra à temperatura de 103-105 °C; já o conteúdo de sólidos sedimentáveis (SP) - também conhecidos na literatura como resíduos sedimentáveis (RS) - pode ser definido como a quantidade de material que sedimenta, por ação da força de gravidade, a partir de um litro de amostra em repouso por uma hora em

cone de Imhoff. A quantificação de RS é através de um método simples (método do Cone de Imhoff). O conteúdo de resíduos sedimentáveis foi proposto, inicialmente, como um dos parâmetros de cobrança pelo lançamento de efluentes em corpos d'água no estado de São Paulo.

Uma outra maneira de se aferir os sólidos de maiores dimensões em águas consiste na filtração dos ST em membranas com abertura de 1 micrômetro, sendo o material retido, denominado de sólidos suspensos totais (SST), também conhecidos na literatura como sólidos em suspensão, sólidos particulados ou ainda, sólidos não filtráveis. A legislação acerca do lançamento de efluentes em corpos hídricos limita o lançamento a uma concentração média de 100 mg L^{-1} de SST nos efluentes.

A parte dos ST que não é retida e quantificada como SST é denominada de fração dissolvida. Águas com concentrações elevadas de sólidos dissolvidos (SDT) podem gerar problemas para uso industrial, prejuízos à saúde, sendo 1000 mg L^{-1} de SDT o limite máximo estabelecido pela Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde para a potabilidade da água.

1.2.2. Matéria orgânica – DBO e DQO

A matéria orgânica presente nos corpos d'água pode ser de origem natural – excretas de animais, restos vegetais e microrganismos – ou de origem antropogênica – despejos domésticos, industriais e agroindustriais. É necessária aos seres heterótrofos, na sua nutrição, e aos autótrofos, como fonte de sais nutrientes e gás carbônico. No entanto, em grandes quantidades, podem causar alguns problemas, sendo o principal deles o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos em seus processos metabólicos (VON SPERLING, 2005).

O consumo de oxigênio é um dos mais sérios problemas de poluição das águas, uma vez que provoca desequilíbrios ecológicos, podendo causar a extinção de organismos aeróbios e, como conseqüente, a morte dos demais seres aquáticos.

Geralmente, são utilizados métodos indiretos para a quantificação do teor de matéria orgânica na água, sendo as duas principais variáveis, tradicionalmente mais

utilizadas em laboratórios de qualidade de água, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), ambas baseadas no método de medição do consumo de oxigênio.

Define-se Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) como sendo a quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios mineralizem o material orgânico carbonáceo de uma amostra. Já a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é definida como sendo a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente – utilizando como agente oxidante o dicromato de potássio – o material orgânico biodegradável e não biodegradável. Assim, pode-se dizer que a DQO, em conjunto com a DBO, proporciona uma caracterização do potencial de biodegradabilidade do material orgânico presente nas águas.

Atualmente a determinação da DBO em águas superficiais tem sido feita com o intuito de se dar uma ideia do grau de poluição orgânica dos corpos hídricos, posto como um dos parâmetros de maior peso na determinação da qualidade da água, sendo utilizado na determinação da condição de cursos d'água, além de ser amplamente aplicado nos atuais sistemas de cobrança pelo lançamento de efluentes em corpos hídricos.

1.2.3. Nutrientes: nitrogênio e fósforo

É sabido que para o bom balanço ecológico aquático necessita-se de substâncias dissolvidas na água. Essas substâncias são nutrientes que alimentam a base da cadeia alimentar aquática. Porém o excesso desses nutrientes, com destaque ao nitrogênio e fósforo, podem causar graves prejuízos ao corpo hídrico como a eutrofização e a preocupante proliferação de cianobactérias. Este processo pode ocorrer naturalmente como consequência da lixiviação por fortes chuvas de sedimentos vegetais acumulados numa bacia de drenagem, ou por ação do homem, através da descarga de efluentes urbanos, industriais e agroindustriais.

O nitrogênio (N) se trata de um elemento indispensável para o crescimento de cianobactérias e, quando em elevadas concentrações, pode acarretar um

crescimento exagerado destas causando desequilíbrio no habitat aquático, além de contaminação pelas substâncias tóxicas por elas produzidas (cianotoxinas), o que é agravante quando se trata de mananciais de captação para abastecimento humano e animal.

Este elemento pode se alternar entre várias formas e estados de oxidação na biosfera; no meio aquático, ele pode ser encontrado na forma de nitrogênio molecular (N_2); nitrogênio orgânico (dissolvido ou em suspensão); amônia (livre NH_3 e ionizada NH_4^+); nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Tem origem natural em constituintes de proteínas e vários outros compostos biológicos e na composição celular de microrganismos; e origem antropogênica em despejos domésticos, industriais e agroindustriais, excrementos de animais e fertilizantes nitrogenados.

Uma das maiores fontes de íons naturais das águas são os nitratos. Porém a presença excessiva deste íon está relacionada a doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul); além de a possível formação de nitrosaminas carcinogênicas (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Já o nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes (VON SPERLING, 2005).

A determinação das diversas formas do nitrogênio é feita por métodos analíticos em laboratório, o método Kjeldahl; ou por espectrofotometria.

O fósforo (P), juntamente com o nitrogênio é o nutriente limitante ao crescimento de cianobactérias, e em excesso pode causar graves problemas, como já mencionados. Na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos é a forma mais simples de fósforo e diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4) dependem do pH, sendo a mais comum na faixa usual de pH o HPO_4^{2-} . Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo (VON SPERLING, 2005).

A origem natural deste elemento está na dissolução de compostos do solo; decomposição da matéria orgânica advinda de restos animais e vegetais, excretas animais; e na composição celular de microrganismos. Já sua origem antropogênica

está em despejos domésticos, industriais e agroindustriais; detergentes; excrementos de animais em confinamento e fertilizantes fosfatados.

Assim como o nitrogênio, a determinação das diversas formas de fósforo pode ser feita por métodos analíticos em laboratório, ou por espectrofotometria.

1.2.4. Outras variáveis

A água pode ser veículo de propagação de diversas doenças humanas causadas por vírus, bactérias e protozoários, como, por exemplo, a febre tifoide, cólera, candidíase, giardíase, amebíase, hepatite A e disenteria. Por isso faz-se necessário o diagnóstico dos agentes patogênicos em água para consumo humano; porém estes se encontram em baixas concentrações, o que torna difícil a identificação. Mas este empecilho é superado com o estudo dos chamados indicadores de contaminação fecal.

Não existe um organismo indicador ideal. Os indicadores mais comumente utilizados como indicadores de poluição de origem fecal são as bactérias do grupo coliforme, visto que estão presentes em grande quantidade nas fezes humanas e de animais de sangue quente, além de apresentarem resistência similar à maioria das bactérias patogênicas intestinais. A presença de coliformes fecais em amostra de água indica que a mesma contém material fecal humano ou animal.

A bactéria termotolerante *Escherichia coli* é a mais utilizada como indicador de poluição fecal, pois ela é o único coliforme que se desenvolve apenas na flora intestinal de animais de sangue quente; além de ser facilmente distinta de outros membros do grupo de coliformes fecais.

Os coliformes totais e fecais podem ser quantificados pela “Técnica do Número Mais Provável – NPM”, “Técnica de Filtragem em Membrana” ou por meio de métodos mais modernos como os que utilizam procedimentos enzimáticos que são específicos, sensíveis, rápidos e precisos, que fornece resultados de maior confiabilidade que os outros dois métodos.

A água, pode ser contaminada também por micropoluentes inorgânicos, em que grande parte destes são tóxicos, com destaque aos metais pesados que se dissolvem em água – arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata. Estes componentes são advindos de despejos industriais e agroindustriais, atividade mineradora, atividade de garimpo e agricultura.

Vários destes metais quando absorvidos por organismos se concentram na cadeia alimentar, resultando num grande perigo para organismos situados em níveis superiores, devido à bioacumulação. Porém, muitos destes metais, em baixas concentrações, são nutrientes essenciais para o crescimento de seres vivos.

Alguns compostos orgânicos que atingem os cursos d'água são resistentes à degradação biológica, não integrando os ciclos biogeoquímicos, e acumulando-se em determinado ponto do ciclo. Entre eles, alguns tipos de detergente, um grande número de produtos químicos, e os defensivos agrícolas. Grande parte destes compostos, mesmo em concentrações reduzidas, está associada a problemas de toxicidade (VON SPERLING, 2005).

1.3. O contexto da problemática da água na bacia hidrográfica do rio Doce

O Brasil, mesmo sendo um país hidrograficamente privilegiado, em decorrência das dimensões continentais e diversidade geográfica, apresenta situações bem distintas relacionadas à disponibilidade hídrica, sendo afetado por problemas relativos à quantidade, assim como também à qualidade das águas.

A região sudeste, em específico, apresenta relativa abundância de recursos hídricos, porém, com qualidade comprometida devido ao alto grau de desenvolvimento urbano e industrial, com destaque à região que engloba a bacia hidrográfica do rio Doce que apresenta uma forte atividade industrial, focada na produção da celulose, siderurgia, mecânica pesada, produtos alimentares e reflorestamento, além da extração mineral, e também por apresentar uma elevada população urbana.

A qualidade da água, no que diz respeito ao referido aproveitamento de seus recursos hídricos, apresenta um dos principais aspectos de fragilidade da bacia hidrográfica do rio Doce. A ocorrência de contaminações pontuais e difusas na bacia apresenta alguns fatores motivadores tais como o lançamento de efluentes domésticos de esgotos sanitários sem o devido tratamento que causa a contaminação por coliformes termotolerantes; a disposição inadequada de resíduos sólidos, devido à geração de chorume e carreamento dos mesmos aos corpos hídricos; o lançamento de efluentes industriais, que emitem cargas orgânicas e contaminantes tóxicos de naturezas distintas; o uso inadequado do solo, que propicia a erosão e o carreamento de sedimentos acarretando em perda de qualidade da água em função da produção de sedimentos e da presença de compostos tóxicos presentes nos pesticidas e demais insumos agrícolas que podem estar presentes no material carreado.

As análises de qualidade de água, situadas em uma rede de monitoramento localizada predominantemente ao longo da calha principal do rio Doce, evidenciam que o parâmetro relacionado a coliformes (*E. coli*) é o que apresenta o maior índice de ultrapassagem dos limites estabelecidos para o padrão classe 2. Na região das grandes concentrações urbanas da bacia este tipo de contaminação é mais evidente como, por exemplo, na região de Ouro Preto, Ponte Nova, Ipatinga, Governador Valadares e Colatina (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010).

Por esse panorama exposto e diversos outros fatores, em 1997 entrou em vigor a Lei nº 9.433/1997, também conhecida como “Lei das Águas”, que introduziu no Brasil, como um instrumento de gestão, a cobrança pelo uso, não apenas quantitativo, mas como também o uso qualitativo da água, com o objetivo de reconhecê-la como um bem dotado de valor econômico, incentivar o uso consciente com tendência à preservação, além de gerar recursos para reparação e manutenção das condições oferecidas pelos recursos hídricos; sendo O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce – CBH-DOCE - o quarto comitê a implementar a cobrança para a melhoria das condições relativas à quantidade e à qualidade das águas da Bacia.

2. SISTEMAS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO ÂMBITO DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES

2.1. A experiência europeia

Para se ter um panorama internacional de como a prática da cobrança pelo uso dos recursos hídricos, em termos do lançamento de efluentes, ocorre, uma análise das experiências de três importantes países europeus – França, Alemanha e Holanda – será considerada.

2.1.1. França

A política de gestão de recursos hídricos francesa é bastante conhecida, sendo modelo inspirador do sistema de gestão em todo o mundo, inclusive no Brasil, por ter sido um dos países precursores na aplicação da cobrança pelo uso da água combinada com uma gestão participativa e integrada por bacia hidrográfica (SILVA, 2006).

A cobrança pelo uso da água é aplicada em todo o país, sendo de dois tipos basicamente, a cobrança pelo uso da água, que consiste na relação do volume captado sobre o volume consumido das águas superficiais e subterrâneas; e cobrança pela poluição, que se trata da diluição de efluentes, incidindo sobre a carga poluente lançada nos corpos hídricos.

A padronização das estimativas de uso a nível nacional é feita por leis e decretos governamentais que determinam coeficientes/parâmetros de uso que, para poluição doméstica é feita a estimativa através de Equivalente Habitante, por meio dos coeficientes de poluição potencial per capita, e da população aglomerada permanente e sazonal aglomerada; para a poluição industrial faz-se através de coeficientes específicos de poluição potencial (ex.: kg de DBO/rês abatida) definidos para cerca de 400 diferentes tipologias industriais e das “unidades características”

(ex.: rês abatida) de produção industrial. Há também o que se chama de “Primes” ou compensação por redução da poluição potencial, os quais são calculados em função de fatores de redução que expressam a eficiência dos sistemas de tratamento utilizados, a mesma metodologia é aplicada para o setor doméstico e industrial (RAMOS, 2007).

O cálculo da cobrança é feito com base no volume usado, a cobrança unitária e alguns coeficientes multiplicadores e redutores. Os coeficientes mais importantes e generalizados são o coeficiente de zona – cada bacia é dividida em três zonas de acordo com a escassez do recurso e os coeficientes variam em função da zona e também em função do fator de poluição – o coeficiente de uso – é um fator de majoração que afeta o setor usuário – o coeficiente de coleta – este coeficiente tem como finalidade arrecadar fundos para ampliação e manutenção das redes de coleta – e o coeficiente de aglomeração – fixado em lei, é função da população aglomerada (SANTOS, 2002).

Na Equação 1 está apresentada a forma como a cobrança é calculada:

$$\text{Cobrança} = \text{Uso} \times \text{Cobrança unitária} \times \text{Multiplicadores (ou + somatórios)} \quad (\text{Equação 1})$$

A França estipula a carga poluente diária de um habitante e para algumas classes de poluentes estabelece parâmetros “agregados” (MO, METOX) baseados em equivalência entre parâmetros “simples” (DBO, DQO, metais). Os coeficientes “agregados” adotados na metodologia francesa são apresentados na Tabela 1 (SANTOS, 2002).

Tabela 1 – Coeficientes específicos de poluição doméstica per capita

Parâmetros de Poluição	Símbolo	Carga per capita diária
Matéria em suspensão	MES	90g/hab.d
Matérias oxidáveis	MO	57g/hab.d
Nitrogênio reduzido (orgânico e amoniacal)	NR	15g/hab.d
Fósforo total	P	4g/hab.d
Matérias inibidoras	MI	0,2g/hab.d
Compostos organo-halógenos	AOX	0,05g/hab.d
Metais e metalóides	METOX	0,23metox/hab.d

Fonte: SANTOS, 2002.

Os parâmetros “matérias oxidáveis” (MO) e “metais e metalóides” (METOX) são dados pelas equações 2 e 3, respectivamente:

$$MO = \frac{DBO + 2 \cdot DQO}{3} \quad (\text{Equação 2})$$

$$1 \text{g de METOX} = \begin{cases} 1 \text{g de Cr ou Zn} \\ 0,2 \text{g de Cu ou Ni} \\ 0,1 \text{g de As ou Pb} \\ 0,2 \text{g de Cd ou Hg} \end{cases} \quad (\text{Equação 3})$$

Na Tabela 2 estão apresentados os valores de cobrança por poluente aplicados pelas agências francesas. Estes valores básicos são muito afetados pelos coeficientes multiplicadores adotados em cada agência e não devem ser tomados diretamente para fins de comparação (RAMOS, 2007).

Tabela 2 – Cobrança por poluição pelas Agências de Água na França (1997)

Parâmetro	Bacia					
	Adour-Garonne	Artois-Picardie	Loire-bretagne	Rhin-Meuse	Rhone-Mediterranee-Corse	Seine-Normandie
MES (US\$/kg)	0,070	0,064	0,040	0,055	0,048	0,063
MO (US\$/kg)	0,128	0,134	0,078	0,111	0,145	0,148
NR (US\$/kg)	0,127	0,086	0,119	0,076	0,073	0,156
P (US\$/kg)	0,170	0,356	0,452	0,115	0,181	0,134
MI (US\$/kg)	2,420	2,470	3,484	1,798	2,597	3,577
AOX (US\$/kg)	0,300	0,540		1,146	0,404	0,964
METOX (US\$/kg)	0,249	0,772	0,00	0,306	0,404	0,964
SS (US\$/mho)		0,835		0,063	0,157	0,131

Adaptado de RAMOS, 2007.

2.1.2. Alemanha

A cobrança pelo uso da água neste país contempla como parâmetros a captação de águas superficiais e subterrâneas; a poluição, instituída pela Lei da Taxa de Esgotos; a política de recuperação integral de custos nas tarifas de água e esgoto; e por tratamento de água de chuva.

Na Alemanha, mesmo existindo cobrança por lançamento de efluentes, não se pode emitir cargas poluentes acima dos padrões determinados em lei, o que equivale a dizer que os instrumentos econômicos são subordinados aos padrões ambientais. Porém, em se tratando da poluição residual, a cobrança parte do princípio que, mesmo em quantidades reduzidas, as emissões causam deseconomias aos demais usuários e precisam ser ressarcidas, ou seja, por mais que as exigências legais para o lançamento de efluentes sejam atendidas, o poluidor deverá pagar pela carga que será lançada (SANTOS, 2002).

Este princípio do poluidor-pagador é aplicado através da “taxa de esgotos”, regulada por lei federal em vigor desde 1976, em que todos que lançam águas residuais, tratadas ou não, nos corpos hídricos pagam essa taxa, que é fixada em função da carga tóxica do efluente expressa em equivalente-habitante, e independe, portanto, da qualidade ambiental do corpo hídrico receptor. A cobrança foi introduzida de forma gradual, crescente ano a ano, de forma a evitar grande impacto sobre os custos de vida da população em geral, de produção, das indústrias e agroindústrias (RAMOS, 2007).

Estarão isentos do pagamento da taxa os usuários que emitem efluentes com concentração e carga anual abaixo de limites mínimos pré-estabelecidos. A lei também prevê uma redução significativa da taxa para aqueles que estão implantando ou aperfeiçoando sistemas de tratamento.

Outra emenda importante de ser citada, feita em 1990, foi a inclusão da cobrança por emissão de nutrientes, com o objetivo de reforçar as políticas de controle da eutrofização no Mar do Norte e Báltico.

Como base para a cobrança por emissão de poluentes, a Lei da Taxa de Efluentes da Alemanha introduziu um parâmetro denominado “unidade de toxicidade”. A carga poluente equivalente a uma “unidade de toxicidade” é apresentada na Tabela 3. A interpretação desse parâmetro é que cada carga equivalente estabelecida para o poluente corresponde ao mesmo efeito tóxico no corpo hídrico, ou seja, 50 kg de DBO e 500 g de cromo diluídos no mesmo volume de água apresentam o mesmo efeito tóxico (SANTOS, 2002).

Tabela 3 – Unidades de poluição segundo diferentes parâmetros – Alemanha

Poluente	Unidade de Toxicidade
DBO	50 kg
Fósforo	3 kg
Nitrogênio	25 kg
Compostos Orgânicos Halogenados (AOX)	2 kg de halógenos, com cloro orgânico
Hg	20 g
Cd	100 g
Cr	500 g
Ni	500 g
Pb	500 g
Cu	1000 g

Adaptado de SANTOS, 2002.

2.1.3. Holanda

Na Holanda a cobrança por uso dos recursos hídricos incide sobre a poluição relativa ao lançamento de efluentes e sobre a captação aplicada apenas para as águas subterrâneas, visto que se observa uma extrema e homogênea abundância de águas superficiais devido à posição geográfica do país, em que todo o território se estende por uma pequena faixa de terras junto mar. Assim, a preocupação se concentra em reduzir a poluição hídrica e garantir o frágil equilíbrio dos lençóis subterrâneos.

A Lei das Águas Superficiais institui a cobrança por poluição, que é feita com base na carga orgânica e de metais pesados medida em termos de equivalentes-habitante. Cada equivalente-habitante representa a demanda de oxigênio bruta média diária derivada da poluição produzida por cada indivíduo. Além disso, a carga de metais também é convertida em equivalente-habitante.

As indústrias que emitem até 1.000 EH's são taxadas em função das cargas poluentes estimadas com base em seus processos industriais, número de empregados, consumo de água ou de matérias primas, sendo denominadas "indústrias tabeladas". Este procedimento é tomado para evitar incorrer em altos custos de monitoramento de efluentes. Assim, uma "indústria tabelada" que não

concorde com os valores estipulados terá a opção de arcar com os custos de medição, passando a ser cobrada pela carga poluente medida.

Como exposto anteriormente, a Holanda adota uma unidade de poluição equivalente para efeito de cobrança, o equivalente-habitante. O consumo de oxigênio, estipulado em 136 g.dia^{-1} , é definido em função da carga de DQO e de nitrogênio emitida por um indivíduo, considerando-se a seguinte relação (SANTOS, 2002):

$$1 \text{ EH} = \text{DQO} (\text{g hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}) + 4,57 \times \text{N} (\text{g hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = 136 \text{ g hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$$

Assim, a carga orgânica expressa em DQO e a carga de nitrogênio das diferentes fontes podem ser convertidas em equivalente-habitantes através da Equação 4 (HOTTE et al,1995, citado por SANTOS, 2002):

$$P = \frac{Q}{136 \times (\text{DQO} + 4,57 N_{\text{Kj}})} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que,

P = Carga poluente em equivalente-habitante (EH);

Q = Vazão ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$);

DQO = Demanda Química de Oxigênio (mg L^{-1});

N_{Kj} = Nitrogênio Kjeldahl ($N_{\text{org}} + \text{NH}_4\text{-N}$) (mg L^{-1}).

Já a carga de metais é convertida em equivalente habitantes a partir das relações de equivalência que seguem na Equação 5:

$$1 \text{ EH} = \begin{cases} 100 \text{ g de Cd, Hg, As} \\ \text{ou} \\ 1 \text{ kg de Cu, Ni, Pb} \end{cases} \quad (\text{Equação 5})$$

2.2. Os exemplos brasileiros

Neste tópico será discutida a experiência de alguns Estados e bacias hidrográficas brasileiras que tem proposto sistemas de cobrança pelo uso da água, sendo eles: o Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul, das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), do Estado do Ceará e do Estado de São Paulo.

2.2.1. Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul

A cobrança na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul foi aprovada pela Deliberação CEIVAP n° 08/2001 pelo Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP). Esta foi elaborada na busca de atender a três objetivos principais, sendo eles a consolidação de um processo de gestão da bacia do rio Paraíba do Sul com o início da cobrança pelo uso dos recursos hídricos; possibilitar a implementação de ações de gestão e recuperação ambiental hierarquizadas pelo CEIVAP e assegurar a compensação financeira da bacia para o Programa Nacional de Despoluição de Bacias Hidrográficas (PRODES), concebido pela ANA.

Inicialmente a proposta foi aprovada para os usuários do setor industrial e doméstico (saneamento). Posteriormente a cobrança para os demais usuários – agropecuário (irrigação e pecuária), geração de energia elétrica e a atividade de aquicultura – foram estabelecidas na Deliberação CEIVAP n° 15/2002 em complemento aos então aplicados ao setor de abastecimento de água e esgotamento sanitário e ao setor industrial, previstos pela Deliberação CEIVAP n° 08/01.

A fórmula inicialmente utilizada pela CEIVAP era composta por três parcelas: a cobrança pelo volume de água captada no manancial; a cobrança pelo consumo (volume que não retorna ao corpo hídrico); e a cobrança pelo despejo do efluente no corpo receptor. Esta última parcela era expressa em termos do coeficiente de

consumo para a atividade, ou seja, a relação entre o volume consumido e o volume captado; do percentual do volume de efluentes tratados em relação ao volume total de efluentes produzidos e do nível de eficiência de redução de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) na Estação de Tratamento de Efluentes. A Equação 6 representa como era feito o cálculo para a cobrança por poluição:

$$C_{\text{poluição}} = Q_{\text{cap}} \times [(1-K_1) \times (1-K_2K_3) \times \text{PPU}] \quad (\text{Equação 6})$$

Em que,

Q_{cap} – Volume de água captada durante um mês ($\text{m}^3 \text{mês}^{-1}$);

K_1 – coeficiente de consumo para a atividade em questão (ou o índice correspondente à parte do volume captado que não retorna ao manancial);

K_2 – percentual do volume de efluentes tratados em relação ao volume total de efluentes produzidos (ou o índice de cobertura de tratamento de efluentes doméstico ou industrial);

K_3 – nível de eficiência de redução de DBO na Estação de Tratamento de Efluentes;

PPU – Preço Público Unitário correspondente à cobrança pela captação, pelo consumo e pela diluição de efluentes, para cada m^3 de água captada, foi definido pelo CEIVAP como $\text{R}\$0,02 \text{m}^{-3}$.

Em 2006, o CEIVAP aprovou novos mecanismos e valores de cobrança, por meio da Deliberação nº 65, de 28 de setembro de 2006, que entraram em vigor a partir de 01 de janeiro de 2007. O cálculo da cobrança pelo lançamento de carga orgânica é feito de acordo com as equações 7 e 8. Já os valores de cobrança, estão apresentados na Tabela 4 a seguir.

$$\text{Valor}_{\text{DBO}} = \text{CO}_{\text{DBO}} \times \text{PPU}_{\text{DBO}} \quad (\text{Equação 7})$$

$$\text{CO}_{\text{DBO}} = C_{\text{DBO}} \times Q_{\text{lanç.Fed.}} \quad (\text{Equação 8})$$

Em que,

$\text{Valor}_{\text{DBO}}$ = pagamento anual pelo lançamento de carga orgânica (R\$ ano⁻¹);

CO_{DBO} = carga anual de DBO efetivamente lançada (kg ano⁻¹);

PPU_{DBO} = Preço Público Unitário para diluição de carga orgânica (R\$ m⁻³);

C_{DBO} = Concentração média anual de DBO lançada (kg m⁻³);

$\text{Q}_{\text{lançFed}}$ = Volume anual de água lançado (m³ ano⁻¹).

Tabela 4 – Valores de cobrança para a bacia do rio Paraíba do Sul

Tipo de uso	Unidade	Valor (R\$)
Captação de água bruta	R\$/m ³	0,01
Consumo de água bruta	R\$/m ³	0,02
Lançamento de carga orgânica - DBO	R\$/kg	0,07

Fonte: ANA, 2013.

2.2.2. Bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ)

A Deliberação Conjunta dos Comitês PCJ n° 025, de 21 de outubro de 2005, estabelece mecanismos para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos nos corpos d'água de domínio da União existentes nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, e sugere os valores para a mesma.

A cobrança iniciou-se em 2006 incidindo sobre águas superficiais, e nela são cobrados os usos pela captação; consumo; irrigação; captação e consumo dos usuários do setor rural; lançamento de cargas orgânicas em termos de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); geração de energia elétrica por meio de pequenas centrais hidroelétricas (PCH's); e o volume de água captado e transportado das bacias PCJ para outras bacias.

A cobrança pelo lançamento de carga orgânica é realizada considerando-se carga anual de DBO efetivamente lançada e o coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo d'água receptor, da maneira como está apresentado nas Equações 9 e 10.

$$\text{Valor}_{\text{DBO}} = \text{CO}_{\text{DBO}} \times \text{PUB}_{\text{DBO}} \times K_{\text{lanç. classe}} \quad (\text{Equação 9})$$

$$\text{CO}_{\text{DBO}} = C_{\text{DBO}} \times Q_{\text{lanç Fed}} \quad (\text{Equação 10})$$

Em que,

$\text{Valor}_{\text{DBO}}$ = pagamento anual pelo lançamento de carga de DBO;

CO_{DBO} = carga anual de DBO efetivamente lançada (kg);

PUB_{DBO} = Preço Unitário Básico da carga de DBO lançada;

$K_{\text{lanç. classe}}$ = coeficiente que leva em conta a classe de enquadramento do corpo de água receptor.

C_{DBO} = Concentração média anual de DBO lançada (kg m^{-3})

$Q_{\text{lanç Fed}}$ = Volume anual de água lançado (m^3)

Na Tabela 5 estão apresentados os preços públicos aprovados pelo CEIVAP para cobrança.

Tabela 5 – Preços públicos para cobrança no PCJ

Tipo Uso	Unidade	Valor
Captação de água bruta	R\$/ m^3	0,01
Consumo de água bruta	R\$/ m^3	0,02
Lançamento de carga orgânica – DBO	R\$/ kg^1	0,10
Transposição de bacia	R\$/ m^3	0,015

Fonte: ANA, 2013.

2.2.3. Estado do Ceará

O Estado do Ceará foi o Estado brasileiro pioneiro na implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos por meio da criação da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), que é uma entidade pública estatal de gestão dos recursos hídricos.

A Lei Estadual nº 11.996 de 24 de julho de 1992, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, estabelece que a cobrança pela diluição, transporte

e a assimilação de efluentes do sistema de esgotos e outros efluentes de qualquer natureza irá considerar a classe de uso em que for enquadrado o corpo d'água receptor; o grau de regularização estabelecido por obras hidráulicas; a carga lançada, assim como seu regime de variação, ponderando-se os parâmetros orgânicos e físico-químicos dos efluentes, dentre outros; e a natureza da atividade.

Da forma como a cobrança está estabelecida, entende-se que o objetivo inicial é fornecer recursos para a gestão e para a operação e manutenção do conjunto de estruturas hidráulicas que garantem a disponibilidade hídrica no estado.

2.2.4. Estado de São Paulo

O sistema de cobrança proposto para o Estado de São Paulo baseia-se na experiência francesa, e considera como fatores de cobrança a captação; o consumo; e consideraria a carga poluente remanescente de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), resíduo sedimentável (RS) e carga inorgânica (CI) que corresponde a metais, cianetos e fluoretos; porém, se tem notado que apenas o parâmetro DBO vem sendo aplicado. Além disso, a metodologia proposta define os “Preços Unitários Básicos” (PUB) para cada fator de cobrança de forma uniforme para todas as bacias hidrográficas do estado de São Paulo.

Assim, como determinado no Decreto 50.667 de 30 de março de 2006, o valor médio da carga de cada parâmetro citado, medidos em kg, presente no efluente final lançado é calculado conforme a Equação 11:

$$Q_{\text{parâmetro}} = C_{\text{parâmetro}} \times V_{\text{efluente}} \quad (\text{Equação 11})$$

Onde,

$Q_{\text{parâmetro}}$ = Valor médio da carga de determinado parâmetro (kg);

$C_{\text{parâmetro}}$ = Concentração média do parâmetro (kg unit^{-1});

V_{efluente} = Volume de efluentes líquidos lançados (unid.).

O valor então obtido é multiplicado ao preço unitário final (“PUF”) que é calculado pela multiplicação do “PUB” por coeficientes ponderadores que, para diluição, transporte e assimilação de efluentes, levam em consideração: a classe de uso preponderante do corpo d’água receptor; o grau de regularização assegurado por obras hidráulicas; a carga lançada e seu regime de variação; a natureza da atividade; a sazonalidade; a vulnerabilidade dos aquíferos; as características físico-químicas e biológicas do corpo receptor no local do lançamento; a localização do usuário na bacia; e as práticas de conservação e manejo do solo e da água.

Assim, o valor final a ser cobrado para as cargas lançadas nos corpos d’água resultará da soma das parcelas referentes a cada parâmetro, respeitado o máximo de 3 vezes o valor a ser cobrado por captação, extração, derivação e consumo, não podendo emitir cargas poluentes acima dos padrões determinados em legislação ambiental vigente.

Os PUB’s, para cada bacia hidrográfica, são propostos pelos próprios comitês de bacia correspondentes, conforme suas especificidades. Na Tabela 6 estão apresentados alguns valores de “PUB” que foram propostos para cada parâmetro.

Tabela 6 – Preços unitários básicos e máximos

Parâmetro	Unidade	PUB (Preço Unitário Básico) (R\$)	Preço Unitário Máximo (R\$)
DBO	kg DBO	0,10	1,00
DQO	kg DQO	0,05	0,50
RS	Litro	0,01	0,10
CI	kg	1,00	10,00

Adaptado de SANTOS, 2002.

2.3. O atual sistema na bacia hidrográfica do rio Doce

A Lei nº 9.433/97 instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SNGRH), sendo um marco que exprime significativa mudança nos valores referentes aos usos múltiplos da água, às prioridades desses usos, ao seu valor econômico, à sua finitude e à participação popular na sua gestão FREITAS (2000).

A PNRH tem a cobrança pelo uso da água como um de seus instrumentos, cujo objetivo é reconhecer a água como bem dotado de valor econômico, incentivar o uso racional e gerar recursos financeiros para investimentos na recuperação e preservação dos recursos hídricos. Sendo esta cobrança um preço público, não um imposto, fixado a partir de um pacto entre os usuários, a sociedade civil e o poder público na esfera do respectivo Comitê de Bacia, assemelhando-se a uma cobrança condominial (ANA, 2013).

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce – CBH-DOCE – foi o quarto comitê a implementar a cobrança pelo uso dos recursos hídricos para a melhoria das condições relativas à quantidade e à qualidade das águas da Bacia; estabeleceu os mecanismos e sugeriu os valores de cobrança por meio da Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011, sendo a proposta aprovada pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH – por meio da Resolução CNRH nº 123, de 29 de junho de 2011.

Atualmente, a cobrança pelo lançamento de efluentes em corpo hídrico da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, estabelecido pela Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011, é feita de acordo com a Equação 12:

$$\text{Valor}_{\text{lanç}} = \text{CO}_{\text{DBO}} \times \text{PPU}_{\text{lanç}} \quad (\text{Equação 12})$$

Em que,

$\text{Valor}_{\text{lanç}}$ = valor anual de cobrança pelo lançamento de carga orgânica (R\$ ano⁻¹);

CO_{DBO} = carga anual de DBO_{5,20} lançada (kg ano⁻¹);

$\text{PPU}_{\text{lanç}}$ = Preço Público Unitário para lançamento de carga orgânica (R\$ kg⁻¹).

E, para o cálculo da carga anual de DBO lançada, considera-se a concentração média de DBO anual lançada, em kg m⁻³ (C_{DBO}) e o volume anual de efluente lançado, em m³ ano⁻¹, da forma como está apresentado na Equação 13:

$$\text{CO}_{\text{DBO}} = C_{\text{DBO}} \times Q_{\text{lanç}} \quad (\text{Equação 13})$$

Assim, pode-se dizer que a cobrança pelo lançamento de efluentes na bacia é baseada apenas na carga orgânica anual lançada, quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Os preços unitários propostos para o alcance de metas de desembolso dos recursos financeiros aprovadas no contrato de gestão celebrado entre a ANA e o IBio e aprovado pelo CBH-DOCE estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Preços Públicos Unitários propostos para a bacia do rio Doce

Tipo de Uso	Unidade	2011/2012	2013	2014	2015
Captação	R\$/m ³	0,018	0,021	0,024	0,030
Transposição	R\$/m ³	0,022	0,027	0,031	0,040
Lançamento de Carga Orgânica (DBO_{5,20})	R\$/kg	0,100	0,120	0,150	0,160

Fonte: ANA, 2013.

3. SITUAÇÃO DAS ÁGUAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE

Em estudo sobre a qualidade das águas na bacia do rio Doce, o Plano Integrado de Recursos Hídricos (CONSÓRCIO ECOPLAN LUME, 2010), possibilitou a obtenção de uma visão geral sobre o tema por meio de análises com dados tratados referentes ao período de 1997 a 2008, utilizando-se das faixas dos valores médios de um conjunto de constituintes típicos da condição de qualidade das águas da região, caracterizados apenas no monitoramento conduzido pelo IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas). Os parâmetros pautados foram: coliformes termotolerantes, cor verdadeira, fósforo total, turbidez e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), associados a sólidos, nutrientes e matéria orgânica presentes na água. Os metais também foram considerados, sendo que alguns deles na forma total, como chumbo e manganês, outros, na parcela dissolvida, como é o caso do alumínio, ferro e cobre.

Os resultados observados com relação aos coliformes termotolerantes demonstram que as contagens estiveram acima do padrão legal, sendo que nos afluentes mineiros as condições mais críticas foram observadas nos rios Piracicaba,

Piranga e do Carmo; e no Espírito Santo o rio Guandu apresentou o pior quadro da bacia, com média de 86.784 NMP/100mL.

Já as medidas de cor verdadeira apontaram médias preponderantemente acima do padrão, sendo que no segmento superior do rio Caratinga em Barra Cuieté observou-se a ocorrência do maior valor.

Em relação ao parâmetro de turbidez, não se obteve valores médios preocupantes do ponto de vista legal; apenas os rios Caratinga (191 UNT) e Guandu (269 UNT) superaram o padrão de qualidade.

Em se tratando da concentração de fósforo total, registrou-se teores médios de fósforo total em conformidade legal na calha do rio Doce, com exceção da Fazenda Câmara, no segmento próximo à foz, em que se obteve concentração de 2,48 mg L⁻¹. Já nos afluentes foram detectadas médias acima do padrão de qualidade da classe 2 nos rios do Carmo e Casca e no rio Guandu. Enquanto que as médias das concentrações de DBO atenderam plenamente à legislação em todos os pontos analisados.

Quanto aos metais, as médias das concentrações de ferro dissolvido atenderam na totalidade ao padrão de qualidade da classe 2. Já com relação ao manganês total, predominaram médias superiores ao padrão.

Ao se tratar de alumínio dissolvido, no rio Caratinga ocorreu a maior concentração média deste elemento (0,23 mg L⁻¹). No rio Doce os trechos mais impactados por esse metal localizaram-se no médio curso, a jusante do rio Piracicaba, a montante da cidade de Governador Valadares e a jusante da confluência do rio Caratinga, em Conselheiro Pena, e no início do trecho inferior na cidade de Baixo Guandu.

Prevaleceram teores médios de cobre dissolvido, não estando em conformidade com relação ao limite da legislação, sendo as estações mais críticas as situadas nos rios Piranga, do Carmo, Casca, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Grande e Caratinga. No rio Doce, os trechos com maiores médias localizaram-se no médio curso, a jusante do rio Piracicaba e em Resplendor.

Em contrapartida, o chumbo, metal tóxico bioacumulável, apresentou médias de teores que atenderam na maioria dos pontos o limite definido na legislação,

exceto os rios Caratinga e Manhuaçu e o rio Doce na cidade de Conselheiro Pena, cujas médias superaram em até 20% o limite estabelecido na legislação.

4. PROPOSTA DE COBRANÇA PELO LANÇAMENTO COM INSERÇÃO DE NOVOS PARÂMETROS

4.1. Estudo das variáveis a serem consideradas

Como visto anteriormente, a cobrança pelo lançamento de efluentes na bacia do rio Doce é baseada apenas na carga orgânica anual lançada, quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Este parâmetro (DBO) é bastante expressivo quando se trata de efluentes com elevada carga orgânica biodegradável como, por exemplo, aqueles advindos de indústrias alimentícias, criatórios de animais. Porém, ao se tratar do efluente de uma indústria têxtil, de um curtume, indústria de papel e celulose ou indústria química, a carga de DBO como única variável considerada, não é o parâmetro que melhor caracteriza o dano que será causado no corpo hídrico.

Esses tipos de empreendimentos lançam, geralmente, águas residuárias com alta carga de compostos não biodegradáveis e, por isso, quantificados na análise de DQO, não na de DBO. A DQO, além de quantificar a fração não biodegradável, quantifica também a fração biodegradável, ou seja, a DQO é a soma da DBO mais uma parcela não biodegradável da matéria orgânica.

Outro ponto a ser ponderado é o fato de algumas indústrias e algumas atividades agrícolas emitirem concentrações substanciais de compostos inorgânicos (com ênfase os metais pesados) e compostos orgânicos de difícil degradação (agroquímicos, corantes, hormônios), que não são identificados em análises simples como a DBO ou DQO, porém é necessário o monitoramento do quanto é lançado, visto que, em concentrações altas, são prejudiciais aos seres vivos e, mesmo em concentrações baixas, causam desvalorização do recurso hídrico, principalmente

quando presentes em mananciais de captação para abastecimento, pois torna a atividade inviável.

Além disso, uma grande preocupação por parte dos órgãos responsáveis pela gestão das bacias é a excessiva proliferação de cianobactérias. Esse problema é causado pelo acúmulo de nutrientes ricos em fósforo e nitrogênio nos corpos d'água, conhecido por eutrofização, aliado à elevação da temperatura.

Algumas espécies de cianobactérias produzem metabólitos secundários que podem dar gosto e odor desagradáveis à água, além de perigosas toxinas denominadas cianotoxinas. Essas substâncias causam graves danos a animais que ingerem ou entram em contato com a água contaminada. As cianotoxinas podem ser classificadas, de acordo com o mecanismo de ação, como hepatotóxicas, neurotóxicas, dermatotóxicas ou promotoras da inibição da síntese de proteínas (CARNEIRO e LEITE, 2007).

Todos esses parâmetros discutidos – DBO, DQO, compostos inorgânicos, compostos orgânicos de difícil degradação e nutrientes – contribuem para a carga de sólidos presentes nas águas. Porém, é muito importante saber o quanto é lançado nos cursos d'água, pois elevadas concentrações de sólidos podem causar danos em equipamentos de indústrias, equipamentos de irrigação, além de prejuízos à saúde, ou seja, inviabilizam a utilização das águas.

4.2. Unidades de carga poluente

Alguns países, com a finalidade de cobrança pelo lançamento de cargas poluentes nos cursos d'água, adotam uma unidade de carga poluente correspondente a um habitante equivalente, a exemplo da Holanda, ou a uma unidade tóxica ou de toxicidade, no caso da Alemanha.

A unidade de toxicidade pode ser entendida como a carga correspondente a cada parâmetro (DBO, fósforo, nitrogênio) que ao ser lançada no corpo hídrico causará o mesmo efeito tóxico. Já o equivalente habitante, ou habitante equivalente, ou ainda equivalente populacional (EP) representa a poluição teoricamente gerada por um habitante em um dia. Geralmente este conceito é utilizado para determinar a

população equivalente a uma determinada carga provinda de efluentes diversos, isto é, quantos habitantes produziram a mesma carga poluidora de uma determinada indústria.

Segundo Ramos (2003), citado por Silva (2006), a adoção deste tipo de unidade permite a conversão de efluentes de diferentes composições qualitativas e quantitativas para uma mesma base. Ressaltando ainda que esse indicador, além de efeitos simplificadores, tem efeito educativo, visto que, para o público em geral, pode ser demonstrada a equivalência entre uma fonte poluidora e certo número de pessoas. Este mesmo autor ainda afirma: “Dizer que a fábrica ‘A’ lança ‘n’ quilos de DBO por dia pode nada significar para um leigo, mas dizer que a fábrica ‘A’ polui tanto quanto uma comunidade com ‘x’ habitantes pode dar uma ideia mais clara do impacto ambiental daquela atividade”.

4.3. Proposta: “Equivalente Populacional Limitante – EPL”

Com base nas análises dos parâmetros relativos à qualidade das águas, nas experiências de outros países e nos atuais sistemas de gestão das bacias hidrográficas brasileiras, concluiu-se que, em termos qualitativos, as variáveis DBO, DQO, SST, N_{amoniaco} e P_{total} caracterizariam de forma ampla o efluente a ser lançado no corpo d’água e proporcionam uma boa visão do quanto está alterando a qualidade dos receptores.

No Art. 9º da Deliberação Normativa nº 26, de 18 de dezembro de 2008, é disposto que os usuários que não são sujeitos ao processo de Autorização Ambiental de Funcionamento ou de Licenciamento Ambiental pelo Estado estão dispensados da obtenção da outorga para lançamento de efluentes, até que o respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica e pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos CERH aprove critérios de definição do uso insignificante para lançamento de efluentes, excetuados os empreendimentos formalmente convocados pelo órgão gestor de recursos hídricos.

Infere-se que todos os usuários que se enquadrem na Deliberação Normativa nº 74, de 09 de setembro de 2004, como AAF ou como EIA/RIMA, devem fazer solicitação de outorga – pela convocação ou quando da revalidação da licença – e estarão, assim, sujeitos à cobrança. Já os não presentes na lista da citada deliberação estarão isentos.

Dessa forma, nota-se certa facilidade na obtenção de tais variáveis – DBO, DQO, SST, $N_{\text{amoniacal}}$ e P_{total} – posto que os empreendimentos da bacia do rio Doce que lançam efluentes em corpos hídricos devem apresentar uma declaração periódica de carga poluidora ao órgão competente, de acordo com a Deliberação Normativa 74/2004 da COPAM (COPAM, 2004). Na Figura 1 visualiza-se parte das informações demandadas na declaração atualmente exigida na área de abrangência estudada.

CARACTERIZAÇÃO DE VAZÕES		
Vazão média gerada (m ³ /mês)	Vazão média tratada (m ³ /mês)	Número de medições

CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE LÍQUIDO BRUTO			
	Unidade	Média Anual	Número amostras
Temperatura (°C)	°C		
PH			
Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO	mg/L		
Demanda Química de Oxigênio DQO	mg/L		
Coliformes Termotolerantes ou <i>E. coli</i>	NMP/100 mL		
Sólidos suspensos totais	mg/l		
Fósforo Total	mg/l		
Nitrogênio Amoniacal Total	mg/L		
Outros (a serem definidos pelo COPAM)			

CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE LÍQUIDO APÓS TRATAMENTO			
	Unidade	Média Anual	Número amostras
Temperatura (°C)	°C		
PH			
Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO	mg/L		
Demanda Química de Oxigênio DQO	mg/L		
Coliformes Termotolerantes ou <i>E. coli</i>	NMP/100 mL		
Sólidos suspensos totais	mg/l		
Fósforo Total	mg/l		
Nitrogênio Amoniacal Total	mg/L		
Eficiência de remoção de DBO	%		
Eficiência de remoção de DQO	%		
Outros (a serem definidos pelo COPAM)			

QUANTIFICAÇÃO DE CARGA POLUIDORA LANÇADA	
	Carga (ton/mês)
DBO	
DQO	
Sólidos suspensos totais	
Fósforo Total	
Nitrogênio Amoniacal Total	
Outros (a serem definidos pelo COPAM)	

Figura 1 – Dados de qualidade de efluentes demandados na declaração de carga poluidora anual (adaptado de COPAM, 2004).

Ressalta-se que indústrias, ou outras atividades que, conhecidamente, apresentem em seus efluentes compostos inorgânicos, como metais pesados, ou compostos orgânicos de difícil degradação, como pesticidas, hormônios, deverão ser utilizadas também estas variáveis no cálculo da cobrança.

Determinadas as variáveis, definiu-se que elas seriam cobradas adotando valores de preço público unitário (PPU) para uma unidade de carga poluente correspondente a um equivalente populacional (EP). Considerou-se também uma taxa diferenciada para compostos orgânicos de difícil degradação e compostos inorgânicos. Optou-se por assim ser devido à facilidade de cálculo e ao melhor entendimento desta unidade para o público em geral, pois poderá ser demonstrada a equivalência entre uma fonte poluidora e certo número de pessoas.

Porém, a proposta não será de cobrar os EP's correspondentes a todas as variáveis em análise. Será determinada, dentre elas, a que apresentar o valor limitante, ou seja, o maior equivalente populacional, determinado como EP limitante. Antes, porém, será feito um desconto das cargas de tais parâmetros já existente no ponto do curso do rio onde a empresa faz a captação (*background*). Para o cálculo das cargas do rio, serão tomados como base a concentração dos parâmetros em questão e a vazão lançada pelo empreendimento.

Assim, após o desconto, as variáveis serão convertidas para a unidade de EP – tomando como base as contribuições per capita típicas de carga para o esgoto sanitário contidas na Tabela 8 – e então será definido o EP limitante de acordo com a Equação 14. Em seguida obter-se-á o montante a ser pago multiplicando o valor EP limitante pelo PPU.

$$EP_{\text{variável}} = \frac{C_{\text{variável}}}{CT_{\text{variável}}} \quad (\text{Equação 14})$$

Em que,

$EP_{\text{variável}}$ = Equivalente-populacional da determinadavariável (habitantes);

$C_{\text{variável}}$ = Carga da variável presente no efluente (kg d^{-1});

$CT_{\text{variável}}$ = Carga *per capita* típica da variável no esgoto ($\text{kg hab}^{-1}\text{d}^{-1}$).

Tabela 8 – Caracterização dos esgotos sanitários

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Unidade	Concentração	
	Faixa	Típico		Faixa	Típico
Sólidos totais	120 – 220	180	mg/L	700 – 1350	1100
• <u>Em suspensão</u>	35 – 70	60	mg/L	200 – 450	350
• Fixos	7 – 14	10	mg/L	40 – 100	80
• Voláteis	25 – 60	50	mg/L	165 – 350	320
• <u>Dissolvidos</u>	85 – 150	120	mg/L	500 – 900	700
• Fixos	50 – 90	70	mg/L	300 – 550	400
• Voláteis	35 – 60	50	mg/L	200 – 350	300
• <u>Sedimentáveis</u>	-	-	mL/L	10 – 20	15
Matéria orgânica					
• <u>DBO₅</u>	40 – 60	50	mg/L	250 – 400	300
• <u>DQO</u>	80 – 120	100	mg/L	450 – 800	600
• <u>DBO_{última}</u>	60 – 90	75	mg/L	350 – 600	450
Nitrogênio total	6,0 – 10,0	8,0	mg/L	35 – 60	45
• <u>Nitrogênio orgânico</u>	2,5 – 4,0	3,5	mg/L	15 – 25	20
• <u>Nitrogênio-amônia</u>	3,5 – 6,0	4,5	mg/L	20 – 35	25
• <u>Nitrogênio-nitrito</u>	≈ 0	≈ 0	mg/L	≈ 0	≈ 0
• <u>Nitrogênio-nitrato</u>	0,0 – 0,2	≈ 0	mg/L	0 – 1	≈ 0
Fósforo	0,7 – 2,5	1,0	mg/L	4 – 15	7
• <u>Fósforo orgânico</u>	0,2 – 1,0	0,3	mg/L	1 – 6	2
• <u>Fósforo inorgânico</u>	0,5 – 1,5	0,7	mg/L	3 – 9	5
Metais pesados	≈ 0	≈ 0	mg/L	traços	traços
Compostos orgânicos tóxicos	≈ 0	≈ 0	mg/L	traços	traços

Adaptado de VON SPERLING, 2005.

Vale a observação que o desconto das cargas de tais parâmetros já existente no curso do rio (*background*) será feito considerando a condição da classe na qual este se encontra, ou baseado em relatórios institucionais, ou ainda em análises laboratoriais de responsabilidade da parte interessada. Na Equação 15 está representada a forma como serão calculados esses valores:

$$CV_{\text{receptor}} = C_{\text{variável}} \times Q_{\text{lanç.}} \quad (\text{Equação 15})$$

Em que,

CV_{receptor} = carga de determinada variável no curso receptor;

$C_{\text{variável}}$ = concentração da variável no curso receptor;

$Q_{\text{lanç.}}$ = vazão lançada pelo empreendimento.

No caso de empresas que fazem lançamentos de efluentes que contenham compostos orgânicos de difícil degradação – inicialmente considerado, para fins de simplificação, apenas o fenol e o cianeto – e compostos inorgânicos (metais pesados), será incluído o EP correspondente à esses compostos ao EP limitante, ou seja, será cobrada uma taxa extra de EP caso a empresa lance esses tipos de compostos citados.

Como o ser humano não emite tais compostos, o proposto é de se fazer equivalências, como as já praticadas na Alemanha para a “unidade de toxicidade”, e na Holanda, para se obter o equivalente populacional de cada composto. Assim, poderia ser considerado:

$$1EP = \begin{cases} 100 \text{ g de Cd, Hg, As} \\ 1 \text{ kg de Cu, Cr, Pb} \\ 500 \text{ g de fenol, cianeto} \end{cases}$$

Dessa forma, concebeu-se a proposta de se realizar a cobrança pelo lançamento a partir do parâmetro mais restritivo (maior EP) dentre os que serão analisados nos efluentes a serem lançados – DBO, DQO, SST, N_{amoniaco} e P_{total} – cobrando-se também pelo lançamento de materiais inorgânicos e materiais orgânicos de difícil degradação; propondo valor de preço público unitário (PPU) para a unidade de carga poluidora correspondente a um equivalente populacional (EP).

Ressalta-se que qualquer lançamento, mesmo atendendo as legislações ambientais vigentes, causa alteração na qualidade das águas – pode não alterar a classe de enquadramento do curso, mas o deixará mais próximo do limite de uma classe inferior – causando deseconomias aos demais usuários e por isso deverão ser ressarcidas.

Tomando como exemplo o que ocorre na Alemanha – já discutido em tópicos anteriores – os instrumentos econômicos são subordinados aos padrões ambientais, porém, em se tratando da poluição residual, a cobrança parte do princípio que, mesmo as exigências legais para o lançamento de efluentes sendo atendidas, o poluidor deverá pagar pela carga que será lançada (SANTOS, 2002).

Essa ideia pode ser melhor entendida ao analisar a Figura 2:

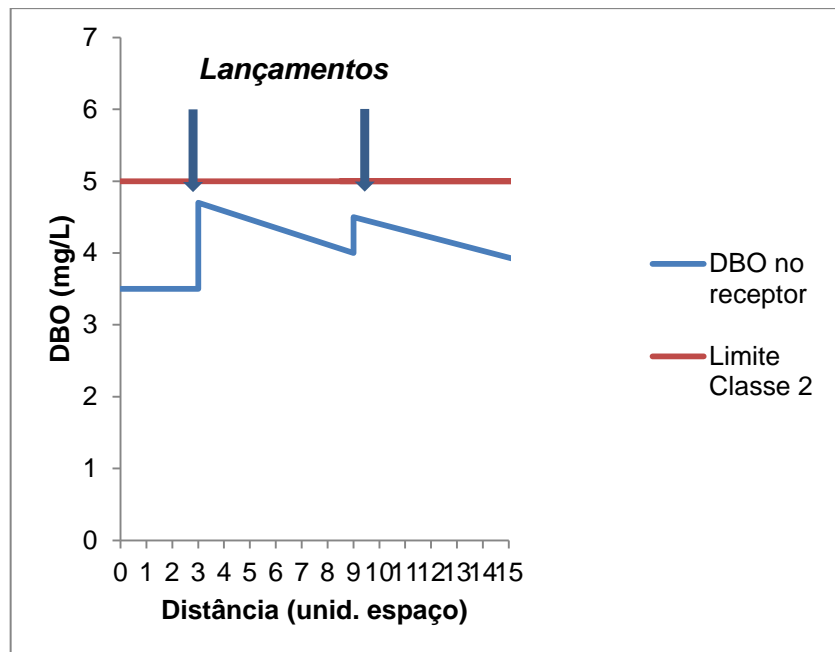


Figura 2 – Impacto causado pelo lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Como pode se observar, antes do lançamento o curso receptor apresentava condição classe 2 (até 5 mg L^{-1} de DBO), segundo as normativas federal (CONAMA 357/2005) e estadual (COPAM/CERH 1/2008). Após o lançamento houve uma elevação da concentração de DBO presente no corpo hídrico, não alterando sua condição, porém aproximando-o, mesmo que em pequena quantidade, do limite a partir do qual se define como classe 3 (até 10 mg L^{-1}), ou seja, a carga presente no efluente a ser lançado, mesmo atendendo às legislações vigentes, causará impacto no curso d'água.

4.4. Exemplificação do procedimento

Para melhor compreensão da proposta, a seguir são apresentados três exemplos didáticos, considerando empreendimentos e valores fictícios.

Preço público unitário (PPU)

Primeiramente, levando em conta o atual sistema de cobrança, pode-se definir o PPU referente a um EP da seguinte maneira:

Na Tabela 8 tem-se que a contribuição per capita típica de DBO no esgoto sanitário é de $50 \text{ g hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Em um ano essa contribuição seria de $18,25 \text{ kg hab}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Sabe-se que para o ano de 2012 é cobrado R\$0,100 por quilograma de DBO lançada (Tabela 7), um habitante pagaria então o equivalente a R\$1,825 por ano. Assim, o PPU correspondente a um EP é de R\$1,825.

Exemplo 1

Um pequeno município “X” com 50.000 habitantes, que não possui Estação de Tratamento de Esgoto (ETE),lança seus esgotos brutos em um curso d’água da bacia hidrográfica do rio Doce. No ano de 2012 foram emitidas as seguintes cargas anuais:

912,5t de DBO
1825 t de DQO
1095 t de SST
82,225t de $N_{\text{amoniacal}}$
18,25t de P_{total}

O corpo receptor apresenta, no local de captação, as seguintes cargas anuais:

110t de DBO
165t de DQO
20 t de SST
31t de $N_{\text{amoniacal}}$

630 kg de P_{total}

Assim, após o background, tem-se a seguinte situação de cargas apresentada na Figura 3:

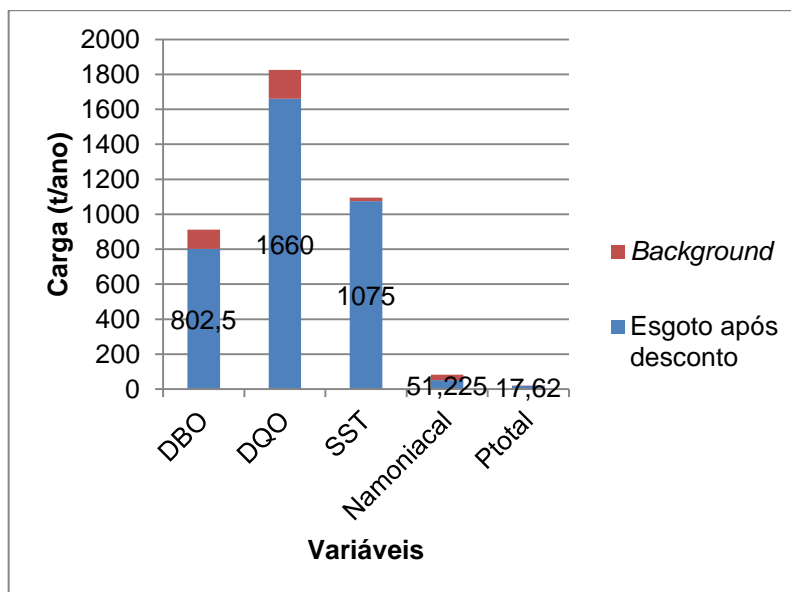


Figura 3 – Cargas após o desconto (*background*).

Convertendo esses valores para a unidade de EP, utilizando-se da Equação 14, tem-se a seguinte situação representada na Figura 4:

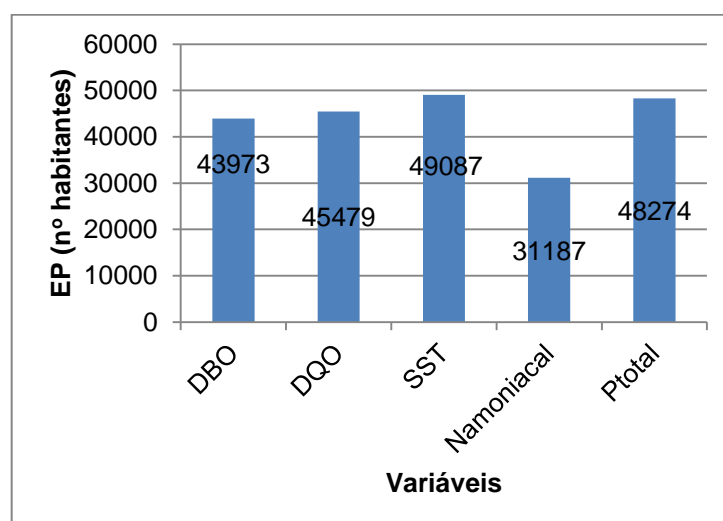


Figura 4 – Equivalente-populacional das variáveis do Exemplo 1.

Logo, o EP limitante é o equivalente à carga de sólidos, correspondendo a 49087 habitantes.

Assim, o total de EP limitante multiplicado pelo PPU, resultará no valor a ser pago pelo município. Considerando o valor de PPU calculado (R\$1,825), a título de exemplo, será paga por ano a quantia de R\$89583,78.

Exemplo 2

Supondo agora que a cidade do **Exemplo 1** trate seus esgotos com sistema de reator UASB seguido de um filtro anaeróbio, obtendo eficiência de remoção de 80% de DBO, 75% de DQO, 85% de SST, 30% de $N_{\text{amoniacal}}$ e 20% de P_{total} . Assim, as cargas anuais lançadas são:

182,5 t de DBO

456,25 t de DQO

164,25 t de SST

57,558t de $N_{\text{amoniacal}}$

14,60t de P_{total}

Tem-se, após o background, a seguinte situação de cargas apresentada na Figura 5:

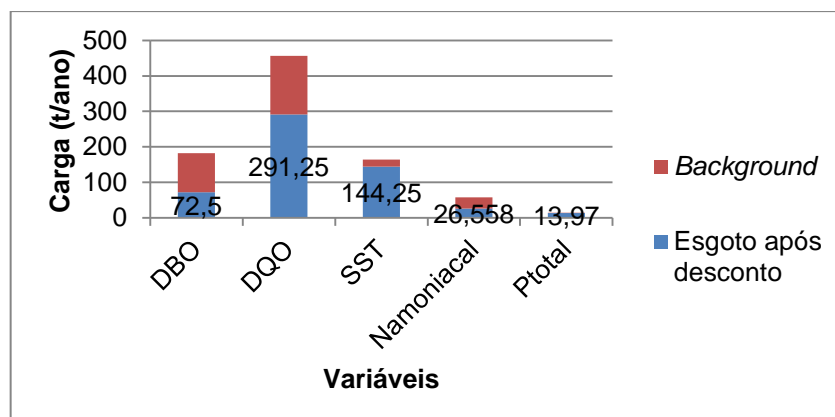


Figura 5 – Cargas após o desconto (*background*).

Convertendo esses valores para a unidade de EP, obtém-se a seguinte situação representada na Figura 6:

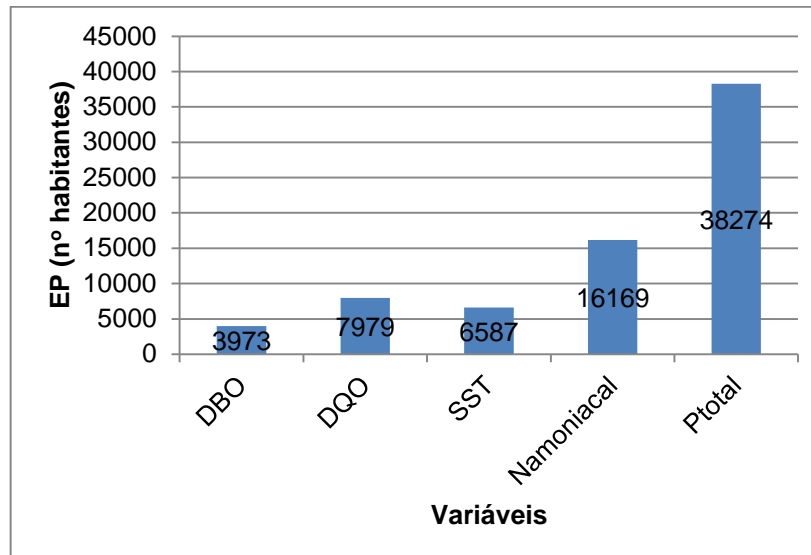


Figura 6 – Equivalente-populacional das variáveis do Exemplo 2.

Neste caso o EP limitante passa a ser o equivalente à carga de fósforo total, correspondendo a 38274 habitantes.

Assim, o total de EP limitante multiplicado pelo PPU, resultará no valor a ser pago pelo município. Considerando o valor de PPU calculado (R\$1,825), a título de exemplo, será paga por ano a quantia de R\$69850,05.

Nota-se que, mesmo removendo com boa eficiência a DBO, a carga de fósforo total permanece elevada, o que continuará comprometendo a qualidade da água do curso receptor aproximando-o, mesmo que em pequena proporção, do limite a partir do qual se define uma classe superior à que ele se encontra; e por isso deve-se ressarcir o prejuízo causado.

O exemplo demonstra a grande vantagem deste método, que é contemplar os diversos tipos de poluentes no sistema de cobrança, conscientizando e atentando aos usuários da necessidade de sistemas de tratamento que removam com eficiência os demais poluentes. Ademais, a simplicidade do modelo também pode ser percebida, pois o PPU para lançamento de efluentes permanece único.

Exemplo 3

Uma determinada atividade que, após tratamento em ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) licenciada, lança águas residuárias no mesmo curso d'água dos exemplos anteriores. No ano de 2012 foram emitidas as seguintes cargas anuais:

- 187 t de DBO
- 294 t de DQO
- 92 t de SST
- 87 t de $N_{\text{amoniacal}}$
- 11,4 t de P_{total}
- 0,7 t de fenol
- 12 kg de Cu

Tem-se, após o background, a seguinte situação de cargas apresentada na Figura 7:

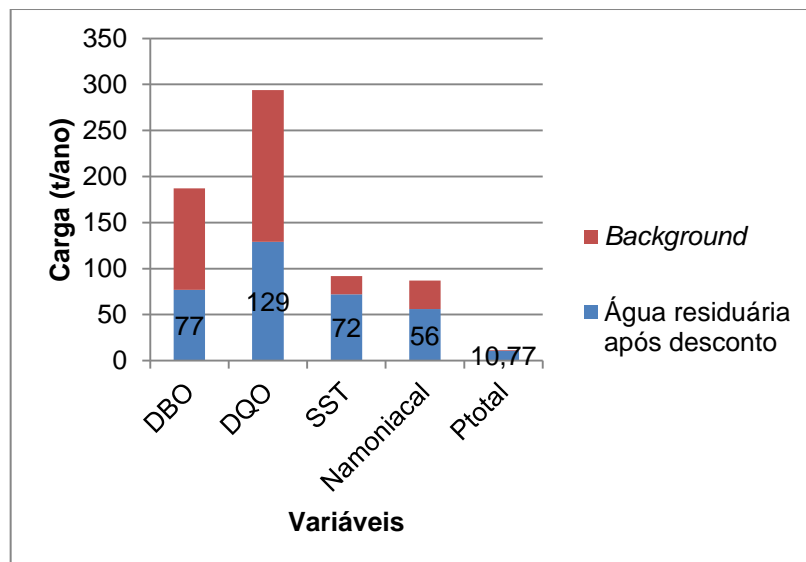


Figura 7 – Cargas após o desconto (*background*).

Convertendo esses valores para a unidade de EP, obtém-se a seguinte situação representada na Figura 8:

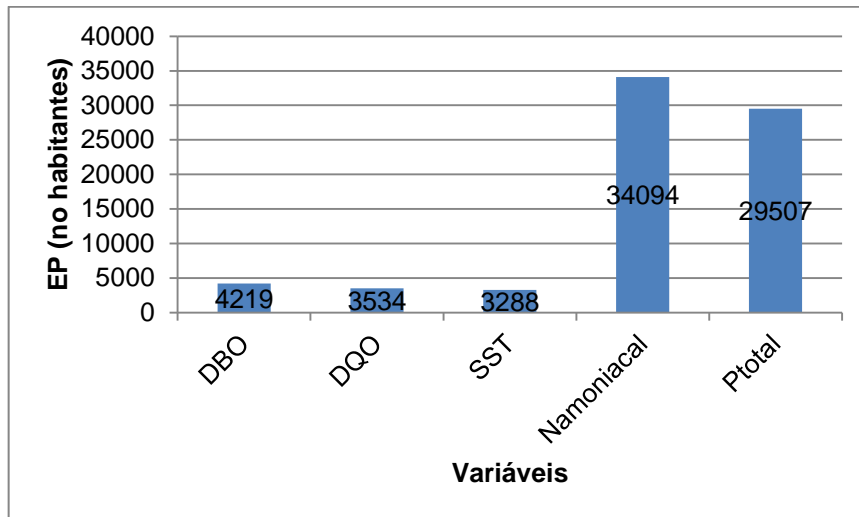


Figura 8 – Equivalente-populacional das variáveis do Exemplo 3.

O EP limitante será o equivalente à carga de nitrogênio amoniacal, correspondendo a 34094 habitantes. Porém o empreendimento será taxado pelo lançamento de fenol e pelo lançamento do metal cobre. Para calcular essas taxas extras será considerada a relação proposta:

$$EP_{\text{fenol}} = \frac{700 \text{ kg}}{0,500 \text{ kg}} \rightarrow EP_{\text{fenol}} = 1400$$

$$EP_{\text{Cu}} = \frac{12 \text{ kg}}{1 \text{ kg}} \rightarrow EP_{\text{Cu}} = 12$$

E dessa forma:

$$EP_{\text{total}} = EP_{\text{limitante}} + EP_{\text{taxa extra}} \rightarrow EP_{\text{total}} = 34094 + (1400 + 12)$$

$$EP_{\text{total}} = 35506$$

Logo, a empresa será taxada com 1412 EP, e deverá pagar por 35506 EP no total, isso corresponde a uma quantia de R\$64798,45, considerando o PPU como R\$1,825.

4.4. Simulações com o uso do conceito de Equivalente Populacional Limitantes

Conforme explicitado na proposta do conceito de Equivalente Populacional Limitante (EPL), além dos dados quantitativos (volume de efluentes despejada anualmente), demandam-se também dados de qualidade (DBO, DQO, nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos totais). Eventualmente, dependendo da característica do efluente lançado, demandam-se dados de concentrações de metais e de compostos orgânicos biorecalcitrantes, como fenóis e cianetos.

Nas bases de dados corriqueiramente usadas para as simulações de cenários de cobrança, disponibilizadas pela ANA, IGAM e outros órgãos, os dados disponibilizados geralmente estão restritos à dados quantitativos. A única variável qualitativa disponibilizada é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), por razões históricas e pelo fato do modelo atual demandar somente esta variável.

Dentre os órgãos consultados, verificou-se que a Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM), possui uma base de dados com as demais variáveis, uma vez que a declaração de carga poluidora (Figura 1) é obrigatória para empreendimentos passíveis de licenciamento ambiental no estado. A equipe já obteve autorização para uso (com restrições) desses dados, contudo, a tabulação e verificação de todo o extenso material não foi realizada a tempo da entrega do presente documento. Tal material será usado nas simulações nos relatórios vindouros.

Para uma simulação prévia do impacto da proposta na cobrança por lançamento, utilizou-se a base de dados da ANA (empreendimentos e usuários que atenderam a cobrança em 2011/2012). Foram utilizados os dados de carga de DBO e de vazões lançadas. Para a estimativa dos dados das demais variáveis, foram utilizados os dados de literatura. Verificou-se que tal procedimento pode ser usado

sem maiores problemas para o setor do saneamento, uma vez que as características de esgotos domésticos (brutos e tratados) são bem relatadas na literatura (VON SPERLING, 2005). Já para os efluentes de outros setores, recomenda-se que as simulações aqui apresentadas sejam refeitas com os dados mais precisos, fornecidos via declarações de carga poluidora.

Tem-se na Figura 9 a representação da interface de um modelo de simulador individual para o apoio à cobrança devido ao lançamento de cargas poluidoras de acordo com a proposta do “Equivalente Populacional Limitante”.

SIMULADOR INDIVIDUAL PARA APOIO A COBRANÇA - LANÇAMENTO			
QUANTIFICAÇÃO DE VAZÃO DE EFLUENTES E CARGA POLUIDORA LANÇADAS		PRECIFICAÇÃO	
Vazão de efluentes	(m ³ /ano)	18,938,304.00	Equivalente Populacional Limitante (EPL)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	(kg/ano)	5,681,491.00	355,417.41
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	(kg/ano)	11,362,982.00	Valor anual a pagar
Sólidos Suspensos Totais (SST)	(kg/ano)	6,628,406.00	648,636.77
Fósforo Total (FT)	(kg/ano)	132,568.10	
Nitrogênio Amônia Total (NAT)	(kg/ano)	473,457.60	
		1. Para cargas expressas em ton/mês (como na Declaração de Cargas da FEAM), a conversão deverá ser feita aplicando a Fórmula: $Carga\ (kg/ano) = Carga\ (ton/mês) * 12.000.$ 2. No caso da inexistência de valores de cargas, multiplique o valor da vazão pela concentração do poluente aplicando a Fórmula: $Carga\ (kg/ano) = Vazão\ (m^3/ano) * Concentração\ (mg/L) * 1.000.$	
CUSTOS E RECEITAS		IMPACTOS	
Custo de produção	(R\$/ano)	27,454,633.00	Impacto sobre os Custos/Despesas
Receitas Líquidas anuais	(R\$/ano)	44,519,942.00	2.36%
		Impacto sobre as Receitas	
		1.46%	

Figura 9 – Interface do modelo de previsão individual. Disponível no Anexo.

É evidente que a proposta permite que o cálculo se torne simples, pois são 5 variáveis que serão comparadas numa mesma unidade que é o equivalente populacional – ou seja, as diversas variáveis são levadas à uma mesma base que se trata do potencial poluidor que um habitante causa – e ao final terá um só preço: PPU_{lanç.} por habitante.

Ainda se fez simulações para o montante que seria arrecadado caso a proposta fosse aplicada (considerando o PPU de R\$1,825, como calculado para os exemplos), e analisando os resultados obtidos para o setor de saneamento (Figura 10) e os demais setores (Figura 11), observam-se aumentos. No setor do saneamento, em que as simulações são mais fidedignas, verifica-se um incremento de aproximadamente 64% no valor arrecadado.

Acredita-se que esse acréscimo na receita permitirá um maior repasse às entidades gestoras da bacia que poderão, assim, realizar maiores investimentos em pesquisas e ações locais para melhoria da qualidade do recurso fornecido proporcionando economia aos setores usuários.

Vale ressaltar que este assunto não é o principal objetivo do presente trabalho e está sendo exposto apenas para fins de comparação entre o sistema de cobrança proposto e o atual.

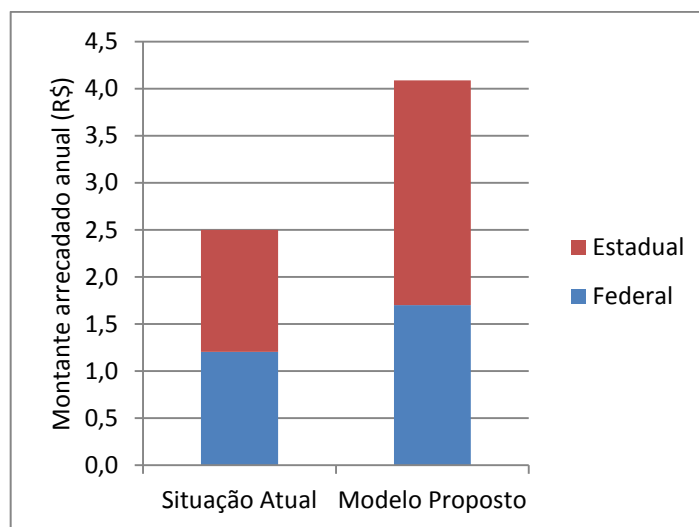


Figura 10 – Simulação do montante arrecadado para o setor de saneamento.

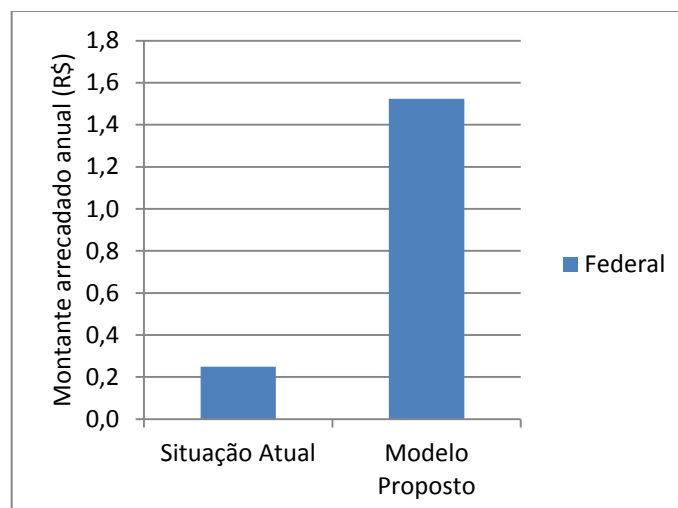


Figura 11 – Simulação do montante arrecadado para os demais setores.

Na fase de simulação pode-se observar o quão importante foi a inserção do parâmetro fósforo na cobrança, visto que, para grande parte dos dados, essa

variável foi a responsável pelo EPL. Infere-se que os usuários lançadores estão tratando seus efluentes em nível de DBO e se descuidando de um potencial poluidor (fósforo) que possivelmente é um dos principais responsáveis pela alta proliferação das algas e cianobactérias – já relatada com mais detalhes em tópicos iniciais.

Tais florações destes organismos já representam uma preocupação dos órgãos gestores, pois podem contaminar as águas com substâncias tóxicas, impossibilitando diversos usos, como a captação para consumo. Assim como foi relatado por AYER (2013) em reportagem para o jornal “Estado de Minas” “Poluição na bacia do Rio Doce obriga municípios ribeirinhos a buscar alternativas de captação – Valadares, o maior deles, está refém da proliferação de cianobactérias que envenenam a água”.

No mesmo jornal encontra-se outra notícia, da mesma autora, expondo sobre o lançamento de esgoto nos mananciais em Minas Gerais – “Estado lança 1,7 bi de litros de esgotos por dia em seus mananciais”. Nele AYER (2013) relata: “Apenas 101 dos 853 municípios em Minas tratam seus dejetos, de acordo com a Fundação Estadual do Meio Ambiente (Feam). Segundo o órgão, que fiscaliza a implantação das estações de tratamento de esgoto (ETEs), o estado tem capacidade instalada para limpar menos de 40% dos 2,3 bilhões de litros de dejetos gerados por dia. Capacidade que, inclusive, está subutilizada, diante da dificuldade de levar o esgoto à estação.”.

A autora continua dizendo: “O esgoto é o maior problema dos nossos rios. A matéria orgânica é alimento para bactérias, que se reproduzem e diminuem o oxigênio na água, comprometendo todo o ecossistema. Sem falar nas bactérias patogênicas, como o vibrião do cólera e a salmonela, protozoários, vermes e vírus transmissores de doenças e presentes nas fezes’, diz o professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais Marcos von Sperling.”

Dado a isso, pode-se afirmar que a simulação foi válida, uma vez que se percebe a importância do saneamento na bacia do rio Doce quando se está em pauta o assunto qualidade de água.

Finalizando, as simulações, como já dito anteriormente, para os demais setores – não saneamento – foram realizadas considerando valores das variáveis encontrados na literatura, e por isso o cenário exposto pode não representar com fidelidade o que seria realmente cobrado, mas é uma estimativa próxima. Com o uso dos dados das declarações de carga poluidora (a serem obtidos via Prodemge e FEAM) simulações mais acuradas serão obtidas com o uso da planilha de estimativa de cobrança por lançamentos (ANEXO).

5. COBRANÇA PELA POLUIÇÃO DIFUSA

A poluição difusa é formada em áreas urbanas ou rurais a partir de diversos geradores de resíduos sólidos e de sedimentos.

A poluição em áreas urbanas tem origem bastante diversificada, podendo ser proveniente do desgaste da pavimentação das ruas, acúmulo de lixo, atividades de construção civil, resíduos provenientes de veículos como, por exemplo, combustíveis, óleos, resíduos de pneus; sendo esses constituintes carreados até os cursos d'água por meio dos eventos de precipitação. Os poluentes dispersos na atmosfera podem, também, constituir uma fonte de poluição difusa, atingindo os cursos de água por meio da precipitação ou, até mesmo, pela incorporação de ar nos escoamentos mais turbulentos.

O setor agrícola, além de ser um dos principais usuários dos recursos hídricos, é o setor que, em geral, mais contribui para a poluição difusa. O uso de fertilizantes e pesticidas proporciona a contaminação dos mananciais hídricos e dos lençóis subterrâneos pelo carreamento advindo do transporte de sedimentos e/ou percolação.

No que se refere à cobrança pela poluição difusa, apenas países com alto nível de controle de poluição preveem tal tipo de cobrança. No Brasil a média de tratamento de esgoto é de 36% nas cidades, sendo que quase 6 milhões de litros de esgoto são gerados diariamente sem que recebam nenhum tipo de tratamento (TRATA BRASIL, 2008). Portanto, o impacto advindo da poluição difusa é de

pequena expressividade em relação a outras fontes pontuais e, conseqüentemente, ainda não deve ser considerado prioritário, não apenas por representar valores de pequena relevância em relação às fontes pontuais, mas, também, para não dispersar a atenção em relação a estas fontes de maior expressividade.

Um problema adicional é de caráter legal, uma vez que, nos sistemas de gestão, a cada uso da água deve ser atribuída uma outorga, excetuando-se os usos insignificantes ou difusos (SANTOS 2002). De acordo com a Lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997, são passíveis de cobrança apenas os usos de recursos hídricos sujeitos a outorga. Assim sendo, uma grande dificuldade que se estabelece está relacionada à forma de operacionalizar a cobrança, à medida que a maioria dos causadores de poluição difusa não possui outorga e, portanto, não estaria sujeita à cobrança.

5.1. Poluição difusa das atividades rurais

O uso agropecuário do solo na bacia é um dos principais geradores de contaminantes verificados nos corpos d'água. A erosão e o assoreamento, oriundos de pastagens, lavouras de cana e café, bem como das plantações de eucalipto, carregam aos rios da região diversos elementos tóxicos, gerando problemas de qualidade relacionados com os parâmetros de sólidos suspensos, turbidez e cor verdadeira, por exemplo (PIRH, 2010).

Portanto, as estimativas das taxas de erosão e de produção de sedimentos são de grande importância para a adoção de um programa de manejo e conservação do solo, porém os métodos comumente empregados nas suas determinações são onerosos, demorados e de baixa precisão para as condições brasileiras, o que constituiria em uma grande dificuldade na sua operacionalização. Na sequência se apresenta algumas características dos principais modelos disponíveis para a estimativa das perdas de solo e as dificuldades relativas ao seu uso para as condições brasileiras.

Os principais modelos disponíveis para a estimativa das perdas de solo são a *Universal SoilLossEquation – USLE* (modelo empírico), a *Revised Universal SoilLossEquation – RUSLE* (modelo empírico/conceitual) e o *WaterErosionPrediction Project – WEPP* (modelo baseado em processos físicos). Das três equações, as duas primeiras somente permitem a estimativa das perdas de solo, sendo apenas a WEPP também aplicável para a estimativa da produção de sedimentos.

A USLE é uma equação empírica utilizada para estimar a perda média anual de solo em virtude de fatores que representam o clima, o solo, a topografia e o uso e manejo do solo. O modelo foi obtido a partir de observações de perda de solo em mais de 10.000 parcelas-padrão com 0,008 ha (3,5 m de largura e 22,1 m de comprimento) e 9% de declividade, distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos, sendo expresso pela equação.

$$PS = R K L S C P \quad \text{(Equação 16)}$$

Em que:

PS = perda de solo média anual, $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

R = fator de erosividade da chuva, $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$;

K = fator de erodibilidade do solo, $t \text{ ha}^{-1}/(\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1})$;

L = fator de comprimento de encosta, adimensional;

S = fator de declividade de encosta, adimensional;

C = fator de uso e manejo do solo, adimensional; e

P = fator de práticas conservacionistas, adimensional.

Cada fator foi introduzido ao modelo para representar os processos críticos que podem afetar a perda de solo numa determinada encosta. Os fatores R, K, L e S são dependentes das condições naturais, já os fatores C e P são relacionados às formas de ocupação e uso dos solos (fatores antrópicos).

A USLE permite estimar a perda média anual de solo provocada pelas erosões laminar e em sulcos, para as condições em que foram obtidos os valores de seus componentes. Esta equação foi desenvolvida para as condições existentes nos

Estados Unidos, onde há expressivo banco de dados disponível, facilitando a sua ampla utilização. Tornou-se, na década de 1970, importante ferramenta para auxiliar os conservacionistas de solo e agricultores no planejamento agrícola, sendo usada como um guia na escolha das práticas mais eficientes no controle da erosão do solo, principalmente em locais onde as perdas de solo eram superiores aos limites toleráveis.

Devido à base totalmente empírica, a sua aplicação em situações diferentes daquelas para as quais foi desenvolvida requer a realização de pesquisas para obtenção dos componentes do modelo (LOCH e ROSEWELL, 1992; FERNANDES, 1997). Assim, a maior crítica a esse modelo tem sido a sua ineficiência para condições edafoclimáticas diferentes das quais ela foi desenvolvida. A montagem de um banco de dados para garantir sua utilização de forma generalizada exige grande investimento de tempo e recursos (NEARING et al., 1994). Dessa maneira, a adaptação da USLE para as condições do Brasil ficaria condicionada ao desenvolvimento de uma base de dados específica para as condições edafoclimáticas brasileiras.

É importante salientar também que, mesmo em regiões onde existem bancos de dados suficientes para dar suporte à utilização da USLE, seu emprego está condicionado a algumas limitações implícitas na própria concepção do modelo e de seus fatores. Embora seja uma equação de predição de erosão, a USLE não contempla o processo de deposição de sedimentos, não estima a erosão em sulcos em fase mais avançada, nem as perdas de solo no caso de chuvas isoladas, não sendo possível identificar aqueles eventos que provavelmente causarão grandes perdas de solo.

Outra grande limitação da USLE refere-se à concepção dos fatores do modelo, os quais são uma representação média da área em estudo, não levando em consideração a variabilidade espacial e temporal, que, juntamente ao fato de a USLE não considerar o processo de deposição de sedimentos, torna a sua aplicação em bacias hidrográficas muito limitada. Por exemplo, o uso da declividade média pode subestimar as perdas de solo em declives convexos e superestimar em declives côncavos. Diversos pesquisadores têm apontado o cálculo do fator LS como o

principal problema para o uso da USLE em bacias hidrográficas, uma vez que, pela própria conceituação desse fator, quanto maior o comprimento de encosta maior será a perda de solo. Entretanto, quando se consideram terrenos com declividades desuniformes pode ocorrer o inverso, isso é, quanto maior o comprimento maior a possibilidade de haver deposição de sedimentos ao longo da encosta (CASTRO, 1992; RANIERI, 2000).

Com o intuito de melhorar as estimativas das perdas de solo pela utilização da USLE, novas pesquisas e experiências foram realizadas e, após detalhada revisão, foi desenvolvido o novo modelo de predição da erosão, denominado Equação Universal de Perdas de Solo Revisada – RUSLE (RENARD et al., 1997). Na RUSLE foi mantida a mesma estrutura da equação da USLE, sendo as formas de determinação dos fatores expressivamente modificadas. Além disso, devido à complexidade das equações usadas para quantificar os fatores da equação principal, foi desenvolvido um programa computacional para facilitar a estimativa da perda de solo.

A implementação computacional da RUSLE possibilitou a incorporação de conceitos de base física para determinação de alguns dos seus componentes, favorecendo, dessa forma, uma reprodução mais real do sistema. Além disso, tornou mais simples e rápido o processo de estimativa das perdas de solo, constituindo-se, assim, numa ferramenta útil para o planejamento de uso e conservação do solo.

Embora a RUSLE tenha sofrido consideráveis melhorias em relação à USLE, esta tecnologia apresenta, ainda, grandes limitações, como: a sua base empírica, que limita muito sua aplicação para outras condições edafoclimáticas, e a não consideração do processo de deposição, que limita a sua aplicação para grandes áreas, onde o processo de deposição tem importância expressiva.

De acordo com Laflen et al. (1991), a necessidade de se desenvolver uma nova tecnologia para a estimativa das perdas de solo por erosão surgiu para suplantiar o grande número de limitações apresentadas pelos modelos USLE e RUSLE, principalmente referentes à impossibilidade de aplicação dos modelos de forma satisfatória em situações diferentes daquelas nas quais foram desenvolvidos.

Na metade da década de 1980, o USDA iniciou o *Water Erosion Prediction Project – WEPP*, visando desenvolver uma nova geração de tecnologias para predição da erosão hídrica. O WEPP é um pacote tecnológico para estimativa das perdas de solo com base nos princípios físicos do processo de erosão, desenvolvido nos Estados Unidos numa iniciativa interinstitucional, envolvendo as seguintes instituições: *Agricultural Research Service, Soil Conservation Service, Forest Service in the Department of Agriculture e Bureau of Land Management in the US Department of the Interior* (Laflen et al., 1991; United...– USDA, 1995). Tal pacote teve como objetivo elaborar uma tecnologia para o planejamento ambiental e a conservação da água e do solo, a fim de permitir a predição dos impactos resultantes de práticas de manejo de terras usadas para produção agrícola, pastagens e áreas florestais na erosão.

O WEPP consiste em um modelo dinâmico de simulação que incorpora conceitos de erosão entressulcos e nos sulcos. Com sua utilização, podem-se simular os processos que ocorrem em determinada área de acordo com o estado atual do solo, cobertura vegetal, restos culturais e umidade do solo. Para cada dia, as características do solo e da cobertura vegetal são atualizadas. Quando ocorre uma chuva, com base nas características atuais do terreno, determina-se se haverá produção de escoamento superficial. Se houver, o modelo estima o desprendimento, o transporte e a deposição de partículas ao longo da encosta, porém não contempla a erosão em grandes voçorocas e cursos de água perenes (LANE et al., 1992).

O WEPP apresenta, entretanto, diversas limitações, entre as quais podem-se citar: grande número de parâmetros de entrada necessário para aplicação do modelo, podendo limitar sua utilização em situações onde existam poucos dados; necessidade de treinamento intensivo de pessoal para a efetiva implementação; e não poder ser aplicado para prever a erosão em voçorocas. Embora seja considerado um modelo de base física, o WEPP ainda contém certo grau de empirismo e, por isso, é preciso que sejam tomados alguns cuidados ao se aplicar o modelo em novos locais (LAFLEN et al., 1991; MERRITT et al., 2003). Estes fatos fazem, inclusive, que, mesmo para as condições dos Estados Unidos o WEPP seja preterido em relação à própria RUSLE.

No que se refere à drenagem, existem alguns modelos que estimam a poluição difusa, porém, devido às dificuldades em se elaborar modelos de base física, a abordagem empírica tem sido mais utilizada. A grande maioria dos modelos foi desenvolvida em países de clima temperado tornando inviável a aplicação em condições diferentes das quais foram desenvolvidos, visto que o controle da poluição difusa exigiria intenso monitoramento ambiental e levantamentos de campo, sendo necessários modelos matemáticos ainda pouco estudados no Brasil. Portanto, para que se tenha condições de utilização de modelos mais complexos e de se definir coeficientes que retratem as condições locais, estudos de natureza variada serão necessários.

No Brasil, a poluição difusa é um assunto ainda pouco explorado, por isso nota-se a dificuldade em se obter informações sobre tal conteúdo. O que se sabe é que existem modelos de simulação de cargas difusas em níveis que vão desde procedimentos estatísticos simples e cargas unitárias sem interação com processos físico-químicos até modelos contínuos sofisticados (NOVOTNY e OLEM, 1993, citado por MANSOR; TEIXEIRA FILHO; ROSTON, 2005). Considerando essa grande variedade de métodos, pode-se dizer que nenhum deles representa com fidelidade a quantidade de carga advinda da poluição difusa.

Dentre os existentes, o modelo computacional *Generalized Watershed Loading Functions (GWLF)* – utilizado em muitos trabalhos brasileiros (RORIZ, 2002; GEARH, 2004; MOCELIN; FERNANDES; FILL; 2003; MARCINIUK et al., 1997, citados por ROQUES, 2006) – desenvolvido originalmente por Haith e Shoemaker, em 1987, pode estimar as cargas mensais e anuais de nitrogênio e fósforo totais e dissolvidos carregados para os cursos de água, bem como cargas de sedimentos. Nele são considerados o escoamento superficial em áreas rurais, erosão do solo, lixiviação urbana, descarga do lençol subterrâneo do curso de água, sistemas sépticos e fontes pontuais adicionadas pelo usuário. (ROQUES, 2006).

O GWLF, não diferente de outros modelos, necessita de grande quantidade de dados de entrada, sendo eles de natureza climatológica, da área de forma geral – relacionados ao uso, a práticas de manejo, à cobertura do solo – e dos poluentes.

Considerando a necessidade de diversos dados de entrada, que por muitas vezes são de difícil obtenção, a aplicabilidade do modelo é bastante complexa.

Segundo Roques (2006) o modelo não requer dados de qualidade de água para calibração, porém, são necessários três arquivos de dados: *Weather.dat*, *Transport.dat* e *Nutrient.dat*. Este mesmo autor ainda relata:

“O arquivo *Weather.dat* requer um banco de dados climatológicos, como precipitações diárias e temperaturas médias diária. Para a validação do modelo é sugerido, pelo seu manual, um horizonte de até trinta anos.

O módulo *Transport.dat* requer os seguintes dados:

- Número de usos do solo no meio rural e urbano e seus tipos de cultivo;
- Área de cada cultivo (ha);
- Números das curvas numéricas de cada cultivo para cálculo de escoamento superficial – *Curve Number* – CN (SCS curve number, 1972);
- Produto de erosão $K*LS*C*P$ da equação universal de perda de solo para cada cultivo – USLE (*Universal SoilLossEquation*, 1978);
- Coeficiente evapotranspirativo de cobertura (ET CV) para cada mês do ano;
- Média de horas de luz do dia para cada mês do ano (h/dia);
- Indicador de estação de crescimento para cada mês do ano (inativo = 0/crescimento = 1);
- Coeficiente de erosividade de chuva para cada mês do ano (at);
- Antecedente de chuva e neve;
- Armazenamento inicial nas zonas saturadas e insaturadas (cm);
- Coeficiente de recessão (1/dia);
- Coeficiente SEEPAGE (1/dia);
- Neve inicial (cm de água);
- Taxa de descarga de sedimentos;
- Capacidade disponível de água na zona insaturada (cm);

Em *Nutrient.dat*, são solicitadas as entrada dos parâmetros químicos nitrogênio e fósforo em suas formas particuladas, dissolvidas ou totais de acordo com as fontes (rural, urbana, ou pontual). São valores de difícil determinação e normalmente não encontrados, na literatura, para países tropicais.”

Como se pode notar um dos dados de entrada do módulo *Transport.dat* se refere à estimativa das perdas de solo por meio da equação universal de perda de solo para cada cultivo – USLE. Logo, entende-se que o modelo GWLF, além de outras restrições para sua aplicação, discutidas nos parágrafos anteriores, embute também os empecilhos, anteriormente citados, à utilização da USLE.

Pela análise realizada pode-se evidenciar, portanto, que para a cobrança da poluição difusa em áreas agrícolas, além da dificuldade em se estabelecer a cobrança a usuários que não são requerentes de outorga, existe também uma grande dificuldade associada à estimativa da produção de sedimentos e cargas de nutrientes carreados para os cursos de água para as condições de agricultura e pecuária normalmente praticadas no Brasil.

5.2. Poluição difusa do setor industrial

A poluição difusa no setor industrial pode ser enquadrada como a poluição que ocorre em áreas urbanas, uma vez que a maior parte das indústrias se concentram no meio urbano. No entanto, observa-se que a poluição difusa é derivada de operações consecutivas em áreas extensas, ao contrário de atividades industriais que tipicamente usam operações repetitivas em pequenas áreas de concentração.

Dentre as atividades industriais, o setor de mineração é o que explora e modifica áreas maiores e, por isso, o mais característico para a ocorrência da poluição difusa. As atividades extrativas podem causar grandes impactos ambientais, pois além das modificações do ambiente natural pode haver uma grande quantidade de poluentes gerados. E parte desses resíduos acaba sendo

transportada para os corpos de água, alterando suas características físicas e químicas (Bonumá et al., 2008).

Para viabilizar a mineração em muitos casos há a necessidade de remoção da vegetação que cobre o solo, podendo resultar em algum tipo de alteração nos corpos hídricos adjacentes, representando, portanto, uma das formas de poluição difusa, em decorrência do assoreamento dos corpos hídricos e da elevação da turbidez da água. Dessa forma, a extensão das áreas de mineração e a sua correlação com fatores meteorológicos é que caracteriza o escoamento de minas como fonte de poluição difusa (IBRAM, 2006).

Segundo Von Sperling (2005), a passagem da água por minas abandonadas, vazadouros de mineração e borras de minério podem causar alteração na acidez da água. Além disso, as atividades de mineração e garimpo podem aumentar o nível de alguns micropoluentes inorgânicos tóxicos, entre eles os metais pesados.

De acordo com o IBRAM (2006), em consequência da mineração estar entre os principais setores usuários de água no Brasil apresenta peculiaridades específicas, pois abrange desde empreendimentos complexos com impactos maiores, mas ao mesmo tempo com modernos e eficientes controles ambientais sobre tais impactos, incluindo medidas de mitigação e compensação, até pequenos oleiros, garimpeiros ou extratores de areia ou cascalho, sem nenhum planejamento e controle ambiental. Existem, ainda, empreendimentos com algum grau de processamento primário (concentração, separação ou lavagem de minério) ou um requerimento de obras de construção para manuseio de rejeitos (barragens, etc.).

A determinação das cargas difusas apresenta grande importância na avaliação do impacto por elas produzido e no projeto de medidas estruturais para o seu controle. No entanto, a previsão dos impactos na qualidade da água e os seus respectivos controles/tratamento encontram barreiras devido a sua grande variabilidade espacial e temporal. As concentrações dos poluentes variam com o tipo de área (residencial, industrial, comercial, rural), com eventos de precipitação e ao longo do mesmo evento (PAZ, 2003).

Assim, verifica-se que embora a poluição difusa das áreas industriais contribua em termos de aporte de poluentes na bacia hidrográfica, a sua

determinação é complexa, não existindo na literatura metodologias específicas para sua estimativa.

5.3. Análise conclusiva

A poluição difusa é um assunto ainda pouco explorado no Brasil pela sua extrema complexidade, envolvendo fatores naturais, legislativos, socioeconômicos, dentre outros. Santos (2002) afirma que: “Reduzir a poluição difusa impõe a necessidade de adoção de políticas abrangentes e integradas em todas as áreas de produção e consumo, o que constitui num grande desafio a ser enfrentado pelos governos e pela sociedade como um todo”.

Portanto, diante da dificuldade em se estabelecer a cobrança a usuários que não são requerentes de outorga e, até mesmo, na obtenção de dados para a quantificação da poluição difusa associada aos diferentes segmentos de usuários, julga-se, neste momento, injustificável a incorporação de fontes difusas de poluição no sistema de cobrança da bacia hidrográfica do rio Doce.

6. COBRANÇA PELO CONSUMO DE ÁGUA DIFUSO

A outorga do direito de uso de recursos hídricos é um dos seis instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos que constam na Lei Federal nº 9.433 de 1997, e tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o direito ao usuário de utilizar os recursos hídricos. De acordo com esta Lei, independem de outorga pelo Poder Público: o uso de recursos hídricos para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural; as derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes e as acumulações de volumes de água consideradas insignificantes.

O consumo difuso é caracterizado como todo aquele consumo que não tem um foco definido na bacia, e que, por conseguinte, não faz uso de outorga. Com base

neste fato, é importante, na análise da potencialidade de cobrança pelo consumo difuso e da expressividade que a arrecadação advinda deste consumo pode representar se tomar como base referencial para o estudo a magnitude das vazões consideradas como insignificantes.

Existem três órgãos gestores de recursos hídricos atuantes na bacia: a Agência Nacional das Águas (ANA), o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), e Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA).

Para os cursos de água de domínio federal, de acordo com o **§1º do Artigo 12 da Lei 9433/97, regulamentado pelo Art. 6º da Resolução 707/2004 da ANA**, não são objeto de outorga de direito de uso de recursos hídricos, mas obrigatoriamente de cadastro no CNARH, usos com vazões de captação máximas instantâneas inferiores a 1,0 litro/segundo, quando não houver deliberação diferente por parte do CNRH ou um critério diferente expresso no plano da bacia hidrográfica em questão.

Para o Estado de Minas Gerais, a **Deliberação Normativa CERH - MG nº 09, de 16 de junho de 2004**, define os usos insignificantes para as circunscrições hidrográficas no Estado de Minas Gerais. As captações e derivações de águas superficiais menores ou iguais a 1 litro/segundo serão consideradas como usos insignificantes para as Unidades de Planejamento e Gestão ou Circunscrições Hidrográficas do Estado de Minas Gerais.

No Espírito Santo a **Resolução CERH Nº 017/2007** define os usos insignificantes em corpos de água superficiais de domínio do Estado do Espírito Santo, sendo considerados usos insignificantes, passíveis de cadastramento e independentes de outorga pelo Poder Público: as derivações e captações em corpos de águas superficiais, por usuário em um mesmo corpo de água, cujas vazões captadas sejam iguais ou inferiores a 1,5 (um vírgula cinco) l/s, limitadas a um volume máximo diário de 43.200 (quarenta e três mil e duzentos) litros.

Com base nestes valores de vazão correspondentes a usos insignificantes estabelecidos pelos órgãos gestores foi analisada a magnitude, para os diferentes segmentos de usuários, a partir da qual o consumo passa a ser significativo.

6.1. Dessedentação animal

Para a estimativa do número de cabeças a partir do qual o consumo passa a ser significativo foram consideradas as criações de maior expressão e representatividade na bacia do rio Doce, os rebanhos de galináceos, suínos e bovinos, sendo considerados os consumos constantes por animal no Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH).

Com base nos valores de vazão correspondentes a usos insignificantes estabelecidos pelos diversos órgãos gestores de recursos hídricos presentes na bacia do rio Doce, na Tabela 9 é apresentada a estimativa do número de cabeças necessário para que o consumo passe a ser significativo.

Tabela 9 – Número de cabeças a partir do qual o consumo passa a ser significativo considerando os diversos órgãos gestores de recursos hídricos presentes na bacia do rio Doce.

Dominialidade	Criação	Consumo por cabeça (Ld ⁻¹ cab ⁻¹) ¹	Uso Insignificante (Ls ⁻¹) ^{2,3,4}	Nº de cabeças
Minas Gerais e Federal	Bovinos	50	1	1.728
	Suínos	12,5	1	6.912
	Galináceos	0,36	1	240.000
Espírito Santo	Bovinos	50	1,5*	864
	Suínos	12,5	1,5*	3.456
	Galináceos	0,36	1,5*	120.000

Fonte: ¹PIRH; ²IGAM, ³IEMA e ⁴ANA
 * Volume máximo diário de 43.200 L

Portanto, rebanhos com até 1.728 bovinos, 6.912 suínos e 240.000 galináceos no Estado de Minas Gerais e em rios de dominialidade Federal, e com até 864 bovinos, 3.456 suínos e 120.000 galináceos no Estado do Espírito Santo são considerados insignificantes e, dessa forma, não estão sujeitos à cobrança pelo uso da água. Acima deste limite os consumos já passam a ser significantes e, conseqüentemente, passíveis de cobrança pelo uso da água.

Considerando um rebanho de 1.728 bovinos e um consumo por cabeça de 50 Ld⁻¹ se teria um consumo anual do rebanho de 31.536.000 L, ou seja, 31.536 m³. Com base nesta estimativa e considerando um valor de PPU de captação de 0,021 R\$/m³ (valor de PPU estabelecido para captação de água superficial na bacia no

ano de 2013, segundo a Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011) e um K_t de 0,025 (valor de K_t praticado no setor agropecuário na bacia, segundo a Deliberação CBH-DOCE nº 26, de 31 de março de 2011) se teria uma arrecadação anual da ordem de R\$ 16,56, que representaria, portanto, um valor inexpressivo quando comparado aos próprios custos operacionais para a sua implementação. Na sequência é apresentada a equação utilizada no cálculo.

$$\text{Arrecadação anual (R\$)} = 1.728 \text{ cab } 50 \text{ L cab}^{-1} \text{ d}^{-1} 365 \text{ d} = 31.536.000 \text{ L} = 31.536 \text{ m}^3 0,021 \text{ R\$ m}^{-3} 0,025 = \text{R\$ } 16,56$$

Realizando o mesmo cálculo para os outros rebanhos e considerando os diversos órgãos gestores de recursos hídricos presentes na bacia do rio Doce, na Tabela 10 é apresentada a estimativa da arrecadação anual que se teria caso um rebanho com o número de cabeças limite para que o uso ainda seja insignificante para a dessedentação animal fosse passível de cobrança.

Tabela 10 – Estimativa da arrecadação anual que se teria caso um rebanho com o número de cabeças limite para que o uso ainda seja insignificante para a dessedentação animal fosse passível de cobrança.

Dominialidade	Criação	Nº de cabeças	Arrecadação anual (R\$)
Minas Gerais e Federal	Bovinos	1.728	16,56
	Suínos	6.912	16,56
	Galináceos	240.000	16,56
Espírito Santo	Bovinos	864	8,28
	Suínos	3.456	8,28
	Galináceos	120.000	8,28

Além do fato de que a arrecadação anual não justificaria os custos operacionais para a implementação de tal cobrança, observa-se na Tabela 11 que as estimativas das demandas de uso da água para a dessedentação animal realizadas no PIRH são, de forma geral, bastante superiores às vazões outorgadas para este setor usuário, ou seja, o potencial associado à cobrança relativa ao consumo difuso representa uma parcela bastante reduzida em relação ao que pode ser obtido pela efetiva implementação da cobrança pelos consumos considerados pontuais. Vale ressaltar que, nesse caso, as outorgas concedidas para a

dessedentação animal incluem outros usos no meio rural, ou seja, os valores outorgados para este setor usuário individualmente são menores e, portanto, representam uma porcentagem ainda menor em relação às demandas estimadas pelo PIRH.

Tabela 11 – Demandas de uso da água para dessedentação animal estimadas pelo PIRH e valores outorgados para as diferentes UPGRHs da bacia do rio Doce.

UPGRH	Demandas de uso da água (m ³ /s) ¹	Valores totais outorgados (m ³ /s) ^{*2,3}	Valores não outorgados (m ³ /s)	% Demandas outorgadas
DO1	0,449	1,237	-0,788	-
DO2	0,085	0,023	0,062	27,06
DO3	0,175	0,003	0,172	1,71
DO4	0,625	0,017	0,608	2,72
DO5	0,184	0	0,184	0
DO6	0,192	0,009	0,183	4,69
Guandú, Sta M. do Doce e São José	0,308	0,014	0,294	4,54

Fonte: ¹PIRH; ²IGAM e ³IEMA

*Valores totais outorgados para dessedentação animal e outras atividades no meio rural

6.2. Consumo humano no meio rural

Assim como na análise do consumo associado à dessedentação animal, também para o consumo humano no meio rural foi realizada a estimativa da população do núcleo habitacional a partir da qual o consumo passaria a ser, considerando os diversos órgãos gestores de recursos hídricos que atuam na bacia do rio Doce, significativa.

Tabela 12 – Número de habitantes a partir do qual o consumo passa a ser significativa considerando os critérios adotados pelos órgãos gestores de recursos hídricos presentes na bacia do rio Doce.

Dominialidade	Consumo per capita (L d ⁻¹ hab ⁻¹) ¹	Uso Insignificante (L s ⁻¹) ^{2,3,4}	Nº de habitantes
Minas Gerais e Federal	125	1	691
Espírito Santo	100	1,5*	432

Fonte: ¹PIRH; ²IGAM, ³IEMA e ⁴ANA

* Volume máximo diário de 43.200 L

Portanto, no caso do abastecimento humano no meio rural, somente núcleos habitacionais com até 691 habitantes no Estado de Minas Gerais e dominialidade Federal e com até 432 habitantes no Estado do Espírito Santo são considerados de consumo insignificante e, dessa forma, não estão sujeitos à cobrança pelo uso da água. Acima deste limite os consumos já passam a ser significantes e, conseqüentemente, contemplados pela Companhia de Abastecimento de Água e Saneamento.

Considerando um núcleo habitacional de 691 habitantes e um consumo per capita de 125 Ld^{-1} se teria um consumo anual associado a este núcleo habitacional de $31.526.875 \text{ L}$, ou seja, 31.527 m^3 . Com base nesta estimativa e considerando um valor de PPU de captação de $0,021 \text{ R\$/m}^3$ se teria uma arrecadação anual da ordem de $\text{R\$ } 662,06$, valor que, portanto, também pode ser considerado inexpressivo em relação aos custos operacionais para a sua implementação, uma vez que este estaria associado à cobrança de 691 habitantes, e correspondente a um custo por habitante inferior a $\text{R\$ } 1$. Na sequência é apresentada a equação utilizada no cálculo.

$$\begin{aligned} \text{Arrecadação anual (R\$)} &= 691 \text{ hab } 125 \text{ L hab}^{-1} \text{ d}^{-1} 365 \text{ d} = 31.526.875 \text{ L} = \\ &31.526 \text{ m}^3 0,021 \text{ R\$ m}^{-3} = \text{R\$ } 662,06 = 0,96 \text{ R\$ hab}^{-1} \end{aligned}$$

Considerando o órgão gestor de recursos hídricos do Espírito Santo se teria uma arrecadação anual da ordem de $\text{R\$ } 331,13$, correspondendo a um custo por habitante de $\text{R\$ } 0,77$.

6.3. Irrigação

No caso da irrigação as informações disponíveis a respeito do consumo unitário são bem mais complexas e variadas do que em relação à dessedentação animal e o consumo humano no meio rural. A análise das outorgas emitidas pelo IGAM para fins de irrigação indica consumos unitários variando de $0,2 \text{ L s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ a 2

$L s^{-1} ha^{-1}$, com valores, em geral, com uma ordem de grandeza de $1 L s^{-1} ha^{-1}$, sendo este valor tomado como base de referência nas análises posteriores. As outorgas conferidas no IEMA não indicam a área irrigada, motivo pelo qual não foi possível proceder a quantificação do consumo unitário pela irrigação no Estado do Espírito Santo, sendo, portanto, para as análises posteriores também considerado um consumo unitário da ordem de $1 L s^{-1} ha^{-1}$.

Com base neste consumo médio de $1 L s^{-1} ha^{-1}$ tem-se que o consumo pela irrigação se torna significativo para áreas superiores a 1 ha considerando os critérios estabelecidos pelos órgãos gestores de recursos hídricos do Estado de Minas Gerais e dominialidade Federal e a partir de 0,5 ha considerando o critério estabelecido no Estado do Espírito Santo (tomando por base o volume máximo permissível de uso diário, igual a 43.200 L).

Na Tabela 13 são apresentados os valores de demanda de água pela irrigação estimados pelo Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce e os valores totalizados das outorgas emitidas para este segmento usuário pelo IGAM e pelo IEMA.

Tabela 13 – Demandas de uso da água pela irrigação estimadas pelo PIRH e valores outorgados para as diferentes UGRHs da bacia do rio Doce.

UPGRH	Demandas de uso da água (m^3/s) ¹	Valores totais outorgados ² (m^3/s) [*] _{2,3,4}	Valores não outorgados (m^3/s)	% Demandas outorgadas
DO1	1,344	0,293	1,051	21,8
DO2	0,135	0,034	0,101	25,18
DO3	1,314	0,161	1,153	12,25
DO4	0,138	0,138	0	100
DO5	1,732	0,070	1,662	4,04
DO6	1,291	0,123	1,168	9,50
Guandú, Sta M. do Doce e São José	9,191	2,378	6,813	25,87
Total	15,145	3,197	11,816	21,1

Fonte:¹PIRH; ²IGAM; ³IEMA; ⁴ANA

* Na base de dados da ANA os valores outorgados perfazem sobre a agropecuária, podendo assim ser superestimados quando da consideração da irrigação isoladamente.

Analisando a Tabela 13 é possível inferir que da vazão total demandada pela irrigação na parte mineira da bacia do Doce (estimada pelo PIRH) apenas 13,75% desta foi outorgada pelo órgão gestor de recursos hídricos do Estado (IGAM).

Considerando a parte da bacia que se encontra no Estado do Espírito Santo tem-se que as vazões outorgadas (IEMA) totalizaram apenas 25,87% da vazão total demandada pela irrigação (estimada pelo PIRH).

Na Tabela 14 são apresentados os valores de área irrigada por UPGRH e o número de estabelecimentos correspondentes a essas.

Tabela 14 – Área irrigada e número de estabelecimentos correspondentes a essas para as diferentes UPGRHs da bacia do rio Doce.

UPGRH	Estabelecimentos ¹	Área irrigada (ha) ¹	Área irrigada por estabelecimento (ha)
DO1	2.934	11.668	3,98
DO2	619	3.571	5,77
DO3	1.105	1.322	1,20
DO4	1.292	3.690	2,86
DO5	2.511	8.299	3,30
DO6	1.269	7.373	5,81
Guandú	8.330	104.842	12,59
Santa Maria do Doce	2.239	10.720	4,79
São José	2.066	11.911	5,77

Fonte:¹Censo Agropecuário, 2006/IBGE

Observa-se que a área irrigada por estabelecimento varia, em média, de 1,20 a 5,81 ha conforme UPGRH no Estado de Minas Gerais, e de 4,79 a 12,59 ha no Estado do Espírito Santo, ou seja, valores superiores aos considerados limite para uso insignificante (1 ha em Minas Gerias e 0,5 ha no Espírito Santo). Dessa forma, pode-se concluir que para as diferentes UPGRHs a grande maioria das demandas associadas à irrigação corresponde a vazões não outorgadas e não a usos insignificantes, caracterizando, portanto, o grande potencial que a regularização da situação de propriedades em que a outorga é necessária apresentaria para o aumento da arrecadação pelo uso da água.

Com base nos dados apresentados se considera que o potencial associado à cobrança relativa ao consumo difuso representa uma parcela bastante reduzida em relação ao que pode ser obtido pela efetiva implementação dos consumos considerados pontuais.

6.4. Indústria

O uso da água na indústria se caracteriza por ser realizado de variadas formas e dimensões, que vão desde o uso como insumo no processo produtivo, no resfriamento de produtos e máquinas até o uso simplesmente para fins sanitários.

Para satisfazer as necessidades de água na indústria são utilizadas normalmente duas fontes de abastecimento, ou seja, os usuários podem optar pela captação de água individual (captação direta), seja superficial ou subterrânea, ou pela conexão com a rede pública de abastecimento. A decisão entre a captação própria ou via rede pública de abastecimento parece estar diretamente relacionada ao porte dos estabelecimentos (MMA, 2006). Assim, os empreendimentos de grande porte, que demandam um volume de água superior à capacidade oferecida pela rede pública, ou aqueles localizados em áreas não atendidas pela rede de abastecimento precisam, necessariamente, recorrer à captação própria. Por outro lado, as pequenas empresas localizadas em áreas urbanas, em função da menor demanda pelo recurso, podem ser abastecidas diretamente pela rede pública.

Uma característica relevante e vantajosa em relação à captação industrial de água da rede pública refere-se à sua qualidade, que na maior parte das vezes é superior à água advinda da captação própria, pois já passou por tratamento e, dessa forma, pode ser utilizada de imediato por algumas indústrias, ao contrário da captação própria, em que é necessário um pré-tratamento antes de sua utilização, em razão de sua qualidade ser inferior.

Em decorrência das fontes de uso da água pela indústria serem bem definidas, o consumo considerado difuso e, portanto, isento de outorga e cobrança no setor industrial, corresponde apenas àquele representado pelos usos industriais com captação própria considerados insignificantes, de acordo com as legislações específicas nos âmbitos federal e estadual (Minas Gerais e Espírito Santo). Ressalta-se, ainda, que no caso das indústrias abastecidas pela rede pública todo o consumo, seja insignificante ou não, é considerado para fins de outorga das concessionárias de abastecimento público de água, não caracterizando consumo difuso.

De acordo com Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH-Doce, 2010), a atividade industrial da bacia é bastante diversificada, destacando-se: a mineração (ferro, ouro, bauxita, manganês, pedras preciosas e outros), e as indústrias de celulose, siderurgia e laticínios.

Com base nos valores de vazão e de volume máximo diário correspondentes aos usos insignificantes estabelecidos pelos diversos órgãos gestores de recursos hídricos com atuação na bacia hidrográfica do rio Doce e da Matriz de Coeficientes Técnicos de Recursos Hídricos para o setor industrial brasileiro (MMA, 2011), é apresentada na Tabela 15 a estimativa da produção necessária para que o consumo industrial passe a ser significativo e, portanto, não difuso, considerando as tipologias de atividades econômicas mais representativas na bacia do rio Doce segundo o PIRH-Doce (2010).

Tabela 15 – Produção industrial a partir da qual o consumo passa a ser significativo (não difuso) considerando os critérios de enquadramento em usos insignificantes adotados pelos órgãos gestores de recursos hídricos atuantes na bacia do rio Doce

Tipologia	Unidade da atividade	Coefficiente de retirada de água (m ³ /unidade da atividade)	Produção diária (MG/ANA)	Produção diária (ES)
INDÚSTRIAS EXTRATIVAS				
07.1. Extração de minério de ferro	t produzida	1,05	82,3	41,1
07.23-5 - Extração de minério de manganês	t produzida	6,25	13,8	6,9
07.24-3 - Extração de minério de metais preciosos	t produzida	0,14 - 1,78	617,1 - 48,5	308,6 - 24,3
08.93-2- Extração de gemas (pedras preciosas e semipreciosas)	t produzida	6,25	13,8	6,9
INDÚSTRIAS DE TRANSFORMAÇÃO				
10.5 – Laticínios	m ³ de leite	1,1 - 2,0	78,6 - 43,2	39,3 - 21,6
17.1 - Fabricação de celulose e outras pastas para a fabricação de papel	TSA - tonelada seca ao ar	25,9 - 46,8	3,3 - 1,8	1,7 - 0,9
24.2 – Siderurgia	t aço bruto	33,6	2,6	1,3

Fonte: PIRH – Doce (2010), MMA (2011).

De acordo com a Tabela 15, verifica-se que a quantidade produzida no Estado de Minas Gerais a partir da qual o uso deixa de ser considerado

insignificante corresponde ao dobro da produção do Espírito Santo. Isso acontece porque, apesar da vazão insignificante no ES ($1,5 \text{ L s}^{-1}$) ser maior que em MG ($1,0 \text{ L s}^{-1}$), assim como a da ANA, adota-se um volume máximo diário de 43.200 litros no Espírito Santo, o que corresponde a uma vazão de $0,5 \text{ L s}^{-1}$ considerando captação ininterrupta por 24 horas. Já a legislação de Minas Gerais e federal (ANA) não impõe nenhuma restrição quanto ao volume máximo diário, ou seja, a captação pode ser realizada durante 24 horas/dia.

Observa-se na Tabela 15 que os setores que possuem um coeficiente de retirada de água por unidade produzida maior são as indústrias de transformação, especificamente as tipologias associadas à fabricação de celulose e siderurgia, gerando, por consequência, pequenos valores de produção diária associados aos usos insignificantes na bacia do rio Doce.

Constata-se, ainda, que as mineradoras com produção diária de 82,3 e 41,1 toneladas de minério de ferro nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo, respectivamente, não estão sujeitos à cobrança pelo uso da água por se enquadrarem em usos insignificantes e que esses valores diários de produção são irrelevantes comparados à produção das mineradoras instaladas na bacia.

Para a indústria de Laticínios, a quantidade produzida associada às vazões de retirada insignificantes, em termos de outorga e de cobrança pelo uso de água, contempla uma faixa de valores de 21.600 a 78.600 litros de leite processados por dia. Acima deste limite os consumos já passam a ser significantes e, conseqüentemente, passíveis de cobrança pelo uso da água.

Para fins de estimativa do total de arrecadação com os usos associados às vazões insignificantes no setor industrial, considerados como usos difusos, seria necessária a obtenção de dados detalhados da produção industrial de cada empreendimento visando o enquadramento em uso insignificante ou significativo, informação esta não disponível nem mesmo nos cadastros de usuários de água da bacia do rio Doce. Destaca-se, entretanto, com base nos dados apresentados, que os grandes setores usuários industriais de água na bacia do rio Doce não se enquadram nos critérios para definição de usos insignificantes não sendo, portanto, incluídos em consumo difuso.

6.5. Análise conclusiva

Com base nos dados apresentados se considera que o potencial associado à cobrança relativa ao consumo difuso representa uma parcela bastante reduzida em relação ao que pode ser obtido pela efetiva implementação da cobrança associada aos consumos considerados pontuais.

7. REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional De Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. ANA, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília (DF), SRP, 2005, 176 p.

ANA, Agência Nacional De Águas –. **Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cobrancae arrecadacao/cobrancae arrecadacao.aspx>>. Acesso em: 19 fev. 2013.

AYER, F. **Estado lança 1,7 bi de litros de esgotos por dia em seus mananciais**. Disponível em: <http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2012/07/08/interna_gerais,304862/estado-lanca-1-7-bi-de-litros-de-esgotos-por-dia-em-seus-mananciais.shtml>. Acesso em: 23 mar. 2013.

AYER, F. **Poluição na bacia do Rio Doce obriga municípios ribeirinhos a buscar alternativas de captação**: Valadares, o maior deles, está refém da proliferação de cianobactérias que envenenam a água. Disponível em: <http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2012/07/10/interna_gerais,305145/poluicao-na-bacia-do-rio-doce-obriga-municipios-ribeirinhos-a-buscar-alternativas-de-captacao.shtml>. Acesso em: 23 mar. 2013.

BONUMÁ, N. B.; GASTALDINI, M. C. C.; PAIVA, J. B. D. Análise da carga difusa de poluição gerada por atividades de mineração. **Revista Brasileira de recursos Hídricos**. v.13, n.3 JUL/ SET 2008, 105 – 115 p.

BRASIL. **Lei Federal nº. 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=370>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2013.

BRASIL, **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Centro Nacional de Epidemiologia. **Guia de vigilância epidemiológica**. 5 ed. Brasília, 2005.

CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão de Águas – Princípios e Práticas**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre (RS), 2001, 197 p.

CARNEIRO, T. G.; LEITE, F. CIANOBACTÉRIAS E SUAS TOXINAS. **Analytica**, Campinas, n. , p.36-41, 17 dez. 2007. Disponível em: <http://www.revistaanalytica.com.br/ed_anteriores/32/Art02.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2013.

CASTRO, A.G. de. **Técnicas de sensoriamento remoto e Sistemas Geográficos de Informações no estudo integrado de bacias hidrográficas**. São José dos Campos, SP: INPE, 1992. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais São José dos Campos.

CONSÓRCIO ECOPLAN LUME (2010). Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. Volume I, 478 p.

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa COPAM nº 74, de 9 de setembro de 2004**. Disponível em: <http://sisemanet.meioambiente.mg.gov.br/mbpo/recursos/DeliberaNormativa74.pdf>. Acesso: 25 de março de 2013.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. Di B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ª. ed. Belo Horizonte: RiMa, 2005. 1 v.

FERNANDES, E.N. **Sistema inteligente de apoio ao processo de avaliação de impactos ambientais de atividade agropecuárias**. Viçosa, MG: UFV, 1997. 122f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FREITAS, V. P. **Águas: Aspectos Jurídicos e Ambientais**. Curitiba: Juruá, 2000. 263p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO (IBRAM). **Gestão dos Recursos Hídricos e Mineração**. 2006. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/biblioteca_virtual/arquivos/A%20gest%20o%20dos%20recursos%20h%20EDdricos%20e%20a%20minera%20E7%20.pdf>. Acesso em julho de 2009.

LAFLEN, J.M.; LANE, L.J.; FOSTER, G.R. The water erosion prediction project – a new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 46, n. 1, p. 34-38, 1991.

LANE, L.J. et al. Development and application of modern soil erosion prediction technology. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, n. 6, p. 893-912, 1992.

LOCH, R.; ROSEWELL, C. Laboratory methods for measurement of soil erodibilities (K factors) for the universal soil loss equation. **Australian Journal of Soil Research**, n. 30, p. 233-248, 1992.

MANSOR, M. T. C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, n. , p.715-723, 28 dez. 2005.

MERRITT, W.S., LETCHER, R.A., JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Enviromental Modelling & Softwate**, 2003. (in review).

MMA - Ministério do Meio Ambiente, Secretária de Recursos Hídricos. **Relatório Final dos Coeficientes Técnicos de Recursos Hídricos das Atividades Industrial e Agricultura Irrigada**. Brasília – DF: MMA, 2011. 247 p.

NEARING, M. A., LANE, I. J., LOPES, V. I. Modelling soil erosion. In: LAL, R. (Ed.). **Soil erosion: Research methods**. 1994. p. 127-156.

PAZ, M. F.; GASTALDINI, M. C. C.; GELLER, R. A. **Comparação da carga difusa em bacia urbana e rural**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinvile: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998.

RAMOS, M. **Gestão de Recursos Hídricos e Cobrança pelo Uso da Água**. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas - Escola Brasileira de Administração Pública, 2007. 61 p.

RANIERI, S.B.L. **Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP) utilizando os modelos USLE e WEPP**. Piracicaba, SP: 2000. 95 f. Dissertação (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RENARD, K.G. et al. **Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. [s.l.]: U.S. Department of Agriculture, 1997. 404 p. (Agriculture Handbook No. 703).

RIBEIRO, C. B. M. **Sistema de alerta ambiental fundamentado em estudo teórico- experimental de transporte e dispersão de poluentes solúveis em cursos d'água**. 2007. 168 f. Dissertação (Doutorado) - Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

ROQUES, T. V. P. **Aplicação de modelos computacionais na análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água – fontes pontuais e difusas.** 2006. 208 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Do Espírito Santo, Vitória, 2006.

SANTOS, M. O. R. M. **O impacto da cobrança pelo uso da água no comportamento do usuário.** 2002. 241 f. Dissertação (Doutorado) - Universidade Federal Do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, S. B. **Cobrança pelo Lançamento de Efluentes: Simulação para a Bacia do rio Paraíba - PB.** 2006. 177 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal De Campina Grande, Campina Grande, 2006.

TRATA BRASIL, 2008. **Principais números do Atlas do Saneamento IBGE (divulgação em 2011 – dados de 2008).** Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/detalhe.php?codigo=8070>. Acesso em: 25 de março de 2013.

UNITED STATE DEPARTMENT OF AGRICULTURAL – USDA. **Water erosion prediction project – WEPP.** West Laffayette, 1995. (Technical documentation, NSERL, Report, n. 10). Paginação irregular.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3^a, Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.