Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

Metodologia para a tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea no abastecimento público no entorno de áreas urbanas industrializadas

PAULO ROBERTO PENALVA DOS SANTOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública para a obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de Concentração: Saúde Ambiental.

Orientador: Professor Dr. Wanderley da Silva Paganini.

São Paulo
2016

Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

Metodologia para a tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea no abastecimento público no entorno de áreas urbanas industrializadas

PAULO ROBERTO PENALVA DOS SANTOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública para a obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de Concentração: Saúde Ambiental.

Orientador: Professor Dr. Wanderley da Silva Paganini.

São Paulo
2016
(Versão Revisada)

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese.

O correr da vida embrulha tudo, a vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem.

João Guimarães Rosa, *Grande Sertão: Veredas*

À Rita Andrade Quadros Penalva, minha esposa,
sem o apoio da qual esta tese não seria escrita.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado força e esperança para chegar aonde estou chegando, com responsabilidade, retidão de caráter e humildade.

À minha madrinha protetora, Nossa Senhora das Águas, dos Anjos, dos Patriarcas, dos Confessores da Fé, da Família, da Paz, dos Aflitos, do Bom Conselho, das Dores, Fonte da Nossa Alegria e Silenciosa... pois apesar de muitas vezes termos a impressão de que nos abandonou, logo sentimos sua presença nos carregando.

À minha família: Rita Andrade Quadros Penalva, minha esposa e amiga de fé, sempre torcendo por mim e me contagiando com a sua alegria; Rafaela Penalva e Germano Penalva, meus filhos, "brilhantes lapidados"; minha neta, recém-chegada, Isabela, carinhosamente Bela Belosa, risonha e dengosa; minha irmã Nanucha e meu cunhado João, que sempre chegaram disponíveis na "hora certa"; meu irmão Tonho e minha cunhada Lina; sobrinhos e sobrinhas; e todos os meus entes queridos (tios e tias, emprestadas e de sangue, "daqui" e "de lá"; primos e primas; amigos irmãos; minha sogra, D. Santa, que sempre me aturou). Se eu tentar citar todos, provavelmente ocorrerão falhas; portanto, gostaria que todos se sentissem lembrados e amados.

Ao professor e orientador Dr. Wanderley da Silva Paganin, que acolheu o trabalho, torcendo e questionando para que ele fosse desenvolvido da melhor forma.

Ao Comitê de Fomento Industrial de Camaçari (COFIC), na pessoa do diretor engenheiro Aurinézio Calheira Barbosa, e à CETREL – Empresa de proteção ambiental, na pessoa do diretor, químico Demosthenes Miranda de Carvalho, por ambos terem disponibilizado o banco de dados hidrogeológico do polo, sem o qual o trabalho não teria sido concretizado.

Ao meu amigo da CETREL, engenheiro Jordon Werlang, por ter disponibilizado, da melhor forma possível, os dados analíticos para que meu trabalho pudesse tomar esta forma.

Ao Centro de Estatística Aplicada do Instituto de Matemática e Estatística da Universidade de São Paulo (IME/USP), que através do Professor Dr. Carlos Alberto de Bragança Pereira, orientador dos acadêmicos, hoje estatísticos bem formados, Bernardo Franco Reimann e Marcelo Figueiredo de Almeida, colaborou e permitiu a realização de um tratamento estatístico dos dados analíticos, possibilitando a formulação do IQASUB/AUI – Índice de

Qualidade de Água Subterrânea em Áreas Urbanas Industrializadas, por meio de um trabalho conjunto entre pesquisador, orientadores e acadêmicos.

Ao Alexis Diniz Trechau, estudante de Análise e Desenvolvimento de Sistemas e profissional brilhante, por ter ajudado imensamente na operacionalização dos cálculos dos índices de qualidade de água, devido à sua paciência e à sua expertise em sistemas.

Ao doutorando em Geografia Física da Faculdade de Filosofia da USP, o geógrafo Pablo Nepomuceno, que elaborou os mapas de localização das baterias de poços.

À minha professora do primário (hoje, ensino fundamental), Olga Cameron Smith, que acreditou, incentivou e torceu para o meu percurso ao longo de toda a vida (sempre praticando o "Efeito Pigmaleão" com o coração).

Aos professores do Departamento de Saúde Ambiental, de quem pude extrair ensinamentos não só para o meu trabalho, mas para a minha vida profissional como um todo.

Aos funcionários do programa de pós-graduação da Faculdade de Saúde Pública da USP, por sempre terem sido disponíveis e cooperativos, suavizando a caminhada.

Aos colegas da pós-graduação do curso em Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP, pela harmoniosa e divertida convivência.

À professora e amiga Dra. Iara Brandão de Oliveira, por ter me incentivado permanentemente a prosseguir na área acadêmica, por ter me orientado nas especializações e no mestrado, por nossas discussões, e por ter participado da banca de qualificação do projeto do meu doutorado e, agora, da defesa da tese. Suas sugestões, como sempre, foram enriquecedoras.

Aos amigos geólogos, técnicos, engenheiros e outros profissionais da minha primeira casa de aprendizagem sobre a importância social da água: Companhia de Engenharia Ambiental da Bahia (CERB), local onde sempre apareço para "carregar minha bateria".

Aos colegas do grupo de acompanhamento coordenado pelo professor Dr. Wanderley da Silva Paganini, que possibilitaram, por meio da discussão de vários trabalhos, um maior aprendizado, contribuindo para o aperfeiçoamento do meu próprio trabalho.

Aos membros da banca examinadora, Professor Dr. Carlos Roberto dos Santos, Professor. Dr. Everton de Oliveira, Professora Dra. Iara Brandão de Oliveira, Dra. Miriam Moreira Bocchiglieri, Professor Dr. José Luiz Negrão Mucci, Professor Dr. Pedro Caetano Sanches

Mancuso, Dra. Claúdia Maria Gomes de Quevedo, Professor Dr. Murilo Damato e Dr. Cristiano Kenji Iwai pelas contribuições e pelos questionamentos para o aprofundamento e arredondamento deste trabalho.

Aos autores dos artigos técnicos e científicos, das teses e dissertações, dos livros e dos periódicos, mananciais de abastecimento consultados e utilizados para embasar o meu trabalho.

E, finalmente, à minha mãe Noia, que já se encontra no Grande Jardim, exemplo de retidão de caráter, minha Grande Guerreira.

SANTOS, Paulo Roberto Penalva. Metodologia para a tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea para abastecimento público no entorno de áreas urbanas industrializadas [tese de doutorado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP, 2016.

RESUMO

Grandes centros urbanos, principalmente em regiões metropolitanas que abrigam polos industriais e petroquímicos, apresentam uma maior frequência de riscos de contaminação das águas subterrâneas por compostos orgânicos, metais pesados e também por compostos orgânicos emergentes (EOCs), como fármacos, produtos de higiene pessoal (PHPs), hormônios, vitaminas e outros interferentes endócrinos. No Brasil, vários problemas de águas subterrâneas contaminadas vêm sendo registrados, limitando, muitas vezes, a utilização desses mananciais como fonte de abastecimento humano, em decorrência da presença de compostos de origem industrial e petroquímica, além de outras substâncias orgânicas e inorgânicas, ambas associadas às atividades antrópicas, que apresentam graus diversos de risco à saúde humana. Neste estudo, de teor exploratório, documental e interdisciplinar, utilizou-se a região de influência do Polo Industrial de Camaçari (PIC), localizado na região metropolitana de Salvador, como área de estudo. Foram feitas avaliações de dados hidrogeológicos e também de resultados analíticos dos parâmetros monitorados no período de 2000 a 2011 obtidos dos bancos de dados de várias empresas, especialmente da CETREL (Empresa de Proteção Ambiental), da CERB (Companhia de Engenharia Ambiental da Bahia) e de outras empresas, como de consultoria e também perfuradoras. Deu-se ênfase naqueles legislados para potabilidade da água através da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde. O objetivo do trabalho foi o desenvolvimento de uma metodologia para a tomada de decisão quanto ao uso ou não de águas subterrâneas para o abastecimento público em regiões com impacto industrial. Esta metodologia consistiu de várias etapas: avaliação e associação de atributos do modelo

conceitual hidrogeológico da área; desenvolvimento de um índice de qualidade de água subterrânea (IQASUB/AUI – Índice de Qualidade de Água Subterrânea para Áreas Urbanas Industrializadas), incluindo os contaminantes industriais considerados carcinogênicos para os seres humanos pela IARC (*International Agency for Research on Cancer*, órgão da Organização Mundial da Saúde – WHO), e análise comparativa entre o índice de qualidade IQA-CCME (CCME, 2001a) e o novo índice de qualidade construído, o IQASUB/AUI. Os resultados da comparação entre os dois índices associados aos atributos do modelo conceitual hidrogeológico da região demonstraram a adequação da proposta metodológica para a decisão expedita sobre o uso de água subterrânea da região de estudo. A proposta metodológica pode ter suas contribuições estendidas para outras regiões metropolitanas brasileiras. Espera-se também que possa contribuir para a adoção de estratégias que possibilitem um melhor aproveitamento das águas subterrâneas, minimizando os riscos à saúde pública e ao ambiente. Enfim, que possa aprimorar a sua governança.

Palavras-chave: Água subterrânea; Abastecimento público; Qualidade da água; Saúde Pública.

SANTOS, Paulo Roberto Penalva. Methodology for decision making on the use of groundwater for public supply in the vicinity of industrialized urban areas [PhD thesis]. São Paulo: School of Public Health at USP; 2016.

Large urban centers, especially in metropolitan areas and where industrial and petrochemical complexes are located, have an increased frequency of risks of contamination of groundwater by organic compounds, heavy metals and also by emerging organic compounds (EOCs), as pharmaceuticals, personal care products (PCPs), hormones, vitamins and other endocrine disruptors. In Brazil, several problems of contaminated groundwater have been registered often limiting the use of these resources for human supply, due to the presence of compounds from industry in general, petrochemicals products and other organic and inorganic substances, both linked to human activities, with different degrees of risk to human health. In this study, with exploratory, documentary and interdisciplinary scope, the study area was the area of influence of the Camaçari Industrial Complex, located in Salvador BA metropolitan. Were evaluated hydrogeological data also analytical results from the chemical parameters monitoring from 2000 to 2011. Special emphasis went to those legislated for human consumption with potability requiremensts regulated by Resolution 2914/2011 from the Ministry of Health. The data were of various companies, especially from CETREL (Environmental Protection Company), CERB (Environmental Engineering Company of Bahia) and other companies, such those dedicated to consulting and drilling. The objective of this work was to propose a methodology for decision making regarding the management of groundwater used for public water supply in the study. This methodology envolves the evaluation and association of attributes to the hydrogeological conceptual model for the development of a groundwater quality index. The IQASUB/AUI - Groundwater Quality Index for Urban Areas Industrialized includes mainly, industrial contaminants with potential, as carcinogenics for humans or already confirmed by IARC (International Agency for Research

on Cancer, an agency of the World Health Organization). The methodology used between of the water quality index IQA-CCME (CCME, 2001a) and the proposed, quality index IQASUB/AUI. The comparison of these two indices associated with the attributes of the region hydrogeological conceptual model endorsed the appropriateness of this proposal for the expeditious management of the quality of groundwater study area. The methodology can certainly contribute and be extrapolated to other Brazilian metropolitan areas. The results of this study can probably with strategies that well allow a better use the groundwater, through an integrated approach for the water use question of its use, an instrument to minimize the risks to public health and to environment, and improving its governance.

Keywords: Groundwater; Public Water Supply; Water Quality; Public Health.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 3

Tabela 1	Valores estimativos da dependência de água subterrânea por continente (ano 2010) (UNESCO, 2012).	**45**
Tabela 2	Categorização dos dez países que mais utilizam água subterrânea (ano 2010) (UNESCO, 2012).	**46**
Tabela 3	Avaliação do uso da água subterrânea no abastecimento público urbano em vários países (FOSTER; VAIRAVAMOORTHY, 2013).	**47**
Tabela 4	Sedes urbanas abastecidas exclusivamente com água subterrânea, por região geográfica e estado brasileiro (ANA, 2010; IBGE, 2010. Adaptada pelo autor).	**51**
Tabela 5	Distribuição das áreas de afloramento dos aquíferos brasileiros segundo o tipo de porosidade (ANA, 2013. Adaptada pelo autor).	**58**

Capítulo 4

Tabela 6	Propriedades físico-químicas de alguns compostos orgânicos detectados em águas subterrâneas (MERCER; COHEN, 1990; USEPA, 1999 [1996] apud SCHMOLL, 2006. Adaptada e modificada pelo autor).	**90**

Capítulo 6

Tabela 7	Segmento, faixas e funções utilizadas no Índice de Qualidade PRATI et al. (1971) (ABBASI; ABBASI, 2012).	**159**
Tabela 8	Equação matemática e classificação das águas (OLIVEIRA et al., 2004).	**194**
Tabela 9	Equações matemáticas para as curvas de qualidade versus concentração (OLIVEIRA et al., 2004).	**196**
Tabela 10	Possíveis limites para o GWQI – Strigter (STRIGTER et al., 2006)	**204**

Capítulo 8

Tabela 11	Resultados do IQASUB/AUI por triênio, por quadriênio e por todo o período de estudo (de 2000 a 2011) nas seis baterias de poços ou sistemas de abastecimento que utilizam água subterrânea no abastecimento público (Autoria própria).	**264**

Tabela 12	Resultados do IQA-CCME por triênio, por quadriênio e por todo o período de estudo (de 2000 a 2011) nas nove baterias de poços ou sistemas de abastecimento (Autoria própria).	**268**
Tabela 13	Valores dos IQAS e o semáforo sinalizando para o gestor do serviço de água o resultado da comparação interíndices. (Idem).	**278**

Capítulo 9

Tabela 14	Percentual excedente ao limite legislado pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde para o parâmetro ftalato de 2 etil hexila por baterias e nos triênios (Idem).	**288**
Tabela 15	Média das medições de pH dos poços da Bateria 8 por triênios (Idem).	**289**
Tabela 16	Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 1 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI no período de estudo (2000-2011) (Idem).	**291**
Tabela 17	Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 2, seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI no período de estudo (2000-2011) (Idem).	**292**
Tabela 18	Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 3 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI, no período de estudo (2000-2011) (Idem).	**293**
Tabela 19	Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 6 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI, no período de estudo (2000-2011) (Idem).	**294**
Tabela 20	Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 7 e seu percentual de contribuição no cálculo do IQASUB/AUI no período de estudo (2000-2011) (Idem)	**293**
Tabela 21	Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 8 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI, no período de estudo (2000-2011) (Idem).	**295**
Tabela 22	Valores do IQASUB/AUI no triênio 2009-2011 (Idem).	**296**

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 3

Figura 1	Principais mananciais (sistemas aquíferos brasileiros) explorados para o abastecimento de sedes urbanas (ANA, 2010).	**49**
Figura 2	Mapa com a distribuição dos poços tubulares perfurados no Brasil (CPRM, 2015).	**50**
Figura 3	Status do saneamento no Brasil: registros da água tratada, coleta de esgoto, esgoto tratado por água consumida e perdas de água por região (jornal O GLOBO, 2014).	**54**
Figura 4	Modelo simplificado de impactos no balanço hídrico urbano (SCHIRMER et al., 2012).	**56**
Figura 5	Distribuição areal das bacias sedimentares brasileiras (ANA, 2005).	**59**
Figura 6	Principais aquíferos brasileiros de acordo com os tipos de porosidade (ANA, 2014. Adaptada pelo autor).	**60**
Figura 7	Matriz institucional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) (ANA, 2013, adaptado por CERBDS, 2015).	**66**

Capítulo 4

Figura 8	Mapa do Brasil com as divisões estaduais e algumas regiões metropolitanas (IBGE, 2010).	**85**
Figura 9	Mapa de localização das refinarias e centrais petroquímicas do Brasil (SINDICOM).	**86**
Figura 10	Ocorrência de compostos orgânicos detectados nas águas subterrâneas em sites da Alemanha e dos Estados Unidos (KERNDORFF et al., 1992 apud SCHMOLL, 2006. Adaptada e modificada pelo autor).	**89**
Figura 11	Áreas urbanas com exploração de água subterrânea próximas a áreas contaminadas na UGRH Alto Tietê. Cenários de vulnerabilidade e risco de contaminação para as porções inferiores dos aquíferos locais (SOARES, 2011).	**121**

Capítulo 5

Figura 12	Mapa de localização da região de estudo (Autoria própria).	**126**
Figura 13	Mapa com as principais drenagens da região metropolitana de Salvador e os principais barramentos utilizados no	**127**

abastecimento público (IBGE, 2010).

Figura 14 Mapa detalhado das drenagens e dos barramentos na região de estudo (CETREL, 2007). **128**

Figura 15 Mapa de localização das áreas do Polo Industrial de Camaçari (CETREL, 2007 apud SANTOS, 2010). **129**

Figura 16 Conflitos e impactos para as águas subterrâneas da região (Plano Diretor da Bacia do Recôncavo Norte, Bahia, modificada por SANTOS, 2010, atualizada pelo autor). **131**

Figura 17 Áreas de captação de água subterrânea para o abastecimento público e industrial da região de influência do Polo Industrial de Camaçari (CETREL, 2007). **135**

Figura 18 Mapa geológico simplificado da região metropolitana de Salvador com destaque para a região de estudo (CPRM, 2008 apud SANTOS, 2010). **137**

Figura 19 Mapa geológico simplificado da região de estudo (CPRM, 2008 apud SANTOS, 2010). **138**

Figura 20 Mapa de vulnerabilidade da porção superior do sistema aquífero da região de estudo (onde também está inserida a região de influência do Polo Industrial de Camaçari) (SANTOS, 2010). **141**

Figura 21 Áreas urbanas de Camaçari com possível exploração de água subterrânea e próximas a áreas industriais do Polo Industrial de Camaçari, na Bahia (THÉ, 2009). **142**

Figura 22 Esboço do modelo conceitual dos impactos decorrentes da exploração das águas subterrâneas na região de estudo (FOSTER et al., 2001, modificado pelo autor; LERNER, 2004; PÓRCEL; GÓMEZ, 2011). **143**

Capítulo 6

Figura 23 Etapas a serem seguidas na construção de indicadores e índices (DUNN, 2009. Adaptada pelo autor). **149**

Figura 24 Funções lineares utilizadas para a determinação de subíndice (BOLLMANN; MARQUES, 2000, modificado de OTT, 1978). **158**

Figura 25 Regiões ambíguas e de eclipse (OTT, 1978 apud BOLLMANN; MARQUES, 2000). **164**

Figura 26 Variação da região em função da variação do coeficiente "p" $(I_1^p=I^p)^{1/p}$ (OTT, 1978 apud BOLLMANN; MARQUES, 2000). **165**

Figura 27	Redução das regiões de eclipses 1 e 2 (OTT, 1978 apud BOLLMANN; MARQUES, 2000).	**165**
Figura 28	Curvas de qualidade do IQA-NSF (PATHFINDER SCIENCE, 2012 apud ALMEIDA, 2012).	**183**
Figura 29	Representação gráfica do índice de qualidade no espaço tridimensional pela soma vetorial dos fatores F1, F2 e F3 (TERRADO, 2010 apud ALMEIDA, 2012).	**185**
Figura 30	Curvas de qualidade versus concentração do parâmetro físico-químico (OLIVEIRA et al., 2007).	**195**

Capítulo 7

Figura 31	Quantitativos de poços cadastrados e utilizados no estudo (Autoria própria).	**225**
Figura 32	Quantitativos de parâmetros medidos no poço BAT 8 - 122/01 na linha do tempo (Autoria própria).	**233**

Capítulo 8

Figura 33	Mapa de localização das baterias de poços/sistemas de captação (Base projeto CETREL, 2010. Idealizado pelo autor e elaborado por Pablo Nepomuceno).	**239**
Figura 34	Mapa de localização dos poços georreferenciados na região de estudo (Idealizado pelo autor e elaborado por Pablo Nepomuceno, baseado no projeto CETREL, 2010).	**244**
Figura 35	Comportamento das cargas hidráulicas de poços da Bateria 5 no período de 2000 a 2011 (Autoria própria).	**245**
Figura 36	Profundidades médias, máximas e mínimas dos poços, por baterias de poços/sistemas de captação (Idem).	**248**
Figura 37	Valores médios, máximos e mínimos dos intervalos de seções filtrantes por baterias de poços/sistemas de captação (Idem).	**248**
Figura 38	Distribuição quantitativa dos intervalos das profundidades das seções filtrantes, por baterias de poços/sistemas de captação (Idem).	**249**
Figura 39	Mapa de localização das baterias de poços e dos sistemas de abastecimento utilizados exclusivamente no abastecimento público (Idealizado pelo autor e elaborado por Pablo Nepomuceno, baseado no projeto CETREL, 2010).	**250**
Figura 40	Representação das abas contendo as nove Baterias, Limites, Pesos e informações sobre os índices	**255**

IQASUB/AUI e IQA-CCME (Idem).

Figura 41 Representação de valores de VMP, valores mínimos legislados e pesos atribuídos a algumas substâncias utilizadas no cálculo dos índices (Idem). **255**

Figura 42 Apresentação do conteúdo da tabela dos cálculos dos índices IQA-CCME e IQASUB/AUI (Autoria própria). **256**

Figura 43 Linhas consideradas no cálculo (linha 8-11) (Idem). **256**

Figura 44 Janela mostrando o semáforo resultante da comparação interíndices das categorias de qualidade da água (Idem). **257**

Figura 45 Janela com informações sobre o cálculo do IQASUB/AUI na Bateria 1 no período entre 2000 e 2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvidas no *Visual Basic Aplicattion* (VBA) (Idem). **259**

Figura 46 Janela com informações sobre o cálculo do IQASUB/AUI na Bateria 1 nos triênios do período 2000-2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvidas no *Visual Basic Aplicattion* (VBA) (Idem). **260**

Figura 47 Janela com informações sobre o cálculo do IQA-CCME na Bateria 1 no período entre 2000 e 2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvidas no *Visual Basic Aplicattion* (VBA) (Idem). **266**

Figura 48 Janela com informações sobre o cálculo do IQA-CCME, na Bateria 1 nos triênios do período 2000-2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvidas no *Visual Basic Aplicattion* (VBA) (Autoria própria). **267**

Figura 49 Fluxograma para a tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea no abastecimento público no entorno de áreas urbanas industrializadas (Idem). **274**

Figura 50 Semáforo azul sinalizando para o gestor o resultado da comparação entre as categorizações da qualidade da água interíndices na Bateria 8, no triênio 2009-2011 (Autoria própria). **280**

Figura 51 Semáforo amarelo sinalizando para o gestor o resultado da comparação das categorizações da qualidade da água interíndices (Bateria 4, triênio 2006 a 2008) (Idem). **281**

Figura 52 Semáforo vermelho sinalizando para o gestor o resultado da comparação das categorizações da qualidade da água interíndices na Bateria 6, no triênio 2000-2002 (Idem). **282**

Capítulo 9

Figura 53	Parâmetros que excederam (em%) os VMPs da Portaria de potabilidade do MS/2914 (Pior cenário da Bateria 8 entre 2000 -2011) (Autoria própria).	**283**
Figura 54	Parâmetros que excederam (em %) os VMPs da Portaria de potabilidade do MS/2914 nos triênios do período estudado (2000-2011) (Idem).	**284**
Figura 55	Parâmetros que excederam (em %) os VMPs da Portaria de potabilidade do MS/2914 nos quadriênios do período estudado (2000-2011) (Idem).	**284**
Figura 56	Parâmetros que excederam (em %) os VMPs da Portaria de potabilidade do MS/2914 nas Baterias 7 e 6 no período estudado (2000-2011) e seus triênios, quando avaliados (Piores cenários) (Idem).	**286**
Figura 57	Parâmetros que excederam (em %) os VMPs da Portaria de potabilidade do Ministério da Saúde/2914 nas Baterias 3, 2 e 1 no período estudado (2000-2011) e seus triênios, quando avaliados (Piores cenários) (Idem).	**287**
Figura 58	IQASUB/AUI da Bateria 1 nos triênios do período de 2000 a 2011 (Idem).	**290**
Figura 59	IQASUB/AUI da Bateria 2 nos triênios do período de 2000 a 2011 (Idem).	**291**
Figura 60	IQASUB/AUI da Bateria 3 nos triênios do período de 2000 a 2011 (Idem).	**292**
Figura 61	IQASUB/AUI da Bateria 6 nos triênios do período de 2000 a 2011 (Idem).	**293**
Figura 62	IQASUB/AUI da Bateria 7 nos triênios do período de 2000 a 2011 (Idem).	**294**
Figura 63	IQASUB/AUI da Bateria 8 nos triênios do período de 2000 a 2011 (Idem).	**295**
Figura 64	IQASUB/AUI das seis baterias que utilizam atualmente água subterrânea no abastecimento público, nos triênios do período de 2000 a 2011 (Idem)**.**	**296**
Figura 65	IQA-CCME nas seis baterias e respectivos fatores F1, F2 e F3 no período de 2000 a 2011 (Idem).	**298**
Figura 66	IQA-CCME nas Baterias 1, 2, 3, 7 e 8 e respectivos fatores F1, F2 e F3 nos quatro triênios do período estudado (Idem).	**299**
Figura 67	Comparação dos comportamentos interíndices nos triênios	**301**

do período estudado (de 2000 a 2011) (Autoria própria).

Figura 68 Análise comparativa interíndices (IQASUB/AUI e IQA-CCME) nos dois últimos triênios de 2000 a 2011 (Idem). **302**

Figura 69 Impactos causados nos valores do IQASUB/AUI devido à mudança da legislação (Idem). **304**

LISTA DE QUADROS

Capítulo 3

Quadro 1	Método para o cálculo do Limite de Detecção de Método (LDM) analítico (CONSELHO REGIONAL DE QUÍMICA – IV Região São Paulo, 2010).	**79**
Quadro 2	Método para o cálculo do limite de quantificação (CONSELHO REGIONAL DE QUÍMICA – IV Região São Paulo, 2010).	**80**

Capítulo 4

Quadro 3	Refinarias e centrais petroquímicas no Brasil e ano de fundação (SINDICOM).	**87**
Quadro 4	Valores máximos permitidos adotados para potabilidade da água (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011; WHO/2011; USEPA/2009; CANADA/2014).	**99**
Quadro 5	Desafios para avaliação de exposição de contaminantes químicos em água subterrânea utilizada no abastecimento público em regiões urbanas industrializadas (VILLANUEVA et al., 2014. Adaptado e modificado pelo autor).	**104**
Quadro 6	Classificação, efeitos e sintomas agudos e crônicos provocados por alguns pesticidas (OPAS, 1996 apud ABRASCO, 2012).	**110**

Capítulo 5

Quadro 7	Fontes potenciais e reais de contaminação para as águas subterrâneas da região (SANTOS; OLIVEIRA, 2007, atualizado pelo autor).	**146**

Capítulo 6

Quadro 8	Premissas a serem observadas na formulação de um indicador ou de um índice de qualidade de água (HART, 1999, JANNUZZI, 2002 apud MARANHÃO, 2007; DUNN, 2009).	**151**
Quadro 9	Evolução histórica da avaliação de qualidade de água através de índices de qualidade entre as décadas de 1960 e 2010 (Autoria própria).	**167**
Quadro 10	Categorização da qualidade da água pelo IQA-CCME (CCME, 2001)	**188**

Quadro 11	SEQ ESO – Grupo de alterações de qualidade da água subterrânea e os respectivos parâmetros (CADILHAC; ALBINET, 2003).	**198**
Quadro 12	Classes de qualidade da água pelo método SEQ ESO para consumo humano (CADILHAC; ALBINET, 2003).	**199**
Quadro 13	Grupos de alteração, parâmetros relacionados, pesos e equações matemáticas para a construção das curvas de qualidade (ALMEIDA; OLIVEIRA, 2007).	**202**
Quadro 14	Classificação da qualidade da água pelo índice IQASB (ALMEIDA; OLIVEIRA, 2007).	**203**
Quadro 15	Funções subíndices do Índice de Stoner para o abastecimento público de água (ABBASI; ABBASI, 2012).	**206**
Quadro 16	Classificação do índice de contaminação da água subterrânea (BACKMAN et al., 1998).	**207**
Quadro 17	Definição das categorias do $IQAS_{CH}$ (MENEZES, 2009).	**209**
Quadro 18	Peso de cada parâmetro na participação do GWQI, valor do índice e classificação da água quanto à qualidade (SAEEDI et al., 2010).	**210**
Quadro 19	Semáforo utilizado na classificação da qualidade da água subterrânea pelo e-IQUAS (ALMEIDA, 2012).	**213**

Capítulo 7

Quadro 20	Equipamentos e métodos de referência utilizados na amostragem e na avaliação analítica de água subterrânea: compostos orgânicos voláteis (VOCs), semivoláteis (SVOCs), metais pesados, parâmetros inorgânicos e físico-químicos (CETREL, 2013 modificado e adaptado pelo autor).	**227**
Quadro 21	Variabilidade nos LQs (Limites de Quantificação) para os parâmetros que violaram os Valores Máximos Permitidos (VMPs) pelas legislações: Portaria de potabilidade do Ministério da Saúde 2914/2011; OMS/2011; USEPA/2009; Canadá/2014.	**229**
Quadro 22	Critérios utilizados na escolha dos poços para o zoneamento das baterias de poços/dos sistemas de captação (Autoria própria).	**230**
Quadro 23	Parâmetros selecionados para o cálculo dos Índices de Qualidade de Água Subterrânea, IQASUB/AUI e IQA-CCME, na região de estudo (Idem).	**235**

Capítulo 8

Quadro 24	Relação dos poços usados exclusivamente no abastecimento público, por bateria (Autoria própria).	**241**
Quadro 25	Quantitativo dos poços cadastrados na região de estudo e suas características construtivas por bateria de poços/sistemas de abastecimento (Idem).	**247**
Quadro 26	Valor do peso atribuído aos parâmetros selecionados para o cálculo do IQASUB/AUI e classificação de carcinogenicidade do IARC (Autoria própria).	**253**

Capítulo 9

Quadro 27	Comparação interíndices (IQASUB/AUI e IQA-CCME) por categorização da qualidade da água nos dois últimos triênios do período estudado (2000-2011) (Idem)	**302**
Quadro 28	Comparação interíndices por categorização da qualidade da água nos dois últimos triênios do período estudado (2000-2011 (Idem).	**305**

LISTA DE BOXES

Capítulo 5

BOX 1	Sistema de capacitação de água subterrânea do município de Camaçari (BA) (ANA, 2010).	**133**
BOX 2	Sistema de capacitação de água subterrânea do município de Dias D'Ávila (BA) (ANA, 2010).	**134**

Capítulo 8

BOX 3	Concepção do modelo conceitual hidrogeológico (Autoria própria).	**275**
BOX 4	Zoneamento das áreas de captação – baterias de poços ou sistemas de abastecimento (Idem).	**276**
BOX 5	Aplicação e comparação interíndices (Idem).	**277**
BOX 6	Tomada de decisões do gestor do abastecimento de água (Idem).	**280**

LISTA DE SIGLAS

ABRASCO	Associação Brasileira de Saúde Coletiva
AQRQ	Avaliação Quantitativa do Risco Químico
ASTM	American Society for Testing Materials
B[a]P	Benzo [a] Pireno
BSB	Primira Portaria do Ministério da Saúde que aprovou as Normas e o Padrão de Potabilidade da água para consumo humano.
CCE	Carbono Extraído por Clorofórmio
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CEBDS	Conselho Empresarial Brasileiro pelo Desenvolvimento Sustentável
CERB	Companhia de Engenharia Ambiental da Bahia
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
COFIC	Comitê de Fomento de Camaçari
COHs	Compostos Orgânicos Hidrofóbicos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DRASTIC	Método qualitativo para avaliar vulnerabilidade de aquífero
DNPLs	Dense Non Aqueous Phase Liquids
DWU	Drinking Water Use
EDCs	Interferentes Endócrinos
EOCs	Contaminantes Orgânicos Emergentes
ERDAS	System Authoring DATA Geospatial
FI	Fator de Incerteza
GDWQI	Índice de Água Global
GEF	Global Environment Facility
GM	Portaria do Ministério da Saúde que revisou a Portaria BSB/1977
GIS	Sistema de Informação Geográfica

GWCI	Groundwater Composition Index
IARC	International Agency for Research on Câncer
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDT	Ingestão Diária Tolerável
INEMA	Instituto de Meio Ambiente de Recursos Hídricos
LD	Limite de Detecção
LOAEL	Lowest Observed Effect Level
LQA	Limite de Quantificação da Amostra
LQP	Limite de Quantificação Praticado
PAHs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
PERH	Plano Estadual de Recursos Hídricos
PIC	Polo Industrial de Camaçari
PHPs	Produtos de Higiene Pessoal
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNAS	Programa Nacional de Águas Subterrâneas
PNRH	Plano Nacional de Recursos Hídricos
PS	Patrimonial Status
NAPLs	Non-Aqueous Phase Liquids
NOEL	No Observed Effect Level
NSF	National Sanitation Foundation
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OHSAS	Occupational Health and Safety Assessment Services
RENAMAS	Rede Nacional de Monitoramento Integrado Qualitativo e Quantitativo de Água Subterrânea
RIDES	Regiões Integradas de Desenvolvimento
RGSG	Rede Guarani Serra Geral
RMS	Região Metropolitana de Salvador
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

TDAH	Transtorno de Déficit de Atenção e Hiperatividade
UGRH	Unidade de Gestão de Recursos Hídricos
USGS	Serviço Geológico Americano
VIGIAGUA	Vigilância de Qualidade de Água
VIGISOLO	Vigilância em Saúde Ambiental de Populações Expostas a Solo Contaminado
VMP	Valor Máximo Permitido
VMD	Valor Máximo Desejável
WHO	Organização Mundial da Saúde. No texto, a abreviação da Organização Mundial da Saúde foi mantida em inglês (WHO) porém com a forma por extenso escrita em português.

SUMÁRIO

1	**INTRODUÇÃO**.....	**33**
1.1	Objetivo geral.....	**38**
1.2	Objetivos específicos.....	**38**
1.3	Abrangência da tese.....	**39**
1.4	Organização e estruturação da tese	**40**
2	**JUSTIFICATIVA**.....	**42**
3	**ÁGUA SUBTERRÂNEA: USO, POTABILIDADE E INSTRUMENTOS LEGAIS**.....	**44**
3.1	O uso da água subterrânea no abastecimento público.....	**44**
3.2	Interfaces entre as águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público e os fenômenos da urbanização e da industrialização.....	**52**
3.3	Breve comentário sobre a qualidade das águas subterrâneas brasileiras (aquíferos brasileiros) em áreas metropolitanas, que são explotadas para a complementação do abastecimento público.....	**57**
3.4	Governança da água no Brasil: falta de legislação ou de engajamento dos atores sociais?.....	**63**
3.4.1	Marco legal brasileiro para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos.....	**64**
3.4.2	Portarias do Ministério da Saúde sobre potabilidade da água: evolução histórica.....	**70**
3.5	Estabelecimento de Valores Máximos Permitidos (VMPs): o que se esconde por trás disto?.....	**71**
3.5.1	Como são definidos os Valores Máximos Permitidos (VMPs) ou de tolerância.....	**74**
3.5.2	Limites de detecção de métodos analíticos.....	**77**
4	**ÁGUA SUBTERRÂNEA: METROPOLIZAÇÃO E INDUSTRIALIZAÇÃO; E IMPACTOS NA QUALIDADE, VULVERABILIDADE E RISCOS**.....	**81**
4.1	Metropolização e industrialização *pari passo*: desafios no abastecimento público urbano com água subterrânea.....	**81**
4.1.1	Metropolização e industrialização brasileira.....	**83**
4.2	Água subterrânea em áreas sob influência de polos industriais e petroquímicos.....	**88**

4.2.1 Contaminação das águas subterrâneas: processos e princípios..... **91**

4.2.2 Características principais dos grupos de contaminantes e seus efeitos potenciais à saúde humana..... **98**

4.2.3 Doenças e impactos relacionados à contaminação de águas subterrâneas urbanas utilizadas no abastecimento público por substâncias tóxicas..... **105**

4.2.3.1 Grupo dos Pesticidas..... **107**

4.2.3.2 Grupo dos Nitratos..... **110**

4.2.3.3 Flúor..... **111**

4.2.3.4 Grupo dos Ftalatos..... **112**

4.2.3.5 Grupo dos Metais Pesados (As, Cr, Hg, Pb e Cd)..... **113**

4.2.3.6 Grupo dos Hidrocarbonetos Clorados (alifáticos e aromáticos)..... **114**

4.2.3.7 Grupo dos Hidrocarbonetos Policíclicos..... **115**

4.2.3.8 Grupo dos Hidrocarbonetos Aromáticos (BTEX)..... **117**

4.2.3.9 Grupo dos Contaminantes Emergentes..... **117**

4.2.3.10 Misturas Químicas..... **119**

4.3 Vulnerabilidade e risco de contaminação das águas subterrâneas **120**

5 ÁGUA SUBTERRÂNEA DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO POLO INDUSTRIAL DE CAMAÇARI: QUALIDADE, VULNERABILIDADE E RISCO À POLUIÇÃO 125

5.1 Área de estudo..... **125**

5.1.1 O Polo Industrial de Camaçari..... **129**

5.1.2 Aspectos ambientais: fatores impactantes às águas subterrâneas..... **130**

5.1.3 Sistemas de abastecimento de água da região – atual e futuro..... **132**

5.2 Geologia e hidrogeologia..... **136**

5.2.1 Vulnerabilidade natural do sistema aquífero subjacente à região de estudo..... **139**

6 INDICADORES E ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA: CONCEITOS, DESENVOLVIMENTO E USO 147

6.1 Indicadores e índices de qualidade de água:..... **147**

6.2 Passo a passo para a construção de índice de qualidade de água..... **154**

6.3 Síntese evolutiva do desenvolvimento e da aplicação de índice de qualidade de água..... **165**

6.4 Índices notáveis de qualidade de água, inclusive para avaliação de águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público..... **178**

6.4.1 Horton's Index (HI)..... **178**

6.4.2 *National Sanitation Foundation* WQI (NSF WQI) - IQA_{NSFA}..... **179**

6.4.3 Índice do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment – Water Quality Index* – CCME WQI). **184**

6.4.3.1 Experiências no Brasil com avaliação de qualidade de água subterrânea através do IQA-CCME..... **188**

6.4.4 Índice de Qualidade de Aquífero (*Index of Aquifer Water Quality* – IAWQ). **189**

6.4.5 GWQI Soltan..... **192**

6.4.6 Índice de Qualidade Natural de Águas Subterrâneas (IQNAS)..... **193**

6.4.7 Sistema de Avaliação da Qualidade das Águas Subterrâneas (*Système d'èvaluation de la Qualité des Eaux Souterraines* – SEQ ESO)..... **196**

6.4.8 Índice da Qualidade da Água Subterrânea Bruta (IQASB)..... **200**

6.4.9 GWQI-Stigter..... **203**

6.4.10 *Stoner's Index*..... **205**

6.4.11 *Contamination Index Cd*..... **206**

6.4.12 $IQAS_{CH}$..... **208**

6.4.13 GWQI-Irã..... **209**

6.4.14 IPAS–CETESB **210**

6.4.15 GWQI Gana..... **211**

6.4.16 e–IQUAS..... **212**

6.4.17 Outros métodos utilizados no desenvolvimento de índices de qualidade de água subterrânea e aplicações..... **213**

6.4.17.1 Lógica *Fuzzy*..... **213**

6.4.17.1a *Fuzzy Water Quality Index* (FWQI) **214**

6.4.17.1b *Fuzzy* WQI..... **215**

6.4.17.2 Análise estatística multivariada..... **218**

6.4.17.3 Uso do sensoriamento remoto integrado com o sistema de informações geográficas (SIG) **219**

7 DESENVOLVIMENTO DA METODOLOGIA PARA TOMADA DE DECISÃO SOBRE UTILIZAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA EM ÁREAS URBANAS INDUSTRIALIZADAS 222

7.1 Disponibilidade e utilização dos dados..... **224**

7.1.1 Fonte dos dados..... **224**

7.1.2 Operacionalização dos processos de monitoramento e analíticos..... **225**

7.1.2.1 Amostragem e procedimentos analíticos..... **225**

7.2 Critérios utilizados na seleção da área de estudo e na definição do zoneamento das baterias de poços ou sistemas de captação..... **229**

7.3 Programas computacionais e estatística utilizados no estudo..... **231**

7.4 Utilização dos índices de qualidade de água: IQA-CCME e IQASUB/AUI **232**

7.4.1 Definição dos parâmetros utilizados na avaliação o IQA-CCME e no IQASUB/AUI..... **233**

8 RESULTADOS E DISCUSSÃO DA METODOLOGIA PROPOSTA PARA A UTILIZAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO NA REGIÃO DE ESTUDO..... **238**

8.1 Desenvolvimento do índice de qualidade de água subterrânea IQASUB/AUI..... **240**

8.1.1 Parâmetros Selecionados **240**

8.1.2 Seleção dos Poços..... **240**

8.1.3 Função matemática para a consolidação do IQASUB/AUI..... **251**

8.1.4 Desenvolvimento da planilha interativa para gestão das baterias de poços/sistemas de captação de água subterrânea..... **254**

8.1.5 Aplicação do IQASUB/AUI nas áreas de captação de águas subterrâneas: baterias de poços/ sistemas de captação..... **258**

8.1.5.1 Estabelecimento da categoria da qualidade da água para o IQASUB/AUI..... **264**

8.2 Aplicação do IQA-CCME nas baterias de poços/sistemas de captação..... **264**

8.3 Execução da metodologia para a tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea para o abastecimento público..... **271**

9 COMPARAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA DA ÁREA DE ESTUDO E A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE PELOS ÍNDICES..... **283**

9.1 Considerações sobre os resultados e a categorização da qualidade da água nas baterias com poços utilizados no abastecimento público através do IQASUB/AUI..... **283**

9.2 Considerações sobre os resultados e a categorização da qualidade da água nas baterias com poços utilizados no abastecimento público através do IQA-CCME..... **297**

9.2.1 Análise comparativa entre os resultados do IQASUB/AUI e do IQA-CCME..... **299**

9.2.2 Análise de sensibilidade do IQASUB/AUI..... **303**

9.3 Panorama no tempo e no espaço da qualidade da água das áreas de captação (baterias de poços) de água subterrânea na região de influência do polo industrial de Camaçari..... **306**

9.4 Pontos positivos e melhorias necessárias à metodologia proposta..... **306**

10 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES..... **308**

10.1 Conclusões..... **308**

10.2 Recomendações..... **311**

REFERÊNCIAS..... **312**

APÊNDICE

ANEXO A - CD com Planilha interativa com os macros desenvolvidos para a plataforma Excel

Currículo Lattes Wanderley da Silva Paganini

Currículo Lattes Paulo Roberto Penalva dos Santos

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A urbanização e a industrialização das regiões metropolitanas, nas últimas décadas, têm provocado impactos negativos nos recursos hídricos. O uso e a ocupação do solo de forma inapropriada, somados à falta de uma gestão sustentável são algumas das causas raízes dessa degradação, colocando em risco tanto as reservas disponíveis quanto a qualidade de suas águas. Como possíveis consequências têm-se o agravamento nas condições da sustentabilidade ambiental e da saúde humana.

O desequilíbrio entre a oferta e a demanda de água dos mananciais superficiais, ao lado da disponibilidade hídrica subterrânea, mananciais estratégicos para o abastecimento público urbano e industrial em todo mundo, com poços apresentando boa produtividade, tem contribuído para o aumento do uso deste recurso tanto no abastecimento público como no industrial, não só pelo seu atual baixo custo como pela garantia de segurança quantitativa no abastecimento. Contudo, infelizmente, o uso crescente da água subterrânea tem potencializado os riscos de contaminação destes mananciais devido ao descontrole na perfuração dos poços, muitas vezes outorgados à luz de critérios imprecisos como, por exemplo, o estabelecimento de “raio fixo”, ou seja, raio de distanciamento entre poços, ignorando o arcabouço hidrogeológico, além das atividades antrópicas e industriais de cada área.

O Brasil, não fugindo à regra, experimentou um modelo de desenvolvimento baseado num processo de industrialização acompanhado por uma rápida e desordenada urbanização,

responsável por gerar diversos impactos não só no âmbito social como no ambiental, principalmente nos grandes centros urbanos.

A indisponibilidade hídrica superficial em função do aumento da demanda de novos empreendimentos industriais e do crescimento da população urbana tem intensificado a necessidade do uso da água subterrânea como fonte de abastecimento, levando à superexplotação desses mananciais. Esse procedimento provoca interferência nos cones de depressão dos poços, causando cada vez mais acréscimos contínuos nos rebaixamentos dos seus níveis dinâmicos, tendo como consequência incrementos nos fluxos descendentes, potencializando, dessa forma, a migração de plumas de contaminação existentes nas águas subterrâneas subjacentes às regiões industriais para níveis mais profundos e, possivelmente, para as atuais áreas de captação de água de abastecimento, aumentando também o risco à saúde humana.

Em várias regiões metropolitanas, as questões envolvendo a contaminação das águas subterrâneas refletem o passado histórico. Dentre os fatores que contribuíram para esse quadro, tem-se: a disposição de resíduos de forma inadequada no solo e os efluentes industriais e urbanos; e a ausência ou o descumprimento das legislações ambientais, que resultou em um quadro de não conformidades ambientais. Atualmente, a contaminação por hidrocarbonetos de petróleo tem sido objeto de grande preocupação, uma vez que o número de detecção de áreas contaminadas por essas substâncias tem crescido significantemente, fato descoberto em função da operacionalização das novas legislações ambientais, que vêm exigindo a investigação do solo e das águas subterrâneas nas áreas dos postos de combustíveis.

Na região do estudo, ainda constituem mecanismos favoráveis à ampliação das contaminações das águas subterrâneas: a existência de passivos ambientais em áreas industriais ativas com a presença de contaminantes do tipo DNPLs (*Dense Non Aqueous Phase Liquids*), contaminantes líquidos mais densos e menos viscosos do que a água, com

grande mobilidade no solo e capacidade de migrar para profundidades maiores do aquífero, espalhando sua toxicidade; a existência de áreas industriais fora de operação e, em alguns casos, sem um controle efetivo dos riscos ambientais decorrentes dos seus antigos processos; a destinação final imprópria dos resíduos sólidos industriais, principalmente daquelas empresas não participantes do Comitê de Fomento Industrial de Camaçari (COFIC)[1]; e, por fim, os poços tubulares antigos e abandonados, ou construídos tecnicamente de forma inadequada, além do controle na liberação de outorgas do uso da água, muitas vezes baseadas em contextos hidrogeológicos desatualizados em relação à área explorada (por exemplo, vazão e nível dinâmico, nível estático da água, vulnerabilidade à poluição, uso e grau de exploração das águas subterrâneas).

No Brasil, os polos industriais e, em alguns casos, os petroquímicos, foram instalados sobre mananciais hídricos subterrâneos ou próximos a áreas urbanas, tornando-se potenciais vetores permanentes de contaminação para esses mananciais, devido principalmente aos riscos inerentes às suas atividades. Outros vetores de contaminação associados a essas regiões resultam de vazamentos de postos de combustíveis. Além destes, diversos outros cenários têm contribuído para agravar o quadro referente à contaminação das águas subterrâneas nas regiões metropolitanas aqui elencadas, como os sistemas de proteção ambiental dos polos industriais e petroquímicos, e a falta de garantia efetiva da eliminação completa dos riscos de contaminações dos mananciais subterrâneos, causados pelos seus esgotos, como pode ser percebida pela identificação de orgânicos halogenados, metais pesados e outros compostos químicos nas águas utilizadas no abastecimento público (CANAVAN et al., 1997; BRITISH GEOLOGICAL SURVEY, 1998; HEIDRICH et al., 2004; ZHU et al, 2008; CETESB, 2010; CETESB, 2011; SCHIRMER et al., 2012), revalando falhas no saneamento básico de algumas cidades.

---

[1] Associação privada que agrega mais de sessenta empresas do Polo Industrial de Camaçari e em suas áreas de influência. Disponível em: <http://www.coficpolo.com.br . Acesso em : novembro 2013>.

Dentre os contaminantes lançados nos efluentes domésticos merecem destaque os compostos orgânicos emergentes (EOCs), como fármacos, produtos de higiene pessoal (PHP), hormônios, vitaminas e outros interferentes endócrinos (EDCs), cujos efeitos a longo prazo à saúde ainda não são muito conhecidos.

O Ministério da Saúde, através do Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental e em Saúde de Populações Expostas a Solo Contaminado (Programa VIGIAGUA e VIGISOLO, respectivamente), relacionado à avaliação da qualidade da água para consumo humano, tem avaliado sistematicamente os riscos à saúde humana decorrentes das condições sanitárias das diversas formas de abastecimento de água e das áreas com solos contaminados (chamadas áreas contaminadas). No país, tem sido confirmada a contaminação do solo e/ou da água subterrânea em milhares de áreas, sendo que outras já estão em processo de avaliação. As atividades referentes à extração mineral, à indústria petroquímica e siderúrgica e as fábricas e galpões de agrotóxicos estão listados como principais causadores dessas contaminações (ZOBY, 2008).

Os processos de industrialização e de urbanização sem planejamento adequado do componente ambiental, principalmente em regiões metropolitanas, e com uso de água subterrânea para o abastecimento público, têm exigido cada vez mais dos gestores públicos, especificamente das empresas concessionárias que exploram esses mananciais, a busca por ferramentas metodológicas que assegurem a potabilidade da água e que possam comunicar para a sociedade a qualidade da água captada e distribuída para essa finalidade. Os indicadores e os índices de qualidade de água são algumas dessas ferramentas e permitem avaliar mudanças espaciais e temporais, além de indicar o status atual e as tendências da qualidade da água (MENEZES, 2009; REZA; SINGH, 2010). Também comunicam de forma prática a qualidade da água utilizada em regiões que vêm sofrendo impactos ambientais negativos.

Um índice de qualidade da água é uma ferramenta matemática utilizada para transformar vários parâmetros ou indicadores de qualidade em uma única grandeza ou número que represente o status da qualidade da água de um manancial.

Os índices, embora sejam comumente mais aplicados para subsidiar a gestão da qualidade das águas superficiais, têm possibilitado o desenvolvimento de experiências na aplicação da gestão das águas subterrâneas em diversos países, apesar de ser necessário modificações no método ou nos parâmetros de cálculo daqueles usados nas águas superficiais (CCME, 2001; CADILHAC; ALBINET, 2003; ALMEIDA, 2007; OLIVEIRA et al., 2007; SHANKAR et al., 2008; MENEZES, 2009; PEI-YUE; JIAN-HUA, 2010; LATEEF, 2011). É o caso do IQA-CCME (CCME, 2001a), que já vem sendo adaptado para funcionar como um índice de avaliação de qualidade da água subterrânea (ALMEIDA; OLIVEIRA, 2011; ALMEIDA, 2014).

Esta tese é uma proposta metodológica expedita para subsidiar as tomadas de decisão pelos organismos públicos formuladores de políticas públicas e pelos gestores de recursos hídricos. Consiste na avaliação e na associação de atributos do modelo conceitual hidrogeológico da região, como a vulnerabilidade à poluição, o uso e a ocupação do solo, o uso e a exploração da água subterrânea, o arcabouço geoestrutural, entre outros, além da comparação, da qualidade da água subterrânea obtida através do IQA-CCME do *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME, 2001a) e de um novo índice, o IQASUB/AUI, desenvolvido para avaliar as águas subterrâneas subjacentes à área de influência do polo industrial de Camaçari. Na sua construção foram utilizados dados secundários, coletados no período de 2000 a 2011, e registrados em banco de dados, resultantes de um programa de monitoramento sistematizado para identificar fontes primárias e secundárias de contaminação no solo e nas águas subterrâneas de uma região industrializada, especificamente na área de influência do Polo Industrial de Camaçari, situado na região metropolitana de Salvador, BA, onde os núcleos urbanos de Camaçari e Dias

D'Ávila utilizam exclusivamente o manancial subterrâneo como fonte de abastecimento de água, o mesmo que atende metade da demanda do Polo Industrial de Camaçari.

A utilização e a comparação dos dois índices de qualidade, um dos pilares dessa proposta, associada a outros atributos do modelo conceitual hidrogeológico da região, permitiram o entendimento, no tempo e no espaço, da qualidade das águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público da região.

Para o uso dos dois índices, faz-se necessário utilizar um padrão de potabilidade ou de qualidade de água preestabelecido por algum organismo regulador; considerar outro padrão mais restrito; ou definir outro em função das especificidades da área onde está sendo aplicado. Neste estudo, utilizou-se os padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério da Saúde, legislados na Portaria 2914/2011. Para os parâmetros que não tinham valores legislados por essa Portaria, consideraram-se sempre os valores mais restritivos legislados pela WHO/2011, pela USEPA/2009 e pela CANADA/2014. A operacionalização dos cálculos dos índices de qualidade IQA-CCME e IQASUB/AUI foi realizada com a utilização de planilha interativa, com macro desenvolvido no *Visual Basic*, conforme apresentado no Anexo A do APÊNDICE desta tese.

1.1 Objetivo Geral

O objetivo principal deste estudo é propor uma metodologia que forneça subsídios para a tomada de decisão pelos atores envolvidos no processo de gestão das águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público, em áreas urbanas próximas a polos industriais, antes de serem distribuídas para a população.

1.2 Objetivos específicos

i- Analisar as águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público, no período 2000 a 2011, quanto às conformidades aos valores limites de concentração do padrão de

potabilidade estabelecidos na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, especificamente os parâmetros orgânicos voláteis, semivoláteis e metais pesados classificados pela *International Agency for Research on Cancer* (IARC) como carcinogênicos ou potencialmente carcinogênicos;

ii- Desenvolver um índice de qualidade de água IQASUB/AUI (Índice de Qualidade de Água Subterrânea para Áreas Urbanas Industrializadas) a partir dos dados analíticos secundários das águas subterrâneas utilizadas exclusivamente no abastecimento público;

iii- Avaliar e comparar, por meio do índice de qualidade de água do *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME, 2001) e do IQASUB/AUI, a evolução (no espaço e no tempo) da qualidade da água subterrânea utilizada;

iv- Aplicar a metodologia proposta na região de influência do Polo Industrial de Camaçari, BA.

1.3 Abrangência da tese

Esta tese, de teor exploratório, documental e interdisciplinar, abrange a região de influência do Polo Industrial de Camaçari, localizado na região metropolitana de Salvador, BA, podendo ser replicável para outras áreas que tenham um arcabouço hidrogeológico e condições de uso e de ocupação do solo similares.

A escolha dessa região foi motivada pelos fatores intrínsecos às atividades nela desenvolvidas, sendo muitas de caráter industrial, tais como: química, petroquímica, automotiva, metalúrgica do cobre e têxtil, além de indústrias de ramos como celulose, fertilizantes, bebidas e outros serviços, como transporte e saneamento ambiental. Também foi elemento determinante na escolha, o fato de estar situada sobre um aquífero com alta potencialidade hídrica, o aquífero São Sebastião. Esse aquífero é fornecedor de água não só para as indústrias como para o abastecimento humano de várias cidades, grande produtor de

água mineral de mesa, além de ter fortes interconexões hidráulicas com o manancial superficial que abastece parte da Grande Salvador (barragem do rio Joanes).

1.4 Organização e Estruturação da Tese

O conteúdo desta tese está organizado em cinco partes. A primeira contém seis capítulos, assim estruturados: introdução e objetivos no Capítulo 1; justificativa do trabalho no Capítulo 2; Água Subterrânea: Uso, potabilidade e instrumentos legais para sua governança, Capítulo 3; Metropolização e Industrialização e impactos na qualidade, vulnerabilidade e riscos a poluição, Capítulo 4. No Capítulo 5 é feita uma abordagem sobre a água subterrânea na área de influência do Polo Industrial de Camaçari. São apresentadas as características físicas, hidrogeológicas e ambientais da área de estudo, a vulnerabilidade e riscos das águas subterrâneas subjacentes. O Capítulo 6 aborda alguns métodos de avaliação de qualidade de água através de índices de qualidade (IQAs).

A segunda parte é composta apenas pelo Capítulo 7, no qual é apresentado o desenvolvimento da metodologia proposta para a tomada de decisão sobre a utilização da água subterrânea para o abastecimento público, além da abordagem da disponibilidade e do tratamento dos dados analíticos. São citados os procedimentos utilizados para a definição dos critérios para o zoneamento da área em baterias de poços ou sistemas de abastecimentos, os softwares utilizados na elaboração de mapas temáticos, os tratamentos estatísticos e a operacionalização dos cálculos dos índices de qualidade IQA-CCME e IQASUB/AUI.

A terceira parte compreende os resultados e discussão da aplicação da metodologia proposta para a avaliação da qualidade da água subterrânea para ser utilizada no abastecimento público (antes de qualquer tratamento que se faça necessário). Ela é composta pelo Capítulo 8, no qual é apresentado o zoneamento da área em baterias de poços ou sistemas de abastecimentos, a caracterização e a seleção do conjunto de parâmetros analíticos

e o desenvolvimento e a aplicação do índice de qualidade de água subterrânea para a área (IQASUB/AUI), juntamente com a aplicação do IQA-CCME.

Na quarta parte, composta pelo Capítulo 9, são tecidas considerações sobre os resultados e as classificações da qualidade da água na área do estudo, sobre os resultados analíticos obtidos no monitoramento, sobre os cálculos e comparações dos resultados dos índices de qualidade IQAs em cada bateria de poços ou sistemas de abastecimento.

Finalmente, na parte cinco, Capítulo 10, são apresentadas as conclusões e as recomendações, enfatizando as limitações e os ganhos com a aplicação da metodologia. Nas considerações finais, propõe-se alguns prosseguimentos para esta pesquisa.

CAPÍTULO 2

JUSTIFICATIVA

Esta pesquisa busca contribuir para a saúde pública, para os gestores ambientais, para as companhias e para os serviços de abastecimento público de água, na medida em que frequentemente esses demandam uma solução para os diferentes problemas referentes ao abastecimento público; para os empresários e executivos é significativa por colaborar na tomada de decisão quanto à relação entre as questões de sustentabilidade ambiental e seus negócios; e, por fim, é importante para a sociedade como um todo, pois mostra um retrato dos potenciais riscos aos quais possa estar submetida.

São fatores que têm contribuído bastante para a tomada de consciência dos gestores e dos usuários: o problema de escassez de água para o abastecimento das regiões urbanas; a redução de sua qualidade, principalmente daquelas mais vulneráveis à poluição antrópica e a contaminações causadas por atividades industriais; o aumento dos custos operacionais com tratamentos ou remediações no caso dos aquíferos; e o crescimento das exigências dos padrões ambientais e da qualidade da água para consumo humano, considerando-se, ainda, os riscos sociais, econômicos e ambientais causados pelo uso deste recurso, quando mal gerido.

A área onde foi desenvolvido o estudo localiza-se na região metropolitana de Salvador, BA, região de influência do Polo Industrial de Camaçari, especificamente nas áreas urbanas dos municípios de Camaçari e Dias D´Ávila, situadas sobre um sistema aquífero poroso que apresenta, algumas vezes, um comportamento de aquífero livre, em alguns pontos e confinado em outros, com alta potencialidade hídrica, utilizado tanto para o abastecimento humano – incluindo nessa categoria: águas de mesa, cervejarias e abastecimento humano

direto – como em processos industriais, com alta vulnerabilidade natural à poluição e já com existência de passivos ambientais.

Em síntese, a importância do tema se evidencia não só pela falta de um saneamento universalizado, especialmente o saneamento básico nos dois municípios, como pela permanência de passivos ambientais de origem industrial, fatores que podem estar colocando em risco a saúde das populações ali situadas, uma vez que usam exclusivamente água subterrânea como fonte do abastecimento público. Desta forma, a utilização da proposta metodológica de avaliação da qualidade das águas subterrâneas contribui para uma gestão dos possíveis riscos à saúde pública em decorrência do uso da água, além de oferecer subsídios para a elaboração de novas políticas públicas para o enfrentamento e redução desses problemas. Assim, para que seja possível minimizar todas essas questões, é preciso dispor de ferramentas práticas, rápidas e de fácil entendimento, que permitam identificar e gerir os potenciais riscos.

CAPÍTULO 3

ÁGUA SUBTERRÂNEA: USO, POTABILIDADE E INSTRUMENTOS LEGAIS

3.1 O uso da água subterrânea no abastecimento público

No mundo, a captação de água triplicou nos últimos cinquenta anos. Já se estima que 20% das reservas subterrâneas são exploradas acima de sua capacidade de recuperação natural (CEBDS, 2015).

Em 2009, mais de um terço da população dos Estados Unidos, cerca de cento e quatro milhões de pessoas, utilizavam água potável de cento e trinta e nove mil sistemas públicos de abastecimento, cuja fonte de origem era água subterrânea (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2009 apud TOCCALINO et al., 2012). Atualmente, quase metade da água para abastecimento humano no mundo provém de mananciais subterrâneos (UNESCO-WWAP, 2009 apud UNESCO, 2012).

A Tabela 1 apresenta um cenário, por continente, das dependências da água subterrânea em todo mundo. Embora sejam valores globais estimados, eles sugerem que a atual explotação de água subterrânea representa 26% do total de água usada e que sua taxa de explotação corresponde a cerca de 8% da taxa média global agregada da recarga de água subterrânea. O uso na irrigação prevalece (67,55%), seguido do uso doméstico (21,50%) e, por último, o uso no setor industrial (10,95%).

Continente	Explotação de água subterrânea					Comparado à explotação total de água	
				Total			
	Irrigação Km^3/ano	Uso Doméstico Km^3/ano	Uso Industrial Km^3/ano	Km^3/ ano	%	Total de explotação de água Km^3/ano	Participação da água subterrânea %
América do Norte	99	26	18	143	15	524	27
América Central e Caribe	5	7	2	14	1	149	9
América do Sul	12	8	6	26	3	182	14
Europa (incluindo Federação Russa)	23	37	16	76	8	497	15
África	27	15	2	44	4	196	23
Ásia	497	116	63	676	68	2257	30
Oceania	4	2	1	7	1	26	25
Mundo	**666**	**212**	**108**	**986**	**100**	**3831**	**26**

Tabela 1 - Valores estimativos da dependência de água subterrânea por continente (ano 2010).

(Fonte: UNESCO, 2012)

A Tabela 2 mostra os dez países que mais explotam água subterrânea, sendo os primeiros lugares ocupados pela Índia, China e Estados Unidos. Embora o Brasil não esteja na lista dos maiores usuários, a água subterrânea utilizada para o abastecimento público urbano representa 39%, sendo que a Reserva Potencial Explotável (RPE) dos principais aquíferos é de 11.430m^3/s (ANA, 2013). Segundo a ANA, a RPE é o volume total disponível armazenado em um aquífero, sem descontar os volumes explotados. Essa reserva corresponde à parcela da Reserva Potencial Direta (RPD), indicada pelo coeficiente de sustentabilidade (CS). Esse coeficiente corresponde ao percentual da RPD que poderá ser explotável de forma

sustentável. Já a RPD corresponde à parcela da precipitação pluviométrica média anual que infiltra e efetivamente chega aos aquíferos livres, constituindo, assim, a reserva renovável ou reguladora.

País	**Exploração (Km^3/ano)**
1-Índia	251
2-China	112
3-EUA	112
4-Paquistão	64
5-Irã	60
6-Bangladesh	35
7-México	29
8-Arábia Saudita	23
9-Indonésia	14
10-Itália	14

Tabela 2 - Categorização dos dez países que mais utilizam água subterrânea (ano 2010).
(Fonte: UNESCO, 2012)

Na Tabela 3 é mostrado o uso da água subterrânea no abastecimento público urbano em vários países, inclusive em alguns centros urbanos brasileiros.

País (principais cidades)	Anos	Abastecimento urbano público de água		Abastecimento de água privado (Pop. Equivalente/M)
		Total (Ml/d [(a)])	Parte com água subterrânea (Pop. Equiv/M[(b)])	
Paquistão (> 1 milhão) (Lahore, Faisalbad, Rawalpindi e Multan)	2007-2009	6,72	48% (11)	15,8
Bangladesh (Dhaka)	2007-2009	1,84*	85% (12)*	6+*
Brasil (> 0,25 milhões) (Ribeirão Preto, São Luís, Natal, Belém, Manaus, Recife, Uberaba, Maceió)	2009	13,51	15% (6,4)**	Maior em algumas cidades
Peru (> 0,10 milhões) (Lima, Piura, Chimbote, Ica e Trujila)	2007-2011	2,850	37% (5,0)	Limitado
Zâmbia (> 0,05 milhões) (Lusaka, Ndola e Kabwe)	2007-2010	960	45% (1,9)	1,0 aproximado

[(*)] Dados referem-se apenas à Dhaka, o centro urbano dominante e com população de mais de 20 milhões;

[(** b)] Proporções muito maiores e equivalente populacional de diversas pequenas cidades (populações entre 0.05 - 0.25 milhões) são dependentes de água subterrânea para o abastecimento. A População Equivalente/M é uma grandeza utilizada para estimar, por exemplo, o uso da água subterrânea por populações equivalentes a algum local de referência. No caso específico, a de inúmeras cidades com população entre 0.05 - 0.25 milhão de habitantes.

[(a)] Ml/d – Milhões de litros por dia.

. **Tabela 3 - Avaliação do uso da água subterrânea no abastecimento público urbano em vários países.**

(Fonte: FOSTER; VAIRAVAMOORTHY, 2013)

Estima-se que no mundo 50% da água usada no abastecimento público são águas subterrâneas (LLMAS, 2005). Segundo esse autor, ela tem uma importância relevante como parte do atendimento das Metas do Milênio para 2015, por ser mais barata e pela maior rapidez nos projetos para a exploração.

Muitos países da União Europeia (70% a 80%) utilizam água subterrânea como fonte primária no abastecimento público. Em Baden-Württemberg, na Alemanha, 75% do abastecimento provém de água subterrânea; nos Estados Unidos, 50% da população utiliza

água subterrânea como fonte primária no abastecimento e, na China, o uso chega até 72% na região Norte e a 66% na parte Noroeste, apesar de o uso ser de 20% no computo geral (ZHU; BALKE, 2008).

As projeções realizadas pela ANA (2010) para as áreas urbanas brasileiras preveem que a população urbana total será de cerca de cento e setenta e sete milhões em 2015 e de cerca de cento e noventa e cinco milhões em 2025. Esse crescimento demográfico indica que a demanda hídrica da população urbana também terá expressivo aumento, principalmente naquelas áreas onde as ofertas hídricas são desfavoráveis. Essas projeções também denotam que as demandas médias totais para o abastecimento urbano serão de 570 m^3/s em 2015 e de 630 m^3/s em 2025.

Já nos dias atuais, os volumes extraídos para o abastecimento humano têm crescido de forma bastante acentuada, principalmente nas áreas urbanas com grande densidade demográfica, além daquelas com vocação industrial e agrícola.

Atualmente, do total de municípios brasileiros, 39% são abastecidos exclusivamente por água subterrânea e 14% por sistema misto (superficial e subterrâneo) (ANA, 2010). A Figura 1 apresenta o mapa do Brasil com os principais sistemas aquíferos explorados para o abastecimento de água das sedes urbanas (ANA, 2010). O sistema SIAGAS (CPRM, 2015) contabiliza duzentos e sessenta mil poços em todo Brasil, conforme mostrado na distribuição da Figura 2.

Ainda, de acordo com o SIAGAS (CPRM, 2015) o número de poços cadastrados no Brasil aumentou em 56,5% entre 2008 e 2013 em decorrência da inclusão dos dados pertencentes aos estados. O uso intensivo desses mananciais é verificado nos estados de Piauí, Maranhão, Mato Grosso do Sul, Pará, Amazonas, Roraima e Tocantins, onde os municípios são predominantemente abastecidos por mananciais subterrâneos. Isso ocorre devido à existência de aquíferos com elevado potencial hídrico e em função da simplicidade

operacional do abastecimento por poços para o atendimento de municípios de pequeno porte, em grande parte presentes nesses estados.

Figura 1 - Principais mananciais (sistemas aquíferos brasileiros) explorados para o abastecimento de sedes urbanas.

(Fonte: ANA, 2010)

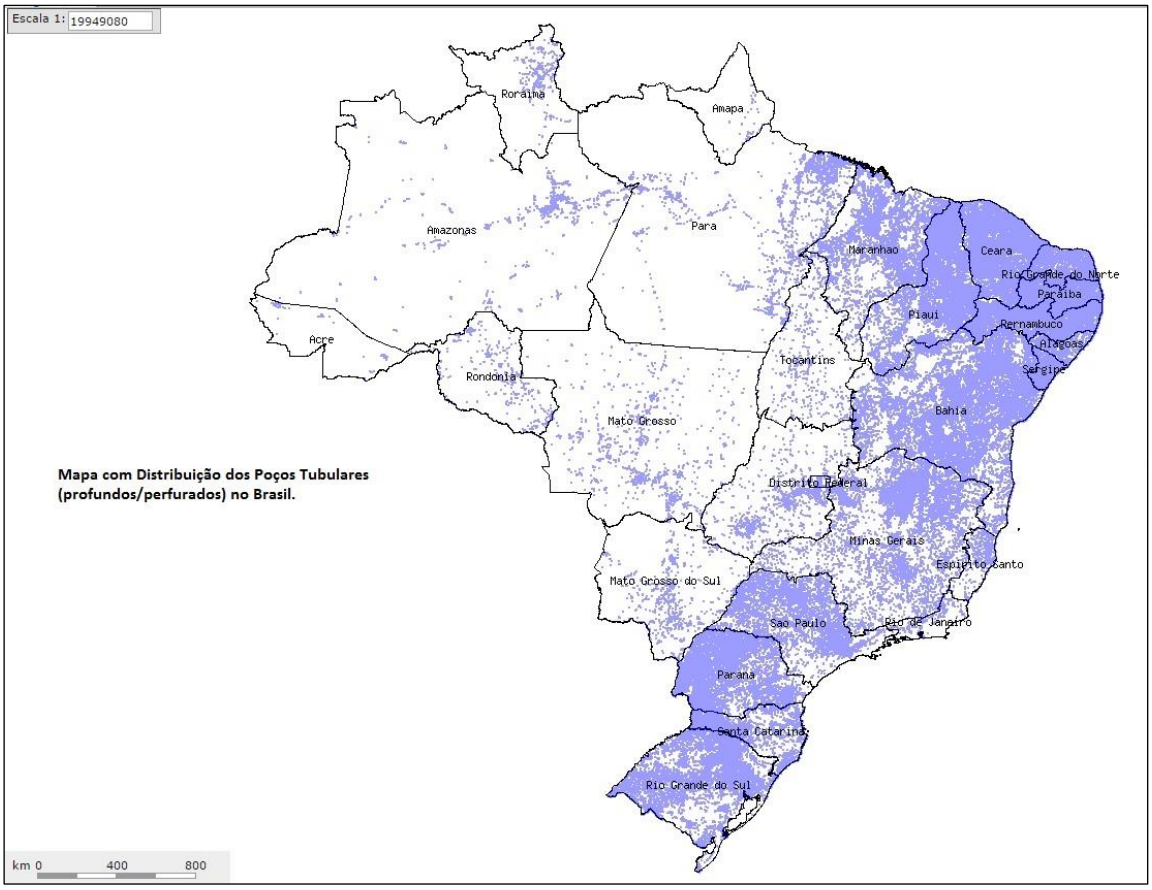


Figura 2 - Mapa com a distribuição dos poços tubulares perfurados no Brasil.

(Fonte: CPRM, 2015)

Na Tabela 4, com mais detalhe, é mostrada a situação do uso das águas subterrâneas nas diversas regiões geográficas brasileiras, os principais estados e o número de sedes urbanas abastecidas com esse recurso. Verifica-se que na região Norte prevalece o uso de água subterrânea nos estados de Amazonas, Roraima, Tocantins e Pará, neste último atingindo 75% de uso. No Nordeste, destacam-se os estados do Maranhão e Piauí, com 72,8% e 77,7%, respectivamente. Na região Sudeste e Sul, os estados de São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul têm uso acima de 50%.

Região Geográfica[1]	Total de Municípios	Sedes Urbanas abastecidas com água subterrânea (%)[1]	Estados com maior uso[1]	% Uso	Número de regiões metropolitanas [2]
Norte	449	58	AM	71	7
			PA	75,5	
			RR	60	
			TO	60,4	
Nordeste	1794	35,5	AL	15,7	20
			BA	18,7	
			CE	34,8	
			MA	72	
			PI	77,7	
			RN	45,5	
			SE	26,6	
Centro Oeste	465	37,8	GO	22,76	2
			MS	79,5	
			MT	41,1	
Sudeste	1668	30	MG	19,9	8
			SP	51,3	
Sul	496	48,4	PR	55,4	14
			RS	57,66	
			SC	23,2	
Total	4872				

Tabela 4 - Sedes urbanas abastecidas exclusivamente com água subterrânea, por região geográfica e estado brasileiro.

(Fonte: [1] ANA, 2010; [2] IBGE, 2010, adaptado pelo autor)

No estado de São Paulo, a água subterrânea tem um papel relevante no abastecimento público. Estima-se a existência de trinta mil poços em todo o estado, embora somente estejam outorgados pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) sete mil setecentos e setenta e nove, cuja vazão total de explotação estima-se em 41,8 m^3/s (HIRATA et al., 2007).

Ainda de acordo com esses autores, cerca de 50% das sedes municipais, a maioria concentrada na região Noroeste do estado, utiliza de 75 a 100% desse recurso como fonte principal no abastecimento público. Na região metropolitana de Campinas a totalidade das

indústrias utiliza nos seus processos água subterrânea retirada de seus próprios poços.

Bertolo et al. (2015) estimam que hoje existam doze mil poços privados em operação na região metropolitana de São Paulo (RMSP) explotando cerca de 10 m^3/s, representando, portanto, o terceiro maior manancial da RMSP, embora estes valores não estejam contabilizados nas estatísticas oficiais de abastecimento público.

Na região escolhida para o estudo, 100% das cidades de Camaçari e Dias D`Ávila e 50% das indústrias do polo são abastecidas com água subterrânea.

3.2 Interfaces entre as águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público e os fenômenos da urbanização e da industrialização

Desde os primeiros assentamentos urbanos a água subterrânea tem sido uma fonte vital para o abastecimento humano. Atualmente, seu uso tem crescido significativamente nas áreas urbanas, principalmente onde os recursos hídricos superficiais cada vez mais têm se tornado poluídos ou onde tem havido aumento no déficit hídrico dos mananciais superficiais.

Os elevados processos de urbanização e de industrialização sem um planejamento do uso racional dos recursos naturais têm modificado o ciclo das águas, impactando ainda mais os sistemas aquíferos subjacentes a essas regiões. Essas modificações causam variações sistemáticas no arcabouço hidrogeológico local e também na escala regional, como o aumento no movimento vertical livre de água (recarga) e o aumento de carga de poluentes para o nível freático da água (*water table*), principalmente nos aquíferos não confinados. Os aquíferos com algum confinamento dificultam o movimento vertical da água, sendo frequentemente anóxica, além de ser menos propensas à poluição. No entanto, são superexplotados. Em geral, a urbanização e a industrialização interagem com a água subterrânea, modificando o mecanismo de recarga devido à impermeabilização do solo, causada, por exemplo, pelo asfalto, que impede a recarga dos aquíferos subjacentes por água

da chuva ou por efluentes com origem nos vazamentos ou fugas de água das redes de abastecimento das cidades ou de sistemas de efluentes domésticos ou industriais.

A relação entre qualidade de água subterrânea e saneamento é muito estreita, principalmente em áreas urbanas com alta densidade populacional, forte industrialização e falta de serviços de saneamento. Problemas de contaminação por compostos nitrogenados, patógenos, fármacos e químicos industriais são comuns, principalmente quando os aquíferos subjacentes a essas áreas são pouco profundos e têm um comportamento livre, ou seja, não são confinados entre camadas de baixa permeabilidade. Também esses contaminantes podem penetrar em níveis mais profundos desses aquíferos, persistindo por longo tempo, mesmo após a remoção das fontes primárias de contaminação. Sua migração depende também do grau de permeabilidade das camadas geológicas que formam o aquífero, da natureza dos contaminantes que podem reagir com as argilas presentes nessas camadas, possibilitando criar caminhos preferenciais, particularmente os compostos organoclorados (porosidade secundária), e também do quanto o aquífero está sob explotação, mecanismo que muitas vezes altera o fluxo subterrâneo ou acelera os processos de migração da carga de contaminantes.

Outras fontes de contaminação em áreas urbanas com potencial de impactar a qualidade das águas subterrâneas são: postos de gasolina, lugares de armazenamento de produtos químicos, lançamento de efluentes *in natura* no solo e esgotamento sanitário precário. No Brasil, o cenário do saneamento nas áreas urbanas ainda não alcançou as metas de universalização traçadas pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB). Na Figura 3 são mostrados dados divulgados no jornal *O Globo* (01 set. 2014), extraídos do relatório elaborado pelo Instituto Trata Brasil de 2014 sobre o saneamento brasileiro, no qual visualiza-se o retrato do saneamento nas cem maiores cidades brasileiras. Esse desempenho está baseado nos dados de 2012 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), vinculado ao Ministério das Cidades. Na listagem dos piores desempenhos estão

Manaus, AM; Natal, RN; Teresina, PI; Macapá, AP; Belém, PA e Porto Velho, RO. As cidades de Franca (São Paulo), Maringá (Paraná) e Limeira (São Paulo) apareceram, respectivamente em 1º, 2º e 3º lugares.

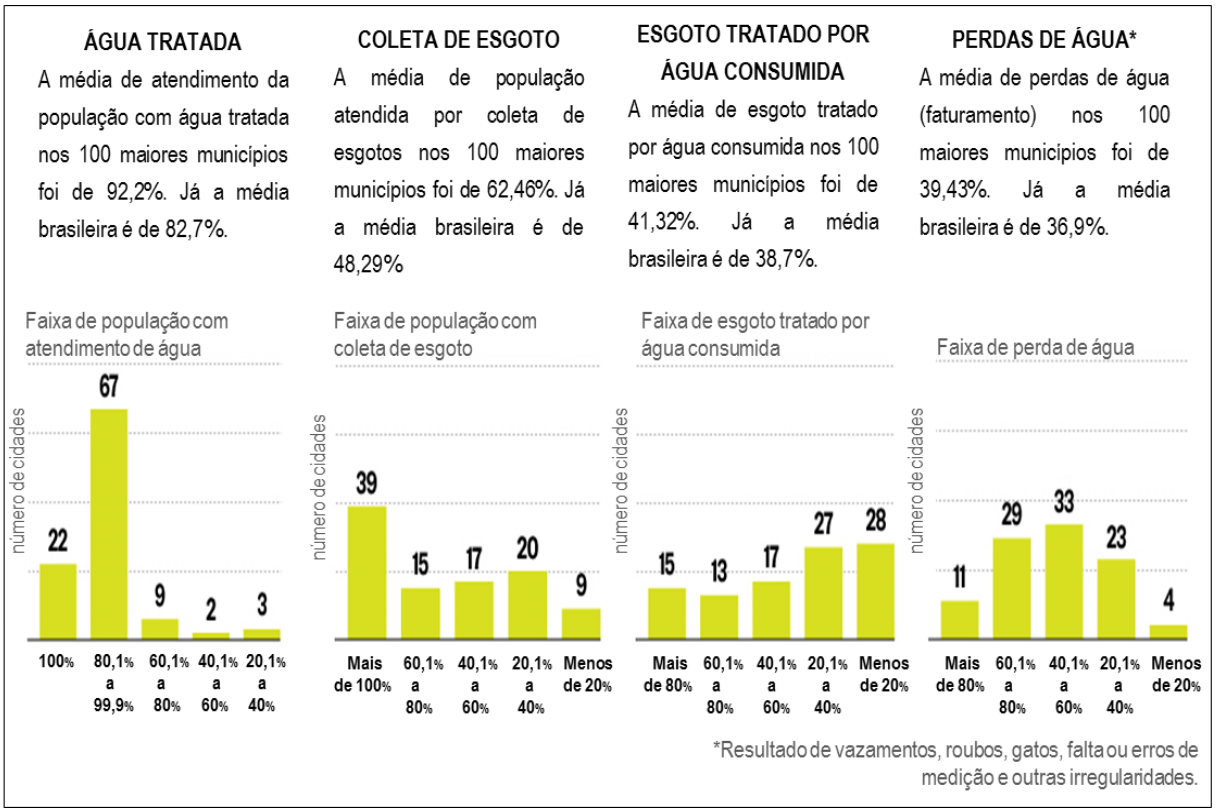


Figura 3 - Status do saneamento no Brasil: registros da água tratada, coleta de esgoto, esgoto tratado por água consumida e perdas de água por região.

(Fonte: O GLOBO, 01 set. 2014)

Um dos grandes desafios da atualidade é a busca por um modelo produtivo que equilibre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental, ou seja, um modelo sustentável que garanta à atual e às futuras gerações humanas boas condições de vida. No entanto, o que se tem verificado é um aumento das pressões antropogênicas sobre os recursos naturais, potencializando uma série de riscos, tanto nas áreas econômica e social, como na área da saúde ambiental.

O crescimento acelerado sem um adequado planejamento da urbanização e a

industrialização crescente têm resultado em significativos impactos negativos ao meio ambiente, notadamente aos recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos, implicando em perdas de qualidade e de quantidade, ou seja, na própria segurança hídrica.

As atividades antropogênicas associadas à industrialização e à agricultura têm contribuído muito para a deterioração da qualidade das águas, tanto as superficiais quanto as subterrâneas, utilizadas para o abastecimento público, resultando num quadro de risco para a saúde humana e para os ecossistemas aquáticos (MUDIAM et al., 2012).

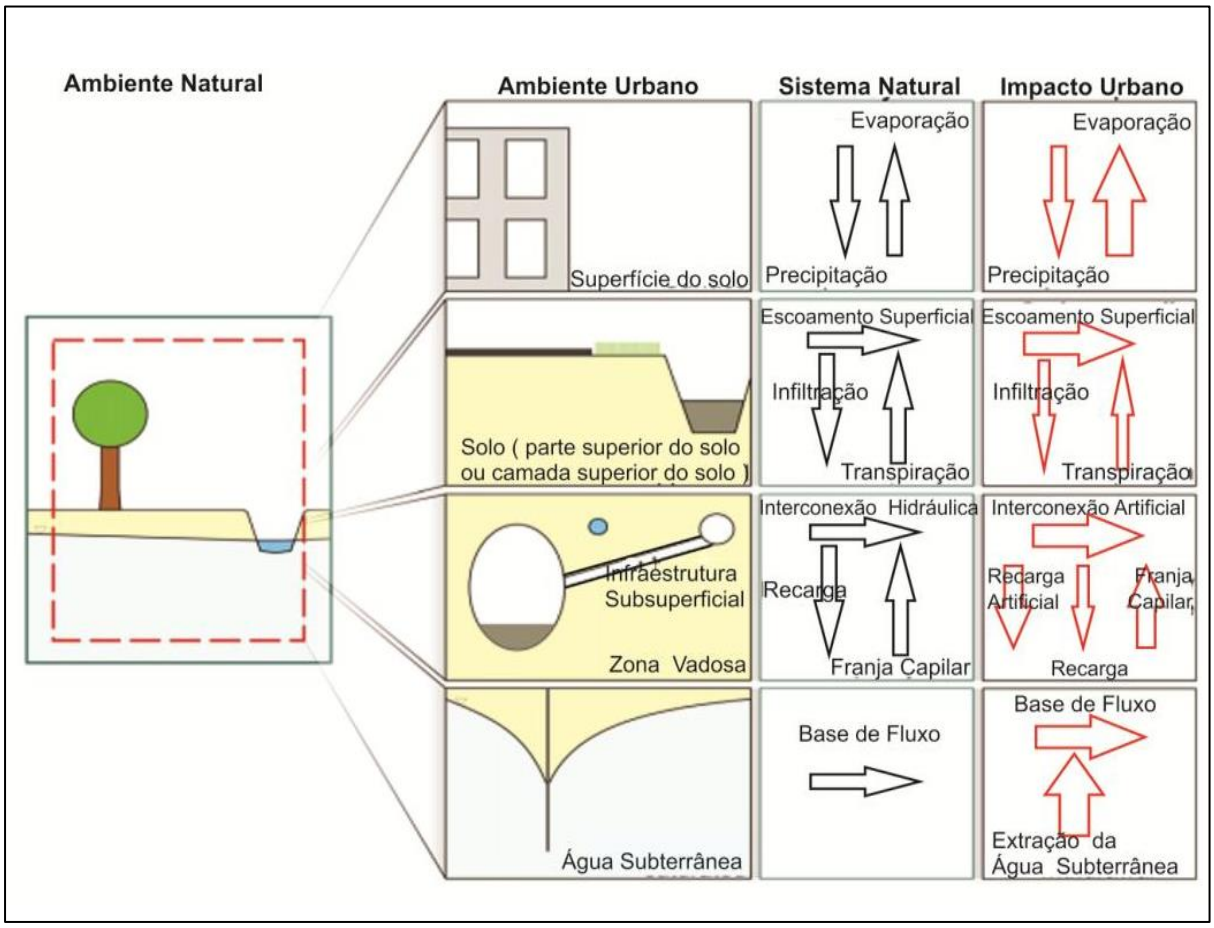
Segundo Bava (2012), as urbanizações recentes têm aprofundado as desigualdades e as exclusões sociais, criando ilhas de fartura em mares de pobreza. Já Novaes, no seu artigo "O que pode levar a uma cidade sustentável?" (2012) corrobora a opinião dos professores Carlos Leite e Juliana Marques Awad (USP; Mackenzie), autores do livro *Cidades Sustentáveis, Cidades Inteligentes*: "As cidades terão de se reinventar, pois já respondem (...) por 75% da geração de resíduos e para o processo de indisponibilidade de recursos hídricos, com consumo médio insustentável de 200 litros por habitante/dia" (LEITE; AWAD apud NOVAES, 2012).

A extensa impermeabilização da superfície dos solos urbanos e a densa rede de drenagens construídas, totalmente impermeáveis, acarretam consequências não só para recarga dos aquíferos, mananciais estratégicos para o abastecimento público das cidades e das indústrias, como para todo o ciclo hidrológico urbano (ABAS, 2011).

A superexplotação e a depleção dos mananciais subterrâneos para atender às atuais demandas de água vêm provocando interferência nos cones de depressão dos poços, causando cada vez mais acréscimos contínuos nos rebaixamentos dos seus níveis dinâmicos e tendo como consequência incremento nos fluxos descendentes, ou seja, funcionando como agente potencializador da migração de contaminantes dispostos no solo ou nas porções superiores dos aquíferos urbanos para níveis mais profundos desses mananciais (LIMA, 1999; FOSTER; CHILTON, 2003).

Outro impacto ambiental negativo relacionado ao crescimento urbano desordenado é o padrão de produção e consumo adotado pela sociedade do século XXI. O aumento excessivo da quantidade de lixo se deve ao aumento do poder aquisitivo e ao perfil de consumo da população (SCHIRMER et al., 2012).

A Figura 4 mostra de forma esquematizada esses impactos no ciclo hidrológico urbano:



*As setas vermelhas indicadas na coluna dos "Impactos Urbanos" representam o fluxo da água que foi alterado devido à urbanização.

Figura 4 - Modelo simplificado de impactos no balanço hídrico urbano.
(Fonte: SCHIRMER et al., 2012)

A água subterrânea exerce um papel fundamental no abastecimento público tanto nos países desenvolvidos quanto nos emergentes. Abastece populações rurais e urbanas, além de seus usos na indústria, na irrigação e na manutenção de ecossistemas naturais. Sua exploração

teve um acelerado crescimento durante o período entre 1950 a 1975, em muitos países industrializados, e a partir de 1970 até 1990, em regiões em processo de desenvolvimento em todo o mundo (FOSTER; CHILTON, 2003).

Contudo, em muitos centros urbanos, cujo abastecimento público ocorre pela água subterrânea, devido à impermeabilização causada pela urbanização intensa e rápida, as taxas de recarga desses mananciais têm sido muito inferiores às taxas de explotação, agravando os sistemas de abastecimento, além de outros impactos ambientais, como a subsidência de terrenos e edificações, a poluição devido intrusões salinas e outros tipos de contaminação. Foster e Chilton (2003) relatam os casos emblemáticos de algumas cidades: rebaixamento de níveis piezométricos entre trinta e cinquenta metros em Bangkok, Manila Tianjin, Tokio e Shijiazhuang; e o caso da cidade do México, cuja depleção dos níveis das águas subterrâneas provocou vários problemas de subsidências de terrenos e geotécnicos em estruturas de edifícios.

3.3 Breve comentário sobre a qualidade das águas subterrâneas brasileiras (aquíferos brasileiros) em áreas metropolitanas, que são explotadas para a complementação do abastecimento público

As águas subterrâneas no Brasil representam uma importante fonte natural para o atendimento atual e futuro de diversas demandas de uso, em especial o abastecimento público, tanto de áreas rurais quanto urbanas, e foram classificadas segundo o tipo de porosidade (ANA, 2013) em três domínios hidrogeológicos (domínio aquífero): a) meio poroso, onde a circulação e o armazenamento da água ocorre nos poros das rochas, sendo denominada porosidade primária; b) meio fraturado, onde a água está armazenada e circula em descontinuidades rúpteis das rochas, denominada porosidade secundária; e c) no ambiente cárstico, em que o armazenamento e a circulação das águas são condicionados principalmente pela dissolução, orientada a partir de descontinuidades rúpteis em rochas carbonáticas,

também denominada porosidade secundária.

A Tabela 5 apresenta a distribuição dessas áreas aflorantes segundo o tipo de porosidade:

Domínio Aquífero	**Área Aflorante (Km^2)**
Poroso	4.553.615,1
Fraturado	3.369.579,8
Cárstico	128.111,4

Tabela 5 - Distribuição das áreas de afloramento dos aquíferos brasileiros segundo o tipo de porosidade.

(Fonte: ANA, 2013; adaptada pelo autor)

O domínio onde a porosidade é primária, predominantemente nas áreas de bacias sedimentares de Idade Paleozóica, Mesozóica e Cenozóica, ocupa cerca de 40% da superfície do território nacional. Dentre as bacias sedimentares, conforme apresentado na Figura 5, em verde, enumeradas de um a treze, destacam-se as do Paraná, Parnaíba, Potiguar, Recôncavo, Tucano e Jatobá, Araripe, Costeiras, Amazônica, São Francisco, Parecis, Pantanal, Tapajos, Bananal e Tucutu (PETROBRÁS apud ANA, 2005). Nessa figura, o domínio hidrogeológico cristalino está em amarelo. Na Figura 6 estão apresentados os principais aquíferos brasileiros, de acordo com os tipos de porosidade.

Figura 5 - Distribuição areal das bacias sedimentares brasileiras.

(Fonte: PETROBRAS apud ANA, 2005)

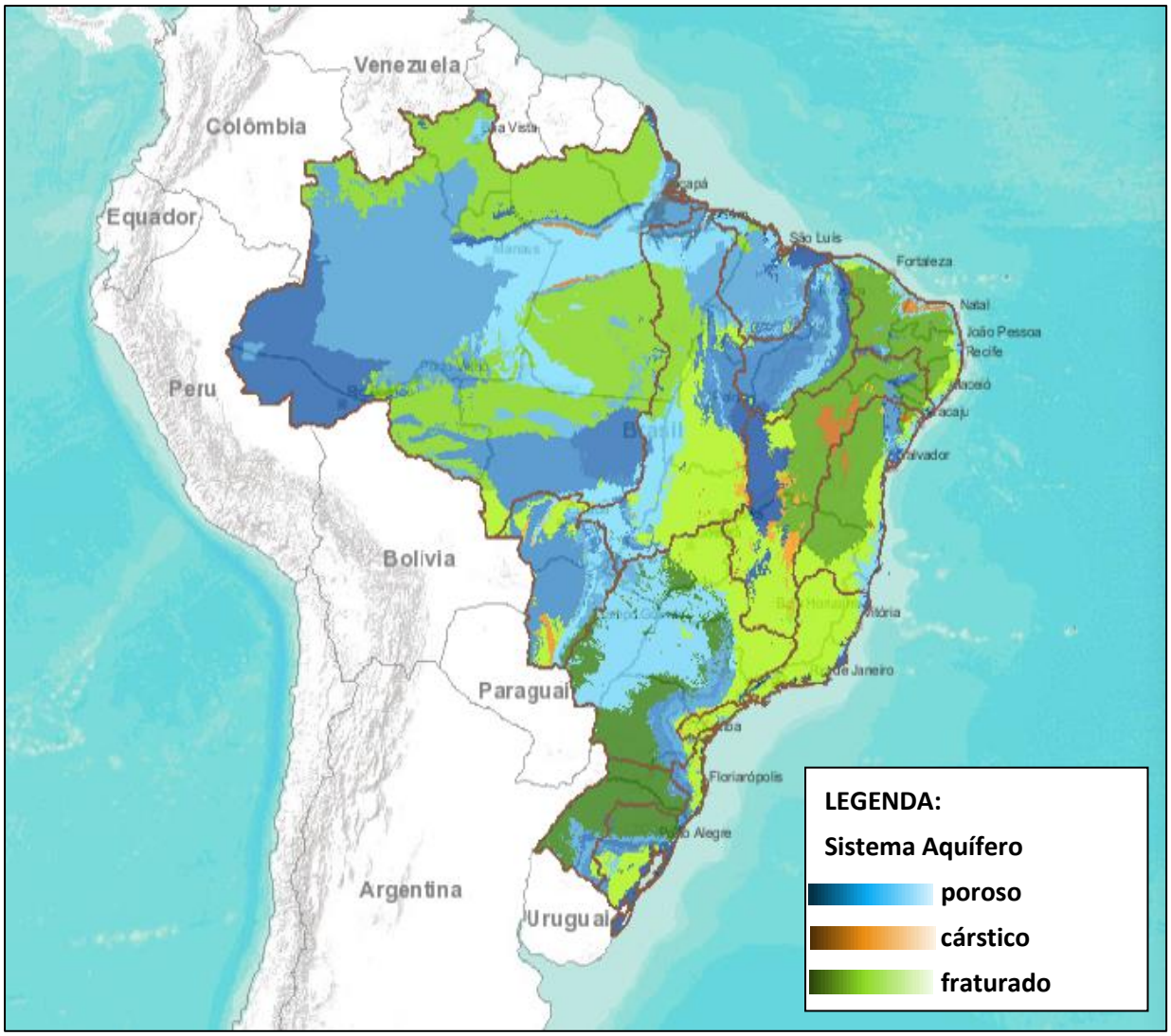


Figura 6 - Principais aquíferos brasileiro, de acordo com os tipos de porosidade.

(Fonte: ANA, 2014. Adaptado pelo autor)

A análise de dados da ANA (2010; 2013) revelou que os poços do domínio poroso apresentam alta potencialidade hídrica e boa qualidade de água, exceto em algumas áreas específicas com alto índice de industrialização, densidade urbana e baixa cobertura no saneamento básico, onde contaminantes de natureza orgânica industrial e metais pesados podem ser detectados.

As águas subterrâneas acumuladas no domínio cárstico [2], embora sejam utilizadas na complementação do abastecimento público em algumas áreas urbanas, apresentam, comumente, moderada potencialidade hídrica devido às suas características hidráulicas, principalmente devido à variabilidade na heterogeneidade de comportamento, além de apresentarem elevada vulnerabilidade à poluição. As áreas urbanas com alta densidade populacional e industrial, e as áreas rurais com vocação agrícola encontram-se frequentemente em situação vulnerável à poluição devido às pequenas profundidades de ocorrência das zonas intensamente carstificadas. Os principais problemas de poluição nesse domínio têm origem na falta de saneamento básico ou são associados ao uso de pesticidas (agrotóxicos).

Já as águas subterrâneas relacionadas ao meio com porosidade secundária, constituído predominantemente por rochas cristalinas (metamorfizadas e/ou ígneas), apresentam baixo potencial hídrico e qualidade natural dependente de vários fatores hidrogeológicos e ambientais, tais como: clima, relevo, grau de fraturamento e interconecção entre fraturas e uso do solo, participando, desta forma, no atendimento de demandas reduzidas.

Nas áreas urbanas, principalmente naquelas com alto nível de industrialização, os riscos de contaminação das águas subterrâneas estão se acentuando em decorrência do número crescente de fontes pontuais e difusas de contaminação (fossas sépticas, aterros urbanos e industrais sem controle eficiente, cemitérios, postos de combustíveis, sites industriais órfãos, esgotamento sanitário, compostos orgânicos emergentes); da respectiva falta de controle e de um sistema de saneamento adequado. Aliado ao problema da contaminação, tem destaque a exploração intensiva desse recurso.

Estão ligadas à superexplotação a exaustão desses mananciais, a elevação nos custos financeiros na extração de água, infiltrações de águas de aquíferos superficiais contaminados nos níveis mais profundos, e a alteração nos níveis de base dos rios.

---

[2] Domínio hidrogeológico constituído por rochas carbonáticas, especificamente calcário.

Corroborando essas situações, tem-se como exemplo de superexplotação o caso da região metropolitana de Recife, onde já existem evidências de salinização do aquífero costeiro subjacente provocada pelas crescentes taxas de bombeio dos poços. Gurgel et al. (2004), com base nos resultados do monitoramento de vários poços nessa região, indicam que essa salinização, embora não generalizada, está associada não à quebra da cunha salina, mas ao aporte de sais presentes em camadas superiores do aquífero ou à presença de paleomangues.

Em São Paulo, o estresse no abastecimento de água da região metropolitana, desde 2014, devido à ocorrência de períodos de chuva mais irregulares e às mudanças no padrão de consumo e de gestão da água, aliado ao recente estímulo do governo à perfuração de poços privados, tende a agravar essa situação. As perfurações desses poços sem a adoção de medidas de planejamento poderão comprometer a qualidade e a quantidade desses mannciais. Segundo Bertolo et al., 2015, há pelo menos dezoito áreas da região metropolitana de São Paulo (RMSP) com dignóstico de superexplotação de águas subterrâneas, assim distribuídas: cinco em São Paulo capital, quatro em Guarulhos, quatro no ABC e cinco em outros municípios.

Na Bahia, na região do polo industrial de Camaçari, os níveis naturais vêm sendo reduzidos devido ao intenso uso da água subterrânea, principalmente pelas indústrias. Nessa mesma região, embora já exista um programa ambiental monitorando sistematicamente tanto a qualidade quanto a quantidade explotada, passivos ambientais subjacentes a sites industriais continuam presentes. Contudo, já existem ações de remediação em andamento para reduzir as contaminações identificadas.

Cabe ressaltar que a disponibilidade de dados sistemáticos sobre a extensão e a magnitude de contaminações e de uso sem o adequado controle de explotação no país ainda impedem uma avaliação mais real sobre o grau de interferência desses fatores na qualidade desses mananciais. Alguns estados, como São Paulo, através da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), e Minas Gerais, através do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), mantém redes de monitoramento regionais para avaliar a qualidade da água, inclusive publicando relatórios sobre essas avaliações. Nos outros estados, os monitoramentos sistematizados ocorrem em áreas sob influências de polos industriais, muitas vezes para o atendimento dos condicionantes recomendados pelos órgãos ambientais nos licenciamentos ambientais, especificamente para atender às licenças de operação (LO) dos empreendimentos.

O órgão federal Serviço Geológico do Brasil (CPRM) está implantando em todo o território nacional a Rede Básica Nacional de Monitoramento Integrado das Águas Subterrâneas (RIMAS), que visa conhecer mais detalhes a respeito desses mananciais. Certamente seus resultados irão proporcionar a identificação de impactos em decorrência da explotação ou das formas de uso e ocupação do solo, e as potencialidades hídricas, dentre outras informações importantes para o planejamento e estabelecimento de políticas públicas que visem à proteção desses mananciais. Como esse programa ainda se encontra em fase de execução, não há informações disponibilizadas em relatórios oficiais com os seus primeiros resultados.

3.4 Governança da água no Brasil: falta de legislação ou de engajamento dos atores sociais?

O termo governança envolve um conjunto de preceitos, princípios, teorias, contextos objetivos e práticas. Considera os meios e os processos empregados para produzir resultados eficazes, compreendendo ações conjuntas do Estado e da sociedade na busca de soluções e resultados para problemas comuns (GONÇALVES, 2006). Assim, a governança da água aborda as alternativas de arranjos institucionais empregados no gerenciamento das águas, implicando a determinação dos papéis e das responsabilidades dos agentes envolvidos no gerenciamento e no desenvolvimento dos recursos hídricos (RIBEIRO, 2009).

Embora a água seja considerada um bem renovável, sua governança apresenta muitos desafios e precisa a todo momento ser reavaliada. Mormente, tem-se verificado que os setores do governo – o produtivo, o de abastecimento público e o ecológico – têm evoluído em todo o mundo, de um modo geral, na busca da racionalidade do uso e de sua preservação. O foco principal tem sido o aumento da eficiência do seu uso (qualitativo e quantitativo), além da participação progressiva de todos os atores envolvidos.

O Brasil, considerado uma das maiores reservas de água doce disponível do mundo, tem enfrentado sérios problemas de abastecimento público não só por déficit hídrico, mas sobretudo pelas perdas na distribuição da água já tratada. Segundo a ABAS (2015), com base em dados do governo federal, 37% é a estimativa dessas perdas. O Japão, com perdas de 3%, e a Europa, com 15%, são bons exemplos a serem seguidos (ABAS, 2015).

Na região Nordeste, a população convive sistematicamente com a seca, ora verde, onde os campos ficam verdes, mas a chuva não foi suficiente para acumular água nos açudes, barreiros ou recarregar os aquíferos, ora provocada pela escassez completa de chuvas, agravando o déficit hídrico.

A região Sudeste, onde estão concentradas as principais regiões metropolitanas, vem enfrentando uma crise hídrica nos últimos dois anos, evidenciando a necessidade de mudanças significativas no padrão de consumo e de melhorias na sua gestão (CEBDS, 2015).

Nas outras regiões do país, a situação não é diferente: problemas são enfrentados e demandam mais engajamento e participação de todos nas tomadas de decisão quanto à gestão desses recursos. Quanto à questão da qualidade, observa-se que está sendo deteriorada devido ao lançamento de esgoto nos mananciais, dentre outras causas. Segundo CERDS (2015), 61% dos esgotos do Brasil não são tratados.

Para a *Global Environment Facility* (GEF, 2013), a governança da água subterrânea é o processo pelo qual esse recurso é gerido de forma responsável e participativa, disponibilizando as informações e havendo transparência e observância dos costumes e das leis. Portanto, é a arte de coordenar ações administrativas e tomar decisões entre os diferentes níveis. Assim, a sua efetividade depende da qualidade das interfaces e da forma como os atores se comunicam.

Foster et al. (2010) apresentam um método para avaliar as capacidades institucionais para a governança da água subterrânea a partir de uma lista de vinte critérios. Tais critérios foram extraídos de quatro domínios temáticos: (1) técnico, (2) legal-institucional, (3) coordenação político-intersetorial e (4) operacional. O Projeto Rede Guarani/Serra Geral (RGSG) já vem experimentando a aplicação dessa metodologia, de forma a construir uma visão geral da governança da água subterrânea nos oito estados brasileiros onde esse sistema aquífero tem ocorrência, embora seus resultados ainda não estejam completos.

3.4.1 Marco legal brasileiro para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos

Desde 1934, o Brasil possui legislação federal (CÓDIGO DAS ÁGUAS - Brasil, 1934) com matérias para disciplinar o uso, a gestão das águas e, inclusive, o aproveitamento das águas subterrâneas. Após meio século de aplicação desta lei, o surgimento dos conflitos em torno da disponibilidade e da qualidade dos mananciais

hídricos levou a sociedade a cobrar novos arranjos legais tanto na esfera federal como estadual para melhor gerenciar os recursos hídricos.

Como reflexo da demanda por novos arranjos legais, a Constituição Federal de 1988 (CF/88 - BRASIL, 1988) extinguiu o conceito de bem natural privado dado às águas subterrâneas no Artigo 96 do Código de Águas de 1934 e definiu que a dominialidade das águas brasileiras seria da União e dos Estados, considerando as subterrâneas como bens dos Estados. No entanto, algumas questões surgiram a partir da CF/88, pois apesar das águas serem declaradas de domínio público, elas não estavam disponíveis para uso livre e indiscriminado por qualquer pessoa. Além disso, embora as águas subterrâneas sejam de domínios dos Estados, quando os aquíferos transcendem os limites estaduais e até nacionais, torna-se imprescindível a presença da União Federal no disciplinamento do uso do recurso.

A Lei Federal nº 9433/97 (LEI DAS ÁGUAS - Brasil, 1977) instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Esta lei organizou o setor de planejamento e gestão dos recursos hídricos em âmbito nacional, estabelecendo vários princípios e instituindo importantes instrumentos de política. Por exemplo, ela demarca concretamente a sustentabilidade dos recursos hídricos em três aspectos: disponibilidade de água, utilização racional e utilização integrada, além de estabelecer um arcabouço institucional para a gestão compartilhada do uso da água, constituída pelos organismos: Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e Distrito Federal (CRH); Comitês de Bacias Hidrográficas; Agências de Água; e órgãos e entidade do serviço público federal, estadual e municipal.

A Figura 7 mostra a representação esquemática da estrutura do sistema de gerenciamento de recuros hídricos:

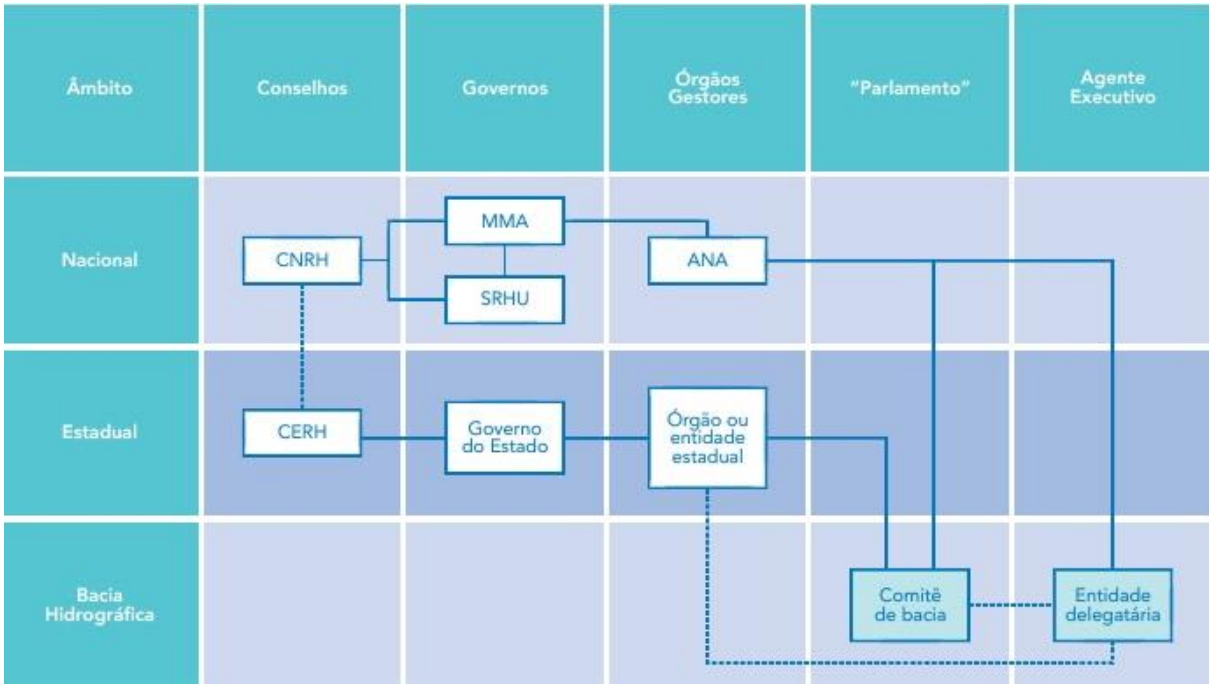


Figura 7 - Matriz institucional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hidricos (SINGREH).
(Fonte: ANA, 2013 adaptado por CEBDS, 2015)

À ANA, agência federal, cabe disciplinar a implementação, a operacionalização, o controle e a avaliação dos instrumentos de gestão estabelecidos na Política Nacional de Recursos Hidricos.

Os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos são: a) assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; b) a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; e c) a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrente do uso inadequado dos recursos naturais (BRASIL, 1997).

Os instrumentos que a referida lei definiu como necessários à boa gestão do uso da água seguem a tendência da vanguarda mundial, são eles:

1) Plano Nacional de Recursos Hídricos;

2) Outorga do Direito de Uso dos Recursos Hídricos: instrumento por meio do qual o usuário recebe uma autorização, concessão ou permissão, conforme o caso, para fazer uso da água (a outorga constitui o elemento central do controle para o uso racional dos recursos hídricos);

3) Cobrança pelo uso da água: instrumento necessário para o equilíbrio entre a oferta e a demanda;

4) Enquadramento dos corpos d'água em classes de uso: mecanismo necessário à manutenção de um sistema de vigilância sobre a qualidade da água;

5) Compensação a municípios;

6) Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos: compreende a coleta, a organização, a crítica e a difusão da base de dados referente aos recursos hídricos, seus usos e o balanço hídrico de cada bacia, para prover os usuários e gestores com informações para o planejamento e a gestão (BRASIL, 1997).

Nas Diretrizes Gerais de Ação, o inciso II do Artigo 3 trata da adequação da gestão dos recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do país. O inciso III trata da integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental e o IV, da articulação do planejamento de recursos hídricos com o dos setores usuários e com o regional, estadual e nacional. Finalmente, o seu inciso V aborda a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo.

No âmbito de competência do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) as resoluções de nº 9/2000, 15/2001 e 22/2002 são fundamentais para o aperfeiçoamento da gestão das águas subterrâneas. A primeira instituiu a Câmara Técnica de Águas Subterrâneas; a segunda estabeleceu as diretrizes para a gestão integrada das águas; e a última estabeleceu o dever dos Planos de Recursos Hídricos, tanto estaduais quanto das bacias, de considerar o monitoramento da qualidade e da quantidade de águas subterrâneas, os estudos hidrogeológicos e a interrelação com as águas superficiais, visando à gestão integrada dos recursos hídricos.

No ano de 2008, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) formulou a resolução nº 396/2008, estabelecendo as bases para a classificação e as diretrizes para o enquadramento das águas subterrâneas, visando à prevenção e ao controle da poluição e à promoção da proteção da qualidade das águas subterrâneas. Esta resolução ratifica e enfatiza a necessidade da integração das políticas públicas de recursos hídricos e de uso e ocupação do solo, a fim de garantir as funções social, econômica e ambiental das águas subterrâneas.

O Artigo 28 desta resolução define que o enquadramento das águas subterrâneas dar-se-á de acordo com as normas e os procedimentos definidos pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), ratificando a competência de dominialidade das águas subterrâneas.

Já o Artigo 29 define que o enquadramento seja realizado por aquíferos, conjunto de aquíferos ou porções desses, na profundidade onde estão ocorrendo as captações para os usos preponderantes. Ainda nesse Artigo, os incisos II e IV estabelecem como determinantes a caracterização da vulnerabilidade e dos riscos de poluição associado ao uso e à ocupação do solo, e seu histórico como fatores para o enquadramento.

O Artigo 30 recomenda que havendo desacordo com os padrões de qualidade da água subterrânea exigidos para a sua classe de enquadramento nos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porções desses, medidas de controle ambiental deverão ser implementadas, visando à adequação da qualidade da água à sua respectiva classe, exceto nos casos em que o excesso de substâncias se deva à sua condição natural.

Esses três artigos não só ratificam a competência dos Estados quanto à dominialidade da água subterrânea, como demarcam a necessidade dos estudos da vulnerabilidade e dos riscos do uso e da ocupação do solo, além de proceder ao seu enquadramento segundo seus usos preponderantes.

No uso de suas competências, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, buscando um refinamento na gestão das águas subterrâneas, promulgou em 2008 as resoluções de nº 91/2008 e 92/2008; e em vinte e seis de março de 2009, a resolução CNRH nº 99, que aprovou o Programa Nacional de Águas Subterrâneas (PNAS) como parte integrante do Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH).

A resolução CNRH, de nº 91/2008, define procedimentos para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos; a CNRH de nº 92/2008 estabelece critérios e procedimentos para a proteção e conservação das águas subterrâneas no território nacional; e, a última, as diretrizes e os critérios para a implantação e operação da Rede Nacional de Monitoramento Integrado Qualitativo e Quantitativo de Águas Subterrâneas (RENAMAS).

Buscando aprimorar o gerenciamento ambiental em áreas contaminadas, o CONAMA aprovou em 2009 a resolução de nº 420/2009, que dispõe os critérios e os valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas decorrentes de atividades antrópicas, buscando, dentre outras funções, eliminar essas externalidades nas águas subterrâneas, minimizando ou eliminando os riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

Em abril de 2010, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos aprovou a resolução de CNRH nº 107/2010, a qual estabelece diretrizes e critérios a serem

adotados para o planejamento, implantação e operação da Rede Nacional de Monitoramento Integrado Qualitativo e Quantitativo de Águas Subterrâneas.

No âmbito estadual, especificamente no caso do estado da Bahia, a lei nº 11.612/2009, alterada pelas leis 12.035/2010 e 12.377/2011, rege a Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado (PERH - Bahia, 2009). Trata, em seu capítulo VII, do monitoramento das águas e, no título III, das águas subterrâneas.

De acordo com essa política, o órgão responsável por todas as ações é o executor da Política Estadual de Recursos Hídricos, atualmente representado pelo Instituto de Meio Ambiente Recursos Hídricos (INEMA). Este deve estabelecer o programa de monitoramento de recursos hídricos e os resultados devem subsidiar as ações de gestão e controle ambiental, fornecendo as devidas informações à sociedade (BAHIA, 2009).

Para assegurar a quantidade e a qualidade naturais das águas subterrâneas, o órgão gestor e executor da PERH deverá, dentre outras medidas, instituir uma área de proteção dos aquíferos, estabelecendo distâncias mínimas entre os poços tubulares e entre os poços e os cursos d'água, além de restringir as vazões captadas por poços em áreas de aquíferos que se encontrem em processo de superexploração, definindo o volume explotável dos domínios aquíferos utilizados, visando promover o aproveitamento racional do manancial. Cabe também a esse órgão apoiar ou executar projetos de recarga dos aquíferos, e implementar e manter atualizado o cadastro estadual de usuários das águas subterrâneas (BAHIA, 2009).

A breve revisão acima exposta demonstra que o país possui um aparato legal bastante completo com relação aos uso dos recursos hídricos, inclusive no que se refere à gestão das águas subterrâneas. Demonstra também a incorporação da temática ambiental na agenda governamental, revelando uma busca por questionar e até mesmo desfazer os limites relativos à água e outros setores, como o do saneamento, o do desenvolvimento urbano e as questões dos resíduos sólidos. Contudo, no caso da sua governança, o que tem se verificado é a permanência de muitas assimetrias nas atitudes dos seus gestores e dos atores sociais que precisam ser desfeitas. Talvez elas tenham sido construídas em uma lógica reducionista, imposta por muitos anos sobre suas formas de ocorrências (superficial, subterrânea ou meteórica), impedindo, portanto, um pensamento sistêmico sobre o uso desse recurso natural, ou seja, um pensar e um planejar considerando o seu ciclo.

3.4.2 Portarias do Ministério da Saúde sobre potabilidade da água: evolução histórica

Coube ao Ministério da Saúde, a partir de 1977, a responsabilidade por editar normas e estabelecer o padrão de potabilidade da água para consumo humano, a serem observados em todo o território nacional, bem como zelar pelo seu efetivo cumprimento, conforme estabelecido no decreto nº 79367, de nove de março de 1977 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

Esse decreto também define que os órgãos e entidades dos estados, municípios e Distrito Federal, responsáveis pela operação dos sistemas de abastecimento, devem adotar, obrigatoriamente, as normas e o padrão de potabilidade estabelecidos (Artigo 3); e que, em articulação com as secretarias de saúde ou órgãos equivalentes dos Estados, do Distrito Federal e dos territórios, o Ministério da Saúde deverá exercer a fiscalização e o controle do cumprimento exato das normas e do padrão (Artigo 4) (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

A primeira legislação nacional a estabelecer o padrão de potabilidade da água foi a Portaria BSB nº 56, de quatorze de março de 1977, que contemplava o padrão de potabilidade segundo os aspectos microbiológicos e os parâmetros de qualidade física, química e organoléptica, incluindo Valores Máximos Desejáveis (VMD), além do Valor Máximo Permitido (VMP) para os parâmetros físicos e químicos (NETO, 2010; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

Em dezenove de janeiro de 1990 a Portaria BSB nº 56/1977 foi substituída pela Portaria GM nº 36. Em 2000 ocorreu a revisão da Portaria GM nº 36/1990, que culminou com a publicação da Portaria MS nº 1469, de vinte e nove do mesmo ano. Em vinte e cinco de março de 2004, essa Portaria teve sua revogação e substituição pela Portaria MS nº 518/2004, que permaneceu até doze de dezembro de 2011, quando foi substituída pela atual, Portaria MS nº 2914/2011, que estabelece o padrão de potabilidade, os procedimentos e as responsabilidades relativos ao controle e à vigilância da qualidade da água para consumo humano (NETO, 2010; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

A Portaria MS nº 518/2004 trouxe em seu conteúdo os princípios preconizados pela 3ª edição das Guias da Organização Mundial da Saúde (WHO), tais como: visão sistêmica e integrada no controle da qualidade da água; princípios de boas práticas; avaliação, gerenciamento e comunicação de risco; enfoque epidemiológico; e direito do consumidor à informação (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

A legislação atual em vigor (Portaria nº 2914/2011) já trouxe alguns outros avanços, não só devido aos aspectos técnico-científicos e às experiências internacionais nas recomendações da WHO, estabelecidas na 4ª Edição das Guias de Qualidade da Àgua para Consumo Humano (WHO, 2011), mas sobretudo na integração de ações envolvendo vários setores na formulação e na delegação das responsabilidades, como os de saúde, saneamento e recursos hídricos, além de órgãos ambientais e da sociedade, de modo geral.

Ela estabelece padrões de qualidade relacionados a substâncias radioativas e químicas, padrões microbiológicos e hidrobiológicos, padrões relacionados a desinfetantes e produtos secundários da desinfecção, e padrões para substâncias organolépticas. No item 3.5.1 desta tese, serão citados, com mais detalhes, aqueles referentes às substâncias químicas e ao método usado para determinar os valores aceitos para o consumo humano, sendo estes considerados norteadores no desenvolvimento desta tese.

3.5 Estabelecimento de Valores Máximos Permitidos (VMPs): o que se esconde por trás disto?

O Brasil vinha estabelecendo limites máximos de concentração para a quantidade de substâncias químicas nas águas superficiais e subterrâneas com base em experiências de qualidade de órgãos internacionais ou agências regulamentadoras de outros países. Muitos desses critérios foram estabelecidos para as condições e características daqueles países e, portanto, não representavam a realidade do Brasil. A última Portaria de potabilidade da água do Ministério da Saúde nº 2914, de 2011, embora já considere algumas condições específicas do Brasil, ainda é fortemente influenciada por valores limites de VMPs (Valores Máximos Permitidos) obtidos através de metodologias utilizadas para cálculos de valores padrões de potabilidade de outros países ou organizações internacionais.

Beck (2010) aponta críticas ao estabelecimento de valores limites para as substâncias tóxicas, principalmente as de origem industrial. Para ele, há uma falácia, denominada por ele de “falácia categorial”, conduzida pelos especialistas quando esses não consideram o fato de que as mesmas substâncias podem ter um significado distinto para pessoas distintas, conforme a idade, o sexo, os hábitos alimentares, o tipo de trabalho, os níveis de informação, a educação e, sobretudo, a genética de cada indivíduo. Outro problema atribuído à questão, é o fato dos limites de permissão ou de

tolerância ou aqueles admissíveis à saúde do homem ou ao meio ambiente estabelecidos para tais substâncias considerarem apenas a toxicidade de uma substância isoladamente. Ele argumenta que alguns elementos inofensivos num produto isolado podem potencializar uma toxicidade quando presente em determinadas misturas químicas. Consequentemente, uma análise de toxicidade que tome como base a natureza de forma geral ou de produtos isolados não tem condições de responder à questão da inocuidade, principalmente quando se considera a relação entre a "gravidade " ou "inocuidade" e o consumo das pessoas através de ingestão ou da inalação.

Ainda segundo Beck (2010), todo risco baseia-se em possibilidades matemáticas e interesse sociais, mesmo e justamente quando se revestem de certeza técnica. Eles não se esgotam em efeitos e danos já ocorridos. Neles, exprime-se um componente futuro que precisa ser evitado. Ele ainda indaga:

> "que quer que limite a poluição, estará fatalmente consentindo com ela? Aquilo que ainda é admissível, é por sua definição em termos sociais, 'inofensivo' – independente do quão tóxico seja. Pode muito bem ser que os limites de tolerância evitem o pior, mas eles nem por isso deixam de ser um 'álibi' para envenenar um pouquinho a natureza e o ser humano. O que importa saber é o quão grande pode chegar a ser esse 'pouquinho' " (2010, p. 78).

Ele aponta os limites de tolerância como sendo linhas de recuo de uma civilização que se aprovisiona com um excesso de materiais poluentes tóxicos. Com os limites de tolerância, o "pouquinho" de envenenamento a ser estipulado converte-se em normalidade.

Ainda na opinião de Beck (2010), deve-se questionar a lógica ou a ilogia estabelecidas no mundo atual para determinar ou liberar os limites de aceitabilidade ou de tolerância de certa substância tóxica ou não ao ser humano ou ao meio ambiente. São eles realmente capazes de prever o que presumem prever em relação aos agravos ao homem e ao meio ambiente? Beck reforça a sua argumentação questionando até aonde o envenenamento chega a ser admitido, ou seja, qual o limite que garante que a substância deixa de ser um veneno? Para ele, portanto, os limites estipulados para justificar aquilo que não se encontra nela é ainda mais importante do que o que nela se encontra, ou seja, aquilo de que não se fala é o que mais nos ameaça.

Desta forma, a estipulação de teores máximos para as substâncias, por exemplo, os Valores Máximos Permitidos (VMP) silencia aquilo que ainda não se conhece sobre os seus efeitos negativos à saúde humana e ambiental. Portanto, essa estipulação se revela altamente perigosa, constituindo-se numa falácia tecnocrática (BECK, 2010). De

acordo com sua argumentação, quem fixa limites de tolerância com base em substâncias tóxicas isoladamente, parte da suposição, provavelmente equivocada, de que o indivíduo ingere apenas essa substância ou afasta da abordagem de seu raciocínio e de sua investigação a possibilidade de considerar limites de tolerância para os seres humanos. Quanto mais substâncias tóxicas forem postas em circulação, quanto mais limites de tolerância forem fixados em relação às substâncias isoladas e quanto mais complacentes forem as fixações desses valores, tanto mais absurdo se torna "o feitiço" todo do limite de tolerância, pois a ameaça tóxica global a que submete a população se amplia.

Analogamente, pode-se discutir a questão da interação entre as substâncias tóxicas isoladas. Conhecer os prejuízos dos níveis de toxicidade de determinadas substâncias em determinadas concentrações, nada adianta se ao mesmo tempo as reações desencadeadas pela interação dessas substâncias, presentes na vida humana, não forem conhecidas.

Rachel Carson (1962, 2010) já defendia a argumentação de que o corpo humano é permeável e, portanto, vulnerável às substâncias tóxicas. Os efeitos delas a longo prazo, devido à bioacumulação nas células ou ao impacto do *mix* de substâncias na saúde humana e nos ecossistemas, não podiam ser previstos com exatidão, por isso, rejeitava-se a ideia de se estabelecer limites de aceitação ou tolerância para essas substâncias. Segundo a autora, o acúmulo de produtos químicos de várias fontes diferentes cria uma exposição total que não pode ser medida. Não faz sentido, portanto, se falar da "segurança" de qualquer quantidade específica de resíduos (CARSON, 1962, 2010).

Cita ainda: "O alcance completo da perigosa interação de substâncias químicas ainda é pouco conhecido (...) a toxicidade de um pesticida organofosforado, por exemplo, pode ser aumentada por um segundo agente que não é necessariamente um pesticida" (2010, p. 42). Segundo a autora, exposições recorrentes, não importando o grau, também contribuem para a acumulação progressiva de substâncias químicas no organismo.

Hoje já se tem conhecimento de que numa mistura de compostos pode haver uma potencialização da toxicidade de determinadas substâncias presentes pelo efeito da ação combinada.

3.5.1. Como são definidos os Valores Máximos Permitidos (VMPs) ou de tolerância

O estabelecimento dos VMPs estão baseados em pelo menos duas falácias, segundo Beck (2010):

1. É um equívoco estender os resultados de uma experimentação com animais às reações dos seres humanos. Ele exemplifica citando o caso da toxicidade da substância TCDD (2, 3, 7, 8 tetraclorodibenzeno-p-dioxina) no acidente de Seveso, Itália, pois seus efeitos cancerígenos foram comprovados em duas espécies animais, mas sem uma constância, isto é, em animais de pequeno porte as reações foram muito variadas (porcos-da-índia, por exemplo, foram dez a vinte vezes mais resistentes que os camundongos, e de três a cinco mil vezes mais sensíveis que os hamsters). Portanto, não é possível saber o quanto dessa substância o ser humano é capaz de suportar. Ou seja, apesar de se ter resultados, não é possível extrair deles a tolerância dos seres humanos a essa substância, principalmente quando se sabe que esses últimos estão envolvidos numa série de multivariáveis dependentes;

2. Os efeitos de uma substância no ser humano só podem ser descobertos quando a substância é colocada em circulação. Na verdade, o experimento com o ser humano ocorre de forma invisível, sem um controle científico sistemático. A literatura técnico-científica apresenta vários relatos. Nos itens 4.2.2 e 4.2.3 desta tese são citados alguns.

Para contrapor ou reforçar as reflexões e argumentações de Beck (2010) e Carson (1962, 2010) serão apresentados os critérios metodológicos utilizados na definição dos VMPs (Valores Máximos Permitidos) para as substâncias químicas consideradas na Portaria do Ministério da Saúde para potabilidade de água (Portaria nº 2914/2011).

Como citado no ítem 3.4.2, essa Portaria foi elaborada a partir da integração de ações envolvendo vários setores e considerou aspectos técnico-científicos, como as experiências internacionais nas recomendações da WHO estabelecidas na 4ª Edição das Guias de Qualidade da Água para Consumo Humano (WHO, 2011). Ela estabelece padrões de qualidade relacionados às substâncias radioativas e químicas, padrões microbiológicos e hidrobiológicos, padrões relacionados a desinfetantes e produtos secundários da desinfecção e padrões para substâncias organolépticas.

Na definição do elenco de substâncias químicas foram considerados o potencial tóxico, a intensidade do uso no país, a ocorrência em mananciais de abastecimento e em águas tratadas no Brasil (embora com dados bastante escassos), a possibilidade

tecnológica analítica para a determinação das suas concentrações e o resultado de uma avaliação crítica-comparativa de padrões de potabilidade de diversos países ou organizações internacionais. Desta forma, foram incluídas no elenco da legislação anterior (Portaria 518/2004) quinze substâncias que apresentam risco à saúde, duas no padrão organoléptico de potabilidade e duas para a análise de radioatividade, excluídos cinco parâmetros, feitas alterações no VPM (Valor Mávimo Permitido) de sete parâmetros e na composição de outros seis (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

A avaliação do potencial tóxico das substâncias seguiu a classificação quanto à carcinogenicidade, definida por diversos organismos internacionais, além de considerar delineamentos epidemiológicos ou avaliações toxicológicas com nível de efeito adverso não observado (*No Observed Effect Level* - NOAEL) ou congêneres, disponibilizados por instituições internacionais (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

O NOAEL ou LOAEL (*Lowest Observed Effect Level*) é dividido por um fator de incerteza (*Uncertainty Factor* – UF) para refletir incertezas por extrapolar dados de estudos com animais para o ser humano e pela variabilidade entre membros da população. A divisão do NOAEL ou LOAEL pelo UF resulta em RfD (*Reference Dose*) ou na IDT (Ingestão Diária Tolerável – *Tolerable Dayly Intake*), cujo valor estimado pode chegar até uma ordem de grandeza de incertezas (ABES, 2012).

As substâncias químicas que apresentam uma dose abaixo da qual não ocorrem efeitos adversos, valores máximos ou critérios, baseados na IDT ou na RfD, podem ser derivados pela equação:

$$\text{Critério} = \frac{(IDT\ xPC\ \ x\ P)}{C} \qquad \textbf{(1)}$$

Onde,
IDT = Ingestão diária aceitável
PC = Peso corpóreo (Kg)
P = Fração da IDT alocada a água de beber
C = Consumo diário de água de beber (L/dia)

Para aquelas consideradas carcinogênicas genotóxicas, os critérios normalmente são determinados por modelagem matemática hipotética e representam de modo conservador as concentrações na água, estimando-se um risco de câncer de 10^{-5} (ou seja, um caso de câncer adicional por cem mil pessoas da população que ingerem água

contendo a substância na concentração de critério durante setenta anos) e são calculados a partir do *slope factor*. Este fator representa a inclinação de curvas dose–resposta, também chamadas "potência carcinogênica" e sinaliza o risco produzido por unidade/dose pela exposição diária do indivíduo, durante toda sua vida, a 1 mg/kg/dia àquele composto específico. Segundo Chasin e Azevedo (2003 apud ABES 2012), os níveis de risco considerados aceitáveis usualmente estão entre o aumento potencial de um caso de câncer entre 10^4 a 10^6 indivíduos. Desta forma, o critério para substância carcinogênica genotóxica pode ser estimado pela equação:

$$\text{Critério} = \frac{R\ x\ PC}{(q\ xC)} \qquad \textbf{(2)}$$

Onde,

R = Risco individual

PC = Peso corpóreo (kg)

q = Fator de potência carcinogênica ou inclinação da reta $(mg/kg/dia)^{-1}$

C = Consumo diário de água de beber (l/dia)

Para a determinação dos VMPs das substâncias legisladas pela Portaria 2914/2011 foi utilizada a metodologia Avaliação Quantitativa de Risco Químico (AQRQ), que adota abordagens distintas de cálculo para substâncias tóxicas não carcinogênicas ou carcinogênicas não genotóxicas e outra para substâncias genotóxicas, conforme classificadas por organismos internacionais. Todas seguem a metodologia AQRQ: identificação do perigo, avaliação da dose-resposta, avaliação da exposição e caracterização do risco (HEALTH CANADA, 1995; WHO, 2006 apud MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012). As alterações dos VMPs das sete substâncias embasaram-se em avalições críticas dos valores propostos anteriormente pela Portaria 518/2004, em comparação com os valores vigentes na legislação da Austrália, dos Estados Unidos, das normas da WHO e da legislação do Canadá (2004, 2006, 2008 apud MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

Para o cálculo dos VMPs foram considerados as evidências de toxicidade que substanciaram as normas daqueles países e da WHO, incluindo seus valores de NOAEL e de Ingestão Diária Tolerável (IDT), Fator de Incerteza (FI) e IDT, massa corpórea, fração da IDT atribuída ao consumo de água (Fa) e padrão de consumo de água (C).

Portanto, foram assumidos os valores de 60 kg para massa corpórea e 2 L/d para o consumo de água *per capita*. Já os valores de *Fa* variam de acordo com a substância.

No confronto das duas perspectivas, de Becker (2010) e de Carson (1962; 2010), em relação ao estabelecimento de Valores Permitidos para substâncias químicas e à formulação metodológica utilizada pelo Ministério da Saúde para os VMPs dessas substâncias, consideradas pela Portaria 2914/2011, muitas perguntas podem surgir ou mesmo serem esclarecidas. Caberá aos órgãos reguladores e aos pesquisadores responsáveis pelo desenvolvimento das metodologias matematizadas fazerem com que a definição desses limites possa realmente ser preditiva na proteção da saúde humana e do meio ambiente.

Ainda neste contexto, uma análise da ABRASCO (2012) sobre a retrospectiva das Portarias reguladoras dos parâmetros de potabilidade de água no Brasil mostra um aumento crescente dos parâmetros exigidos para monitoramento da água, uma redução nos VMPs de algumas substâncias, principalmente os pesticidas, e a inclusão de novas substâncias. Segundo essa instituição, a ampliação do número de substâncias químicas listadas nessas Portarias reflete, ao longo do tempo, o aumento da carga poluente nos mananciais hídricos por intensificação de processos urbanos, industriais e agrícolas.

3.5.2 Limites de detecção de métodos analíticos

Uma variedade de definições referentes aos limites de detecção e aos limites de quantificação é utilizada por autores na literatura e por órgãos internacionais reguladores. Eles se referem à capacidade do método analítico de distinguir as amostras que apresentam um teor baixo de concentração de determinada substância daquelas que não apresentam.

Abaixo, apresenta-se o significado desses termos, mostrando a ampliação e a abrangência das suas definições, encontradas em duas diferentes fontes de pesquisa:

> Limite de Detecção do Método é a concentração mínima de uma substância que pode ser identificada, medida e publicada com 99% de confiança de que a concentração do item analisado seja maior que zero e é determinado por análises duplicatas de uma amostra de uma dada matriz contendo esse item.
>
> O limite de quantificação (LOQ) ou limite inferior de quantificação (LOQ) é o nível acima do qual os resultados quantitativos podem ser obtidos com um grau de confiança especificado. O LOQ é limite de quantificação, é definido matematicamente como sendo igual a 10 vezes o desvio padrão dos resultados de uma série de repetições utilizados para determinar um limite de detecção justificável (Wisconsin Department of Natural Resources. April, 1996,

ANALYTICAL DETECTION LIMIT GUIDANCE; Laboratory Guide for Determining Method Detection Limits; USEPA, 1997 apud CARVALHO, 2003).

A Resolução do CONAMA nº 396/2008 dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas: o capítulo das Definições, Artigo 2, define o Limite de Detecção do Método (LDM) como a menor concentração de uma substância que pode ser detectada, mas não necessariamente quantificada pelo método utilizado; define, ainda, o Limite de Quantificação Praticável (LQP) como sendo a menor concentração de uma substância que pode ser determinada quantitativamente com precisão e exatidão pelo método utilizado; e, por fim, define o Limite de Quantificação da Amostra (LQA) como sendo o LQP ajustado para as características específicas da amostra analisada.

É possível observar uma abrangência quanto às definições para o LDMs. Como pode ser visto, o Limites de Detecção do Método é uma medida relativa do desempenho de um laboratório, de um método analítico ou do analista. Embora os procedimentos para a sua determinação produzam um número específico a partir do qual os dados são considerados detectáveis e utilizáveis, esses são realmente uma simplificação exagerada. É importante observar que o LDM só é um mecanismo para lidar com a incerteza analítica quando não se consideram as outras, introduzidas em todas as etapas da amostragem, do transporte, do armazenamento e da análise da amostra. Contudo, são utilizáveis para avaliar os resultados analíticos e, assim, auxiliar uma tomada de decisão mais consistente. A padronização dos resultados analíticos aumenta significativamente a capacidade dos tomadores de decisão para interpretar, analisar e comparar os resultados de um grupo de amostras obtidos, por exemplo, num determinado monitoramento ambiental. Infelizmente, ainda não existem procedimentos universais para o cálculo desses limites.

A USEPA (1997 apud CARVALHO 2003) adotou o seguinte procedimento para a sua determinação: analisar sete pseudoamostras, analisar a concentração presumida próxima a zero ou as amostras-branco, ambas em condições de repetibilidade. O desvio padrão da distribuição do conjunto de resultados obtidos pela aplicação do protocolo analítico a estas amostras é usado no estabelecimento do LDM, juntamente com o valor da estatística t de *Student*, relativo ao nível de confiança estipulado na definição. Desta forma, o LDM é calculado pela expressão:

$$LDM = s \times t\,(n-1, [1-\alpha]) \quad \textbf{(3)}$$

Onde:

s = Desvio padrão das concentrações medidas das determinações repetidas

t = Valor de *Student* para o nível de confiança (1- α) = 0,99

n = Número de determinações realizadas

Esse procedimento, embora seja criticado, tem sido amplamente utilizado por ser relativamente simples e resultar em estimativas razoáveis do limite de detecção para uma vasta gama de contaminantes ambientais.

O Conselho Regional de Química (2010) resumiu nos Quadros 1 e 2, respectivamente, alguns métodos para se calcular o Limite de Detecção e Quantificação, como pode ser visto abaixo:

Matriz	Cálculos	Observações
Branco da amostra	*LD = X + t (n−1) .s* sendo: *X = média dos valores dos* brancos da amostra; *t é a distribuição de Student,* dependente do tamanho da amostra e do grau de confiança e, s = desvio-padrão amostral dos brancos da amostra.	A média e o desvio-padrão amostral dos brancos da amostra são dependentes da Matriz. Válido somente quando os valores dos brancos apresentarem um desvio padrão amostral diferente de zero.
Branco da amostra com a menor concentração aceitável de analito	*LD = 0 + t (n−1) .s* sendo: *t = distribuição de Student,* dependente do tamanho da amostra e do grau de confiança e, s = desvio-padrão amostral dos brancos da amostra, com adição.	A "menor concentração aceitável" é aquela tida como a concentração mais baixa para a qual um grau aceitável de incerteza pode ser alcançado.
Branco da amostra e Branco da amostra com diferentes concentrações de analito	*LD = 3 x relação sinal/ruído*	É calculado como sendo correspondente à concentração que produziria um valor do sinal medido 3 vezes maior do que o nível de ruído médio medido com a solução do branco.

Quadro 1 - Método para o cálculo do Limite de Detecção de Método Analítico (LDM).
(Fonte: Conselho Regional de Química – IV Região São Paulo, 2010)

Matriz	Determinação
Branco da amostra	LQ = *X + 5s ou LQ = X + 6s ou LQ = X + 10s* onde: *X = média dos valores dos brancos* s = desvio-padrão amostral dos brancos
Branco com adição de concentrações variadas do analito, próximas ao LD	- Medir, uma vez cada replicata independente, a cada nível de concentração. - Calcular o desvio-padrão amostral "s" do valor do analito, para cada concentração. - Fazer o gráfico "concentração" versus "s", e atribuir um valor para o LQ, por inspeção.

Quadro 2 - Método para o cálculo do Limite de Quantificação.
(Fonte: Conselho Regional de Química – IV Região São Paulo, 2010)

Como pode ser verificado, o seu valor de LDM reflete mais uma estatística do que um conceito físico ou químico. Assim, não há um valor fixo. Ele é definido pelo protocolo de uma rotina analítica que especifica as condições da medida, podendo ser alterado por mudanças neste protocolo, por exemplo, por exigências legais, por análise de substâncias numa amostra cuja concentração é muito baixa ou mesmo quando há troca de equipamentos (CARVALHO, 2003).

CAPÍTULO 4

ÁGUA SUBTERRÂNEA: METROPOLIZAÇÃO E INDUSTRIALIZAÇÃO; E IMPACTOS NA QUALIDADE, VULVERABILIDADE E RISCOS

4.1 Metropolização e industrialização pari passo: desafios no abastecimento público urbano com água subterrânea

As sociedades industriais remodelaram o uso do espaço geográfico radicalmente. O aparecimeto e o crescimento das cidades, motivados pela industrialização, acarretou mudanças vertiginosas nesses espaços, como a migração das populações rurais para áreas urbanas em busca de emprego e melhores oportunidades no atendimento à saúde e à educação. O maior consumo de bens industrializados gerou um aumento considerável no descarte de efluentes domésticos e industriais nos mananciais hídricos superficiais e no solo, decorrente da falta de planejamento estruturado nesses espaços, em particular nos países em desenvolvimento.

Al Gore (2013) indica que seis mudanças revolucionárias emergentes se anunciam em um momento da história marcado por esse perigoso vácuo na condução global. Dentre elas, ele cita a emergência de um rápido e insustentável crescimento:

> "da população, das cidades; do consumo de recursos; da degradação do solo; dos recursos hídricos e das espécies vivas; da poluição e dos marcos econômicos, medidos e orientados por métricas absurdas e distorcidas, mas universalmente aceitas - que nos cegam para as consequências destrutivas das escolhas auto enganadoras que fazemos todos os dias" (AL GORE, 2013, página XIV, Introdução).

Para Foster e Vairavamoorthy (2013), a urbanização e a industrialização são fenômenos globais que acarretam impactos negativos ao meio ambiente, principalmente aos recursos hídricos e à saúde humana, com enormes desafios para a gestão da água, particularmente no meio urbano, evidenciando a necessidade de políticas públicas

adequadas associadas a instituições governamentais; e associações de classes e de diversos setores da sociedade fortes para a governança desse recurso.

Vlahov e Galea (2002) denotam duas dimensões principais que devem ser avaliadas nesse processo: urbanização propriamente dita e a urbanicidade. Enquanto urbanização é definido por eles como alterações no tamanho, na densidade e na heterogeneidade das cidades. A urbanicidade (*urbanicity*) refere-se ao impacto causado na vida, em zonas urbanas, num determinado momento, ou a presença de condições específicas das áreas urbanas muito mais intensamente nelas do que nas áreas não urbanas. Por exemplo, a presença de poluição industrial, ocasionando a maior prevalência de doenças respiratórias ou aquelas decorrentes da qualidade de água consumida nessas cidades são características de urbanicidade.

A Organização das Nações Unidas (ONU) aponta no relatório "Perspectivas da População Mundial: Revisão de 2012" (ONU, 2015) uma projeção de uma população mundial de cerca de nove bilhões para o ano 2050, sendo a estimativa para a população urbana mundial de cerca de seis bilhões, com 90% de crescimento em países de baixa renda (FOSTER; VAIRAVAMOORTHY, 2013). Essa exacerbação no crescimento demandará um aumento no uso *per capita* da água, afetando principalmente a disponibilidade e a qualidade das águas subterrâneas urbanas e o manancial estratégico, que ultimamamente vem participando como fonte alternativa na complementação da matriz do abastecimento público de água de muitas regiões urbanas industrializadas, uma vez que os mananciais superficiais próximos já não atendem sozinhos às crescentes demandas. Assim, por estarem apresentando um déficit hídrico e por já apresentarem níveis de poluição que exige somas elevadas de recursos financeiros para tornar a água utilizável ao abastecimento público, os desafios para os gestores públicos da água são muitos e cada vez mais emerge a necessidade de uma governança eficiente desse recurso como solução para o enfrentamento desses desafios.

Aliando a utilização crescente da água subterrânea para o abastecimento público em regiões metropolitanas em todo mundo ao fato desses recursos estarem sendo explorados muitas vezes de forma insustentável, surgem inúmeras situações de risco de contaminação da água por compostos decorrentes das atividades industriais e por atividades antrópicas, em geral. A avaliação da qualidade das águas nessas regiões vem merecendo investigações sistemáticas e com maior aprofundamento.

Muitos programas de monitoramento ambiental são realizados com esse intuito, entretanto, muitos deles ficam restritos ao atendimento exclusivo de alguns padrões de

potabilidade ou aos resultados das concentrações dos compostos manuseados nas proximidades das áreas onde estão localizados os poços ou bateria de poços utilizados no abastecimento público, não considerando outros fatores intrínsecos e extrínsecos ao manancial explorado, tais como: o arcabouço hidrogeológico, o grau de exploração do aquífero, o uso e a ocupação atual e antiga do solo e a gestão da bacia hidrográfica. A observância desses fatores pode contribuir para o alerta sobre o risco potencial de contaminação das águas subterrâneas e seus possíveis agravos à saúde pública, além de oferecer subsídios para o planejamento e a implantação de políticas públicas pelos órgãos governamentais por gerenciar esses recursos.

4.1.1 Metropolização e industrialização brasileira

Até a década de 1930 a principal atividade econômica do Brasil era a agricultura, responsável pela exportação de produtos primários para os países industrializados. Esta situação econômica começou a mudar no período entre 1930 e 1945, época do governo de Getúlio Vargas, quando se passou a investir principalmente na indústria de base e de energia, destacando a criação da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), em 1941, e da Petrobrás, em 1953. Contudo, foi no governo de Juscelino Kubitschek (de 1956 a 1961) que a industrialização brasileira começou a caminhar, com o Plano de Metas, cujo slogan era: “50 anos em 5”. Neste período a economia nacional teve registro de crescimento de até 7% no Produto Interno Bruto. O valor da produção industrial do país cresceu 80%, graças aos incentivos do governo ao capital estrangeiro (NAGOYA, 2011).

Com a internacionalização do capital, a economia brasileira continuou acelerada até os primeiros anos do governo militar, na década de 70, época do “milagre econômico”. Esta política, embora tenha trazido benefícios, trouxe também consequências não superadas até hoje, como a concentração de renda em grupos minoritários, o êxodo rural, transferindo a pobreza do campo para as cidades, e a intensa urbanização sem planejamento (NAGOYA, 2011; CRUZ, 2012).

Com a redemocratização do país, a economia foi guiada pelo neoliberalismo, que também não conseguiu garantir condições de vida digna à população. No entanto, houve entrada de capital estrangeiro fortalecendo vários setores da economia, além da privatização de empresas estatais, como a CSN.

Como já visto, a urbanização no Brasil ganhou intensidade a partir de 1951, devido à industrialização e à modernização das atividades agrícolas. Este processo

deveu-se, em grande parte, às precárias condições de vida no meio rural, contrapondo-se às perspectivas de melhores condições de vida nas cidades, principalmente no que se refere à oferta de emprego e ao assistencialismo do Estado nas esferas de serviços básicos como saúde, saneamento e educação.

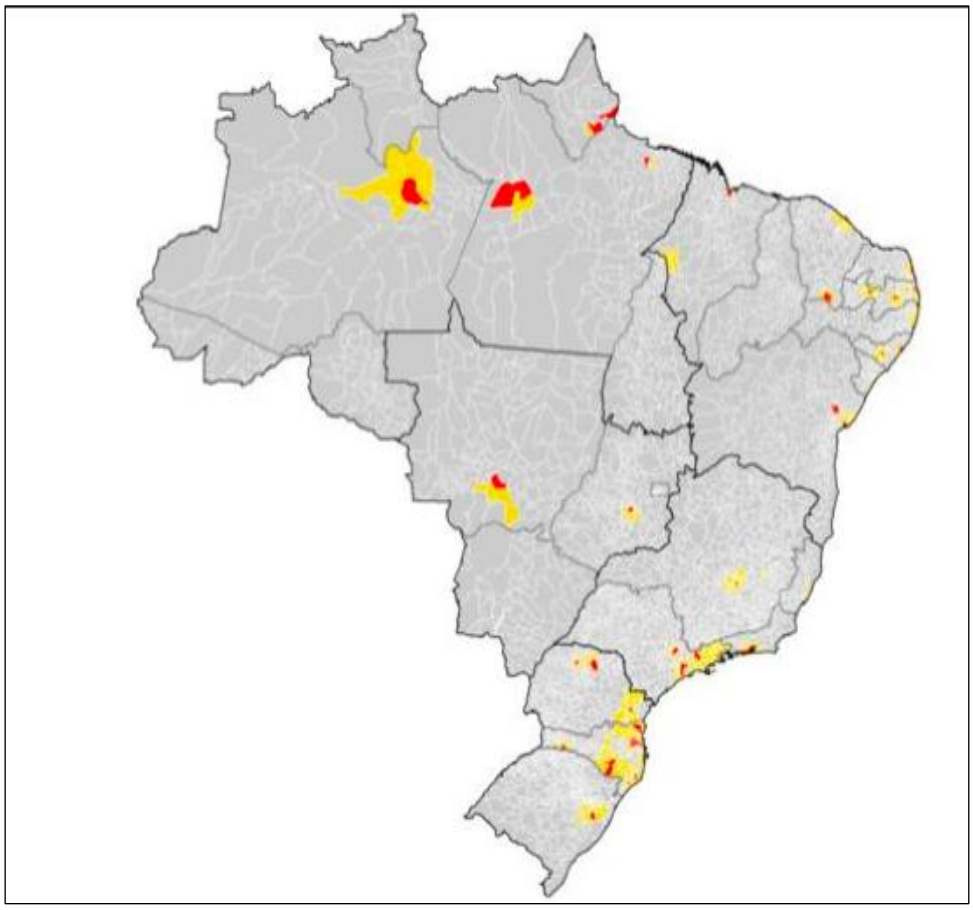
O Brasil experimentou, portanto, um modelo de desenvolvimento que resultou numa rápida e desordenada industrialização e ocupação urbana não estruturada, sem a integração da cidade ao campo. Na verdade, a migração do campo para as grandes metrópoles foi induzida, notadamente para aquelas onde se instalavam os chamados distritos industriais, potencializando a formação de "núcleos" urbanos, que ocuparam principalmente as áreas periféricas dessas metrópoles, geralmente ambientalmente vulneráveis.

A situação não foi diferente na região metropolitana de Salvador, na cidade de Camaçari, onde foi instalado o Polo Petroquímico (biênio 1976/77), atual Polo Industrial de Camaçari. Houve um forte afluxo de mão de obra, de mais de vinte mil trabalhadores de baixa qualificação para essa cidade, cuja população urbana era de doze mil novecentos e dezenove habitantes, segundo o censo demográfico de 1970. Em 2010, segundo o censo do IBGE, a população urbana dessa cidade era de duzentos e quarenta e dois mil novecentos e setenta habitantes (IBGE, 2010). Esse fato causou um verdadeiro "inchaço" à cidade, que não dispunha de infraestrutura habitacional capaz de abrigar o referido contingente e tampouco possuía qualquer plano preventivo aos riscos ambientais e acidentais que poderiam ser causados por aquelas indústrias, que estavam se implantando a apenas 6 km do tecido urbano (THÉ, 2009). Atualmente, segundo estimativas do mesmo órgão (2015), a população é de duzentos e oitenta e seis mil novecentos e dezenove habitantes.

O Brasil possui hoje trinta e seis Regiões Metropolitanas[(1)] e três Regiões Integradas de Desenvolvimento (RIDEs[(2)]: Petrolina (PE) e Juazeiro (BA); Grande Teresina (PI); e Brasília e entorno), mas nem todas as regiões apresentam municípios conurbados, formadores de apenas uma única área urbana. Atualmente, a maioria da população brasileira encontra-se em áreas urbanas, concentrando 84% da população total (IBGE, 2010).

Segundo o IBGE, as doze redes metropolitanas de primeiro nível são as seguintes: Belém, Belo Horizonte, Curitiba, Fortaleza, Goiânia, Manaus, Porto Alegre, Recife, Rio de Janeiro, Salvador e São Paulo. Também é acrescentada a RIDE de Brasília, como sendo a "13ª, a rede metropolitana de primeiro nível". A RIDE de

Brasília é uma região metropolitana de abrangência interestadual. A Figura 8 mostra o mapa do Brasil com as divisões estaduais e a distribuição de algumas regiões metropolitanas.



(*) Em destaque: em vermelho, o núcleo da RM; em amarelo, os outros membros da RM.
(1) A partir de 2000 passaram a ser consideradas como parte das regiões metropolitanas, as cidade com população superior a quinhentos mil habitantes. No período anterior ao ano de 2000, apenas nove regiões eram consideras metropolitanas no Brasil.
(2) São as regiões metropolitanas que se situam em mais de uma unidade federativa. Elas são criadas por legislação federal específica, que delimita os municípios que a integram e fixa as competências assumidas pelo colegiado dos mesmos.

Figura 8 - Mapa do Brasil com as divisões estaduais e algumas regiões metropolitanas.
(Fonte: IBGE, 2011)

A atividade petroquímica no Brasil foi impulsionada pelo planejamento governamental iniciado em 1965 com a instalação do Grupo Executivo da Indústria Química (GEIQUIM), responsável por orientações e diretrizes para a concepção dos três polos petroquímicos hoje existentes: polo de São Paulo (Capuava/Mauá), em 1972; polo de Camaçari (Bahia), em 1978; e polo do Rio Grande do Sul (Triunfo), em 1982. (SILVA, 2011).

Atualmente, o mais importante projeto em construção de polo petroquímico é o

Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (Comperj), localizado no município de Itaboraí, com previsão de entrada em operação em agosto de 2016. Também neste estado, no município de Duque de Caxias, foram iniciadas em 2005 as operações do primeiro complexo industrial gás-químico integrado. Nesses polos, situados próximos a refinarias da Petrobrás, estão hoje localizadas a quase totalidade das indústrias petroquímicas de primeira e segunda gerações, embora existam algumas instalações destas modalidades, de menor porte, em outros centros industriais do país. (PETROBRÁS).

A Figura 9 mostra a localização dos principais polos petroquímicos e refinarias de petróleo do Brasil. Complementando as informações, o Quadro 3 apresenta as cidades e as regiões metropolitanas onde estão instalados esses empreendimentos, além do ano de início de operação:

Figura 9 - Mapa de localização das refinarias e centrais petroquímicas do Brasil.
(Fonte: SINDICOM)

Estado	Indústria	Localização	Início de operação
Amazonas	REMAN – Refinaria de Manaus	Manaus – Região metropolitana de Manaus	1956
Ceará	LUBNOR – Fábrica de Lubrificantes e Derivados do Nordeste	Fortaleza - Região metropolitana de Fortaleza	1966
Bahia	RLAM – Refinaria Landulpho Alves	Candeias/Mataripe - Região metropolitana de Salvador	1950
	BRASKEM	Camaçari – Região metropolitana de Salvador	1972
Minas Gerais	REGAP – Refinaria Gabriel Passos	BETIM - Região metropolitana de Belo Horizonte	1968
Rio de Janeiro	REDUC- Refinaria Gabriel Passos	Duque de Caxias – Região metropolitana do Rio de Janeiro	1961
	RPP - Refinaria de Petróleo de Manguinhos S.A	Rio de Janeiro – Região metropolitana do Rio de Janeiro	1954
São Paulo	RECAP – Refinaria de Capuava	Capuava/Mauá – Região metropolitana de São Paulo	1954
	REPLAM – Refinaria de Paulínia	Campinas – Região metropolitana de Campinas	1972
	REVAP – Refinaria Henrique Lage	São José dos Campos – Região metropolitana de São Paulo	1980
	RBPC – Refinaria Presidente Bernardo	Cubatão – Região metropolitana Baixada Santista	1972
	PQU – Petroquímica União	Santo André – Região metropolitana de São Paulo	1972
Paraná	REPAR – Refinaria Presidente Getúlio Vargas	Araucária – Região metropolitana de Curitiba	1977
Rio Grande do Sul	REVAP – Refinaria Alberto Pasqualini	Canoas – Região metropolitana de Porto Alegre	1968
	RPISA – Refinaria de Petróleo Ipiranga	Rio Grande	1937
	COPESUL – Companhia Petroquímica do Sul	Triunfo - Região metropolitana de Porto Alegre	1956

Quadro 3 - Refinarias e centrais petroquímicas no Brasil e ano de fundação.
(Fonte: SINDICOM)[3]

[3] Disponível em: <http://www.sindicom.com.br/pub_sind/cgi/egilua.exe/sys/start.htm/sid=22>. Acesso em: 15 jan. 2013.

4.2 Água subterrânea em áreas sob influência de polos industriais e petroquímicos

Sabe-se que a existência de água em condições sanitárias seguras para a utilização no abastecimento humano está relacionada à manutenção das condições do ciclo hidrológico e a uma boa gestão integrada da bacia hidrográfica, para impedir a contaminação dos mananciais por produtos químicos e biológicos.

Os contaminantes são absorvidos facilmente pelos organismos vivos, possuem longos períodos de degradação e são altamente estáveis, podendo permanecer por vários anos nos ciclos naturais e causar agravos à saúde humana, devido ao seu grau de toxidez, que pode ser aguda ou crônica (JORGE, 2003).

O impacto à saúde decorrente das atividades de polos industriais e petroquímicos se apresenta de forma variada e complexa, principalmente às populações circunvizinhas. A proliferação de riscos ambientais tem se acentuado e se difundido para além da área industrial. A urbanização sem planejamento adequado em torno desses polos contribui também para a degradação dos ecossistemas naturais (AMORIM et al., 2009).

Existe uma grande variedade de contaminantes industriais que podem ser liberados nos solos e no meio aquoso, especificamente nas águas subterrâneas. Muito destes já foram identificados em vários mananciais subterrâneos no mundo, com níveis de concentração que causam agravos à saúde ambiental e à humana, com destaque para os hidrocarbonetos aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX)); os hidrocarbonetos clorados (alifáticos e aromáticos), como o cloreto de metileno (também conhecido como Diclometano - DCM), o clorofórmio (TCM), o tetracloreto de carbono (CTC), o tricloroetileno (TCE), o tetracloroetano (também conhecido como o percloroetileno - PCE), o cloreto de vinila (CV), o 1,2-dicloroetano (1,2-DCA), o 1,1-dicloroetano (1,1-DCE), o 1,2-dicloroeteno (isômeros cis e trans), o 1,2 diclorobenzeno (1,2-DCB) e o 1,4 diclorobenzeno (1,4-DCB); os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH); e os pesticidas, além de metais pesados e micropoluentes, também chamados de Contaminantes Orgânicos Emergentes (EOCs), interferentes endócrinos ou contaminantes traços (SCHIRMER et al., 2012; SILVA, 2009; WYCISK et al., 2003; LINTELMANN et al., 2003; SCHMOLL et al., 2006). Neste último grupo estão incluídos os fármacos (antibióticos, contraceptivos, antinflamatórios, antiepiléptico etc.), os produtos de cuidados pessoais, os hormônios e muitos outros. Atualmente, os grupos dos pesticidas e contaminantes orgânicos emergentes têm preocupado as autoridades ambientais e as da área da saúde pública.

Várias partes do mundo têm experimentado essa problemática, principalmente quanto à questão da preservação dos mananciais urbanos utilizados no abastecimento público. A Figura 10 apresenta dados indicando a prevalência de alguns dos compostos orgânicos detectados nas águas subterrâneas, com base em duzentos e ciquenta sites na Alemanha e quinhentos sites nos Estados Unidos (KERNDORFF et al., 1992 apud SCHMOLL, 2006).

Segundo a CETESB (2013), no estado de São Paulo os principais grupos de contaminantes são: solventes aromáticos (representados pelo benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos), presentes na gasolina vazada de postos de combustíveis, os hidrocarbonetos policíclicos (PAHs), os metais pesados e os solventes halogenados.

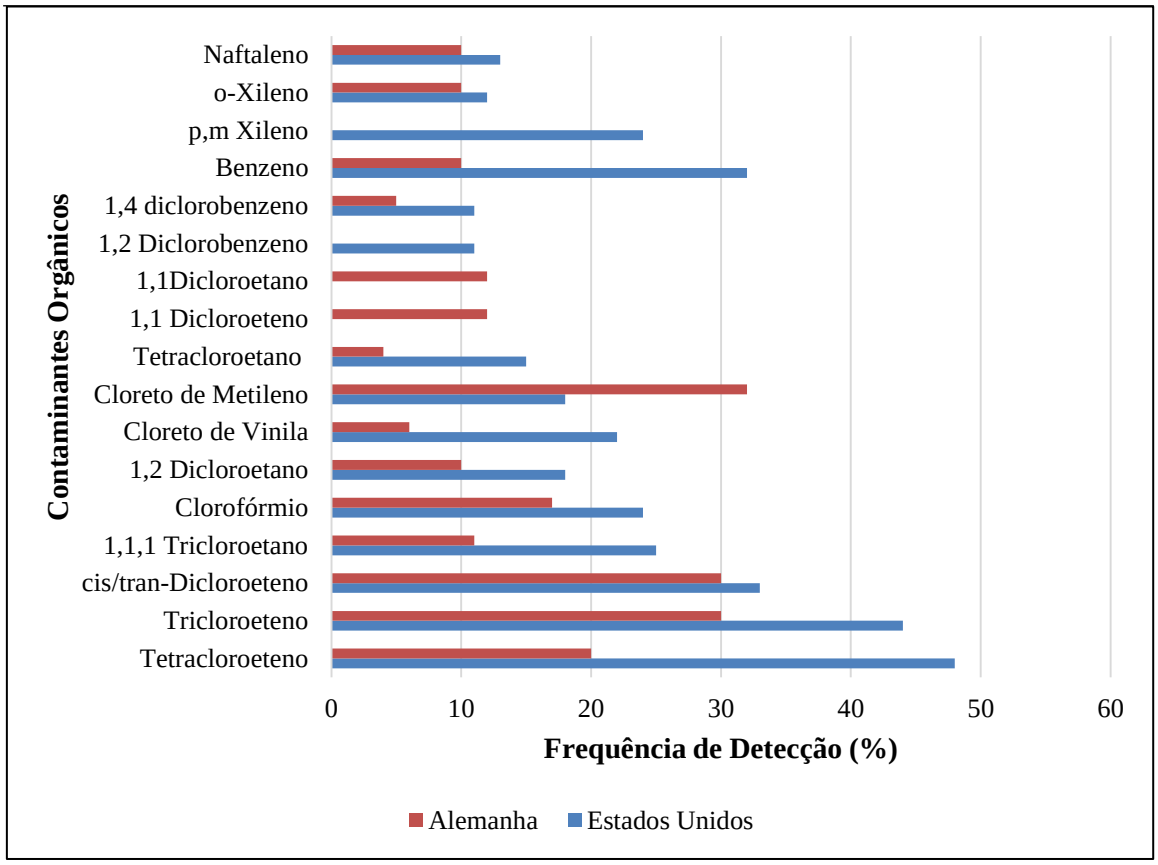


Figura 10 - Ocorrência de compostos orgânicos detectados nas águas subterrâneas em sites da Alemanha e Estados Unidos.
(Fonte: KERNDORFF et al., 1992 apud SCHMOLL, 2006. Adapatado e Modificado pelo autor).

A Tabela 6 apresenta as propriedades físico-químicas de alguns contaminantes

Propriedades físico-química de alguns compostos orgânicos detectados em águas subterrâneas 20 a 25°C							
Químico	Densidade (g/ml)	Viscosidade absoluta (cP)	Solubilidade Aquosa (mg/L)	Pressão de vapor (atm)	Constante de Henry's (atm.m3/mol)	Koc	Kow
HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS (UM ÚNICO ANEL AROMÁTICO)							
Benzeno	0,87	0,60	1750	0,13	0,0056	62	
Tolueno	0,86	0,55	535	0,037	0,0064	140	
Etilbenzeno	0,87	0,68	152	0,0092	0,0064	200	
O-Xileno	0,88	0,81	175	0,0087	0,0087	240	
HIDROCARBONETOS CLORADOS							
Cloreto de Metileno (DCM)	1,34	0,45	20000	0,48	0,002	8,8	20
Clorofórmio (TCM)	1,5	0,6	8200	0,2	0,0029	53	83
TetraCloreto de Carbono (CTC)	1,58	0,97	757	0,12	0,024	152	440
Tricloroetano (TCE)	1,47	0,57	1100	0,076	0,0091	94	240
Tetracloroetano (PCE)	1,63	1,93	150	0,,024	0,026	265	400
Cloreto de Vinila (VC)	Gás	Gás	2760	3,7	0,027	18	14
1,1 Dicloroeteno(1,1 DCE)	1,22	0,36	2250	0,79	0,034	65	69
1,2 Dicloroetano	1,26	0,89	8520	0,084	0,00098	38	30
1,2 Diclorobenzeno (1,2DCB)	1,3	1,32	100	0,0018	0,0021	379	2790
1,4 Diclorobenzeno (1,4DCB)	1,28	1,04	73	0,0014	0,0028	616	2580
OUTROS							
Benzo(a)pireno	1,35 sólido		0,0016	$6,4x10^{-12}$	0,000001	969000	1260000
Ftalato 2 Etil Hexila	0,981		0,27	$8,6x10^{-9}$			7,6
Atrazina	1,187		33	0,39			2,61
Simazina	1,302		Insolúvel	$8,1x10^{-12}$			2.18

Koc: Coeficiente de partição na matéria orgânica. Quanto maior o valor de Koc maior probabilidade de ficar retido no solo. Kow: Coeficiente de partição octanol/água. Indica habilidade de um composto não se diluir em água ou a tendência de se dissolver em um solvente orgânico. Quanto maior é o valor menor afinidade coma água.

Tabela 6 - Propriedades físico-químicas de alguns compostos orgânicos detectados em águas subterrâneas.

(Fonte: MERCER; COHEN, 1990; USEPA, 1999 [1996] apud SCHMOLL, 2006. Adaptada e modificada pelo autor).

Os agravos à saúde que podem advir do consumo de águas contaminadas por esses compostos podem potencializar um novo perfil de doenças ao ser humano, principalmente as crônica-degenerativas e os cânceres, que podem surgir tempos depois, como mostram, por exemplo, alguns estudos epidemiológicos. Na Ásia Central, região que compreende parte da bacia de drenagem do Mar Aral e os territórios dos estados de Turkmenistan, Tajikistan, Uzbekistan e Kyrgystan (TÖRNQVIST et al., 2011), verificou-se a incidência de câncer colorretal associada à poluição. Também em Jiashan Country, na China (CHEM et al., 2005), além dos casos emblemáticos já noticiados em várias mídias, de câncer de pele e de rim, decorrentes da contaminação natural por arsênio em Blangadesh.

Nos Estados Unidos existem vários registros relacionando a incidência de doenças crônicas, como leucemias e outros cânceres, à presença de contaminantes orgânicos e metais pesados, como o caso do *Love Canal* (EPA) e o caso do cromo hexavalente na cidade de Hinkley, Califórnia, passivo da *Gas and Eletric Company* (PG&E) (ATSDR).

No Brasil, vários registros e correlações com incidência de agravos à saúde humana decorrem da utilização de águas subterrâneas no abastecimento público, contaminadas principalmente por pesticidas clorados (São Paulo e Rio de Janeiro), nitrato (Rio Grande do Norte), metais pesados, como o chumbo (Santo Amaro da Purificação, na Bahia) e até por isótopos radioativos naturais, como o caso de Lagoa Real, em Caetité, na Bahia (SICM). Entretanto, por falta de estudos ambientais, toxicológicos e epidemiológicos consistentes ainda não há um perfil da morbidade e mortalidade associada, principalmente às regiões metropolitanas. O Ministério da Saúde, através da vigilância Sanitária dos Programas VIGIAGUA e VIGISOLO, vem acompanhando essa questão e estruturando protocolos e diretrizes para melhor avaliar e encontrar soluções (ALONZA et al., 2009).

4.2.1 Contaminação das águas subterrâneas: processos e princípios

A contaminação de origem antropogênica das águas subterrâneas e seu controle têm acarretado problemas relevantes há muitas décadas. É um campo complexo devido à existência de muitas fontes de contaminação e ao envolvimento de muitas substâncias de naturezas diversas, além da vulnerabilidade dos aquíferos, da falta de dados de monitoramento e das incertezas quanto aos impactos causados pelo excesso de concentração dos contaminantes.

O crescimento exponencial de polos industriais e petroquímicos implantados nas regiões urbanas a partir de 1950, em praticamente todo o mundo, introduziu uma larga quantidade de substâncias industriais de composição diversa no meio urbano (BRITISH GEOLOGICAL SURVEY,1998; BRITISH GEOLOGICAL SURVEY, 2008). Casos de contaminação de solos e de águas subterrâneas em polos industriais e petroquímicos que manuseiam grandes quantidades de compostos orgânicos recalcitrantes, a exemplo de fluídos orgânicos pouco solúveis em água (NAPL - *Non-Aqueous Phase Liquid*), são comuns (NOBRE, 2006; BRITISH GEOLOGICAL SURVEY, 2008).

Os contaminantes orgânicos recalcitrantes são tóxicos, resistentes à degradação e bioacumulantes em ecossistemas terrestres e aquáticos. Os mecanismos de transporte de massa podem ocorrer por advecção, difusão molecular e dispersão mecânica, associados aos possíveis processos reativos ou de transferência de fase, como a dissolução, a volatilização, a adsorção e a biodegradação (NOBRE, 2006).

Acidentes durante a produção, o transporte e o armazenamento de produtos – orgânicos e inorgânicos – a disposição de seus resíduos em locais inadequadas, injeções de resíduos no subsolo e outras fontes e fenômenos têm impactado áreas extensas e deteriorado a qualidade desses recursos hídricos (BRITISH GEOLOGICAL SURVEY, 1998; DOMENICO, 1998; FETTER, 2001).

Nos centros urbanos, os postos de combustíveis também são considerados importantes fontes de contaminação de LNAPLs (*Light Non Aqueous Phase Liquids*), contaminantes líquidos mais leves do que a água e com relativa solubilidade, isto é, gasolina, diesel e óleos lubrificantes (NOBRE, 2006; SOARES, 2011), e os efluentes domésticos lançados muitas vezes *in natura,* com cargas diversas, especificamente contaminantes orgânicos emergentes (contaminantes ainda não legislados).

Nos Estados Unidos, relatórios de inventários de fontes de contaminação mostram que mais da metade dos estados consideram as seguintes fontes como as mais poluidoras de solos e águas subterrâneas: tanques subterrâneos de armazenamento de produtos químicos, fossas sépticas, atividades agrícolas, aterros sanitários municipais, depósitos abandonados com resíduos perigosos, aterros industriais, poços de injeção e intrusão salina (FETTER, 2001). Segundo a Agência Americana de Meio Ambiente (USEPA), em 2007 existiam mais de seiscentos e quarenta mil tanques de armazenamento subterrâneos (USTs) ativos e regulamentados, que armazenavam combustíveis ou produtos perigosos, sendo milhões isentos de regulamentação, tais como os reservatórios de óleo para aquecimento e o tanque de armazenamento na

superfície (ASTs – *Underground Storage Tanks*) (SOARES, 2011). Nesse mesmo ano os Estados Unidos produziram aproximadamente quatorze bilhões de toneladas (em torno de vinte e sete trilhões de libras) de químicos sintéticos orgânicos (JONES-LEPP, 2010).

Nas regiões metropolitanas brasileiras, as atividades industriais, a falta de saneamento universalizado, os postos de gasolina, as antigas fábricas localizadas nas áreas urbanas com passivos ambientais ou abandonadas, a superexplotação dos aquíferos costeiros urbanos e a intensa urbanização sem um planejamento adequado do uso e da ocupação do solo constituem atualmente os principais indutores de contaminação dos solos e das águas subterrâneas. Ainda não há um cadastro nacional sistematizado no Brasil com as fontes potenciais e os passivos ambientais que contaminam as águas subterrâneas, principalmente nas regiões metropolitanas, entretanto, existem alguns estados em que esta sistematização já ocorre e políticas públicas para solucionar e tratar dessas questões já estão sendo implementadas.

Segundo a CETESB (2013), o município de São Paulo, inserido na Unidade de Gestão dos Recursos Hídricos do Alto Tietê, possui mil seiscentas e sessenta e cinco áreas contaminadas, sendo que mil duzentas e noventa e quatro têm origem nas atividades de postos de combustíveis. Comparando com os dados cadastrados por esse órgão e apresentados por Soares (2011) nesse ano, o município tinha mil cento e noventa áreas contaminadas, sendo mil e quatro com origem nos postos de combustíveis, portanto, um crescimento estimado de 28% em áreas contaminadas e de 22,5% decorrentes das atividades dos postos de combustíveis.

Na Bahia, o Polo Industrial de Camaçari, segundo a HIDROCONSULT (1989) (SANTOS et al., 1998) apresenta diversas fontes potenciais de contaminação de solo e de águas subterrâneas, tais como: emissões de gases poluentes para a atmosfera; poços antigos de produção de água abandonados e fora dos padrões técnicos de construção; processos de lavagem dos pátios industriais; vazamentos diversos: nas canaletas de efluentes e nas canalizações de produtos; em reservatórios e tanques provenientes das operações de carregamento e descarregamentos de produtos; as bacias de equalização de efluentes; a disposição inadequada de resíduos; as adutoras de efluentes; transporte de produtos e resíduos; os aterros industriais; e a lixiviação dos resíduos e de matérias-primas.

Vários são os fenômenos que controlam o comportamento dos poluentes nas águas subterrâneas. Os fenômenos físicos-químicos e biogeoquímicos que atuam nas

zonas não saturadas e saturadas do solo possibilitam mudanças no estado físico ou na forma química do contaminante e podem atenuar seu efeito, retardar sua migração ou mesmo levar à remoção do sistema (DOMENICO, 1998; RISER-ROBERTS, 1998; FETTER, 2001).

A atenuação da migração dos contaminantes nos solos e nas águas subterrâneas acontece mediante variadas reações e processos naturais que incluem os processos físicos (advecção, dispersão, retardamento geoquímicos, adsorção/desorção, solubilização/precipitação, complexação/quelação e oxirredução) e os biogeoquímicos (biodegradação) (COHEN et al., 1993; DOMENICO, 1998; RISER-ROBERTS, 1998; FETTER, 2001). A intensidade desses processos e o grau de atenuação variam em função do tipo de contaminante e das características hidrogeológicas dos sítios, sendo estas: heterogeneidade litológica, velocidade do fluxo subterrâneo, espessura da zona não saturada, conteúdo de matéria orgânica, mineralogia das argilas, estrutura do solo, porosidade e permeabilidade (RISER-ROBERTS, 1998).

Os processos de solubilização/precipitação são controlados por mudanças de pH-Eh do meio e são importantes para a fixação de muitos metais pesados e substâncias radioativas no solo. Os processos de adsorção/desorção ocorrem por causa das forças de *Van Der Walls* e de adsorção química por conseqüência da reação química entre o íon adsorvido e a superfície sólida adsorvente (FETTER, 2001).

As reações de quelação e complexação facilitam o transporte de metais e a mobilidade de contaminantes orgânicos no subsolo. As substâncias húmicas são os mais importantes agentes complexantes naturais nas águas e no solo (FREEZE; CHERRY, 1979; RISER-ROBERTS, 1998; FETTER, 2001).

As reações de oxirredução das águas subterrâneas afetam a concentração, a mobilidade, a degradação e o destino de muitos contaminantes naturais e antropogênicos, determinando, portanto, a natureza das espécies químicas na água. O estado redox de uma amostra de água subterrânea é definido pelo tipo dominante de reação de redução/oxidação ocorrente na amostra. Geralmente essas reações são facilitadas por microorganismos que ganham energia por transferência de elétrons a partir de doadores de carbono, normalmente orgânico, para receptores, geralmente espécies inorgânicas (MCMAHON; CHAPELLE, 2008 apud USGS, 2009).

A qualidade da água pode ser esteticamente alterada por produtos das reações de processos redox, tais como do manganês (Mn^{2+}), de ferro (Fe^{+2}), de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e de metano (CH_4). Por estas razões, a determinação das condições

redox em água é necessária para muitas investigações de qualidade de águas subterrâneas (USGS, 2009).

Mudanças nas condições de pH-Eh afetam a solubilidade e a mobilidade de muitos metais que podem ser precipitados, como espécies reduzidas, ou oxidadas (RISER-ROBERTS, 1998; FETTER, 2001).

Dos processos físicos, a advecção ou convecção é responsável pela migração do poluente em virtude do fluxo do fluido no qual ele está dissolvido. A dispersão hidrodinâmica ou dispersão é o processo responsável pelo espalhamento do poluente no meio poroso. Este espalhamento ocorre em decorrência de dois fenômenos distintos: difusão molecular, ocorrida em função da energia termocinética das partículas de poluentes dissolvidos no fluido, sendo tão mais importante quanto menor for a velocidade de percolação, e dispersão mecânica, que espalha o poluente em virtude das variações de velocidade do fluido dentro do meio poroso (FREEZE; CHERRY, 1979; DOMENICO, 1998; RISER-ROBERTS, 1998; FETTER, 2001).

Quanto aos processos biogeoquímicos, eles são catalisados por microrganismos, tais como bactérias e fungos. Eles podem transformar poluentes por meio de diversos processos, como: oxirredução, mineralização e imobilização. A depender da quantidade e das espécies de microrganismos presentes no solo e no subsolo e do tipo de poluente, esses processos podem ser relevantes no retardamento e na atenuação natural dos contaminantes (RISER-ROBERTS, 1998; SANTOS et al., 2000).

Fluidos orgânicos imiscíveis com água, NAPL’s, hidrocarbonetos do petróleo e solventes clorados têm despontado como os maiores causadores de problemas ambientais por causa das grandes quantidades usadas na vida da sociedade moderna. Esses químicos foram utilizados em transformadores PCBs (ascarel, com uso proibido), no tratamento de madeira, nas indústrias metalúrgicas, na exploração de minas, na agricultura (pesticidas), na indústria petroquímica e na farmacêutica, entre outros usos. Entre os citados, os solventes organoclorados representam um dos mais significativos problemas para a contaminação dos solos e das águas subterrâneas, pois eles são tipicamente mais densos e menos viscosos do que a água. Como resultado, esses compostos têm alta mobilidade e movem-se na fase líquida, tanto no sistema água como no sistema ar-água (COHEN et al., 1993; NOBRE et al., 1997).

A migração dos NAPLs no solo e nas águas subterrâneas, principalmente em meios porosos, depende das propriedades físico-químicas do composto, do volume e das

condições ambientais. As principais propriedades dos compostos que afetam o comportamento nas águas subterrâneas são: solubilidade, densidade relativa, constante de Henry e coeficiente de partição octanol/água (Kow) (COHEN et al., 1993; DOMENICO 1998; FETTER. 2011).

Os NAPLs podem ser subdivididos em duas categorias: os mais pesados do que a água (DNAPL – *Dense, Non-Aqueous Phase Liquids*) e os mais leves (LNAPL – *Light Non Aqueous Phase Liquids*). Os organoclorados são DNAPL, enquanto os hidrocarbonetos do petróleo são LNAPLs, por exemplo, tolueno, xilenos, etilbenzeno e benzeno (FREEZE; CHERRY, 1979; COHEN et al., 1993; BRITISH GEOLOGICL SURVEY, 1998; FETTER, 2001).

A forma como esses compostos migram e se distribuem na zona não saturada e saturada do solo tem grande influência nos seus processos de volatilização e dissolução. Diversos autores descrevem os mecanismos de infiltração e migração desses compostos. A infiltração e o espalhamento de NAPL pode ser dividida em quatro processos: infiltração, intrusão e espalhamento (dispersão inicial), espalhamento na direção do fluxo e migração do material dissolvido. O tempo em que ocorrem esses quatro processos pode variar, sendo horas, para infiltração; dias para iniciar o espalhamento; meses, para ocorrer o espalhamento em direção ao fluxo; e anos para o movimento do material dissolvido (OLIVEIRA, 1995).

O mecanismo de transporte desses compostos ocorre da seguinte forma: ao serem introduzidos no subsolo, migram verticalmente pela zona não saturada, por gravidade, sem se misturarem com qualquer outro fluido, i.e. ar e água. Essa migração vertical é também acompanhada por dispersão lateral em virtude dos efeitos de forças de capilaridade e de estratificações do meio poroso (NOBRE, 1997). Durante o percurso, uma pequena parte de massa do NAPL permanece no meio poroso, na forma de "gânglios" ou resíduos, que podem ocupar entre 2% a 18% do volume de vazios do meio. Nesses casos, o fluxo cessa em função de sua descontinuidade no meio poroso (COHEN et al., 1993; NOBRE, 1997).

As diferenças de densidades de NAPLs conduzem a significativas diferenças no comportamento desses compostos no subsolo. Enquanto um LNAPL se espalha lateralmente ao longo da franja capilar (zona molhada acima do nível freático, também denominada de zona capilar, onde a água ascende por capilaridade), um DNAPL desloca a água e continua sua migração vertical sob pressão e forças gravitacionais (FREEZE; CHERRY, 1979; COHEN et al., 1993; BRITISH GEOLOGICL SURVEY,

1998; FETTER, 2001). Espalhamento lateral pode ocorrer quando um DNAPL encontra camadas relativamente permeáveis, fraturas preferenciais que apresentam menores resistências capilares à sua penetração. Caso o volume de DNAPL seja relativamente grande, a migração vertical prossegue até atingir uma camada de desprezível permeabilidade, sobre a qual esses compostos continuam a ser transportados por efeitos de pressão e gravidade. Esta massa, com reduzida mobilidade, passa a constituir regiões mais saturadas de DNAPL em sua fase imiscível – fonte secundária (COHEN et al., 1993).

Os organoclorados em sua fase livre podem se dissolver, volatilizar, aderir à matriz sólida do subsolo ou sofrer reações químicas durante o seu percurso e buscar nova condição de equilíbrio. Para cada fase do sistema – aquosa, gasosa e sólida – a concentração do contaminante será em função dos coeficientes de partição entre as fases envolvidas. Basicamente existem quatro mecanismos de partição de organoclorados no meio poroso: dissolução em água, volatilização de substâncias dissolvidas na água para a fase gasosa, vaporização para a fase gasosa e adsorção de organoclorados na matriz do meio poroso.

Na zona saturada do solo, a dissolução de NAPL torna-se o processo de transferência de massa predominante. Desta forma, esse processo se constitui no mecanismo de maior consequência na contaminação do subsolo (COHEN et al., 1993; NOBRE, 1997; FETTER, 2001).

A taxa de dissolução do NAPL nas águas subterrâneas pode ser expressa como função de um coeficiente de transferência de massas, das solubilidades efetivas dos componentes do DNAPL, da distribuição do composto no meio poroso e da velocidade do fluxo subterrâneo. Os componentes dissolvidos da fonte secundária residual ou saturada são transferidos para a fase aquosa por processo de difusão molecular relacionada a um gradiente de concentração (COHEN et al., 1993; NOBRE, 1997; FETTER, 2001).

Com relação aos metais pesados, certos metais causam forte impacto na estabilidade de ecossistemas e provocam efeitos adversos nos seres humanos. Alguns deles são capazes de provocar efeitos tóxicos e agudos (genotóxicos à saúde) com comprovado efeito de câncer em ratos devido a danos que causam no DNA (JADHAV et al., 2006).

Atualmente, outros contaminantes como fármacos, produtos de higiene pessoal (PHPs) e outras substâncias tidas como interferentes endócrinos (EDCs) [4], que constituem o grupo de compostos atualmente denominados de contaminantes orgânicos emergentes (ECOs), também denominados como micropoluentes ou poluentes traços (devido à baixa concentração na água subterrânea, i. e. na ordem de grandeza em nanograma), estão sendo largamente identificados nos efluentes domésticos das grandes cidades, constituindo fontes de contaminação para as águas subterrâneas (SEILER et al.; 1999; SACHER et al., 2001; HEBERER, 2002; YING et al., 2003; DREWES, 2004; WINCONSIN GROUNDWATER COODINATING COUNCIL, 2006, 2012; OSENBRÜCK et al., 2007; KÜMMERER, 2009; DAUGHTON et al., 2010; SNYDER; BENOTTI, 2010; KRUPADAM et al. 2010; FRAM; BELITZ, 2011).

4.2.2 Características principais dos grupos de contaminantes e seus efeitos potenciais à saúde humana

São muitos os desafios para avaliar as consequências decorrentes da presença de contaminantes químicos na água subterrânea utilizada em sistemas de abastecimento público em áreas urbanas e próximas a polos industriais. Geralmente as concentrações são baixas, muitas vezes por terem sido coletadas por sistemas de monitoramento inadequados para esse fim ou mesmo porque as massas dos contaminantes existentes nos níveis superiores do aquífero ainda não alcançaram os níveis de onde estão sendo explotados para o abastecimento. Por outro lado, há casos onde o monitoramento acusa a existência de vários compostos químicos misturados, dificultando ainda mais a avaliação. Outra razão é que as doenças relativas a essas exposições só ocorrem após longos períodos da exposição.

Padrões de qualidade de água são estabelecidos regularmente por muitos países e organismos internacionais. O Quadro 4 mostra uma lista com alguns parâmetros físico- químicos regulados para potabilidade da água ou para consumo humano: Portaria do MS/2914/2011, USEPA (2009), WHO (2011) e Agência Ambiental Canadense (2012). Os valores estabelecidos pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde foram os norteadores do estudo, já os outros, serviram como referência.

---

[4] São substâncias que alteram uma ou mais funções do sistema endócrino e, consequentemente, causam efeito adverso à saúde em um organismo intacto ou em seus descendentes ou (sub) populações (WHO - *International Programme on Chemical Safety*).

(continua)

Natureza do parâmetro e risco à saúde (MS/ Portaria 2914)	Variável	Unidade	Valor Máximo Permitdo			
			Portaria 2914/2011	WHO 2011	USEPA 2009	CANADÁ 2014
QO	1,1 Dicloroetano#	µg/L		10		
QO	1,1 Dicloroeteno#	µg/L	30		7	14
QO	1,1,1 Tricloroetano#	µg/L			200	
QO	1,1,2 Tricloroetano#	µg/L			5	
QO	1,2 Diclorobenzeno#	µg/L	10	1000	600	200
QO	1,2 Dicloroetano#	µg/L	10	30	5	5
QO	1,2 Dicloroeteno (cis, trans) #	µg/L	50	50	70	
QO	1,2,3 Triclorobenzeno#	µg/L	20			
QO	1,2,4 Trimetilbenzeno#	µg/L			70	
QO	1,4 Diclorobenzeno#	µg/L	30	300	75	5
QO	1,4 Dioxano	µg/L		50		
QI	Arsênio Total	mg/L	0,01	0,01	0,01	0,01
QO	Atrazina (***)	µg/L	2	100	3	5
QO	Benzeno	µg/L	5	10	5	5
QO	Benzo (a) pireno(*)	µg/L	0,7	0,7	0,2	0,01
QO	Bromofórmio(**)	µg/L			100	
QI	Cádmio total	mg/L	0,005	0,003	0,005	0,005
QI	Chumbo total	mg/L	0,01	0,01	0,015	0,01
QO	Cloreto de metileno (Diclorometano) #	µg/L	20	20	5	50

(continuação)

Natureza do parâmetro e risco à saúde (MS/ Portaria 2914)	Variável	Unidade	Valor Máximo Permitdo			
			Portaria 2914/2011	WHO 2011	USEPA 2009	CANADÁ 2014
QO	Cloreto de vinila (Cloroeteno#)	µg/L	2	0,3	2	2
QI	Cloretos	mg/L	250		250	250
QO	Clorobenzeno#	µg/L			100	80
QO	Clorofórmio (Triclorometano)(**)#	µg/L		300		
QI	Cobre total	mg/L	2	2	1,3	1
QI	Cromo total	mg/L	0,05	0,05	0,1	0,05
QO	Dibromoclorometano(**)	µg/L		100		
QO	Diclorobromometano(**)	µg/L		60		
QO	Diuron (***)	µg/L	90			150
QO	Endossulfan I (***) Endossulfan II (***)	µg/L	20			
	Endossulfan sulfato (***)					
QO	Estireno	µg/L	20	20	100	
QO	Ethofumesato (***)	µg/L	20			
QO	Etilbenzeno	µg/L	200	300	700	140
QI	Ferro Total	mg/L	0,3		0,3	0,3
QI	Fluoreto	mg/L	1,5	1,5	4	1,5
QO	Ftalato de 2 Etil Hexila	µg/L	8	8	6	
QI	Mercúrio Total	mg/L	0,001	0,006	0,002	0,001
QO	Simazina (***)	µg/L	2	2	4	10

(conclusão)

Natureza do parâmetro e risco à saúde (MS/ Portaria 2914)	Variável	Unidade	Valor Máximo Permitdo			
			Portaria 2914/2011	WHO 2011	USEPA 2009	CANADÁ 2014
QI	Sulfatos	mg/L	250		250	500
QO	Surfactantes (como LAS)	mg/L	0,5			
QO	Terbutilazina (***)	µg/L		7		
QO	Tetracloreto de carbono#	µg/L	4	4	5	5
QO	Tetracloroeteno#	µg/L	40	40	5	30
QO	Tolueno	µg/L	170	700	1000	60
QO	Tricloroeteno#	µg/L	20	20	5	5
QO	Xilenos (o, p, m)	µg/L	300	500	10000	90
PFQ	pH	Unid. de pH			6,5-8,5	6,5-8,5
PFQ	STD	mg/L	1000		500	500

O - Químico Orgânico; QI - Químico Inorgânico
(*) Hidrocarboneto Policíclico; (**)Triahalometano; Pesticidas: Atrazina (***), Diuron (***), Endossulfan (αß e sais) (***), Glifosato (***), Simazina (***), Ethofumesato (***); #Hidrocarboneto Clorado Alifático e Aromático.

Quadro 4- Valores Máximos Permitidos adotados para potabilidade da água por vários organismos.

(Fonte: Ministério da Saúde, WHO, USEPA e Agência Canadense de Meio Ambiente)

A relação entre ambiente e saúde humana tem sido observada há séculos. Os escritos de Hipócrates (de 460 a 377 a.C) já descreviam a associação entre a água e as estações do ano, estabelecendo elos entre os climas, os ventos e a natureza, de um modo geral, e a ocorrência de doenças. Um clássico estudo publicado em 1767, por George Baker, mostrou essa relação, indicando que a causa da endemia de cólica que afetava os usuários de cidra em Devonshire não era proveniente dessa bebida, mas do uso abundante de chumbo na sua preparação (BAKER, 1767; OPAS, 1988 apud REGO; BARRETO, 2012).

Entretanto, outros estudos têm revelado relações entre agravos na saúde humana e presença de concentrações de substâncias químicas na água, ou mesmo como fator de

proteção à saúde humana, como é o caso do flúor, cuja concentração de 1,5 mg/L como fluoreto na água de abastecimento público é tida como uma medida de proteção contra cárie dentária (MINISTÉRIO DA SAÚDE, Portaria 2914/2011).

Embora em todo mundo a existência de patógenos na água sejam agentes de muitas doenças transmissíveis (cólera, hepatites, diarreias, tracoma etc.), contaminantes químicos na água de consumo humano têm sido amplamente associados aos efeitos tanto à saúde ambiental como à saúde humana. Problemas como câncer, doenças cardiovasculares, neurológicas e até abortos espontâneos têm sido a eles atribuídos. Contudo, a presença desses contaminantes, em muitos casos, não necessariamente se traduz em impactos negativos para a saúde humana, pois sua toxicidade dependerá da suscetibilidade de cada ser humano, do tempo de exposição a esses contaminantes e de suas concentrações.

Atualmente, mais de cento e vinte contaminantes químicos já foram regulados conjuntamente pela USEPA, WHO e União Europeia, porém, incertezas sobre seus agravos à saúde humana persistem, principalmente porque os limites toleráveis não são suficientemente conhecidos. Os contaminantes emergentes, ou seja, aqueles ainda não regulados, têm sido também considerados preocupantes à saúde ambiental e, da mesma forma, as “misturas” de contaminantes, pois podem representar ameaças maiores do que seu componente individual (BARRETT, 2014).

Na atualidade, crescem as preocupações sobre as consequências do uso dos compostos químicos, suas misturas e seus agravos à saúde humana, principalmente devido à rápida inserção desses no meio ambiente, às quantidades excessivas utilizadas, suas toxidades e, em muitos casos, à falta de conhecimento do comportamento desses nos ecossistemas, especificamente nos mananciais de abastecimento público. Estima-se que de 25 a 33% da carga global de doenças podem ser atribuídas a fatores de risco ambientais (SMITH; CORVALAN et al., 1999, REGO; BARRETO, 2012).

A crescente multiplicidade e a complexidade das exposições a essas misturas e/ou compostos químicos gera uma multicausalidade na ocorrência das doenças, dificultando a sua quantificação ou identificação. Desta forma, os estudos dessas múltiplas exposições devem considerar os efeitos sinérgicos e antagônicos das variáveis de exposição.

Entre as razões que dificultam a medição das múltiplas exposições, Rego e Barreto (2012) destacam que os agentes causais de interesse são diversos e frequentemente são compostos complexos, como pesticidas, solventes clorados,

compostos policíclicos aromáticos (PAHs) e outros, como os hidrocarbonetos do petróleo (por exemplo, BTEX) e os metais pesados. O comportamento humano e os hábitos podem alterar a exposição, na medida em que ela pode ocorrer por ingestão, inalação ou pelo contato com a derme. A resposta individual ou populacional a uma dada exposição é variável, de acordo com a suscetibilidade do indivíduo, genética, idade, presença de doenças crônica e outros fatores.

Mecanismos legais, como o Princípio da Precaução, diretamente ligado à busca da proteção do meio ambiente, como também à segurança da integridade da vida humana, têm sido estabelecidos e têm definido ações de precaução. No caso do Princípio da Precaução, a definição é a seguinte:

> "Quando uma atividade representa ameaça de danos à saúde humana ou ao ambiente, as medidas de precaução devem ser tomadas mesmo se as relações de causa e efeito não estiverem cientificamente estabelecidas de modo pleno. Nesse contexto, o proponente dessa atividade, em vez do público, deve arcar com o ônus da prova. O processo de aplicação do Princípio da Precaução deve ser aberto, transparente e democrático, e deve incluir as partes potencialmente afetadas. Também deve incluir um exame de toda a gama de avaliação das alternativas. Portanto, reza esse princípio que mesmo com a ausência da certeza científica formal, a existência de outras evidências que sugerem fortemente a existência de risco ou agravo ou dano sério ou irreversível requer implementação de ações que possam atenuar ou prevenir esses danos" (BARRETO; REGO, 2012).

O Quadro 5 elenca alguns desafios que devem ser considerados na avaliação da exposição a contaminantes químicos, principalmente quando o abastecimento público se utiliza de água de manancial subterrânea.

(continua)

DESAFIOS	COMENTÁRIOS
Baixo nível de exposição	Precisão de medidas analíticas em água é importante, particularmente, para baixo grau de exposição. Informações pessoais, além do detalhamento do uso da água, faz-se necessário.
Ocorrência de misturas químicas	Dependendo dos constituintes da mistura a avaliação de químicos individualmente pode não ser flexível ou pode não resultar em estimativas simplistas de exposição.
Variabilidade tempo-espaço	Distribuição e repetição de medidas de várias amostragens, cobrindo diferentes zonas de contribuição da água. É necessário para avaliar a variação no espaço e no tempo durante um relevante período de exposição.
Janelas de exposição a longo prazo	Períodos longos de exposição são suscetíveis a um maior erro de classificação da exposição. Em casos de doenças crônicas, como o câncer, na coleta de dados deve estar incluído a localização exata dos participantes do estudo (residencial e local de trabalho) e do uso da água ao longo do período de exposição para melhor estabelecimento da etiologia da doença, além de avaliar as contribuições de outras exposições. Combinados com níveis ambientais, uma estimativa quantitativa da exposição pode ser conduzida. Um desafio adicional é a falta de dados históricos de monitoramento.
Falta de dados consistentes do monitoramento	Fragilidade dos bancos de dados de monitoramento e das metodologias de amostragem e analíticas.
Falta de validação de biomarcadores de exposição	A disponibilidade dos biomarcadores validados atualmente, avaliam exposições recentes e, portanto, podem não ser úteis para os resultados com período de latência mais longos do que o período de meia vida desses. Exceções podem ocorrer se o tempo entre o evento de exposição consecutivo for menor do que a meia vida ou a exposição pode ser considerada como constante dentro de uma janela de tempo relevante (como para ácido tricloroacético).
Rota de exposição múltipla (ingestão, inalação e contato dermal)	Exposição a uma série de contaminantes da água pode ocorrer por meio de várias rotas. Portanto, as possíveis rotas (inalação, ingestão e via absorção dermal) devem ser avaliadas a fim de melhor estimar com maior precisão o risco da doença.

(conclusão)

DESAFIOS	COMENTÁRIOS
Escassos estudos epidemiológicos, toxicológicos e notificação de doenças relacionadas aos agravos ambientais	Parcos estudos epidemiológicos e toxicológicos fragilizam mais a compreensão dos agravos à saúde, decorrentes da exposição de contaminantes presentes na água subterrânea utilizada no abastecimento público, até porque as condições ambientais em muitas situações não são consideradas.
Efeitos das mudanças climáticas	Concentrações de contaminantes podem ser afetadas por eventos extremos de precipitações ou de períodos secos em diferentes escalas (global, regional e local). Alterações no ciclo hidrológico; no uso e ocupação do solo; nas condições hidrogeológicas: superexplotacão dos aquíferos, recarga, contaminação, mudança de fluxo subterrâneo, alteração nos níveis de base, etc. Demandas do uso da água.

Quadro 5 - Desafios para avaliação de exposição de contaminantes químicos em água subterrânea utilizadas no abastecimento público em regiões urbanas industrializadas.

(Fonte: VILLANUEVA et al., 2014, adaptado e modificado pelo autor)

4.2.3 Doenças e impactos relacionados à contaminação de águas subterrâneas urbanas utilizadas no abastecimento público por substâncias tóxicas

Desde Hipócrates (400 a.C) até os dias atuais a argumentação que vem sendo defendida e aceita pela ciência se refere à relação entre o ambiente e as doenças humanas (REGO; BARRETO, 2012). O primeiro, em seu trabalho *Ares, Água e Lugares,* designou a influência dos fatores ambientais, como potencializadores na produção de doença em seres humanos; enquanto atualmente os conhecimentos técnico-científicos mostram a interdisciplinaridade desses fatores e associam-nos aos aspectos sociais da população, em lugares específicos, como protagonista do estado de saúde dos seres humanos e dos ecossistemas.

A partir do marco da Era Industrial, com mais agravo no começo da década de 1940, período da Segunda Guerra Mundial, todo ser humano, desde o momento da sua concepção até a morte, está sujeito a um maior contato com substâncias de natureza tóxica, não só aquelas constituintes da crosta terrestre, como também as sintéticas. Elas têm sido encontradas nos diversos ecossistemas naturais e em diferentes matrizes: solo, água, ar, sedimentos, órgãos humanos e excretas, animais e nos alimentos de natureza animal como o leite materno e vegetal. A capacidade desses químicos de contaminarem os ecossistemas e alterarem os processos vitais humanos varia tanto em função da

especificidade de cada órgão humano que o assimilou, como em função da sua concentração e da sua toxicidade (CARSON,1962, 2010). Eles destroem enzimas cujo papel é proteger o organismo contra danos, desencadeiam ou bloqueiam processos oxidativos que alimentam o corpo humano de energia, impedem o funcionamento de certos órgãos e podem conduzir a alterações genéticas, muitas vezes levando a doenças malignas, como o câncer (CARSON,1962, 2010). O primeiro reconhecimento de doenças malignas atribuíveis à era da indústria surgiu durante o último quarto do século XIX. Nesta época, enquanto Pasteur estava demonstrando a origem microbiana de muitas doenças infecciosas, outros pesquisadores estavam descobrindo a origem química dos cânceres de pele entre os trabalhadores da nova indústria de linhito na Saxônia e na indústria escocesa de xisto, ao lado de outros cânceres causados pela exposição ocupacional ao alcatrão e ao piche. No final do século XX fontes de carcinógenos industriais eram conhecidas; o século XX iria criar inúmeros novos produtos químicos causadores de câncer e colocar a população em contato íntimo com eles (CARSON, 1962, 2010).

A água, assim como outros recursos naturais, tornou-se cada vez mais vulnerável aos riscos de contaminação. As evidências de agravos à saúde humana potencializadas ou mesmo com nexo causal já atribuído ao uso de águas de abastecimento público contaminadas, sejam captadas de mananciais superficiais ou subterrâneos (aquíferos), têm se mostrado ampliadas em todo mundo.

O uso de águas subterrâneas e superficiais contaminadas com substâncias tóxicas pode provocar diversos problemas de saúde humana, inclusive o câncer. O alerta: “O perigo de se adquirir um câncer a partir do consumo de água contaminada crescerá consideravelmente no futuro próximo”, foi feito, segundo Carson (1962, 2010), pelo doutor W. C. Hueper, do Instituto Nacional do Câncer. Corroborando essa afirmação, um estudo feito na Holanda no início da década de 1950 mostrou que as cidades que recebiam água potável vinda de rios que apresentavam contaminações exibiam taxas de mortalidade devido ao câncer maior do que aquelas cuja água era de origem subterrânea sem contaminações.

Fatos mais recentes sobre essa associação em todo o mundo estão descritos na literatura científica. Um caso emblemático é o das “vilas do câncer”, na China. Essa denominação foi atribuída pelo jornalista e ativista Deng Fei, em 2009. Ele mapeou, usando *Google Maps*, cidades, vilas e aldeias, totalizando cem que tinham alta

incidência de câncer. Hoje, são mais de quatrocentas reconhecidas como problema de saúde pública pelo próprio governo daquele país (CALIXTO, 2013).

O risco atual dos impactos negativos e dos agravos à saúde humana está no meio ambiente: diariamente estão sendo introduzidas novas substâncias químicas sintéticas, muitas delas lançadas nos esgotos domésticos e industriais e, consequentemente, infiltram-se paulatinamente no solo e atingem os mananciais hídricos subterrâneos, atuando direta ou indiretamente nos ecossistemas naturais e na população.

Para a *American Cancer Society* (ACS, 2014 apud *U.S. Department of Health and Human Service*, 2014), a probabilidade de que um residente dos Estados Unidos desenvolva câncer em algum momento de sua vida é de aproximadamente um em cada dois homens e uma em cada três mulheres. A maioria dos cientistas envolvidos na pesquisa do câncer acreditam que o ambiente em que vivemos e trabalhamos pode ser um dos principais contribuintes para o desenvolvimento de câncer (REUBEN, 2010). Neste contexto, por "ambiente" entende-se qualquer elemento ou situação com a qual as pessoas interagem, incluindo exposições resultantes de escolhas de estilo de vida, tais como o que comer e beber ou fumar; radiação natural e médica; exposição à luz solar, incluindo exposições no local de trabalho; drogas; fatores socioeconômicos que afetam a exposição e aumentam a suscetibilidade do indivíduo; e substâncias no ar, na água e no solo (OTA, 1981; HANNA; COUSSENS, 2001 apud U.S. *Department of Health and Human Service*, 2014).

Neste item serão comentadas algumas ocorrências de agravos à saúde humana descritas na literatura internacional e na nacional, com origem nas substâncias ou nos grupos de substâncias químicas.

4.2.3.1 Grupo dos PESTICIDAS

Vários processos físicos, químicos e biogeoquímicos influenciam no comportamento de pesticidas no solo e nas águas subterrâneas, conforme discutido no item 3.11.1. Os processos de retenção, transformação, transporte e as interações desses controlam e definem o seu destino final. Por exemplo, a composição do solo – presença ou não de matéria orgânica, textura e estrutura – e sua espessura são fatores que influenciam no seu comportamento. Nas águas subterrâneas os vetores potenciais de contaminação por essas substâncias, são: as características do arcabouço hidrogeológico da região e a forma de exploração desses recursos e a disposição inadequada dessas

substâncias no solo, tanto nos pátios das empresas fabricantes quanto nas áreas de disposição final.

Os processos de decomposição podem transformá-los em compostos mais persistentes ou aumentar ou diminuir a toxicidade que a molécula original apresentava. Esses processos podem ser completos ou não (SPADOTT, 2006 apud CETESB, 2010).

Os pesticidas podem ser constituídos por substâncias inorgânicas (como enxofre, mercúrio, arsênio e flúor), muito utilizados no passado e proibidos atualmente por serem muito tóxicos, por orgânicos sintéticos clorados, por piretrinas, por compostos organofosforados, clorofosforados e carbamatos. Os organofosforados e os carbamatos são inibidores da acetilcolinesterase, enzima responsável pela eliminação do neurotransmissor acetilcolina (ACh) cuja função é mediar a transmissão entre os neurônios motores e as células musculares esqueléticas no sistema nervoso autônomo e central (LEVI; BERNE, 2006). Segundo esses autores, exposições repetidas com pesticidas à base de organofosforado resultam numa redução da enzima colinesterase e, por consequência, num aumento do neutransmissor acetilcolina, causando desordem neurotóxica ou levando o indivíduo a risco de vida.

Os organoclorados, muito usados na agricultura, vêm sendo restringidos ou proibidos devido a seus efeitos tóxicos (exemplos: Aldrin, Mirex, Endrin, BHC (Hexaclorociclo-hexano), DDT, Endossulfan, Heptacloro, Lindane e os piretróides, compostos sintéticos que apresentam estruturas químicas semelhantes à piretrina, substância presente no crisântemo, *Pyrethrum*) (BAIRN; CANN, 2011). Esse grupo de contaminantes tem provocado vários problemas na saúde humana. O dossiê da ABRASCO (2015) faz um alerta sobre os impactos desse grupo à saúde, mostrando situações reais de contaminação, tanto no meio ambiente como na população, detectadas na água de consumo humano (superficial e subterrânea), no solo e nos alimentos, inclusive com detecção no leite materno. Em função do Brasil ser o maior consumidor mundial de pesticidas, a Portaria de potabilidade do Ministério da Saúde 2914/2011, estabelece Valores Máximos Permitidos (VMPs) para vinte e oito parâmetros e metabólitos do grupo pesticida (ABRASCO, 2015). No Brasil, o IBAMA engloba todas os pesticidas como agrotóxicos, conforme determina a Lei nº 7.802, de onze de julho de 1989.

A detecção desses contaminates no meio ambiente é histórica. Rachel Carson, em seu livro *Primavera Silenciosa*, publicado no início da década de 1960 (CARSON, 2010 [1962]), alertou sobre os perigos dos pesticidas no meio ambiente e na saúde

humana, além de já informar o crescimento do volume de produção desses contaminantes nos Estados Unidos – de cinquenta e seis mil toneladas em 1947 para cerca de duzentas e noventa mil em 1960. Ela destacava o grupo de pesticidas organoclorados (DDT, clordano e seus metabolitos, como heptaclo e epóxido de heptacloro) e os organofosforados (malation e paration). Esse último é bastante nocivo à saúde porque age no sistema nervoso dos organismos vivos de sangue quente, destruindo a colinesterase (LEVI; BERNE, 2006).

Atualmente, outro pesticida bastante discutido e estudado no que se refere a seus agravos à saúde é o glifosato. Estudos recentes têm associado este herbicida à epidemia de uma doença renal fatal que apareceu na América Central, no Sri Lanka e na Índia. A doença conhecida com CKDu (iniciais em inglês para "doença crônica de etiologia desconhecida") causa danos aos túbulos renais, o que sugere uma etiologia tóxica associada a esse herbicida. Em El Salvador, essa é a segunda maior causa de mortalidade por doença renal entre homens, seguido por Honduras e Nicarágua. A propriedade quelante do glifosato permite que o herbicida forme complexos com o arsênio, o cádmio e outros metais pesados encontrados nas águas subterrâneas no solo nas regiões estudadas. O complexo glifosato-metal pesado pode entrar no corpo humano por ingestão, inalação ou absorção pela pele. O glifosato age permitindo que o metal pesado a ele ligado evite sua detecção pelo fígado e chegue aos túbulos renais. Por segurança, El Salvador baniu o glifosato em setembro de 2013, e o Sri Lanka, em março de 2014 (RADIS, nº 144 set /2014, Fiocruz, ENSP, visitada em set. 2014).

Devido a comprovações científicas, em março de 2015, a IARC (*International Agency for Research on Cancer*) classificou os pesticidas glifosato, malation e o diazinon no Grupo 2A: "Provável carcinogênico para humanos" (IARC, 2015). No Brasil, o malation é muito usado em campanhas de saúde pública, na pulverização de combate ao mosquito da dengue.

O Quadro 6 mostra alguns sintomas de intoxicação aguda e crônica para alguns pesticidas.

Classificação quanto à praga que controla	Classificação quanto ao grupo químico	Sintomas de intoxicação aguda	Sintomas de intoxicação crônica
Inseticidas	Organofosforados e carbamatos	Fraqueza, cólicas abdominais, vômitos, espasmos musculares e convulsões	Efeitos neurotóxicos retardados, alterações cromossomiais e dermatites de contato
	Organoclorados	Náuseas, vômitos, contrações musculares involuntárias	Lesões hepáticas, arritmias cardíacas, lesões renais e neuropatias periféricas
	Piretroides sintéticos	Irritações das conjuntivas, espirros, excitação, convulsões	Alergias, asma brônquica, irritações nas mucosas, hipersensibilidade
Fungicidas	Ditiocarbamatos	Tonteiras, vômitos, tremores musculares, dor de cabeça	Alergias respiratórias, dermatites, Doença de Parkinson, cânceres
	Fentalamidas	-	Teratogeneses
Herbicidas	Dinitroferóis e pentaciclorofenol	Dificuldade respiratória, hipertermia, convulsões	Cânceres (PCP-formação de dioxinas), cloroacnes
	Fenoxiacéticos	Perda de apetite, enjoo, vômitos, fasciculação muscular	Indução da produção de enzimas hepáticas, cânceres, teratogeneses
	Dipiridilos	Sangramento nasal, fraqueza, desmaios, conjuntivites	Lesões hepáticas, dermatites de contato, fibrose pulmonar

Quadro 6 - Classificação e efeitos e/ou sintomas agudos e crônicos provocados por alguns pesticidas.
(Fonte: OPAS, 1996 apud ABRASCO, 2012)

4.2.3.2 Grupo dos NITRATOS

As investigações epidemiológicas para nitrato e câncer têm sido desafiantes (VILLANUEVA et al, 2014). Essa associação pode ter maiores impactos negativos à saúde quando os valores de concentração de nitrato ultrapassam 10mg/L, limite considerado tolerável para esse parâmetro. A Agência Internacional para a Pesquisa do Câncer (IARC, 2010 apud WHO, 2011) avaliou a longo prazo a exposição de nitrato em águas de abastecimento público para múltiplos tipos de câncer, tais como aqueles no estômago, no esôfago, na bexiga e no cólon. Embora não haja ainda forte evidência da carcinogenicidade do nitrato para humano, já existe evidências suficientes em animais experimentais, principalmente para nitrito em combinação com aminas e amidas. Contudo, ainda segundo esse organismo de pesquisa, quando ocorre ingestão de nitrato

sob condições que resulta em nitrosação endógena (etapa em que a amônia é convertida em nitrito) o nitrato tem sido classificado como provável carcinogênico para humano.

No Brasil, a presença de nitrato em águas subterrâneas pode ser encontrada em vários poços utilizados no abastecimento público em regiões urbanas, muitos deles com valores acima dos padrões recomendados para potabilidade, 10 mg/L. Podem ser citados como exemplo o caso de Natal, no Rio Grande do Norte, cidade suprida principalmente por águas subterrâneas. Segundo Melo et al. (1998) essas contaminações são atribuídas ao sistema de saneamento com disposição local de afluentes domésticos mediante a biodegradação destes. As avaliações de isótopos de nitrogênio indicaram valores de $\delta\ ^{15}N$ em geral superiores a 9‰, confirmando que a fonte de nitrato nas águas subterrâneas tem origem nos dejetos humanos.

No estado de São Paulo, no Sistema Aquífero Bauru, já foram detectadas concentrações anômalas de nitrato em amostras de água de poços tubulares profundos, situados nas áreas urbanas de inúmeros municípios do interior paulista com valores de até 16,9 mg/L $N\text{-}NO^{3-}$, sendo que alguns estudos apontam uma associação direta entre as concentrações de nitrato e as atividades humanas (VARNIER et al., 2010).

4.2.3.3 FLÚOR

O flúor tem sido adicionado em baixas concentrações, em muitos países, na água de abastecimento populacional como fator de proteção contra cáries dentárias. Contudo, esse elemento químico pode estar presente de forma natural em concentrações elevadas. Embora não tenha efeitos carcinogênicos, concentrações desse elemento resultam em agravos à saúde, principalmente ao sistema ósseo humano. O consumo de água subterrânea com excesso de fluoreto tem provocado fluorose dental em grande parte da população infantil no vale do Rio São Francisco, em Minas Gerais, conforme constatou os estudos desenvolvidos por Velásques et al., em 2004. Essa contaminação de origem natural está associada à dissolução do mineral fluorita disseminado nas rochas cársticas do Grupo Bambuí de onde a água é explotada.

Na Bahia, no município de Serra do Ramalho, foi detectado flúor em água subterrânea utilizada no abastecimento público, cuja origem também é associada à presença do mineral fluorita (GONÇALVES et al., 2011).

Outro exemplo de ocorrência de flúor nas águas subterrâneas, com valores acima dos padrões de potabilidade, foi detectado na região de Salto-Indaiatuba, em São Paulo, em dezenove poços profundos perfurados, com valores médios de 3,03 mg/L e máximos

6,95 mg/L. Os poços extraem água dos Aquíferos Tubarão (sedimentar e granular) e Cristalino (granítico e fissural) e são utilizados para fins sanitários e/ou em processos industriais (HYPOLITO et al., 2010).

4.2.3.4 Grupo dos FTALATOS

Ftalatos são largamente usados na indústria e adicionados a vários produtos consumidos no dia a dia, como brinquedos infantis, instrumentos de uso médico, embalagens de cosméticos, adesivos, produtos de cuidado pessoal, detergentes e produtos têxteis, farmacêuticos e alimentares. Estudos toxicológicos baseados em dose resposta e epidemiológicos – de cunho ambiental, coorte, transversal e multicentro – têm mostrado uma associação do dietil -hexil ftalato (DEPH, CAS nº 117-81-7), di-n-butil ftalato (DINP, CAS nº 28553-12-0), ButilBenzo ftalato (BBP, CAS nº 85-68-7) e di-*iso nonil* ftalato (DINP, CAS nº 28553-12-0) como interferentes endócrinos (SWAN, 2009; JUREWICZ; HANKE, 2011).

Seres humanos estão expostos aos ftalatos por múltiplas rotas: inalação, contato dermal ou via oral. Eles têm sido detectados em alimentos, como o leite, e nas águas superficiais e subterrâneas usadas no abastecimento humano.

Os ftalatos não bioacumulam no corpo humano como as dioxinas e outros compostos químicos, mas são metabolizados rapidamente no organismo (possuem meia-vida menor do que vinte e quatro horas) (KOCH et al., 2005 apud SWAN, 2009) e seus metabólitos têm sido medidos em muitas matrizes fluidas, incluindo: urina, saliva, sêmem, fluido amniótico, leite materno e mecônio (SWAN, 2009).

Alguns ftalatos, notavelmente DEPH e o DBP e seus metabólitos, têm sido relacionados a agravos ao sistema reprodutivo humano com redução na quantidade de sêmem e redução do hormônio testosterona fetal, ao desenvolvimento genital, ao neurodesenvolvimento, à puberdade precoce e ao sistema respiratório (asma, eczema e chiado). Também um número crescente de estudos têm sugerido que esses compostos podem interferir nas funções da tireoide de mulheres grávidas e também no homem (JUREWICZ; HANKE, 2011).

A Agência Internacional para a Pesquisa do Câncer (IARC, 2010 apud WHO, 2011) estabelece fator de risco 2B, ou seja, possível carcinogênico para humanos.

4.2.3.5 Grupo dos METAIS PESADOS (As, Cr, Hg, Pb, Cd)

Os cinco metais pesados discutidos neste item são legislados pelos padrões de potabilidade da Portaria MS 2914/201. Cada um deles apresenta risco à saúde, dependendo da especiação e das características do meio (tais como: pH da água e quantidade de matéria orgânica dissolvida ou em suspensão). Eles podem ser transformados em espécies insolúveis e, portanto, biologicamente indisponíveis, uma vez que as interações, como complexação e adsorção, podem remover alguns dos íons da atividade biológica potencial (BAIRD; CANN, 2011).

Vários exemplos de detecção desses metais nas águas subterrâneas são citados na literatura: contaminações por arsênio nas águas subterrâneas de Bangladesh, onde mais de dez milhões de pessoas são afetadas, com valores de concentração variando de 0,5 a 1 mg/L; na região de Bengala Ocidental da Índia; na Argentina; no Chile; no México; em Taiwan e na Tailândia (BAIRN; CANN, 2011; MANAHAN, 2013). O arsênio é classificado como do Grupo I pelo IARC, portanto é um contaminante carcinogênico em humanos. O As (III) é mais tóxico do que o As (V), embora este seja convertido, por processo de redução, a As (III) no organismo. Cânceres de pulmão, rim, pele e bexiga estão fortemente associados ao consumo de água contaminada com arsênio, além dos efeitos negativos sobre os níveis cognitivos de crianças (WHO, 2011; BAIRD; CANN, 2011).

O cromo apresenta-se na forma de íons inorgânicos. Sob condições redutoras existe no estado Cr (VI), cromo hexavalente, considerado tóxico e carcinogênico (Grupo I do IARC); já no estado redutor, na forma de Cr (III), se precipita por ter baixa solubilidade aquosa sob condições alcalinas, neutras ou ligeiramente ácidas (BAIRN; CANN, 2011).

Em São Paulo, várias ocorrências de Cr (VI) já foram detectadas na região Noroeste do estado e têm configurado uma grande preocupação, uma vez que as cidades dessa região usam o recurso hídrico subterrâneo como única fonte de água para suprir suas necessidades (ALMODOVA; PACHECO, 1995). Outra ocorrência verificada nesse estado foi no aquífero Bauru, onde havia naturalmente uma alta incidência do composto em dezessete cidades do interior paulista. O cromo caracteriza-se como um contaminante genotóxico e alérgico.

O mercúrio é considerado um metal potencialmente tóxico, possuindo diferentes aplicações e mobilidades. A mobilização de forma metilada gera muitas preocupações. Sua toxicidade ficou evidente de modo trágico no acidente da Baía de Minamata, no Japão, entre os anos de 1953 e 1960. Entre os efeitos toxicológicos estão os danos celebrais, que incluem irritabilidade, paralisia, cegueira ou insanidade, perda de audição e da coordenação motora.

Nas águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público no Brasil não existe nenhum caso registrado na literatura. Existe, sim, registro no aquífero freático raso, poroso, subjacente à planta industrial de cloro-álcali do polo industrial de Camaçari, na Bahia, decorrente de vazamentos de equipamentos de proteção ambiental que apresentaram não conformidade com o tempo. Concentrações desse metal foram detectados com magnitude da ordem de grandeza de mg/L (NOBRE et al., 2004).

Embora o chumbo elementar não seja um problema ambiental para muitas formas de vida, ele torna-se uma preocupação ao se dissolver para dar origem à forma iônica. Ele está classificado no Grupo do IARC como 2B: “Possível carcinogênico para humanos”, além de causar nefropatias graves, afetar o fígado, o sistema reprodutor, o cérebro e o sistema nervoso central, especificamente. Tem vários usos, sendo o chumbo na forma tetravalente Pb(IV) já banido, antes usado na gasolina como aditivo para aumentar a sua octanagem (BAIRN; CANN, 2011; MANAHAN, 2013).

O cádmio é muito tóxico e está classificado no Grupo I da IARC: “Carginogênico para humanos”. Embora ele não seja biomagnificado, ele é um contaminante cumulativo. Em seres humanos seus efeitos são vários: além de provocar câncer, causa hipertensão arterial, dano renal, dano ao tecido testicular e destruição dos globos vermelhos (BAIRN; CANN, 2011, MANAHAN, 2013).

4.2.3.6 Grupo dos HIDROCARBONETOS CLORADOS (alifáticos e aromáticos)

Uma série de hidrocarbonetos clorados alifáticos e aromáticos não tem suas concentrações diminuídas rapidamente através da volatilização ou da degradação anaeróbia, quando detectados nas águas subterrâneas, persistindo, consequentemente, por longos períodos (SCHOOLL et al., 2006) e, por isso, sendo considerados compostos recalcitrantes. Muitos deles são classificados como carcinogênicos para humanos, por exemplo, o cloreto de vinila (VC), genotóxico e carcinogênico tanto em animais experimentais como em seres humanos.

Hidrocarbonetos clorados são empregados numa variedade de atividades industriais, como na produção de desengraxante de metais e placas de circuito, no setor têxtil (limpeza a seco), no setor de peles de animais e de couro, na fabricação de produtos químicos, na produção de pesticidas e em outras atividades. Em muitos países industrializados, hidrocarbonetos clorados são os químicos que mais contaminam as águas subterrâneas (KERNDORFF et al., 1992; PLUMB, 1992; NRC, 1994 apud SCHOLL, 2006).

Misturas complexas de hidrocarbonetos clorados têm origem nas fugas de depósitos de resíduos perigosos. Outra fonte primária de contaminação está associada a derrames de tanques de armazenamento dessses compostos em plantas industriais. Também, uma infinidade de fontes pontuais existem em muitas áreas urbanas, devido à diversidade e à frequência do uso desses hidrocarbonetos.

Exemplos de contaminação por hidrocarbonetos clorados em águas subterrâneas urbanas são detectadas em várias partes do mundo. No Reino Unido, em Birmingham, segunda maior cidade desse país, contaminações por hidrocarbonetos clorados nas águas subterrâneas têm origem especialmente nas indústrias que manufaturam com metais (RIVETTET et al., 2005 apud SCHOOL et al., 2006). Na Itália, em Milão, foram detectadas contaminações por esses contaminantes, especialmente pelo PCE e TCE (CAVALLEROET et al., 1985 apud SCHOOL et al., 2006)

No Brasil, existem vários casos de registros de águas subterrâneas em áreas urbanas afetadas por esses contaminantes, como a cidade de São Paulo (CETESB, 2013), Maceió (Polo Cloroquímico), Camaçari (região de influência do Polo Industrial de Camaçari) e Rio de Janeiro (cidade Menino de Deus).

4.2.3.7 Grupo dos HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS (HPAs)

Segundo a IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*) existem atualmente mais de cem hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). São compostos formados, principalmente, de átomos de carbono e hidrogênio arranjados na forma de dois ou mais anéis aromáticos. São formados durante a combustão incompleta de hidrocarbonetos, como os processos de combustão de material orgânico (exaustão de motores a diesel ou a gasolina), a queima de carvão, os processos de fotocopiadoras, a fumaça de cigarro e os processos de combustão natural, como incêndios em florestas e pastagens.

O benzo (a) pireno, B[a]P, é o mais estudado e já classificado pelo IARC no Grupo I: “Carcinogênico para humanos” (WHO, 2011). Ele é usado frequentemente como um traçador de misturas de PAHs em estudos para observar os efeitos na saúde animal e humana (BRETON; MARUTANI, 2014). Vários autores citam que esses compostos podem formar adutos (*adducts*) no DNA e induzir a uma hipometilação e hipermetilação geral em gens específicos e aumentar o risco de deficiência neural, neoplasia e carcinogênese. O B[a]P induz efeitos epigéneticos e também está associado a imunossupressores, teratogenicidade e mudanças hormonais.

Um segundo exemplo de HPA tido como cancerígeno é o benzo[*a*]antraceno, um antraceno com outro anel benzênico condensado a uma ligção **α**. Segundo Baird e Cann (2011), alguns estudos têm constatado que as próprias moléculas de HPAs não são agentes cancerígenos, mas precisam ser transformadas por várias reações metabólicas no organismo antes de que as espécies causadoras de câncer sejam produzidas.

Embora em águas subterrâneas utilizadas em abastecimento público não tenham registros relevantes de contaminações por esses químicos, existe uma preocupação a nível mundial em função de sua presença na constituição da gasolina e no óleo diesel, contaminando as águas subterrâneas quando há vazamentos em tanques de armazenamento (SCHOOLL et al., 2006).

Embora os HPAs tenham uma baixa solubulidade, cossolventes adicionados à gasolina (por exemplo, etanol) têm mostrado significante impacto no movimento e no destino desses compostos orgânicos hidrofóbicos (COHs) em ambiente subterrâneo. Experimentos de laboratório para avaliar o efeito “cossolvência” do etanol no aumento da solubilidade dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos puros e do óleo diesel mostraram que a adição de 20% de etanol na gasolina causou um aumento da solubilidade aquosa para o naftaleno e pireno em 147,66% e 322,73%, respectivamente. O modelo Log-Linear foi aplicado aos dados experimentais de solubilidade para os HPAs. Os resultados mostraram que a solubilidade dos HPAs aumenta de maneira log-linear com o aumento da fração volumétrica do etanol e que a energia de cossolvência aumentou com a hidrofobicidade dos hidrocarbonetos. Os HPAs mais solúveis em água e com maior fração no óleo diesel poderão apresentar maior impacto do efeito cossolvência do etanol, já que podem estar em maior quantidade no aquífero (KAIPPER; CORSEUIL, 2001).

4.2.3.8 Grupo dos HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS (BTEX)

Os hidrocarbonetos aromáticos mononucleares, como BTEX (Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos), estão entre os mais detectados nas águas subterrâneas. O composto de maior relevância para a saúde dentro desse grupo é o benzeno, um agente cancerígeno comprovado e classificado pelo IARC no Grupo I: "Carcinogênico para humanos". Derrames e vazamentos acidentais de gasolina, querosene e diesel, armazenados em tanques subterrâneos, constituem fontes primárias de contaminação para as águas subterrâneas (SCHOOLL et al., 2006).

Nas áreas urbanas, uma das principais fontes de contaminação são os vazamentos de combustíveis dos antigos postos de combustíveis, devido ao envelhecimento dos taques de estocagem. Esse grupo de contaminantes apresenta risco à saúde humana, principalmente o benzeno, pois mesmo em pequenas concentrações pode levar a lesões no sistema nervoso central e também a incidências de leucemias. Brito et al. (2005) verificaram durante o ano de 2004 contaminações por esses contaminantes em mais de três mil amostras de águas subterrâneas analisadas em postos de gasolina em todo o Brasil, com maior incidência nas regiões Sul e Sudeste. O percentual de amostras acima dos parâmetros de intervenção, em comparação com normas nacionais e internacionais, é de cerca de 30% para benzeno e 10% para tolueno das amostras analisadas, dando uma dimensão do problema no país.

4.2.3.9 CONTAMINANTES EMERGENTES

Em anos recentes, a atenção dada aos micropoluentes tem sido crescente, em particular aos compostos emergentes, ou seja, contaminantes ainda sem uma regulação por órgãos de qualidade de água, como produtos farmacêuticos, produtos de cuidados pessoais (PCPs) e outros interferentes endócrinos (SCHMOLL et al., 2006). Disponibilizadas nos aterros não controlados, essas substâncias estão presentes em águas naturais com valores de concentração baixos, nanograma ou picograma por litro, e não são removidas pelas plantas de tratamentos convencionais de água[5]. Existem ainda muitas incertezas quanto aos efeitos à saúde. Os produtos farmacêuticos são projetados para serem bioativos e embora em águas subterrâneas eles se diluam, ainda são pouco

[5] Esse tratamento consiste dos processos de coagulação, onde quantidades de agentes coagulantes são adicionados para aglomerar as partículas sólidas que se encontam na água. Após essa etapa, segue-se com a floculação, onde as partículas sólidas se aglutinam em flocos e decantam separando a água da parte sólida. Após essas etapas, inicia-se a filtração e desinfecção por um agente desinfectante, que pode ser cloro(geas) ou ozônio. Finalmente, aplica-se fluor para prevenir a formação de cárie dentária em crianças e faz-se a correção de pH.

conhecidos seus efeitos quando se trata de longos períodos de exposição. Os interferentes endócrinos presentes em esteroides – componente base dos suplementos alimentares, drogas, fungicidas, herbicidas e uma gama de produtos industriais e domésticos – têm a capacidade de interferir no sistema endócrino, especificamente nos hormônios que controlam o crescimento e as funções reprodutivas dos seres humanos e animais (KUMMERER, 2009; SILVA, 2009).

Como já citado, esses contaminantes não são totalmente eliminados no processo de tratamento convencional e podem acarretar danos à saúde, mesmo em baixas concentrações, se liberados nas águas subterrâneas (HEBERER, 2002). A maioria das substâncias que compõem esses produtos não é contemplada na legislação atual de potabilidade do Ministério da Saúde Portaria nº 2914/2011.

No estado da Califórnia, um estudo realizado pelo Programa de Avaliação e Monitoramento Ambiental das Águas Subterrâneas avaliou mil duzentas e trinta e uma amostras de águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público de várias cidades, inclusive Los Angeles. Foram avaliados quatorze compostos farmacêuticos. Desses quatorze, sete foram detectados com concentrações maiores do que o limite de detecção do método analítico. Os compostos prevalentes foram: carbamazepina (frequência de 1,5% e valor máximo de 0,42 μg/L), acetaminophen (0,32% e concentração máxima de 1,89 μg/L), cafeína (0,24% 0,29 μg/L), codeína (0,16% 0,214 μg/L), p-xantina (metabólito da cafeína, 0,08% 0,12 μg/L), sulfametaxozole (antibiótico, 0,41% 0,17 μg/L) e trimetoprin (antibiótico 0,00%, 0,0018 μg/L).

Foi verificado que 3,3% de oitocentas e cinquenta e cinco amostras de águas subterrâneas tem idade moderna com atividade do trítrio > 0,2 TU.

As águas subterrâneas da região metropolitana de Los Angeles apresentaram maior frequência de detecção dos produtos farmacêuticos e outros contaminantes antrópicos do que as águas subterrâneas de outras cidades do estado e com proporções semelhantes ao do uso do solo urbano (FRAM et al., 2011).

Com relação ao consumo de fármacos, o Brasil, de acordo com o relatório do Escritório das Nações Unidas sobre Drogas e Crimes, de junho de 2011, tem um dos mais altos índices de uso não médico de analgésicos da América do Sul: metade da população adulta (entre quinze e sessenta e quatro anos) usa analgésico de maneira indiscriminada (PITA, 2012). A medicalização lícita da vida tem levado ao aumento crescente do consumo de analgésicos, antibióticos, ansiolíticos, contraceptivos e a ritalina (metilfenidrato), droga prescrita para pacientes que sofrem de déficit de atenção

e hiperatividade (TDAH) e muitos desses contaminantes já são identificados em esgotos domésticos, mananciais superficiais e águas subterrâneas (HEBERER, 2002; KUMMERER, 2009; SILVA, 2009; FRAM; BELITZ, 2011; WISCONSIN GROUNDWATER COORDINATING COUNCIL, 2012; JURADO et al., 2012).

4.2.3.10 MISTURAS QUÍMICAS

Vários compostos orgânicos e inorgânicos estão presentes nas águas utilizadas no abastecimento humano. Os valores dos padrões de qualidade estabelecidos pelos diversos órgãos reguladores calculam esses valores de forma separada, ou seja, para cada substância individualmente, sem considerar a presença de outros constituintes. Entretanto a WHO (2011) advoga que interações sinérgicas entre esses constituintes são limitadas e seletivas, especialmente porque suas concentrações nas águas de abastecimento são baixas. Também considera que uma ampla margem de incertezas está presente nos cálculos dos valores estabelecidos como padrões; outrossim, a maioria dos contaminantes não estarão com concentrações presentes, permanentemente, ou estarão próximas dos valores estabelecidos nos padrões de qualidade, além de que os mecanismos de toxicidade desses contaminantes químicos são diferentes. Consequentemente, para a WHO (2011) não existe razão para considerar que existam essas interações, embora, possa haver ocasiões em que a água apresente uma mistura com vários contaminantes, cujos mecanismos de toxicidade sejam similares e com valores de concentração próximos aos valores de seus respecticos padrões. Nessa situação, decisões apropriadas devem ser tomadas levando-se em consideração as especificidades locais. Pode até ser que exista evidências do contrário, para supor que os efeitos desses compostos sejam aditivos (WHO, 2011).

Sabe-se, entretanto, que existe uma complexidade no entendimento dos agravos biológicos aos organismos aquáticos e também à saúde humana, causados pela interação das substâncias químicas presentes na água, seja ela de mananciais superficiais ou subterrâneos. Esses efeitos biológicos não podem ser caracterizados apenas por resultados analíticos tradicionais (varreduras de parâmetros físico-químicos ou de compostos orgânicos). Análises dessas variáveis permitem suas identificações e quantificações, mas não determinam sua toxicidade. Estudos integrados de análises físicas, químicas, epidemiológicos e toxicológicos devem ser implementados e

constituem uma estratégia eficiente na avaliação do risco ambiental e prevenção dos agravos decorrentes dessas interações.

Nos Estado Unidos e no Canadá, estudos epidemiológicos vêm sendo realizados, e apontam uma forte associação entre os pesticidas e o câncer. Os pesquisadores estão estudando o pesticida não como um composto isolado, mas na sua realidade de uso, que considera justamente uma mistura de pesticidas (FRIEDRICH, 2015).

Estudos foram realizados por Ferreira et al. (2010) mostrando testes ecotoxicológicos realizados em tilápias (*Oreochromis niloticus*), expostas a amostras de água e a sedimento de corpos receptores situados próximos ao Polo Industrial de Camaçari (denominado anteriormente de Polo Petroquímico de Camaçari), cuja recarga provém de água de chuva, efluentes industriais e, possivelmente, de águas subterrâneas, com contaminações significativamente moderada para hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs). Os estudos confirmaram as respostas biológicas nos quais esses animais apresentaram aumento enzimático significativo nos hepatócitos.

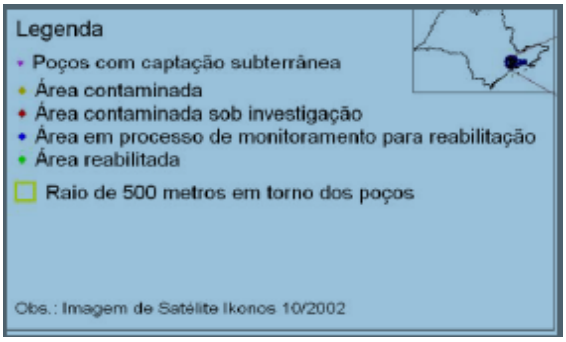
4.3 Vulnerabilidade e riscos de contaminação das águas subterrâneas

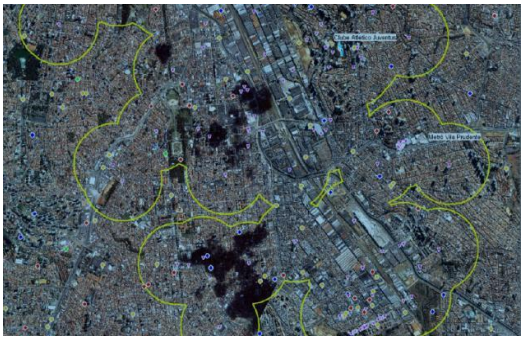
A água subterrânea é um manancial de abastecimento público em transição e em permanente revolução silenciosa (LLAMAS, 2005). Muitas partes do mundo já apresentam alguns problemas de contaminação causados pelo estilo de vida atual das populações. Como resultado dessas progressivas contaminações e superexplotações decorrentes do mau uso, há riscos e incertezas da sua potencialidade e da sua qualidade para a disponibilização futura.

O crescimento urbano acelerado e a industrialização sem o adequado planejamento, especialmente nas grandes cidades, têm resultado em significativos riscos ao meio ambiente, notadamente aos recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos, implicando em perdas de qualidade e da quantidade, consequentemente podendo gerar agravos à saúde humana.

Na UGRI Alto Tietê, nas regiões de Pinheiros, Vila Prudente, Vila Carioca e Mooca, poços tubulares outorgados e distantes quinhentos metros um do outro, conforme critério estabelecido na Resolução Conjunta SERHs/SMA/SES 03/06 (SÃO PAULO, 2006), estão próximos a áreas contaminadas (SOARES, 2011). O adensamento de poços nessas áreas tem levado a uma superposição nos raios de captura, conforme mostra a Figura 11, resultando em um desequilíbrio hidráulico na região e na

possibilidade do aumento do risco de contaminação para porções inferiores do aquífero local.





a) Vila Prudente

b) Móoca

c) Vila Carioca

Região de Vila Prudente que compreende a Vila Prudente (a), a Móoca (b) e a Vila Carioca (c) – Poços próximos a áreas contaminadas outorgados com base num raio fixo de quinhentos metros. O adensamento dos poços e o distanciamento entre eles conforme mostrado em a) e c) indica haver uma superposição nos raios de captura, potencializando cenários de riscos de contaminação para os aquíferos subjacentes.

Região da Represa de Guarapiranga (SP). Poços operando próximos a áreas contaminadas, especialmente próximo ao canal Jurubatuba em Santo Amaro.

Figura 11 – Áreas urbanas com exploração de água subterrânea próximas a áreas contaminadas na UGRH Alto Tietê. Cenários de vulnerabilidade e risco de contaminação para as porções inferiores dos aquíferos locais.
(Fonte: SOARES, 2011)

Considerando a importância dos mananciais subterrâneos como fontes para o abastecimento público nas regiões metropolitanas e a localização dos poços do sistema de abastecimento público muitas vezes próxima a áreas contaminadas, torna-se muito importante e necessária a avaliação da vulnerabilidade com o acompanhamento dos riscos à saúde da população.

Esses riscos têm sido alvos de preocupação para toda a sociedade, traduzida, inclusive, na legislação, com a perspectiva de minimização de ações antrópicas negativas e a necessidade do estudo da vulnerabilidade e do risco ambiental, embora nem sempre de forma explícita. Como exemplo dessa preocupação pode-se citar a Resolução do CONAMA 396/2008, que no seu Artigo 29 estabelece, dentre outras considerações, a necessidade da caracterização da vulnerabilidade e dos riscos de poluição para o enquadramento das águas subterrâneas.

Os termos vulnerabilidade e risco têm diversas abordagens científicas tanto na dimensão ambiental como na socioeconômica. Neste contexto, vulnerabilidade e risco dos mananciais hídricos subterrâneos têm sido definidos como a facilidade com que cargas de contaminantes com origem na superfície têm em atingir uma posição específica no sistema aquífero subjacente à região poluída.

Segundo alguns autores, a vulnerabilidade não é uma propriedade absoluta, mas uma indicação relativa de áreas onde a contaminação tem maior probabilidade de ocorrer. Ou seja, a vulnerabilidade é uma representação do grau de suscetibilidade do aquífero, frente a uma contaminação, e serve fundamentalmente para planejar o uso do solo com vistas à proteção desses mananciais (SANTOS, 2010).

Le Grand (1964), nos Estados Unidos, e Albinet e Margat (1970), na França, foram os primeiros a utilizar os conceitos de vulnerabilidade e risco de aquíferos à poluição e, mais amplamente na década de 1980, os termos também passaram a ser usados por vários outros autores (ALLER et al., 1987; BACHMAT; COLLIN, 1987; FOSTER, 1987; FOSTER; HIRATA, 1988). Depois, o conceito de vulnerabilidade evoluiu e passou a ter diferentes significados (HIRATA, 2001). As primeiras avaliações sobre vulnerabilidade foram utilizadas por Le Grand em um sistema de pesos para avaliar o potencial de poluição de águas subterrâneas, considerando: as características hidrogeológicas da área, a sensibilidade relativa do aquífero em relação à natureza do contaminante e as modificações de engenharia que pudessem reduzir o potencial de poluição intrínseca encontrado.

A *National Resource Council* (NRC, 1993) definiu alguns postulados sobre vulnerabilidade de aquífero, são eles: a) todo aquífero (água subterrânea) apresenta algum grau de vulnerabilidade, b) incertezas são inerentes a toda avaliação de vulnerabilidade e c) em sistemas mais complexos de avaliação de vulnerabilidade existe um risco de que o óbvio possa estar obscurecido e o sutil possa tornar-se indistinguível.

Vrba e Zoporec (1994 apud STIGTER; DILL, 2000) definiram a vulnerabilidade de um sistema hidrogeológico como sendo a "propriedade intrínseca do sistema que depende da sensibilidade desse mesmo sistema aos impactos humanos e/ou naturais".

A ASTM (*American Society for Testing Materials*), agência reguladora dos Estados Unidos, define vulnerabilidade de aquíferos como a facilidade com a qual um dado contaminante pode migrar para um aquífero de interesse em determinadas situações de uso do solo, das características do aquífero (como litologias e porosidade), da área (como uso do solo e topografia) e das propriedades do contaminante (como mobilidade e densidade) (GUIGUER; KOHNKE, 2002).

Vários métodos têm sido desenvolvidas para a avaliação da vulnerabilidade e risco de aquíferos à poluição. Elas apresentam, entretanto, diferentes concepções com respeito à definição de vulnerabilidade e são agrupadas em três principais categorias: (1) métodos empíricos de indexação ou superposição; (2) métodos determinísticos que empregam modelos de simulação baseados em processos físicos e (3) métodos estatísticos.

Os métodos empíricos de superposição ou indexação baseiam-se nas condições do solo e nas condições geológicas e hidrogeológicas da área. Nesse grupo estão os modelos GOD (FOSTER, 1987), DRASTIC (ALLER et al.,1987) AVI, SINTACS e IS (ARTUSO et al., 2004). Os métodos DRASTIC e GOD (FOSTER, 1987) estão associados, em muitos estudos, a outros atributos, como o uso e a ocupação do solo, a vegetação e a proximidade de fontes de contaminação.

Os métodos determinísticos que empregam modelos de simulação baseados em processos físicos utilizam algoritmos analíticos simplificados para determinar índices que expressam a velocidade dos poluentes considerando a taxa média de percolação na zona não saturada e o fator de retardamento (R); e a profundidade da zona saturada e o decaimento (λ) do contaminante ao longo do percurso, devido à transformação físico-química ou à retenção física.

Os métodos estatísticos dedicam-se ao problema da incerteza dos dados. Conquanto esses métodos sejam pouco aplicáveis em trabalhos de avaliação de

vulnerabilidade, em escala regional, quando há incerteza dos dados, eles são muito utilizados para avaliar e quantificar a associação entre medidas de vulnerabilidade e outras informações relacionadas a esse parâmetro.

Dos três tipos de métodos citados, o DRASTIC, como descrito por Aller (Aller et al., 1987), utiliza sete parâmetros hidrogeológicos e a importância de cada um é definida pelos pesos.

Os parâmetros são identificados por cada uma das letras do acrônimo DRASTIC: D (Depth, peso 5) corresponde à profundidade do topo do aquífero, em metros; R (Recharge, peso 4) corresponde à recarga do aquífero, em mm/ano; A (Aquifer material, peso 3), ao tipo de material do meio aquífero; S (Soil, peso 2), ao tipo de solo; T (Topography, peso 1), à topografia; I (Influence of the unsaturated zone, peso 5), à influência da zona não saturada do solo; e C (Conductivity, peso 3) corresponde à condutividade hidráulica do aquífero, em cm/seg. Cada um dos sete parâmetros possui faixas de valores que refletem o potencial de poluição; a cada uma das faixas é associado um índice que varia de um a dez. Por exemplo, para a profundidade D (do nível da água) menor do que 1,5 m, o índice atribuído é dez, para a profundidade entre 22,8 e 30,5 m o índice é um.

O índice DRASTIC é calculado para cada ponto da área de trabalho por meio da equação:

$$DRASTIC=D_iD_p + R_iR_p + A_iA_p + S_iS_p + T_iT_p + I_iI_p + C_iC_p \qquad \textbf{(4)}$$

Onde i é o índice atribuído ao elemento em causa e p é o seu peso. O peso de cada parâmetro reflete a sua importância relativa. O peso varia de um a cinco, sendo o peso cinco o fator mais significativo e o peso um, o menos significativo.

Baseado na premissa de que a vulnerabilidade não é uma propriedade absoluta e, sim, uma representação do grau de suscetibilidade do aquífero frente a uma contaminação ou a uma situação com maior probabilidade de ocorrer o risco da contaminação, tem-se, na UGRI Alto Tietê em São Paulo e na região de influência do polo industrial de Camaçari, cenários onde as águas subterrâneas subjacentes estão sob risco potencial de contaminação.

CAPÍTULO 5

ÁGUA SUBTERRÂNEA DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO POLO INDUSTRIAL DE CAMAÇARI: QUALIDADE, RISCO E VULVERABILIDADE À POLUIÇÃO

5.1 Área de Estudo

A Figura 12 mostra a localização da área de estudo. Está compreendida entre os rios Joanes e Jacuípe e o oceano Atlântico (Figura 13), coincidindo em grande parte com a poligonal de influência do Polo Industrial de Camaçari[6] e inserida na região metropolitana de Salvador, na Bahia. São destacados os núcleos urbanos das sedes municipais de Camaçari e Dias D'Ávila, ambos apresentando crescimento demográfico crescente (IBGE, 2014):

[6] Segundo o Decreto Lei nº 7923/2001 do estado da Bahia a área de influência do polo industrial de Camaçari constitui a área total da poligonal de 239,3 km^2 , tendo atualmente 24,8 km^2 deste total ou 10,4% urbanizada. As demais áreas são ocupadas por agricultura, área úmida (brejo), cerrado, floresta secundária, lagos e riachos.

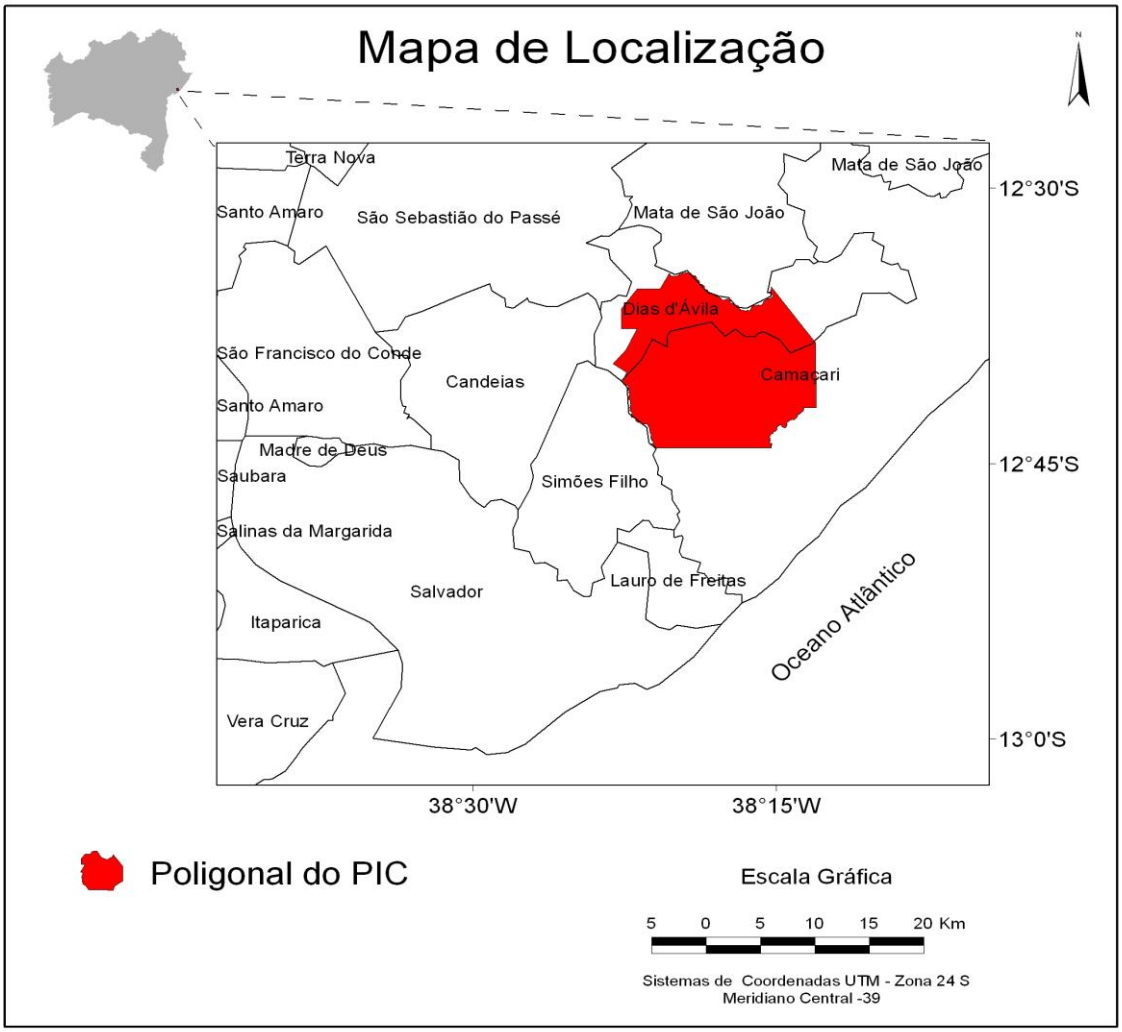


Figura 12 – Mapa de Localização da região de estudo.
(Fonte: Autoria própria)

A rede hidrográfica da região pode ser caracterizada desde padrão dendrítico a retangular. Os vales têm fundo achatado com direção preferencial Sudeste e Nordeste.

As águas do rio Joanes abastecem parte da cidade de Salvador e outros municípios de sua região metropolitana. Está represada pelas barragens Joanes I e II e Ipitanga I, II e III (CENTRO DE RECURSOS AMBIENTAIS, 2001 apud CETREL, 2003). Em relação ao rio Jacuípe, o mesmo nasce no município de Conceição de Jacuípe e deságua no Oceano Atlântico, na altura do município de Camaçari. É represado pela barragem de Santa Helena, que atualmente abastece parte das indústrias do polo. Ambos estão permanentemente sujeitos às externalidades das atividades do PIC e das cidades de Camaçari e Dias D'Ávila, e apresentam modelos de fluxo variáveis e complexas relações de carga e descarga com as águas subterrâneas na região (SANTOS, 2010).

A Figura 13 mostra com mais detalhes as drenagens e os barramentos principais da região do estudo:

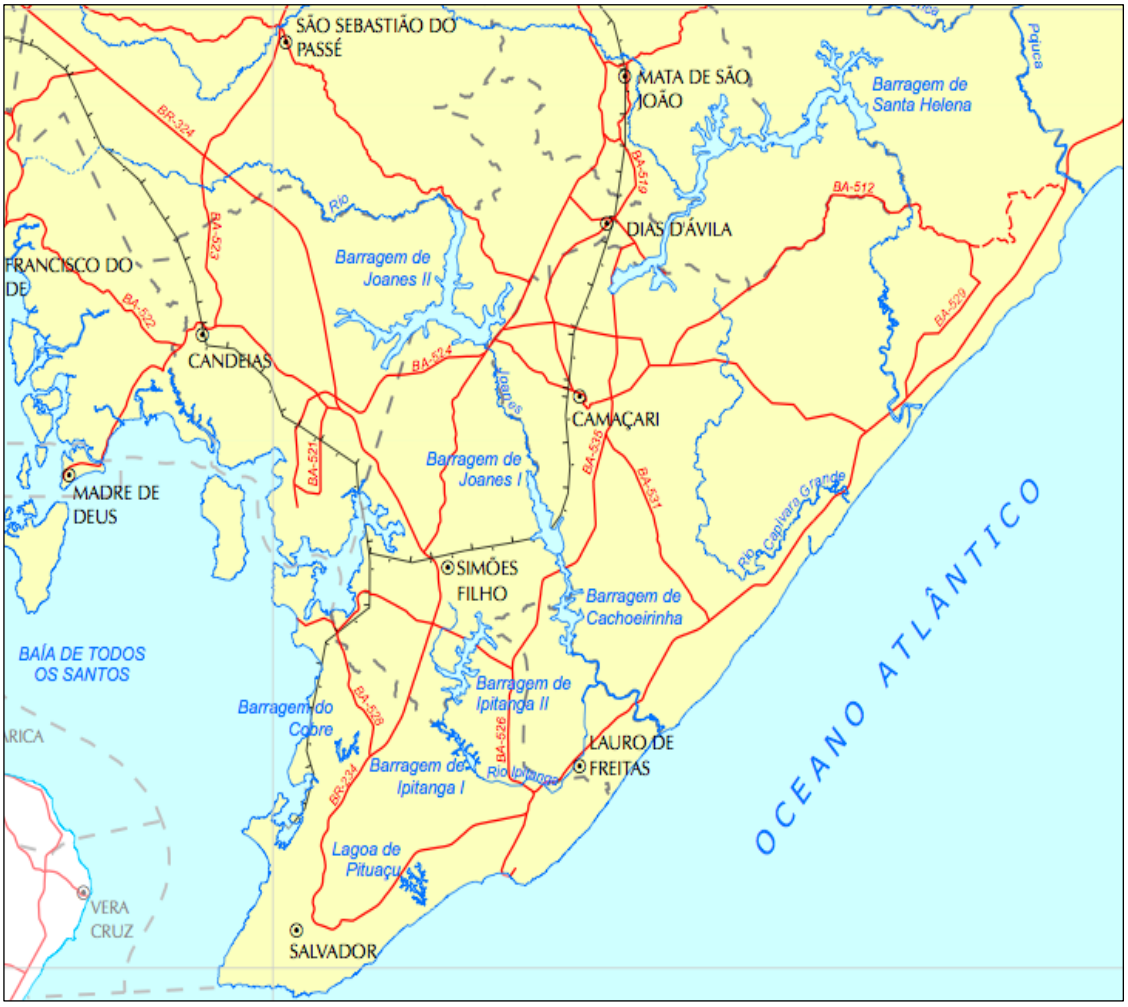


Figura 13 - Mapa com as principais drenagens da região metropolitana de Salvador e principais barramentos utilizados no abastecimento público.
(Fonte: IBGE, 2010)

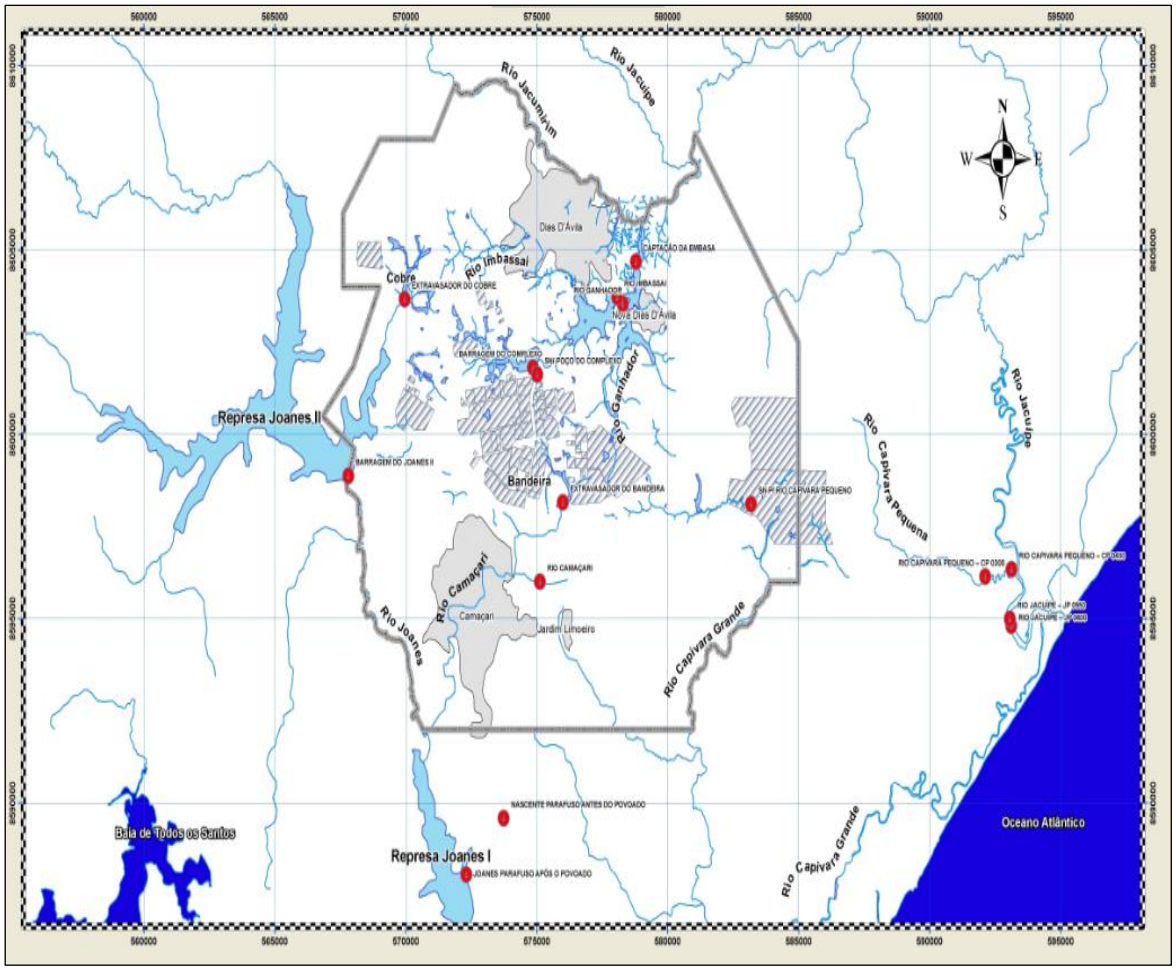


Figura 14 - Mapa detalhado das drenagens e barramentos na região de estudo.
(Fonte: CETREL, 2007)

O clima da região é quente e úmido, com chuvas concentradas no período de abril a junho, sendo o mês de maio caracterizado como o mais chuvoso. Os valores médios de precipitação estão em torno de 250 mm/mês, com valores médios anuais entre 1800 a 2000 mm/ano (SANTOS, 2010), tornando a chuva um fator importante para a recarga das águas subterrâneas locais, bem como agente na potencialização da solubilização e no transporte de muitos contaminantes disponibilizados no solo e no ar, cujas origens estão associadas às emissões atmosféricas das indústrias do polo como as pressões antrópicas dos núcleos urbanos de Camaçari e de Dias D'Ávila.

A região está sobre o aquífero Marizal, constituído por arenitos variegados, argilitos, siltitos e conglomerados polimíticos na sua base, e com espessura inferior a cinquenta metros. Esse manancial está assentado sobre o aquífero multicamadas São Sebastião, considerado o mais produtivo no domínio hidrogeológico sedimentar do Estado da Bahia. É constituído por intercalações de arenitos com granulometria, variando de fina a grossa, siltitos e folhelhos e lentes de calcário, depositados em

ambiente flúvio – lacustre no período Neocretáceo. Os poços instalados apresentam profundidades entre cem e quatrocentos e oitenta metros e produzem vazões entre 30 e 300 m^3/h, a depender dos projetos construtivos (CERB, 2010; CETREL, 2013; HIDROCON, informação oral, 2014). Esse sistema aquífero abastece 50% da demanda de água das empresas do PIC, além de 100% das sedes municipais de Camaçari e Dias D'Ávila e de outros núcleos urbanos e rurais da RMS (Região Metropolitana de Salvador). Serve também de regulador dos níveis de base dos rios Joanes e Jacuípe em muitos dos seus trechos, além de ser explorado por várias empresas que produzem água de mesa. Em condições naturais, as águas desses mananciais têm excelentes qualidades químicas e físicas (SANTOS, 2010).

5.1.1 O Polo Industrial de Camaçari (PIC)

O Polo Industrial de Camaçari (PIC), indicado na Figura 15, anteriormente denominado Polo Petroquímico de Camaçari, é tido como primeiro complexo industrial planejado do país e iniciou sua operação em 1978.

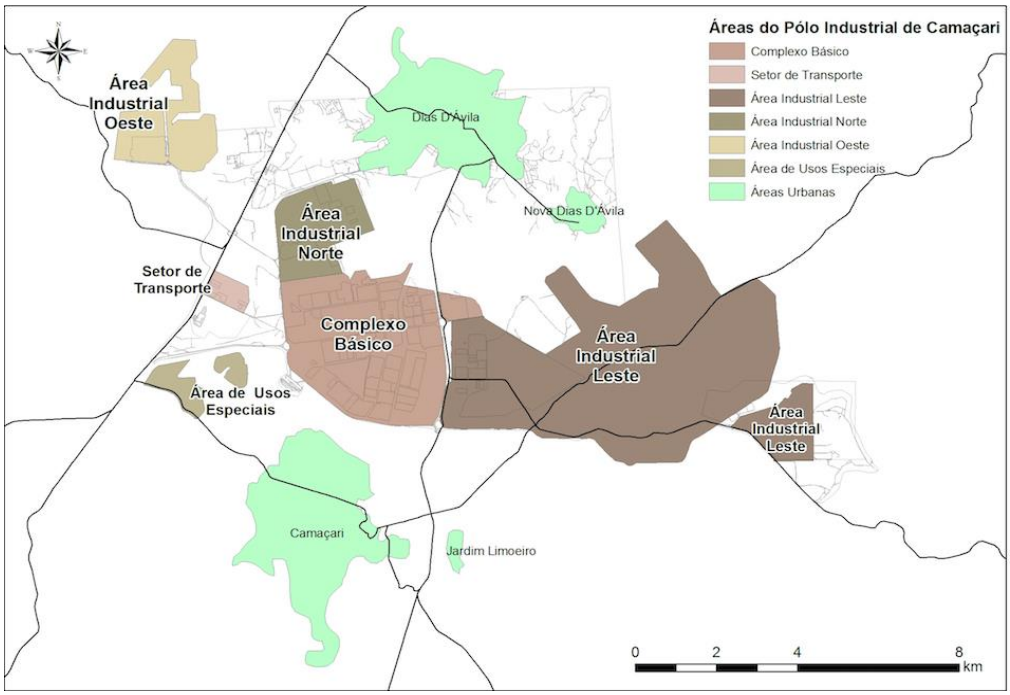


Figura 15 - Mapa de localização das áreas do Polo Industrial de Camaçari.
(Fonte: CETREL, 2007, adaptado pelo autor, 2010)

Ele está dividido em cinco áreas de ocupação. A área do Complexo Básico possui mil duzentos e noventa e três hectares e nela se localizam a quase totalidade das indústrias químicas e petroquímicas. A área Industrial Leste (dois mil seiscentos e

quatorze hectares) reúne indústrias de segunda e terceira gerações petroquímicas, as empresas Ford e Continental, e também sedia a CETREL (antiga Central de Tratamento de Efluentes, hoje CETREL Empresa de Proteção Ambiental), empresa responsável pelo monitoramento ambiental, tratamento e disposição dos resíduos industriais sólidos, e pela disposição dos efluentes líquidos tratados no emissário oceânico. A área Industrial Norte (quatrocentos e cinquenta e um hectares) concentra indústrias que não dependem diretamente do fluxo de matérias-primas produzidas no Complexo Básico, a exemplo da Indústria de Celulose. A área Industrial Oeste (quinhentos e quarenta e quatro hectares) abriga a Caraíba Metais S.A. e a Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), dentre outras. A Área de Usos Especiais concentra as atividades institucionais, científicas, de pesquisa e de apoio às indústrias, e sedia o Comitê de Fomento Industrial de Camaçari (COFIC), o Centro de Pesquisa e Desenvolvimento (CEPED) e outras instituições (SANTOS, 2010).

O PIC é tido hoje como o maior complexo industrial integrado do hemisfério Sul, com mais de noventa empresas químicas, petroquímicas e de outros ramos de atividade, como indústrias de celulose, de metalurgia do cobre, de fertilizantes, de energia eólica, de bebidas e de serviços, além da têxtil e da automotiva (COFIC POLO).

Toda esta região vem experimentando um novo ciclo de expansão, gerando mais oportunidades de emprego e, portanto, aumentando a demanda de água. Segundo dados recentes da Secretaria da Indústria, Comércio e Mineração do Estado da Bahia (SICM), estão em operação e em implantação no município de Dias D'Ávila dez novas empresas: cinco no segmento de bebidas (fábricas de cerveja), duas dos ramos químico e petroquímico (segmento perfumaria), duas do setor de eletricidade e gás e uma da área de comércio e serviço (REVISTA POLO, 2015).

5.1.2 Aspectos Ambientais – Fatores Impactantes às águas subterrâneas

O PIC teve início num momento em que não havia no país políticas públicas bem estruturadas para a proteção e preservação dos recursos naturais. As decisões dos planejadores públicos eram tomadas sempre com base na expectativa do crescimento econômico, portanto, sem considerar como prioridade a vulnerabilidade natural dos mananciais subterrâneos subjacentes (SANTOS, 2010). Entretanto, durante a última década, tem havido uma intensificação na exploração das águas subterrâneas no Estado da Bahia, principalmente sobre o domínio hidrogeológico onde o PIC está situado, pela demanda dos novos empreendimentos industriais, como o Polo Plástico, localizado no

município de Camaçari; e o Polo de Apoio, as indústrias de bebidas e a química e petroquímica, localizadas no município de Dias D'Ávila. Há ainda a expansão dos sistemas de abastecimento da Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA), visando ao atendimento do abastecimento público em resposta às novas demandas de consumo das duas cidades. Diante desse quadro, o desequilíbrio entre a recarga e a extração ocasionado pelo intenso bombeamento dos poços vem modificando o padrão regional do fluxo subterrâneo na região. Algumas das consequências destas ações são: rebaixamentos excessivos, inversão de fluxos (ascendentes para descendentes) e aumento dos gradientes hidráulicos. Em algumas áreas até ocorre a recuperação de níveis, principalmente onde sistemas de poços foram paralisados, no final da década de 90, para proteger a área de eventuais migrações de plumas de contaminação identificadas na área industrial (SANTOS, 2010).

A Figura 16 mostra de forma sintética o cenário dos conflitos e os impactos negativos para as águas subterrâneas subjacentes à região:

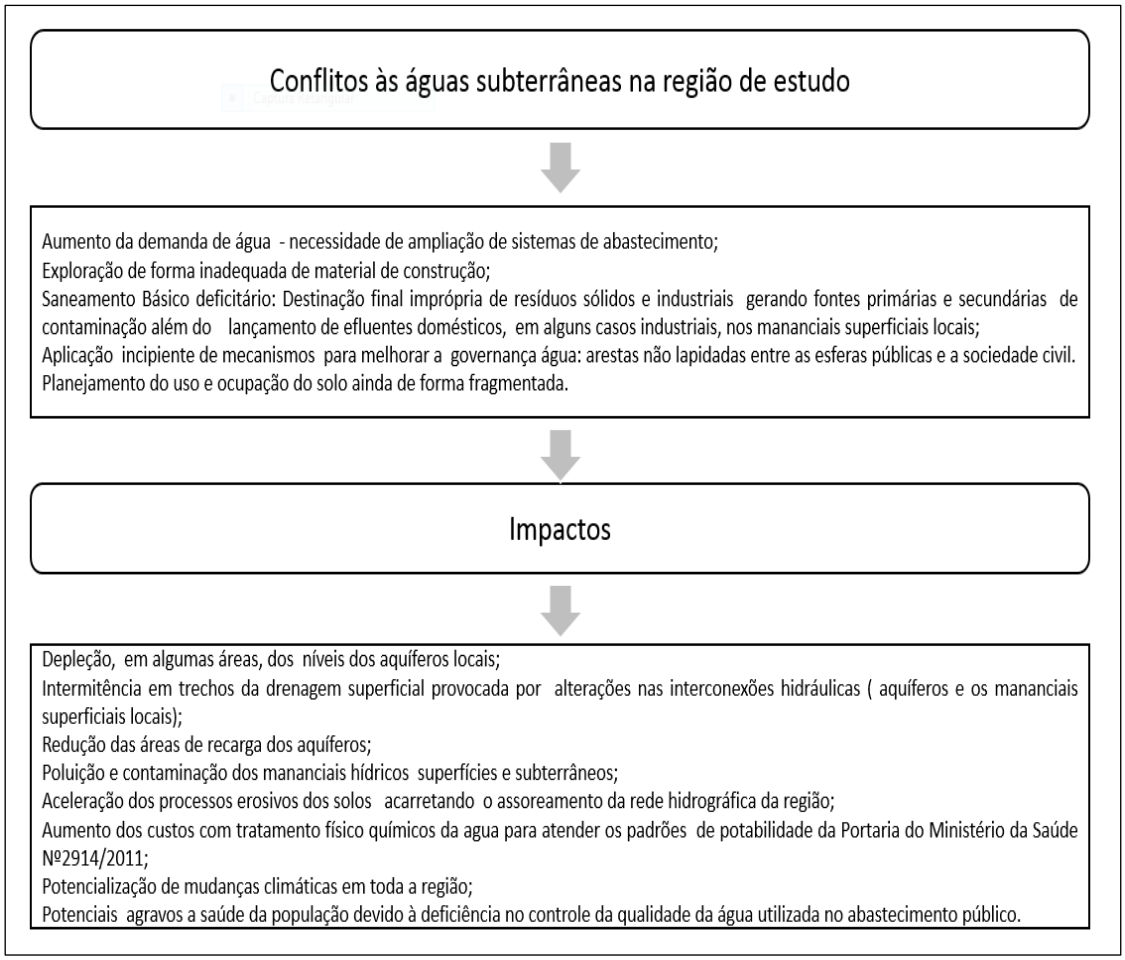


Figura 16 - Conflitos e impactos para as águas subterrâneas da região.
(Fonte: Plano Diretor da Bacia do Recôncavo Norte, Bahia, 1996, modificado por SANTOS, 2010 e atualizado pelo autor em 2015)

5.1.3 Sistemas de abastecimento de água da região – atual e futuro

A utilização dos recursos hídricos subterrâneos nessa região, sobretudo devido à expansão econômica e à urbanização, tende a aumentar nos próximos anos, potencializando as alterações da quantidade e da qualidade de água desses mananciais.

Já existem evidências de uma intensa exploração do manancial subterrâneo, provocando interferência nos cones de depressão de poços e causando cada vez mais acréscimos contínuos nos rebaixamentos dos seus níveis dinâmicos, tendo como consequência incremento nos fluxos descendentes e um aumento nas migrações de plumas de contaminação para níveis mais profundos do sistema aquífero subjacente, de onde são explotados os volumes de água através dos poços, ampliando os riscos à saúde humana.

Por outro lado, as atividades e os equipamentos urbanos das cidades Camaçari e Dias D'Ávila constituem também fontes de contaminação. Os corpos d' água de superfície das suas imediações (rio Joanes e Jacuípe) encontram-se poluídos devido à falta da universalização dos serviços de saneamento básico, resultando em ações como o lançamento de esgotos sanitários *in natura*, fato que agrava os riscos de contaminação das águas subterrâneas locais.

Os Boxes 1 e 2 mostram os croquis dos atuais sistemas e dos projetados para a expansão da captação de água subterrânea para o atendimento do abastecimento público de Camaçari e de Dias D Ávila, e a Figura 17, o mapa com a localização das principais áreas de captação de água subterrânea da região.

Mapa do município de Camaçari.
(Fonte: IBGE http://cod.ibge.gov.br/233T6)

População estimada 2015 (IBGE, 2015) – 286.919 hab.

População 2010 (Censo IBGE, 2010) – 242.970 hab.

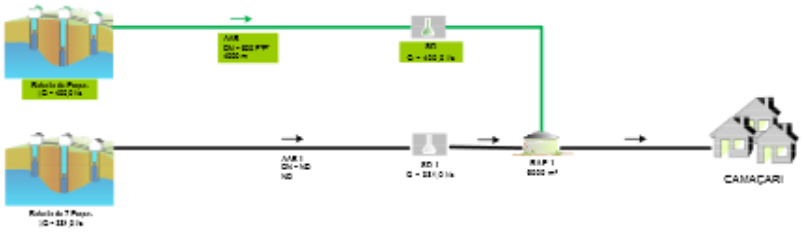
Área territorial do município km^2 – 784,658

Densidade demográfica (hab./km^2) – 309,65

Abastecimento de água – 100% captação água subterrânea

Demanda urbana 2015 – 781 l /s

(a)



(b)

Croquis da captação de água subterrânea para o abastecimento público de Camaçari (BA) através de poços tubulares: a) Sistema atual; b) Sistema a ser ampliado.
(Fonte do croquis do sistema de poços: ANA, 2010)

Box 1- Sistema de capacitação de água subterrânea do município de Camaçari (BA).
(Fonte: Autoria própria)

Mapa do município de Dias D'Ávila.
(Fonte:http://cod.ibge.gov.br/23C3N)

População estimada (IBGE, 2014) – 78.058 hab.

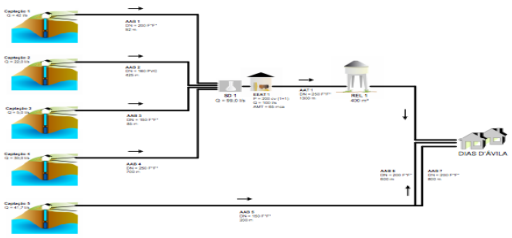
População 2010 (Censo IBGE, 2010) – 66.440 hab.

Área territorial do município (km^2) – 184,230

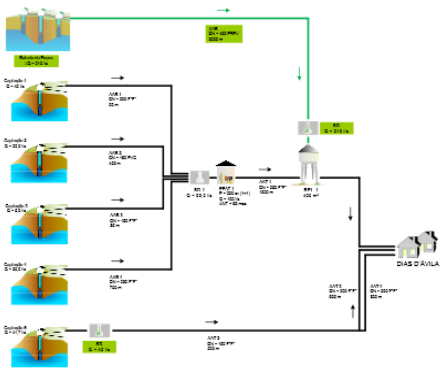
Densidade demográfica ($9hab/km^2$) – 360,6

Abastecimento de água – 100% captação de água subterrânea

Demanda urbana 2015 – 178 l /s



(a)



(b)

Croquis da captação de água subterrânea do abastecimento público de Dias D' Ávila (BA) através de poços tubulares: a) Sistema atual; b) Sistema a ser ampliado
(Fonte do croquis do sistema de poços: ANA, 2010)

Box 2 - Sistema de capacitação de água subterrânea do município de Dias D'Ávila (BA).
(Fonte: Autoria própria)

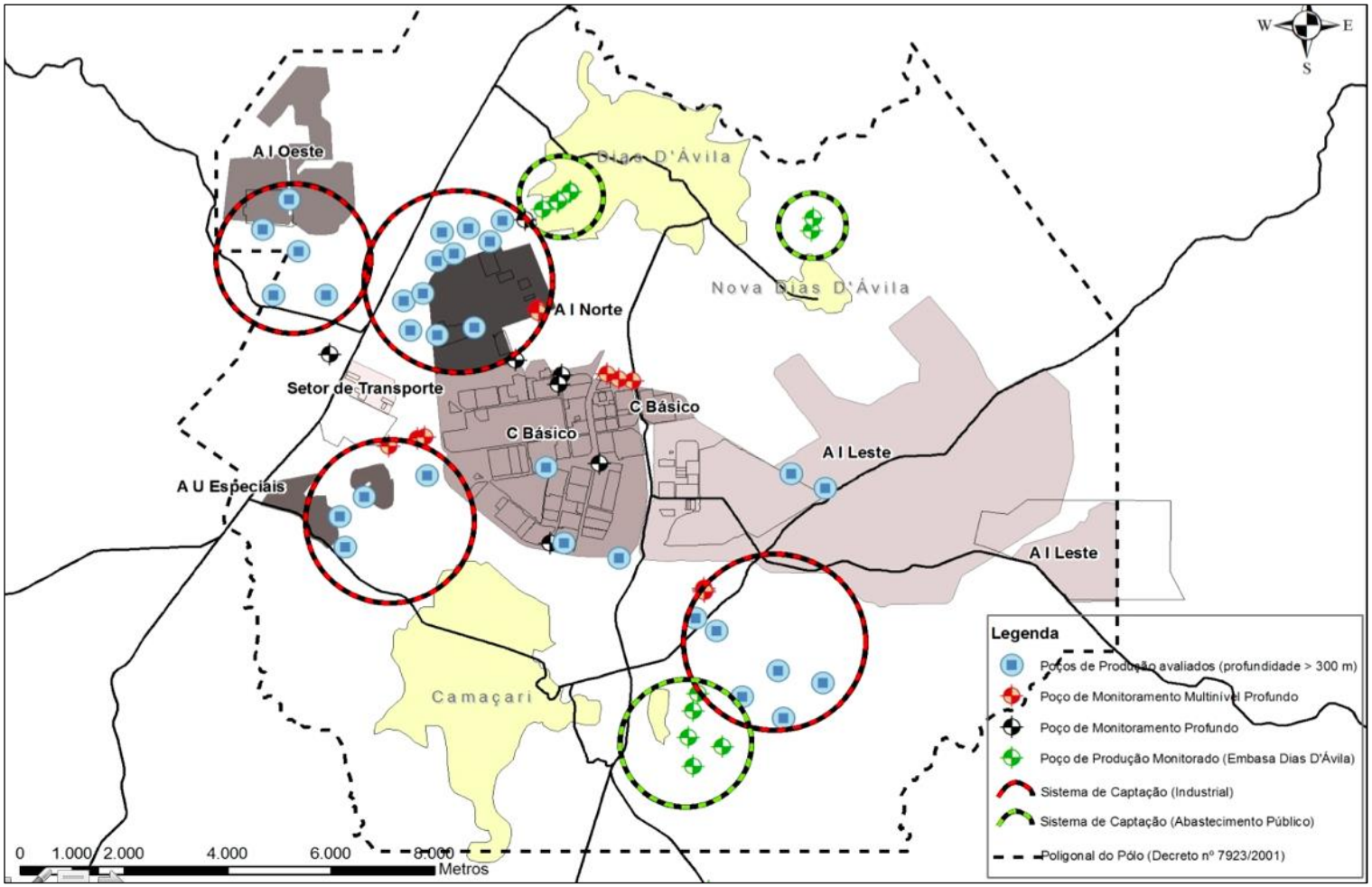


Figura 17 – Áreas de captação subterrânea para o abastecimento público e industrial da região de influência do Polo Industrial de Camaçari.

(Fonte: CETREL, 2007)

5.2 Geologia e Hidrogeologia

A região de estudo está situada nos domínios da Bacia Sedimentar do Recôncavo e integra o sistema *rift valey*, que corresponde a uma fossa tectônica implantada sobre rochas pré-cambrianas do cráton São Francisco, preenchida por sedimentos continentais flúvio-lacustre. Esses sedimentos constituem o chamado Supergrupo Bahia, no qual estão inseridas as Formações Marizal e São Sebastião, que constituem o sistema aquífero denominado Marizal/São Sebastião. Sobrepostos a esse pacote sedimentar neocretáceo, encontram-se sedimentos clásticos do Grupo Barreiras (Paleógeno/Neógeno), em discordância angular e erosiva, seguidos dos sedimentos neógenos (depósitos aluvionares, pantanais e manguezais, flúvio-lacustres, litorâneos holocênicos, litorâneos pleistocênicos, detríticos lateríticos, além daqueles de dunas, de leques aluviais coalescentes e folhelho com intercalações de arenito puro, calcário e arenito marinho) (CPRM, 2008 apud SANTOS, 2010).

A Formação Marizal ocorre em toda região com espessura menor de cinquenta metros (VIANNA et al., 1971 apud SANTOS, 2010). Compreende sedimentos depositados em ambiente de leques aluviais e sistemas fluviais entrelaçados (LIMA, 1991), com grandes variações faciológicas, tanto horizontal quanto vertical. São camadas variegadas de arenitos, argilitos e siltitos. A base da formação geralmente é caracterizada pela ocorrência de conglomerados polimíticos. Está assentada, em contato discordante, sobre a Formação São Sebastião, aquífero multicamadas, que aflora em algumas áreas da região, e constitui um sistema aquífero multicamadas da maior importância para toda a Região Metropolitana de Salvador (RMS). Compreende sedimentos depositados em ambiente fluvial de padrão meandrante, que tem como característica grandes variações faciológicas, resultando em um pacote sedimentar com grandes heterogeneidades e com predominância de corpos lenticulares. Essas características deposicionais permitiram interconexões hidráulicas entre os diferentes corpos arenosos, bem como confinamentos localizados, devido à presença dos níveis argilosos (CETREL, 2003).

A Figura 18 apresenta o mapa geológico simplificado da região metropolitana de Salvador, com destaque para a região objeto do estudo. Na Figura 19, em escala de maior detalhe, está o mapa simplificado da região e seu entorno.

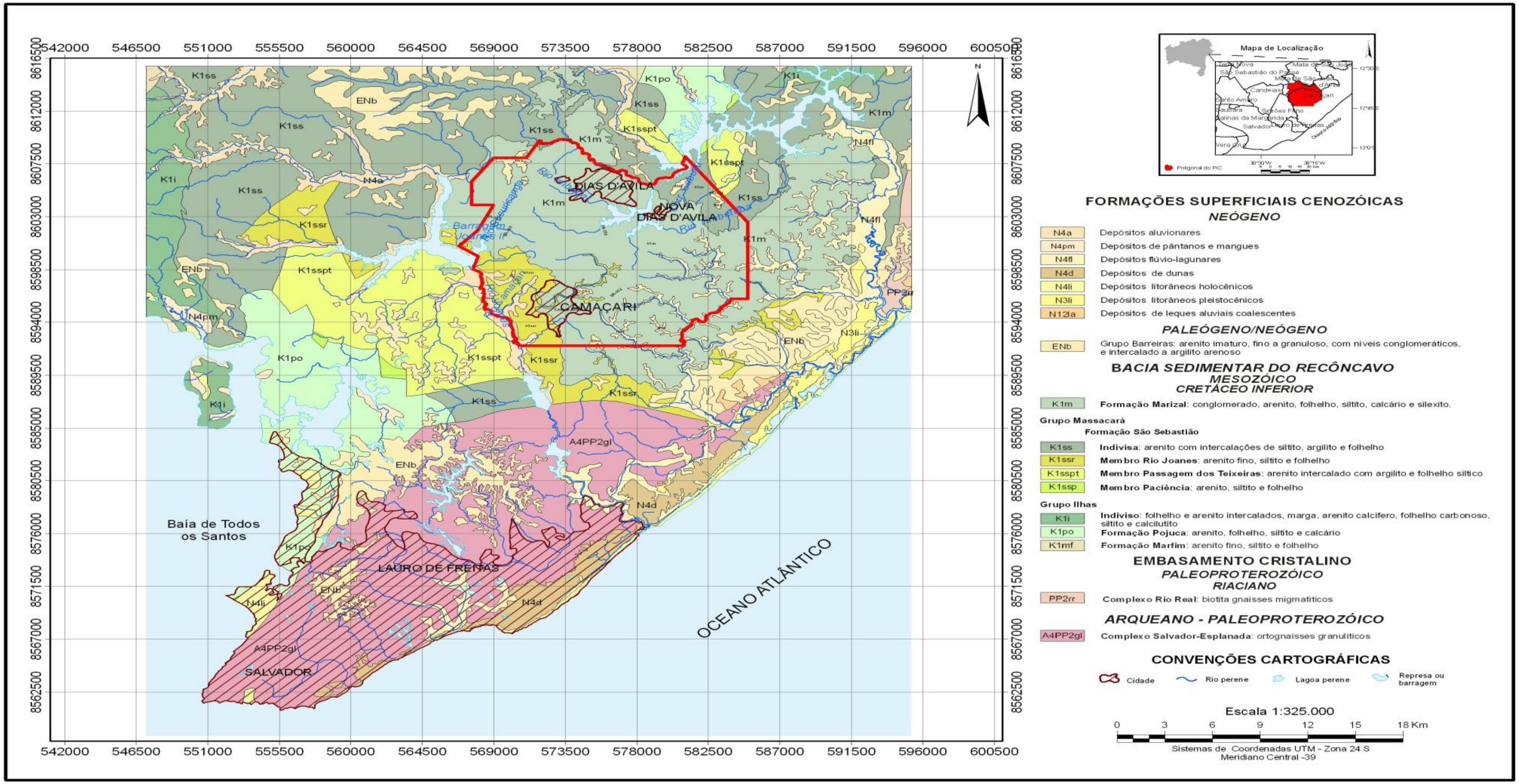


Figura 18 - Mapa geológico simplificado da região metropolitana de Salvador com destaque para a região do estudo.
(Fonte: CPRM, 2008. adaptado pelo autor, 2010)

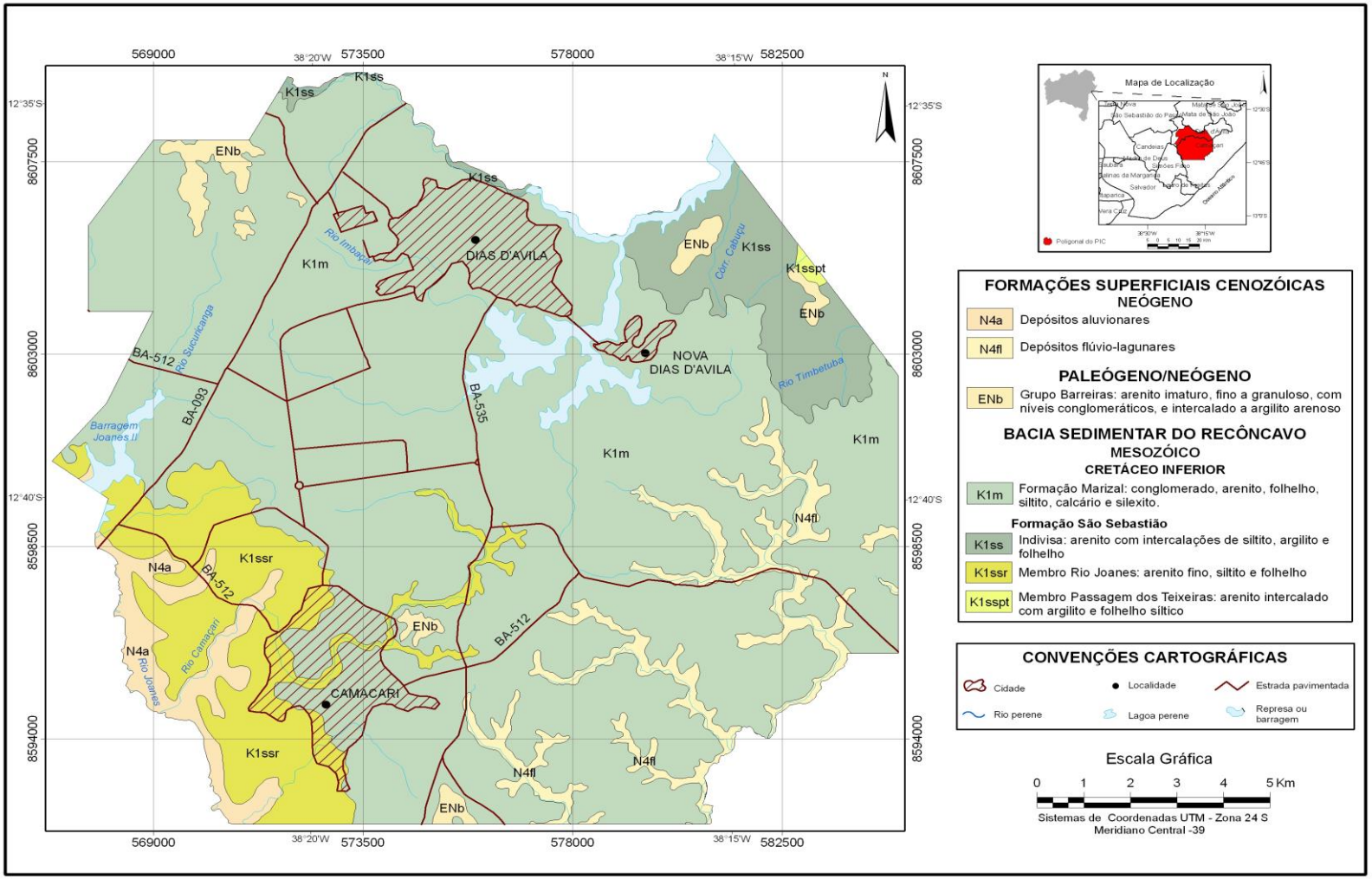


Figura 19 - Mapa geológico simplificado da região de estudo.

(Fonte: CPRM, 2008; adaptado pelo autor, 2010)

Uma feição estrutural importante na região estudada é um amplo antiforme, com fechamento localizado a Sudoeste de Camaçari e de direção axial N20E, no qual as camadas da formação São Sebastião estão arqueadas com até 30º de mergulho (LIMA, 1999). Os falhamentos mais frequente são N20-30E e correspondem a um conjunto de falhas gravitacionais paralelas à direção do substrato da fossa e constituem limites laterais de altos e baixos estruturais. Outro conjunto de falhas, com direção N30-40W, possui componente direcional de deslocamento refletindo o padrão de esforços distensivos de separação continental (MILANI, 1987 apud CETREL, 2003).

O sistema aquífero Marizal-São Sebastião apresenta comportamento livre e/ou confinado com permeabilidade geralmente alta a média, e qualidade química das águas normalmente boa. Por causa dessas características os dados dos parâmetros hidráulicos, da condutividade hidráulica (K) e da transmissividade (T) desse sistema aquífero foram obtidos de dois modos: pelos ensaios *slug test*[7] em poços de monitoramento com diâmetros de quatro polegadas, situados nas porções superficiais e com perfis mais argilosos; e em testes de bombeamento com vazões escalonadas em poços tubulares nas porções profundas, respectivamente. Os valores de transmissividade situam-se na faixa entre $1x10^{-7}$ e $1x10^{-4}$ m/s semelhantes aos valores obtidos para K. Com relação à porosidade efetiva e ao coeficiente de armazenamento (S) desse sistema, estudos realizados pela Hidroconsult (1990) relatam valores de porosidade efetiva entre 2 e 3%, e coeficiente de armazenamento médio de 4×10^{-4} (CETREL, 2003 apud SANTOS, 2010).

Esta tese tem como objeto específico o estudo da porção desse sistema aquífero delimitada pela região de influência do Polo Industrial de Camaçari e seu entorno, tendo em vista a disponibilidade das informações hidrogeológicas e dos dados analíticos resultantes de monitoramentos sistematizados.

5.2.1 Vulnerabilidade natural do sistema aquífero subjacente à região de estudo

O método DRASTIC associado ao GIS foi aplicado pelo autor (SANTOS, 2010) na região de estudo na porção superior do sistema aquífero. O método apresentou resultados satisfatórios para identificar zonas mais vulneráveis à poluição.

A Figura 20 mostra o mapa de índice de vulnerabilidade da porção superior desse sistema aquífero. A importância dessa porção superior se justifica pelo seu

[7] *Slug test*: Teste feito para avaliar propriedades hidráulicas de aquífero ou aquitarde.

posicionamento e por suas características hidrogeológicas: constitui-se como área de transição e recarga de água e contaminantes para as porções mais profundas do sistema aquífero local, manancial que deve ser preservado e protegido, por ser uma das fontes de abastecimento de água para toda a região.

A avaliação da vulnerabilidade pelo método DRASTIC revelou que o núcleo urbano de Nova Dias d'Ávila está instalado em áreas com vulnerabilidade natural à poluição, variando entre alta e muito alta, diferentemente da sede de Camaçari, instalada sobre áreas com vulnerabilidade baixa. Entretanto, devido à baixa densidade de poços de monitoramento na área urbana essa avaliação ficou limitada, sendo necessários dados mais específicos para melhorar a representatividade e permitir a redução dessas incertezas (SANTOS, 2010).

Tanto as áreas urbanas de Camaçari, de Dias D´Ávila e seu bairro Nova Dias D'Ávila localizam-se próximas a algumas indústrias com uma série de fontes potenciais e reais de contaminação no solo e nas águas subterrâneas; com poços em regime de bombeio contínuo, além de terem atributos hidrogeológicos com características que lhe atribuem uma vulnerabilidade ao risco de contaminação, conforme mostra a Figura 21.

O estudo também mostrou que 61,7% (147,4 Km^2) da região de influência do PIC apresenta vulnerabilidade moderada à poluição. A região que apresenta mais vulnerabilidade está localizada na porção Norte, região de descarga do aquífero freático subjacente ao PIC, que coincide com parte do bairro Nova Dias D'Ávila. As áreas onde o uso e a ocupação do solo atual são predominantemente destinadas às atividades industriais ficam localizadas em regiões com vulnerabilidade moderada.

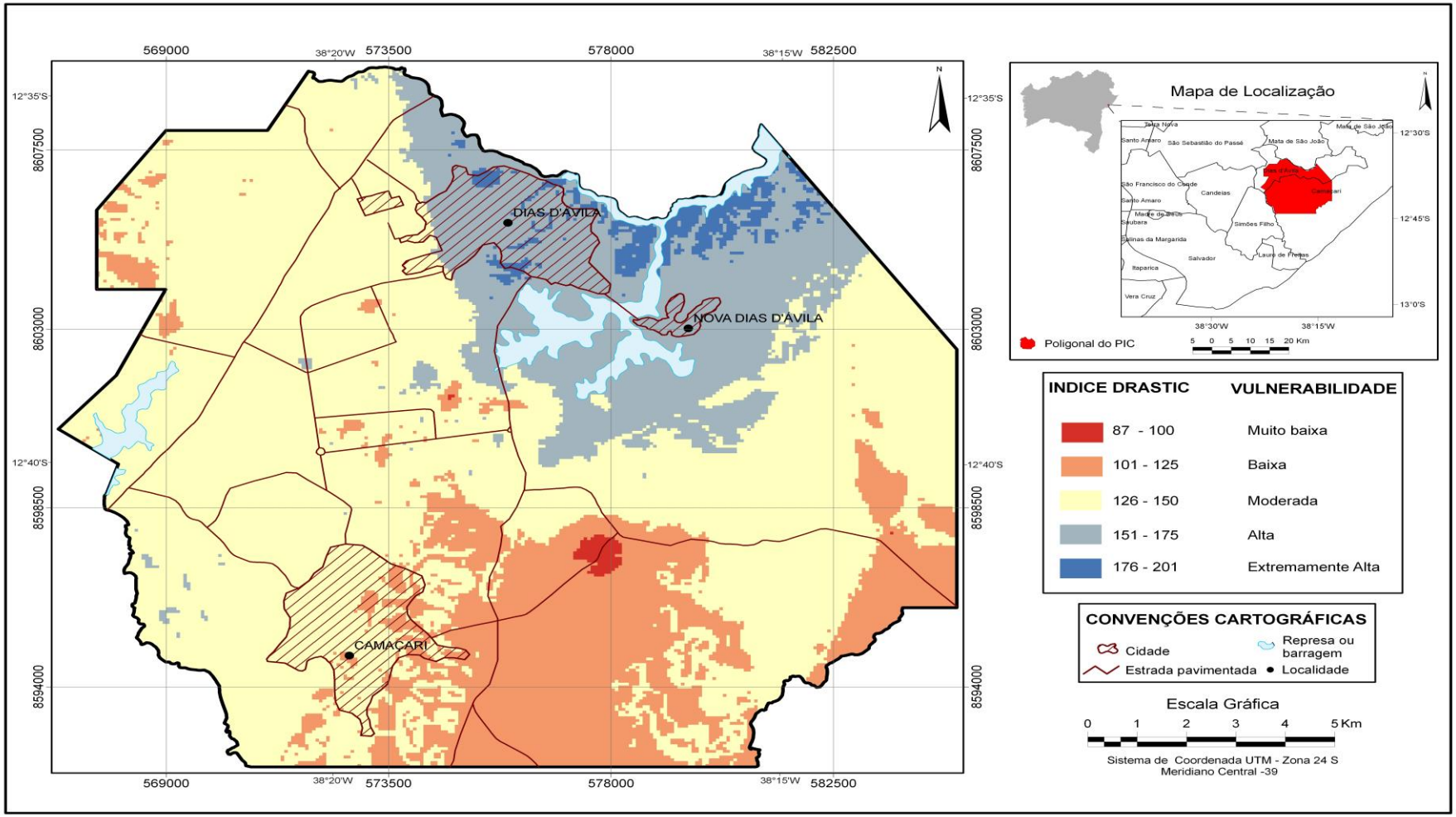
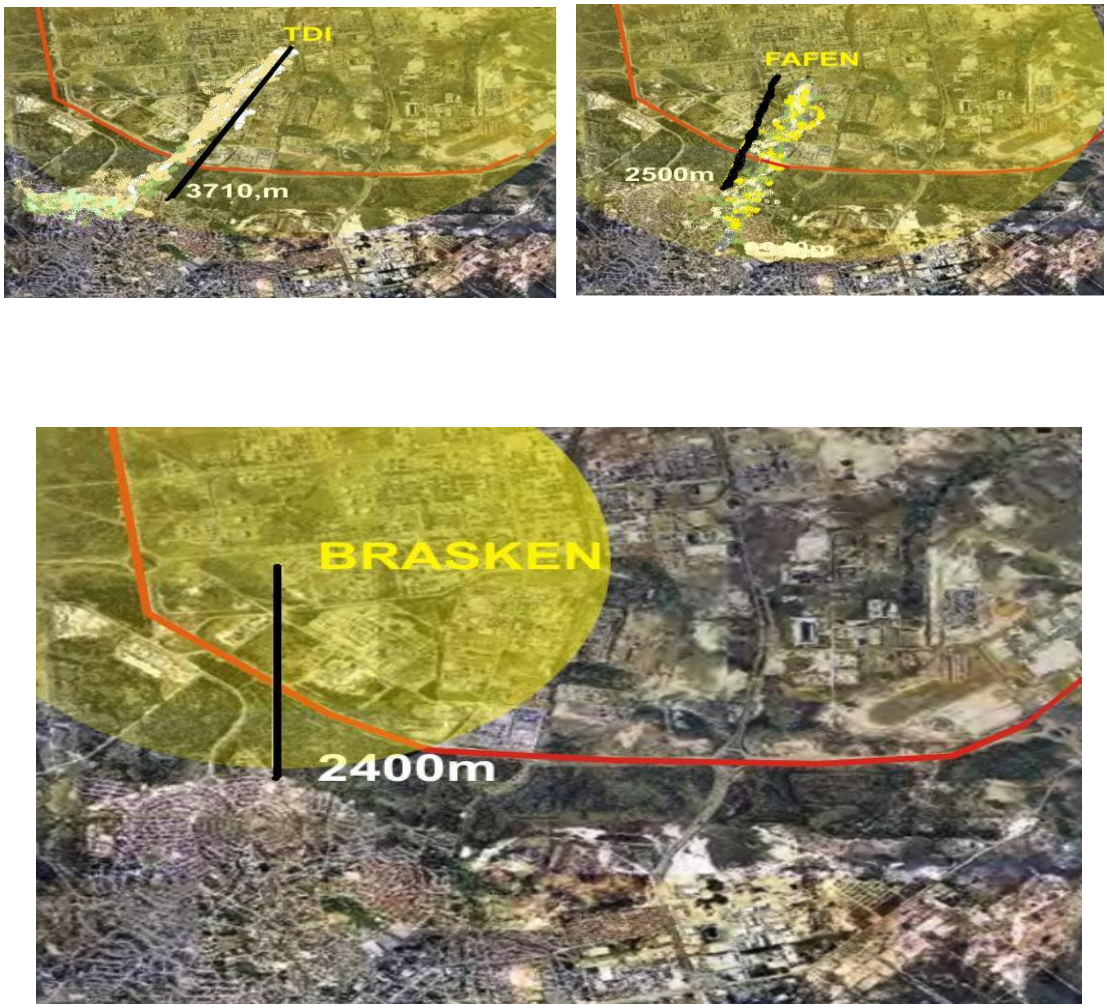


Figura 20 - Mapa de vulnerabilidade da porção superior do sistema aquífero da região de estudo (onde também está inserida a região de influência do Polo Industrial de Camaçari).

(Fonte: SANTOS, 2010



_____ Distância estimada da área industrial das empresas FAFEN (a), da DTI (b) e da Braskem (c) respectivamente à área urbana.

_____ Poligonal do Polo Industrial de Camaçari.

Figura 21 – Áreas urbanas de Camaçari com possível exploração de água subterrânea e próximas a áreas industriais do Polo Industrial de Camaçari, na Bahia.

(Fonte das imagens: THÉ, 2009)

Figura 22 ilustra de forma didática um esquema cronológico dos processos de uso e ocupação do solo que interagem com o ciclo hidrogeológico da região e o vem afetando, modificando principalmente o fluxo subterrâneo e potencializando, consequentemente, os riscos de contaminação desta água.

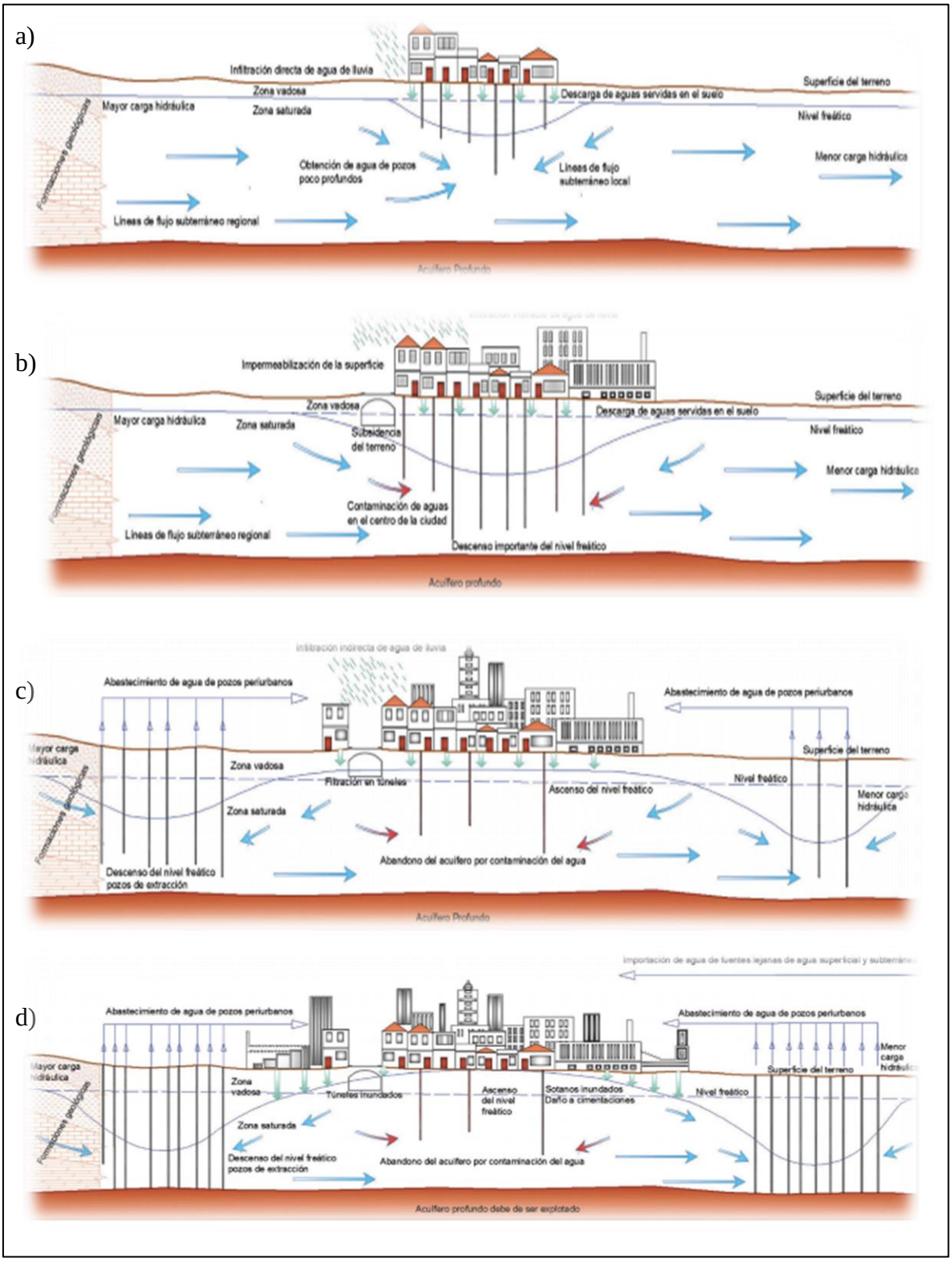


Figura 22 – Esboço do modelo conceitual dos impactos nas águas subterrâneas na região de estudo.

(Fonte: Modificado de FOSTER et al., 2001; LERNER, 2004; PÓRCEL; GÓMEZ, 2011)

Na década de 1970, a exploração da água subterrânea tinha como objetivo quase exclusivo suprir a população de Camaçari e do distrito Dias D´Ávila, emancipado desde 1985, quando foi definido politicamente que a empresa de metalurgia do cobre faria parte do seu território. Nesse período, o saneamento básico da região era incipiente ou praticamente inexistente; os esgotos domésticos eram lançados diretamente no solo ou em fossas sépticas conforme esquema ilustrativo apresentado na Figura 22a.

No biênio 1976-1977 o polo industrial de Camaçari foi implantado trazendo melhorias socioeconômicas, tais como: emprego, renda, infraestrutura educacional e algumas externalidades ambientais decorrentes do aumento da densidade demográfica e dos impactos negativos inerentes às atividades industriais, como o lançamento de efluentes industriais e domésticos nos mananciais superficiais da região e a disposição inadequada de resíduos sólidos em áreas tecnicamente não apropriadas para essa finalidade. Nesse período, houve maior demanda da água subterrânea tanto para atender às necessidades das cidades quanto às das indústrias, acarretando diminuição das profundidades dos níveis da água e muitas áreas com evidências de induções de contaminantes para as águas subterrâneas e confirmações de detecções desses nos mananciais hídricos superfícies da região. A falta de legislações ambientais tanto na esfera estadual como na federal contribuíram para esses efeitos. A Figura 22b esquematiza essa situação.

No período compreendido entre os anos de 1990 e 2010 o processo crescente de industrialização e de urbanização manteve-se bastante acelerado. A população de Camaçari e Dias D’Ávila atingiu duzentos e quarenta e dois mil novecentos e setenta habitantes e sessenta e seis mil quatrocentos e quarenta habitantes, respectivamente. Embora a água subterrânea continuasse sendo explorada intensamente, verificou-se que no final da década de 2000, em algumas áreas industriais, estava havendo recuperação gradativa dos níveis naturais da água, motivada pela paralização de poços na década de 90, provavelmente indutores de contaminações de substâncias com origem nas áreas industriais. Por outro lado, nas áreas urbanas e em outras áreas industriais, com a implantação de novos poços com projetos para explotar maiores vazões, está havendo um aprofundamento dos níveis da água e interferências entre poços, que já começavam a serem observadas com ampliação de gradientes verticais descendentes, ambos intensificando a chegada de contaminações para níveis mais profundos. Nas cidades, os esgotos domésticos com cargas orgânicas maiores e com presença de contaminantes de natureza diversas continuavam sendo lançados nos corpos hídricos superficiais.

Embora com cumprimento das condicionantes ambientais legais em vigor, a implantação de programas de reúso de água por algumas indústrias, de programas de faxina para eliminar as fontes primárias, de programas de remediação nas indústrias onde havia passivos ambientais e as melhorias nos programas de monitoramento, alavancaram uma visão mais consciente da importância da água subterrânea no desenvolvimento da região. Entretanto, as taxas de bombeio continuaram crescentes, principalmente nas periferias da região. A Figura 22c busca representar a condição do uso intenso da água subterrânea na região nesse período e os efeitos das fontes de contaminação em sua qualidade.

A Figura 22d caracteriza a situação atual do modelo de exploração de água subterrânea na região, com áreas sendo exploradas intensamente, evidenciando que a recarga está menor do que o volume explorado, às vezes, principalmente nas áreas urbanas e nas novas captações localizadas na parte Norte e Oeste da região. Inversões de fluxo subterrâneo têm sido verificadas em algumas áreas de captação com fluxos descendentes e modificações na qualidade da água também foram constatadas, decorrente de passivos ambientais localizados em algumas áreas industriais. A demanda da água é crescente, embora conflitos envolvendo esse recurso ainda não tenham sido registrados. Danos ecológicos têm sido identificados como a redução das vazões caudais e das planícies de inundação dos principais mananciais superficiais.

Com relação às principais fontes de contaminação (reais e potencias) para as águas subterrâneas, o Quadro 7 sintetiza grupos por atividade e ocupação do uso do solo.

Atividade	Fonte de contaminação (potencial e real)	Principais grupos de contaminantes
Agricultura	Deságue de abatedouro/matadouro, currais e pocilgas, atividade agropecuária e reflorestamento.	Nitrato, pesticidas, fósforo e patógenos.
Comercial	Lavagem de veículos leves e pesados, cemitérios, posto de gasolina, cerâmicas, ferro velho, lavanderias industriais, comércio de produtos fitossanitários, linha férrea, estrada de rodagem.	Hidrocarbonetos aromáticos (BTEX), hidrocarbonetos clorados (alifáticos e aromáticos), metais pesados, fármacos, patógenos e necrochorume.
Industrial	Curtume, oficinas mecânicas, fundição/usinagem/esquadrias, extração mineral, indústrias químicas e petroquímicas, indústria petrolífera, efluentes industriais, bacias de detenção, oleodutos, gasodutos e aterros industriais.	Metais pesados, sais inorgânicos e orgânicos, hidrocarbonetos aromáticos (BTEX), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), hidrocarbonetos clorados (alifáticos e aromáticos), organonitrogenados e pesticidas.
Residencial/ Urbana	Fossas sépticas, jardinagem, efluentes domésticos, aterros de residuos sólidos e hospitalares e lixões.	Vírus, coliformes, bactérias, fármacos, fertilizantes, nitrato, pesticidase produtos de cuidados persoais (PCPs).

Quadro 7 – Fontes potenciais e reais de contaminação para as águas subterrâneas da região.

(Fonte: SANTOS; OLIVEIRA, 2007, atualizado pelo autor)

CAPÍTULO 6

INDICADORES E ÍNDICES DE QUALIDADE DE ÁGUA: CONCEITO, CRITÉRIOS, DESENVOLVIMENTO E USO

6.1 Indicadores e índices de qualidade de água

Avaliar a qualidade da água a partir de um grande número de parâmetros é complexo pelas diversas características das variáveis envolvidas, por exemplo, toxicidade dos parâmetros, concentração, método analítico e comportamento da mistura de parâmetros constituintes. As avaliações baseadas na simples comparação individual da concentração de um determinado parâmentro detectado com um padrão de qualidade estabelecido não fornecem um resumo global sobre as tendências temporais e espaciais na qualidade geral da água (OTT, 1978; ABBASI; ABBASI, 2012). Para integrar esses dados de qualidade e fornecer aos gestores e tomadores de decisão informações sobre o estado geral da água vários indicadores e índices de qualidade da água têm sido desenvolvidos. Os indicadores de qualidade de água representam de forma concisa os resultados de aplicações estatísticas, matemáticas ou computacionais das avaliações sobre a qualidade da água, que integram um sistema de base de dados, permitindo a disseminação de informações sobre o assunto, a avaliação e a comunicação aos diversos atores da sociedade, inclusive aos tomadores de decisão sobre o status da qualidade da água de um ecossistema ou de um manancial (MARANHÃO, 2007).

O índice é um número ou uma relação numérica (um valor em uma escala de medida) derivado de uma série de fatos observados. No contexto hídrico, atualmente, o

emprego de índices representa uma tendência mundial e eles são criados a partir da combinação dos valores de concentração de vários parâmetros avaliados na água. Há uma enorme quantidade de índices desenvolvidos para avaliar a qualidade da água para seus diversos usos (OTT, 1978; ABBASI; ABBASI, 2012). Como exemplo de índices desenvolvidos recentemente para avaliar a qualidade das águas subterrâneas, podem ser citados o Sistema de Avaliação da Qualidade ds Águas Subterrâneas (SEQ – *Eaux Souterraines*) (CADILHAC; ALBINET, 2003), o Índice de Qualidade Natural de Águas Subterrâneas (IQNAS) (OLIVEIRA et al., 2007), o Índice de Qualidade de Água Subterrânea Bruta (IQASB) (ALMEIDA, 2007) e o Índice de Qualidade de Água Subterrânea para Consumo Humano ($IQAS_{\mathbf{CH}}$) (MENEZES, 2009).

O termo "indicador" descreve uma univariável, um número absoluto, uma série estatística ou um parâmetro. Permite também acompanhar ao longo do tempo informações, muitas vezes relacionadas com o significado das tendências das condições de um fenômeno. Um exemplo de indicador relacionado à água é o nível de tratamento de águas residuais, por meio do qual se pode categorizar, por exemplo, águas não tratadas, com tratamento primário, secundário ou terciário (DUNN, 2009).

Por outro lado, um "índice" é formado por multivariáveis, ou seja, um agregado de números que incorpora uma série de componentes. Um índice, muitas vezes, é formado por uma série de indicadores. Como exemplos, tem-se: Índice de Qualidade de água (IQA), Índice *Dow Jones* de preços no mercado de ações e Índice UV de radiação ultravioleta (DUN, 2009; ABBASI; ABBASI, 2012).

Os termos "indicador" e "índice", apesar de seus diferentes significados, são frequentemente usados como sinônimos. "Indicador" costuma ser usado como um termo genérico que pode incluir índices, referências e medidas de desempenho ou valores. São tidos como bons indicadores aqueles de fácil acesso, de fácil entendimento, oportuno, relevante, confiável, consistente, transparente, rigoroso e desenvolvido pensando no usuário.

Geralmente a formulação dos indicadores ambientais segue o modelo da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE), elaborado em 1977, e denominado de modelo “Pressão-Estado-Resposta”. Ele serve para avaliar as tensões que afetam os ecossistemas, a resposta de mudanças dos ecossistemas e as ações sociais para prevenir e reduzir o estresse (MARANHÃO, 2007).

O desenvolvimento de um indicador ou de um índice envolve três etapas, conforme apresentado na Figura 23 e descritas a seguir de forma sucinta:

1. Etapa do Projeto: consiste na identificação das questões e dos problemas; no estabelecimento das prioridades e dos critérios; e na avaliação da disponibilidade dos dados;

2. Implementação: nesta etapa o indicador ou índice é testado e aperfeiçoado antes de ser aplicado e ter seus resultados publicados;

3. Avaliação: esta última etapa é fundamental para garantir que o indicador ou índice continue a atingir o seu objetivo (DUNN, 2009).

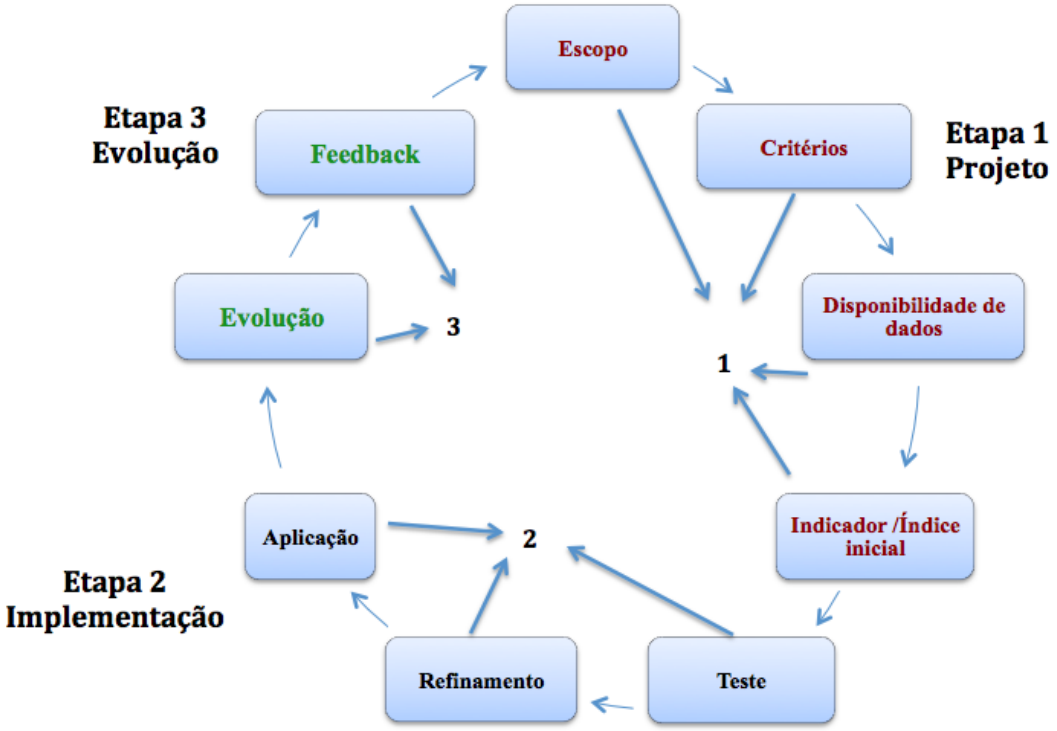


Figura 23 – Etapas a serem seguidas na construção de indicadores e índices.

(Fonte: DUNN, 2007 adaptada pelo autor)

Conforme Maranhão (2007), os indicadores e índices usados no planejamento e na gestão de recursos hídricos devem ser selecionados pelos seus usuários de forma a atender às demandas identificadas. Ele destaca algumas de suas funções:

1. Monitorar a qualidade, a quantidade e os efeitos decorrentes da implementação dos programas e projetos conduzidos, assim como o progresso e o cumprimento das metas fixadas;

2. Sinalizar a necessidade de corrigir o curso de programas e projetos sempre que o desvio desses se tornar excessivo;

3. Estabelecer normas regionais, globais ou mesmo locais (exemplo: o IQA de determinado aquífero urbano utilizado no abastecimento humano de determinada região terá que apresentar permanentemente o valor indicador da qualidade da água segundo o padrão de potabilidade para consumo humano);

4. Determinar o impacto de ações empreendidas ou situações existentes.

A água, como qualquer recurso natural, exige ações de planejamento e de gestão para subsidiar o seu uso sustentável. O processo tem início com a coleta de dados, obtidos, neste caso, a partir do monitoramento da sua qualidade, medindo variáveis químicas, físicas e biológicas. Posteriormente, esses dados servirão para orientar na tomada de decisões.

O caminho entre o monitoramento e a decisão de intervir ou não, percorre várias etapas, desde a coleta de dados e sua consolidação – agregando ou integrando – até a geração de informações, que podem ser representadas na forma de indicadores ou de índices de qualidade.

Na escolha ou no desenvolvimento de um indicador ou de um índice para qualquer finalidade, mesmo aceitando conviver com algum tipo de limitação, segundo vários autores (HART, 1999, JANNUZZI, 2002 apud MARANHÃO, 2007; DUNN; 2009), as premisssas apresentadas no Quadro 8, abaixo, devem ser observadas:

(continua)

Relevância	Capacidade de informar mudanças de aspectos, propriedades ou características significativas no monitoramento.
Base conceitual e validade científica	Necessidade de inserção em algum modelo conceitual do sistema ao qual é aplicado e do uso de métodos de determinação aceitos no mundo científico e facilmente compreensíveis.
Acessibilidade e confiabilidade dos dados	Os dados devem ser acessíveis, confiáveis e passíveis de utilização com mínimo tratamento ou transformação.
Tempestividade	Capacidade de ser determinado e prover uma informação oportuna e tempestiva, ou seja, velocidade de transformação enquanto há tempo para julgar e agir.
Sensibilidade	Os estimadores estatísticos utilizados devem ter a capacidade de ser sensível para detectar as mudanças decorrentes de pressões ou respostas, mas não demasiadamente a ponto de ser afetado pela dispersão intrínsica aos processos naturais.
Agregabilidade e desagregabilidade	Flexibilidade quanto à escala de observação e análise, permitindo o agrupamento ou reagrupamento dos dados que originaram, segundo diferentes níveis de agregação. Essa propriedade está relacionada com a rastreabilidade, a acessibilidade e a confiabilidade.
Viabilidade econômica	Atendimento à função custo-benefício. Os custos e benefícios têm grande importância porque os recursos com monitoramento de onde são extraídos os dados são sempre escassos e por issso devem ser usados de forma eficiente.
Robustez	Habilidade em fornecer valores confiáveis e úteis mesmo quando houver pertubações externas, tais como: contaminação dos dados obtidos por erros grosseiros, arredondamentos, erros de agrupamento ou afastamento da distribuição amostral teórica admitida.
Suficiência	Capacidade de encerrar e traduzir em si mesmo todo o espectro de informações, respeitando o tema que representa.

(conclusão)

Abrangência espacial e temporal	Necessidade de um grau adequado de cobertura da população a que se refere. A abrangência focaliza as escalas temporal e espacial de cobertura do índice. Índices podem ter abrangência ou cobertura internacional, nacional, regional ou local. Também podem informar sobre mudanças a longo, médio ou curto prazo. Na determinação e leitura de um índice devem ser compatibilizadas as escalas temporal e espacial em que são considerados bem como as metodologias e periodicidade de aquisição de dados, como as mudanças dos processos que ele registra, para que possa ser regularmente atualizado e exibir as tendências do processo no tempo e no espaço.
Inteligibilidade e comunicabilidade	Eles devem ser inteligíveis e claros não só quanto ao valor, mas também quanto ao conteúdo. Portanto, de fácil comunicação e compreensão para o público, mesmo leigo.
Rastreabilidade	Todos os dados e metodologias utilizadas na formulação devem ser rastreáveis a qualquer tempo de modo que os interessados possam acessá-los.

Quadro 8 - Premissas a serem observadas na formulação de um indicador ou de um índice de qualidade de água.

(Fonte: HART, 1999, JANNUZZI, 2002 apud MARANHÃO, 2007; DUNN; 2009).

No caso da elaboração de um índice de qualidade de água, com relação aos critérios utilizados, Ott (1978) aponta que deve ser observado se:

1. É de fácil aplicação;
2. Estabelece um equilíbrio razoável entre simplificações excessivas e complexidade técnica;
3. Confere uma compreensão da importância dos dados que ele representa;
4. Inclui variáveis amplas e rotineiramente medidas;
5. Inclui variáveis que tenham efeitos claros sobre a vida aquática, uso recreacional ou ambos;
6. Inclui substâncias tóxicas;

7. Pode incorporar novas variáveis;
8. É baseado em limites recomendados e padrões de qualidade;
9. É desenvolvido a partir de um raciocínio lógico, científico ou de procedimentos;
10. É testado em uma série de áreas geográficas;
11. Mostra concordância razoável com a opinião pública;
12. Mostra correlação razoável com as medidas biológicas da qualidade da água;
13. É admissional;
14. Tem um alcance claramente definido;
15. Exibe propriedades estatísticas desejáveis, que permitem interpretações probabilísticas;
16. Evita eclipse (ou seja, não permite que o cálculo matemático do índice esconda o teor inaceitável de um ou mais parâmetros do índice);
17. Mostra a sensibilidade a pequenas alterações na qualidade da água;
18. É aplicável para mostrar tendências ao longo do tempo, para comparações entre diferentes locais e para fins de informações públicas;
19. Inclui orientações sobre como lidar com os valores ausentes (parâmetros não medidos);
20. Tem as limitaçõeses do índice claramente documentadas.

Portanto, um índice de qualidade de água é uma ferramenta que resume grandes quantidades de dados da qualidade de água de um manancial, obtidos através de programas de monitoramento de forma simples e objetiva. Tem como função comunicar o status da qualidade da água para a população usuária e auxiliar os gestores e formuladores de políticas desse recurso nas tomadas de decisão consistentes.

Outra característica a ser observada é o tipo de uso preponderante a ser dado à água e, uma questão, seria a necessidade de se priorizar no seu cômputo parâmetros específicos e representativos do local onde o manancial está sendo estudado. Os valores de concentração

desses parâmetros são comparados com as diretrizes ou com os padrões de qualidade de água do órgão responsável pela legislação de qualidade da água ou devem seguir outras legislações, quando os objetivos específicos do local não estiverem disponíveis ou quando não houver legislação definida (ABBASI; ABBASI, 2012).

Portanto, para que um IQA expresse de forma mais representativa o máximo da real condição de qualidade de um manancial, é imprescindível especificar os objetivos do desenvolvimento e a aplicação do índice, especificamente no que diz respeito à sua composição, à normalização dos dados, à escolha das formulações matemáticas e aos pesos atribuídos (ABBASI; ABBASI, 2012).

No item 6.3 será apresentada uma síntese sobre a evolução histórica na avaliação de água através de índices de qualidade, principalmente na avaliação das águas subterrâneas.

6.2 Passo a passo para a construção de índice de qualidade de água

Segundo Abbasi e Abbasi (2012), índices de qualidade de água podem ser formulados de duas formas: crescente, quando o valor do índice aumenta com o grau de poluição (aumentando a escala do índice) e decrescente, quando o valor do índice diminui com o grau de poluição (diminuindo a escala do índice, ou seja, atribui-se índice 1,0 para o pior valor e índice 0,0 para o melhor valor). Eles destacam quatro etapas para o desenvolvimento de um índice, abaixo listados e, na sequência, explicados:

1. Seleção de parâmetros;
2. Formulação de subíndices (consiste na transformação dos parâmetros escolhidos expressos em diferentes unidades e dimensões em uma escala comum);
3. Atribuição dos pesos para todos os parâmetros ou variáveis;
4. Agregação dos subíndices para a consolidação de um índice final.

1. Seleção de parâmetros

Segundo esses autores, é impossível considerer todos os parâmetros constituintes de uma água na formulação do índice final de qualidade. Por isso, deve-se priorizar aqueles que sejam representativos para o uso proposto e também coerentes com a disponibilidade dos dados. Segundo eles, diferentes especialistas e usuários finais podem ter diferentes percepções sobre a importância de um parâmetro *vis a vis* uma determinada utilização final. Também os critérios de aceitabilidade variam de região para região, tornando a etapa da seleção de parâmetros crucial na construção do índice, pois envolve incertezas e subjetividades. Para garantir a inclusão dos parâmetros mais representativos no índice, a experiência do pesquisador, o conhecimento das características da área e do manancial hídrico para que está sendo desenvolvido o índice, e o seu propósito devem estar sintonizados, pois a variação qualitatiava da água reflete uma função multivariada das condições hidrogeológicas, antrópicas, climatológicas, dentre outras da área de estudo.

De modo a reduzir as incertezas, várias metodologias são utilizadas no desenvolvimento de índices de qualidade de água, desde métodos de pesquisa de opinião entre especialistas, como o Método *Delphi*[8], e métodos estastísticos até combinações de ambos.

Numa tentativa de reduzir a subjetividade na seleção de parâmetros, as abordagens estatísticas têm sido utilizadas, embora elas possam levar a resultados errados, já que selecionam parâmetros com base na frequência da ocorrência, estabelecendo, muitas vezes, correlações de causa e efeito, ocorridas ao acaso, por vezes. São de uso corrente na literatura a Análise da Matriz de Correlação (MC), a Análise de Componentes Principais (ACP), a Análise Fatorial (AF) e outras (OTT, 1978; BOLLMANN; MARQUES, 2000).

[8] Consiste na aplicação de questionários a especialistas de determinadas área do conhecimento, que respondem a uma série de questões. Os resultados dessa primeira fase são analisados calculando-se a mediana e a amplitude interquartílica. A síntese dos resultados é comunicada aos membros do grupo que, após tomarem conhecimento, repondem novamente. As interações continuam até que um consenso ou quase consenso seja obtido. Portanto, é um método intuitivo e interativo. Os especialistas não devem conhecer a composição do grupo nem tampouco devem trocar informações entre si. Dessa forma, tenta-se evitar influências tendenciosas nas escolhas e pontuações (MASSAUD, 2014).

2. Formulação de subíndices

Diferentes parâmetros de qualidade de água ocorrem em diferentes níveis de concentração, apresentam diferentes comportamentos e são expressos em diferentes unidades. Portanto, antes de formular o índice, todas as concentrações dos parâmetros devem ser normalizadas para uma única escala, geralmente começando com zero e terminando em um, embora algumas escalas de índices tenham o intervalo de zero a cem (ABBASI; ABBASI, 2012).

Os subíndices servem para uniformizar os dados, e é o método mais empregado para a padronização, embora a lógica *fuzzy* seja também utilizada (MENEZES, 2009).

Na maior parte dos índices, diferentes funções matemáticas são utilizadas para calcular os subíndices de diferentes variáveis poluentes. Tais funções podem consistir em simples multiplicador ou na variável poluente elevada a uma potência. São possíveis ainda, outras relações funcionais. Após serem calculados, os subíndices são geralmente agregados por meio de algum tipo de função de agregação para formar o índice final (ABBASI; ABBASI, 2012).

Ott (1978 apud BOLLMANN; MARQUES 2000), Abbasi e Abbasi (2012) citam um grande número de funções matemáticas que expressam as diversas composições das condições de qualidade da água, tais como: linear, linear segmentado, não linear, não linear segmentado e mistas (linear e não linear). A Figura 24 mostra graficamente algumas daquelas que apresentam comportamento linear (contínuas ou segmentada), seguida das respectivas explicações:

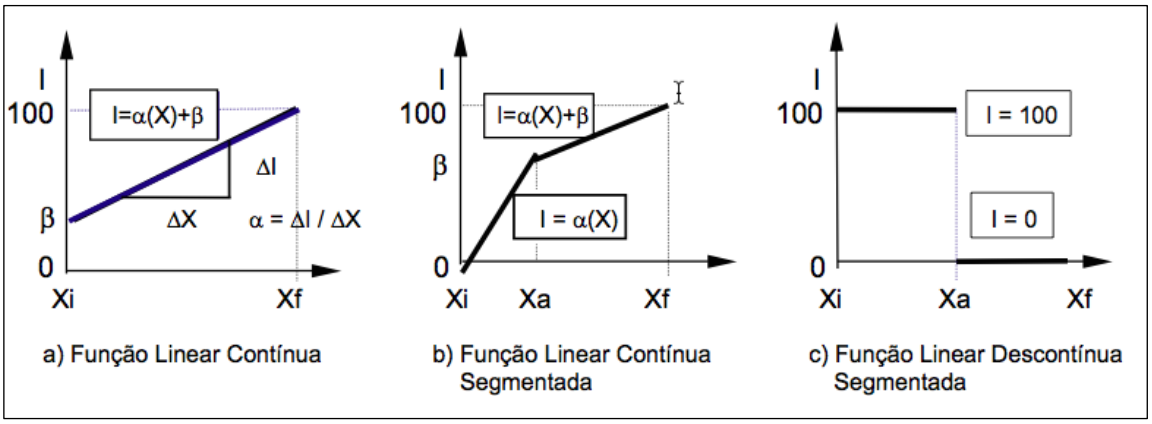


Figura 24 - Funções lineares utilizadas para a determinação de subíndice.
(Fonte: BOLLMANN; MARQUES, 2000, modificada de OTT, 1978)

Função linear contínua: É uma equação linear I= αx + β onde I é o subíndice; x, a variável poluente; e os coeficientes α e β, constantes. Esta função permite uma relação direta entre o subíndice e a variável poluente. Ela tem sido muito utilizada para a determinacão de subíndices normalizados. Ao coeficiente angular α da reta pode ser atribuído valor negativo nos casos em que esteja mensurando uma grandeza não conforme com a qualidade da água. Bollmann e Marques (2000) citam, como exemplo, a presença de coliformes fecais na água de consumo humano.

Função linear segmentada: Esta função consiste em dois ou mais segmentos de linhas. Ela oferece mais flexibilidde do que a função linear contínua e é usualmente utilizada para incorporar limites diferencidos recomendados nos padrões de qualidade de água. O índice de Horton (1965), por exemplo, utilizou subíndice linear segmentado para o subíndice oxigênio dissolvido: I = 0 para x < 10% de saturação de oxigênio, I = 30 para valor de x entre 10 e 30% de saturação e I + 100 para x > 70% de saturação.

Função não linear: Ocorre quando a relação causa-efeito não varia linearmente, conduzindo a uma curvatura quando traçados num gráfico. Tais funções não lineares são de dois tipos básicos: função implícita e explícita. Funções implícitas geralmente resultam de curvas empíricas obtidas a partir de um processo em estudo. Já as funções explícitas, são

resultados de uma equação matemática (ABBASI; ABBASI, 2012). Um exemplo emblemático da função implícita é a composição do Índice de Qualidade de Águas estabelecida pela *National Sanitation Foundation*, quando foi solicitado que os especialistas envolvidos no processo da consulta representassem a função graficamente, sem atribuir equações à variação dos parâmetros selecionados (BOLLMANN; MARQUES, 2000).

Função não linear segmentada: Consiste de segmetos de linha similar à função linear segmentada, mas com pelo menos um segmento não linear. Normalmente, cada segmento é representado pela equação diferente que se aplica ao longo de uma faixa específica da variável poluente. Para exemplificar a sua aplicação, cita-se o Índice de Prati et al. (1971) para o subíndice pH com quatro segmentos (Tabela 7):

Segmento	Faixa	Função
1	$0 \leq x \leq 5$	$I = -0{,}4x^2 + 14$
2	$5 \leq x \leq 7$	$I = -2x + 14$
3	$7 \leq x \leq 9$	$I = X^2 - 14x + 49$
4	$9 \leq x \leq 14$	$I = -0{,}4x^2 + 11{,}2x - 64{,}4$

Tabela 7- Segmento, faixas e funções utilizadas no Índice de Qualidade Prati et al. (1971).

(Fonte: ABBASI; ABBASI, 2012)

3. Atribuição dos pesos para todos os parâmetros

Após a seleção do elenco de parâmetros para o cálculo do índice de qualidade, ainda permanece uma tarefa importante: a atribuição dos pesos para os parâmetros escolhidos. Dentre os parâmetros selecionados, alguns têm maior importância. Alguns índices assumem igualdade de peso para todos os parâmetros, mas na sua maioria os pesos são diferenciados, mesmo apresentando um grau de subjetividade nesse procedimento. Segundo Abbasi e

Abbasi (2012), o método *Delphi* minimiza, de certa forma, essa subjetividade e aumenta a credibilidade. Para muitos autores esse método apresenta muita subjetividade dos painelistas, além de ser uma formulação considerada demorada, resultando no baixo uso, atualmente.

4. Agregação dos subíndices para a consolidação de um índice final

Uma vez que os subíndices foram calculados, é hora de agregá-los para a obtenção do índice final. Os autores Ott (1978), Bollmann e Marques (2000) e Abbasi e Abbasi (2012) citam o emprego de vários métodos, bem como exemplificam experiências do uso desses agregadores, como: agregação aditiva, na qual a função somatória é usada (Σ) através da média aritmética (exemplo: Índice de *Horton*, 1965; BROWN et al., 1970, PRATI et al., 1971); agregação multiplicativa, na qual emprega-se a função produtório (Π), por exemplo, através da média geométrica simples ou harmônica (exemplo: WALSKI; PARKER, 1974; BHARGAVA, 1985); agregação lógica, na qual são empregadas combinações dos operadores máximo ou mínimo (exemplo: SMITH, 1990), da raíz quadrada da soma dos pesos (exemplo: INHABER, 1975) ou da raíz quadrada da média harmônica (exemplo: DOJLIDO, 1994).

As formulações de agregação citadas não são as únicas empregadas na criação de índices, ao contrário, muitas outras têm sido utilizadas, como a lógica *fuzzy*, a análise fatorial, a análise de componentes principal e outras abordagens híbridas.

Na perspectiva desta tese serão comentadas as estruturas de agregação mais frequentes encontradas na literatura pesquisada. Contudo, vale lembrar que as diferentes técnicas de agregação podem levar a diferentes soluções. A maioria desses métodos são relativamente simples e geralmente seu embasamento teórico estatístico não é abrangente, por isso, cabe adotar aquela que mais se adequa ao propósito do índice de qualidade que está sendo desenvolvido. Abaixo, segue breve comentários sobre algumas estruturas de agregação:

Agregacão aditiva:

Os valores numéricos dos parâmetros selecionados ou dos seus subíndices são agregados através da função somatória **(Σ),** cuja equação pode ser expressa por:

$$I = \sum_{i=1}^{n}(Ii) \quad \textbf{(5)}$$

Onde:

I = Índice de qualidade da água que se quer calcular

Ii = I-ésimo parâmetro selecionado ou seu subíndice normalizado

n = Número de parâmetros selecionados para compor o índice

Outra alternativa utilizada nessa formulação é agregar os pesos dos parâmetros selecionados considerando sua importância relativa ou sua frequência de ocorrência. A partir dessa aborgagem, a formulação matemática pode ser expressa por:

$$I = \sum_{i=1}^{n}(Ii.wi) \quad \textbf{(6)}$$

Onde:

wi = Peso do i-ésimo parâmetro considerado e geralmente sua soma é igual a unidade, ou seja:

$$\sum_{i=1}^{n}(wi) = 1 \quad \textbf{(7)}$$

Bollmann e Marques (2000) citam formulações de agregação aditiva mais robustas apresentadas genericamente como:

a) $I = [\sum_{i=1}^{n}(li)^{p}]^{1/p}$ **(8)**

Onde p > 1

Podendo ser passíveis de ponderações, através de pesos *wi*, produzindo o caso mais geral, conforme mostrada na equação abaixo:

b) $I = I = [\sum_{i=1}^{n}(li.wi)^{p}]^{1/p}$ **(9)**

A partir desta equação pode-se derivar as médias quadráticas (p = 2 e wi = i/n) ou harmônicas (p = -1 e wi = 1/n). Esses autores sinalizam que há uma tendência do uso da forma aditiva ponderada para enfatizar a maior ou menor importância de um parâmetro na composição final do índice.

Agregação multiplicativa:

A função produtório (Π) é a estrutura usada para agregação, cuja formulação mais utilizada é a média geométrica não poderada. Segundo Bollmann e Marques (2000), é expressa pela equação:

$I = [\prod_{i=1}^{n}(Li.wi)^{p}]^{1/p}$ **(10)**

Onde:

p = n e wi = 1 sendo que $\sum_{i=1}^{n}(wi) = 1$ **(11)**

Máximo ou Mínimo Operador

A agregação pelo operador máximo consiste na escolha dos maiores valores de um conjunto de dados, o qual será o representante na composição final do índice, cujo cálculo é expresso na seguinte equação:

$$I = MAX\{I_1, I_2, I_3..., I_n\}, \quad \textbf{(12)}$$

Onde:

I = Índice calculado

I_n = Subíndices ou os valores dos parâmetros que foram selecionados.

De forma similar o operador mínimo resgata os menores valores de um conjunto de dados e sua equação é a seguinte:

$$I = MIN\{I_1, I_2, I_3...,I_n\} \quad \textbf{(13)}$$

Ott (1978), Bollmann e Marques, Abbasi e Abbasi (1978; 2012) discutem algumas vantagens e desvantagens dessas formulações de agregação na perspectiva de ocorrência dos fenômenos de ambiguidade e de eclipse. Trata-se de ambiguidade quando todos os subíndices indicam a qualidade de água aceitável, mas o índice final mostra a qualidade como não aceitável. Já o fenômeno de eclipse acontece quando o índice não excede o nível crítico (valor inaceitável), apesar de um ou mais dos subíndices excederem. Outro fenômeno observado é denominado rigidez e se manifesta quando surge a necessidade de se adicionar outros parâmetros (que ressaltem as preocupações da região) ao cálculo do índice, mas o modelo de agregação usado não permite.

Para Abbasi e Abbasi (2012), a formulação aditiva possibilita que o índice final projete má qualidade da água, mesmo quando nenhum parâmetro individual esteja abaixo do nível aceitável, gerando, assim, regiões de ambiguidade. Bollmann e Marques (2000) indicam a necessidade de cuidados no caso da agregação multiplicativa, pois o índice final pode ser zero caso um único subíndice exiba resultado zero. Esses autores afirmam que os operadores Máximo e Mínimo não apresentam zonas de ambiguidade ou de eclipse. Abbasi e Abbasi

(2012) ressaltam a importância da utilidade da aplicação desses operadores para os casos em que se deseja respostas se pelo menos um dos parâmetros selecionados violar o valor estabelecido pelo padrão de qualidade que está sendo utilizado.

Bollmann e Marques (2000) mostram a discussão apresentada por Ott (1978) para as possíveis ocorrências de zonas de ambiguidades e eclipse nas formulações de agregações do tipo aditiva e multiplicativa, como será exposto a seguir.

Conceitualmente, Ott (1978) considerou apenas duas variáveis (X1 e X2), a partir das quais demonstrou o resultado dos cálculos dos subíndices I_1 e I_2 padronizados em uma escala de zero a cem unidades, através da forma aditiva não ponderada (Figura 25a) e ponderada (Figura 25b). Na forma sem ponderação ocorre a região ambígua, em que a somatória dos índices I_1 e I_2 apresenta valor absoluto maior do que cem, o que não necessariamente significa uma situação em que qualquer valor de I_1 ou I_2 tenha extrapolado o limite de cem pontos, mostrando, portanto, uma qualidade de água inaceitável. Para minimizar essa região ambígua, o autor aplicou coeficientes de pesos apropriados para "p" progresivamente maiores. Com esse procedimento, à medida em que o valor de "p" aumenta, a região ambígua é reduzida, como pode ser visualizado na Figura 26.

Na forma aditiva ponderada a região ambígua desaparece, mas ocorrem as regiões de eclipse 1 e 2, subestimando a condição da qualidade da água. Essas podem ser minimizadas pelo uso da função da média quadrática, como mostrado na Figura 27.

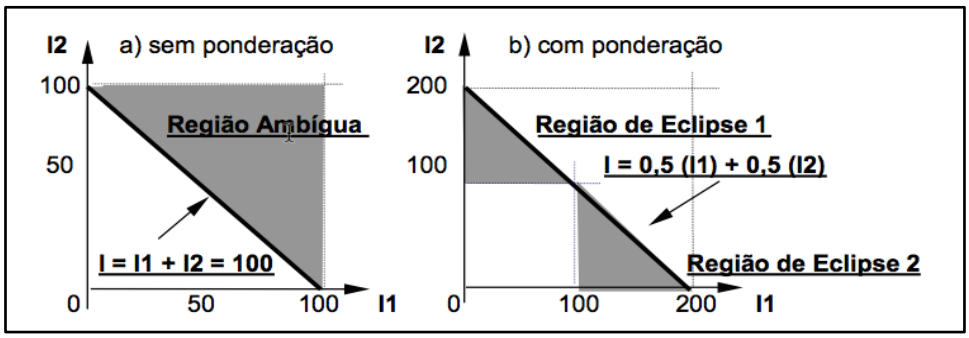


Figura 25 - Regiões ambíguas e de eclipse.

(Fonte: OTT, 1978 apud BOLLMANN;MARQUES, 2000)

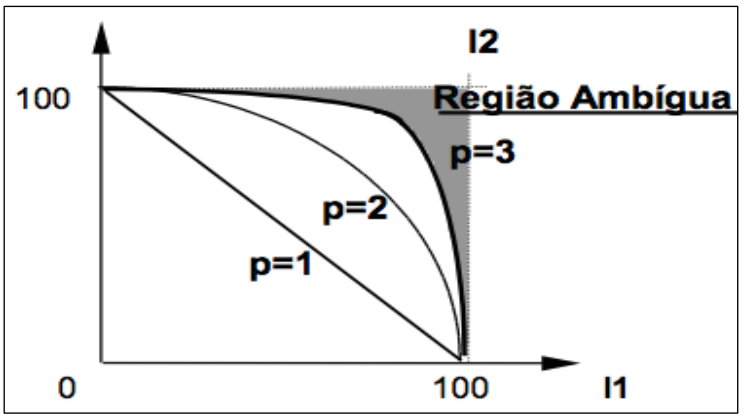


Figura 26 - Variação da região ambígua em função da variação do coeficiente "p" ($I_1^p = I^p)^{1/p}$.

(Fonte: OTT, 1978 apud BOLLMANN; MARQUES, 2000)

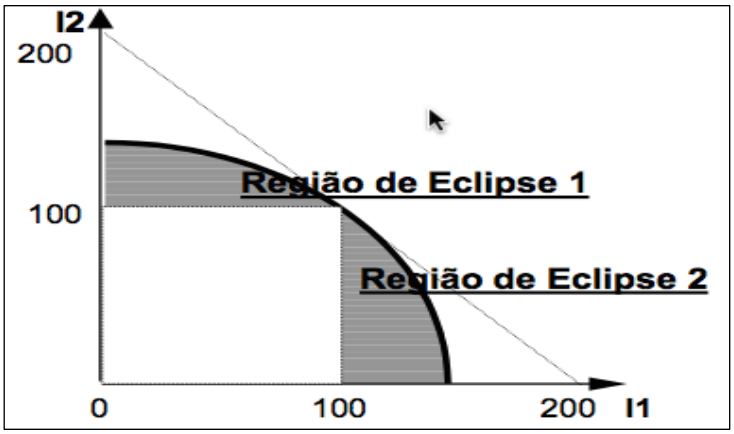


Figura 27 - Redução das regiões de eclipses 1 e 2.

(Fonte: OTT, 1978 apud BOLLMANN; MARQUES, 2000)

6.3 Síntese evolutiva do desenvolvimento e da aplicação de índice de qualidade de água

O conceito de qualidade para categorizar a água segundo o seu grau de pureza é antigo, tendo sido introduzido na Alemanha, em 1848, como uma ferramenta para indicar se o estado da água era bom ou ruim, com base na presença ou ausência de certos organismos (TERRADO, et al., 2010; LUMB et al, 2011; ABBASI; ABBASI, 2012). Nesse mesmo período, a importância da qualidade da água para a saúde pública foi reconhecida no Reino Unido, quando John Snow (1854) identificou que o surto epidêmico de cólera ocorrido em uma área restrita de Londres, nas ruas próximas a Broad Street, Golden Square e adjacências,

era responsável pela morte de muitas pessoas, e estava relacionado à veiculação hídrica, pois a origem de água de abastecimento daquela população era uma fonte inadequada.

Um dos primeiros índices biológicos de qualidade de água foi o índice sapróbico (SI), proposto em 1909, por Kolkwitz e Marsson. Ele foi definido para refletir os distintos estados de deterioração e a progressiva recuperação das comunidades de organismos como resposta aos efeitos da presença de carga orgânica poluidora no corpo d'água (ARISTIZÁBAL, 2014).

A partir desses marcos, vários outros índices têm sido desenvolvidos e aplicados por todo o mundo, cada um com suas especificidades, de forma a classificar a qualidade da água de vários tipos de mananciais hídricos (superficial ou subterrâneo) e seus usos, considerando as diferentes regiões.

Para uma melhor compreensão da história do desenvolvimento e da construção desse instrumento, será apresentada uma síntese com as principais experiências no período compreendido entre as décadas de 1960 e 2010 (Quadro 9). Na sequência, será apresentado com maior ênfase aquelas já desenvolvidas e aplicadas na avaliação da qualidade de água subterrânea, principalmene para uso no abastecimento humano

(Continua)

Década	Índice	Objetivo	Local de aplicação	Características gerais	Referência
1960	HI Horton's Index	Avaliação geral da qualidade da água.	USA	Precursor dos modernos índices de qualidade de água. Premissas básicas estabelecidas pelo autor: número de variáveis limitado, a fim de garantir a praticidade; variáveis com significado em todas as áreas; e variáveis refletindo a disponibilidade de dados. Foi o primeiro a usar escala numérica para representar a gradação dos níveis de qualidade da água e não inclui nenhum contaminante tóxico.	(HORTON, R.K. 1965 apud LUMB A. et al .,2011; ABBASI; ABBASI, 2012; ALMEIDA, 2012)
1970	NSF WQI National Sanitation Foundation WQI	Avaliação geral da qualidade da água.	USA	Alguma similaridade com o Índice desenvolvido por Horton. Índice numérico construído com base no método *Delphi* (*). Estabelecido como premissa básica para a presença de compostos tóxicos e/ou pesticidas com concentração > 0,1mg/L: o índice de qualidade automaticamente terá registro zero.	(BROWN et al., 1970 apud OTT, (1978); LUMB et al., 2011; ABBASI; ABBASI, 2012; ALMEIDA, 2012)
	Nemerow e Sumitomo Pollution Index	Avaliação geral da água.	USA	Avaliação da qualidade da água através de um Índice de Poluição. Inclui três tipos de uso da água: contato humano (água para fabricação de bebidas e natação), contato indireto (pesca, processamento de alimentos e agricultura) e contato remoto (navegação, resfriamento industrial e atividades de recreação). Os autores recomendam o uso de quatorze parâmetros para o cálculo do índice.	(NEMEROW, N.L.; SUMITOMO, 1970 apud OTT, 1978; ABBASSI; ABBASI, 2012).

1970	Prati's Index	Avaliação da qualidade da água.	Europa (Ferrara, Itália)	Avaliação da qualidade da água através de um Índice de Poluição. Todos os valores de concentração dos poluentes foram transformados em níveis de poluição e expressos matematicamente em novas unidades.	(PRATI, L. et al.,1971 apud ABBASI; ABBASI, 2012).
	Deininger e Landwehr's PWS (Serviço Público de Água) Index	Avaliação da água para uso humano.	USA	Estabelecimento de um índice de água para abastecimento público usando onze parâmetros de manancial superficial e treze para manancial subterrâneo. Duas funções agregadas foram consideradas: uma aditiva e outra média geométrica. Em ambas foram computadas as onze e as treze variáveis.	(DEININGER; LANDWEHR, 1971 apud ABBASI; ABBASI, 2012)
	Dinius' WQI Index	Avaliação de custos sociais com o controle da qualidade da água.	USA (Alabama)	Sistema de contabilidade social com o desenvolvimento de onze equações de subíndices para avaliar a qualidade da água através dos custos com os esforços para o controle da poluição e seus impactos.	(DINIUS, 1972 apud ABBASI; ABBASI, 2012).
	Walski & Parker's index	Avaliação da qualidade da água para recreação.	USA (Nashville, Tennessee)	Índice desenvolvido especificamente para avaliar a qualidade de água para recreação (natação e pesca). Quatro categorias de variáveis foram consideradas: aquelas que afetam a vida (oxigênio dissolvido, pH e temperatura); as que afetam a saúde (coliformes); as que afetam o gosto e o odor (número limite de odor) e aquelas que afetam a aparência da água (turbidez, graxas e cor).	(WALSKI; PARKER, 1974 apud ABBASI; ABBASI, 2012).

1980	EQI	Avaliação do estado trófico da água.	USA	O Índice de qualidade ambiental foi desenvolvido para avaliar as águas dos Grandes Lagos da América do Norte. Nove variáveis foram consideradas no cálculo do índice, assim distribuídas: parâmetros físicos (P), químicos (C), biológicos (B) e tóxicos (T). Foi utilizado na projeção da eficácia da limpeza dos Grandes Lagos, projeto bilionário para a recuperação das águas.	(STEINHART et al., 1981 apud LUMB et al., 2011).
	Bhargava's Index	Avaliação da qualidade da agua para consumo humano.	Índia- (Delhi)	Foi o primeiro índice reportado por um autor asiático sobre a qualidade de água, exclusivamente para o abastecimento humano. As variáveis foram divididas em quatro grupos: o primeiro engloba concentrações de coliformes, o segundo inclui substâncias tóxicas e metais pesados, todos com efeito tóxico cumulativo, o terceiro abarca os parâmetros que causam efeitos físicos na água (odor, cor e turbidez) e o último inclui substâncias orgânicas e inorgânicas não tóxicas- (sulfato, cloretos, ferro, zinco, manganês, cobre total e STD etc). Usou como padrão de referência para o cálculo do índice o estabelecido para qualidade de água potável da USEPA, referência 1982.	(BHARGAVA, 1985 apud LUMB et al., 2011, ABBASI; ABBASI, 2012).

1980	Diniu's Index (Segundo)	Avaliação da qualidade da água.	USA	Sistema para avaliação da qualidade da água com incorporação de parâmetros que indicam poluição. Esse índice inclui doze variáveis (OD, DBO, coliformes totais, E.coli, pH, alcalinidade, dureza, cloreto, condutividade elétrica, temperatura, cor e nitratos) para seis tipos de usos da água: abastecimento humano, recreação, pesca, maricultura, agricultura e indústria.	DINIUS, 1987 apud LUMB et al., 2011; ABBASI; ABBASI, 2012; ALMEIDA, 2012).
	Contamination Index Cd	Avaliação e mapeamento do grau de contaminação da água subterrânea.	Finlândia	Esse índice foi aplicado em duas áreas com condições geológicas e naturais diferentes: Finlândia e Eslováquia. Os parâmetros utilizados para a avaliação da qualidade da água subterrânea refletiram os efeitos antropogênicos e naturais de cada uma. O cálculo é feito para cada amostra tomando como base a soma dos fatores de contaminação das variáveis individualmente e que estão acima dos valores permitidos pela legislação utilizada. Esse índice sumariza os efeitos combinados de vários parâmetros de qualidade considerados perigosos para o consumo humano.	(BACKMAN et al ., 1998).
	Swamee e Tyagi's Index	Agregação de subíndies de parâmetros de qualidade de água.	Índia	Proposta de um conjunto de equações para agregação de subíndices de parâmetros de qualidade de água para facilitar a adaptação aos programas computacionais, evitando eclipes e ambiguidade.	(SWAMEE; TYAGY, 2000 apud ALMEIDA, 2012)

1980	Smith Index	Avaliação da qualidade da água para diversos usos.	Nova Zelândia	Índice híbrido, formado por dois tipos de índices comuns: expertise de especialistas e padrões de qualidade de água. Avalia quatro tipos de uso da água: geral, banho público regular, abastecimento de água e desova de peixes. Utilizou-se o método Delphi para a seleção dos parâmetros e para a elaboração de subíndices. Utiliza o método de operador mínimo e não o de produtório ou somatório.	(SMITH, 1987 apud ABBASI; ABBASI, 2012).
	Viet e Bhargava's Index	Evolução da qualidade da água.	Ásia (Rio Saigon)	Índice desenvolvido para diversos usos. É baseado no Índice de Welski-Parker com pouquíssimas modificações. Quando o uso da água é para cultura de peixes ou vida aquática as variáveis consideradas são: temperatuda, cloretos, oxigênio dissolvido e DBO.	(VIET; BHARGAVA, 1989 apud ABBASI; ABBASI, 2012).
1990	ATI Index	Avaliação da saúde dos ecossistemas aquáticos.	Sul da África (Rio dos Elefantes)	Índice de Toxidez Aquática desenvolvido para ser indicador de ecossistemas aquáticos.	(WEPENER et al., 1992 apud ABBASI; ABBASI, 2012).
	IAWQ	Avaliação de qualidade de água subterrânea.	Israel	Índice desenvolvido para avaliar a qualidade de água subterrânea usando apenas os parâmetros cloreto e nitrato. Sua formulação permite seu uso em regiões com atividade industrial, onde os parâmetros metais pesados e orgânicos poderão substituir os propostos e servir como indicadores de qualidade de água.	(MELLOUL; COLLIN, 1998).

1990	GWQI Soltan	Avaliacão da água subterrânea.	Egito (Dakhla Oasis)	Índice desenvolvido para avaliar água subterrânea incluindo nove parâmetros, inclusive metais pesados (Cd, Cr, Ni e Pb).	(SOLTAN, 1999 apud ABBASI; ABBASI, 2012).
2000	OWQI Oregon Water Quality Indice	Avaliação geral da qualidade de água.	USA	A proposta do índice foi melhorar o entendimento da evolução da qualidade da água. Foi baseado na abordagem do NSF WQI e é utilizado para avaliação geral da qualidade da água.	(CUDE, 2001)
	CCME WQI	Avaliação da qualidade de água.	Canadá	Índice para avalição da qualidade da água baseado na combinação de três fatores: alcance (F1), frequência (F2) e amplitude (F3) das concentrações permitidas para os parâmetros analisados.	(CCME-CANADIAN OF THE ENVIRONMENT, 2001)
	BCWQI– British Columbia Water Quality Index	Avaliação da qualidade da água para multiusos.	Canadá	Desenvolvido para assegurar o atendimento dos limites de segurança da qualidade da água em áreas de atividade humana. Ele tem uma formulação matemática similar ao CCME WQI.	(CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2001)

2000	IAP	Avaliação da qualidade das águas brutas para abastecimento público.	Brasil (São Paulo)	O IAP avalia as variáveis consideradas no IQA – CETESB, as substâncis tóxicas e os parâmetros que afetam o padrão de qualidade organoléptico da água, com origem, principalmente, das fontes difusas. Esse índice é o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA e do Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO), no qual são considerados como Substâncias Tóxicas (ST): Potencial de Formação de Trihalometanos (PFTHM), número de células de cianobactérias, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel; e, como variáveis que afetam a qualidade organoléptica da água (SO): ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco. Para cada variável do ISTO são atribuídos valores de limite inferior, geralmente correspondente ao padrão de potabilidade na Portaria 2914/2011, e um para limite superior, em geral correspondente ao padrão Classe 03 na CONAMA 357/05. Dessa forma, IAP = IQA x ISTO.	(CETESB, 2002 apud CETESB, 2013)
	Overall Index of Pollution OIP	Avaliar o status da qualidade de água.	Índia	Baseado no conceito do índice proposto por Prati et al (1971). Reflete o status de qualidade de água em termos dos efeitos dos parâmetros em análise na poluição. Esse índice foi testado pelos autores na avaliação do status da água de superfície, bem como na formulação de estratégias para o controle da poluição e definição de tratamento requerido para diferentes níveis. Utiliza esquema de classes de qualidade, às quais são atribuídos valores em progressão geométrica, em que o número designado como classe do índice indica o nível de poluição em termos numérico.	(SANGOANKAR; DESHPANDE, 2003; ABBASI; ABBASI, 2012).

2000	SEQ ESO	Avaliação da qualidade de água subterrânea.	França	Sistema de avaliação da qualidade das águas subterrâneas, incorporando os conceitos de alterações (poluição) e uso da água.	(CADILHAC; ALBINET, 2003)
	IQNAS	Avaliação da qualidade da água subterrânea.	Brasil (Bahia)	O índice da qualidade natural da água subterrânea foi aplicado nos vários domínios hidrogeológicos do estado da Bahia (sedimentar, metassedimentar, cárstico e cristalino) e foi construído com base no Índice de Qualidade da Água – CETESB.	(OLIVEIRA; NEGRÃO, 2004)
	IQAPVA	Avaliação da qualidade da água do Rio Atibaia.	Brasil (Campinas, São Paulo)	Índice desenvolvido com base no operador mínimo e para a proteção da vida aquática no Rio Atibaia, composto exclusivamente pelos parâmetros: amônia total e oxigênio dissolvido, representando um dos impactos ambientais da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos.	(SILVA; JARDIM, 2006)
	GWQI Stigter	Avaliação da qualidade da água subterrânea.	Portugal	Avalia a qualidade química e a potabilidade da água subterrânea sob a influência da agricultura. Apresenta uma metodologia na qual os dados são primeiramente distribuídos em três classes para cada um dos parâmetros envolvidos na avaliação. A primeira classe tem concentrações abaixo do nível de guia (GL). A segunda classe tem concentrações entre os valores da primeira e da terceira classe. Esta possui concentrações acima dos Valores Máximos Admissíveis (MAC). Utiliza o método de análise fatorial de correspondência.	(STIGTER et al., 2006)

2000	IQASB	Avaliação da qualidade das águas subterrâneas.	Brasil (Bahia)	Índice desenvolvio para ser aplicado aos aquíferos do estado da Bahia (IQASB - Índice da Qualidade da Água Subterrânea Bruta).	(ALMEIDA, 2007)
	GDWQI	Avaliação da qualidade da água.	Áustria	Índice global de qualidade de água elaborado para o atendimento das Metas para o Desenvolvimento do Milênio (MDGs), baseado na proposta do CCME-WQI.	(UNEP, 2007)
	Universal Water Quality Index UWQI	Avaliação da qualidade da água potável.	Turquia	Índice proposto para proporcionar um método simples para descrever a qualidade de água superficial usada no abastecimento humano. Ele fornece uma representação simples de variáveis complexas (físicas, químicas e biológicas) que governam a qualidade de todas as águas de superfície destinadas ao uso potável.	(BOYACIOGLU, 2007 apud ABBASI; ABBASI, 2012; BOYACIOGLU; GÜNDOGDU, 2013)
	$IQAS_{CH}$	Avaliação da qualidade da água subterrânea para consumo humano.	Brasil (Rio de Janeiro)	Índice desenvolvido para regiões de aquíferos cristalinos (fissurados) sob uso agrícola. Usou a técnica booleana para normalização dos dados. O programa interativo para calcular o índice foi concebido no *Visual Basic*, para a plataforma de *Microsoft Excel*, de forma a facilitar a interface do índice com os usuários da água.	(MENEZES, 2009)

2010	GWQI Iran	Avaliação da qualidade da água subterrânea.	Irã (Qazvin)	Índice desenvolvido para avaliar a qualidade das águas subterrâneas com base na abordagem do NSF –WQI. Foi desenvolvido para identificar as áreas potencialmente adequadas da província de Qazvin com boa qualidade de água subterrânea para o abastecimento humano.	(SAEEDI, M. et al., 2010)
	IPAS Indicador de Potabilidade das Águas Subterrâneas	Avaliação da qualidade da água subterrânea quanto à potabilidade.	Brasil	Representa o percentual das amostras de águas subterrâneas em conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria do Ministerio da Saúde.	(CETESB, 2010)
	GWQI	Avaliação da qualidade da água subterrânea.	Gana	Índice desenvolvido para avaliar a hidroquímica da Formação Geológica Voltaian visando sua adequação para o consumo humano.	(YIDANA; YIDANA, 2010)
	e-IQUAS	Avaliação da qualidade da água subterrânea aplicável aos múltiplos usos.	Brasil	Índice que flexibiliza a seleção de parâmetros e os múltiplos usos da água, e utiliza padrões de qualidade recomendado por organismos nacionais e internacionais. Foi construído para uso livre em portal de software público.	(ALMEIDA, 2012)

2010	FWQI Fuzzy Water Quality Index	Avaliação da qualidade de água para consumo humano em área rural.	Irã	Índice desenvolvido aplicando a lógica *Fuzzy* para avaliação da qualidade de água subterrânea para consumo humano, incluindo metais tóxicos e não tóxicos. Foi utilizado a inferência *fuzzy*, resultado da combinação da lógica *fuzzy* com sistemas especialistas.	(NASR et al., 2013)
	GWQI – IASI	Avaliação da variação espacial da qualidade da água subterrânea em área urbana.	Romênia	Índice computacional desenvolvido com base nas abordagens do índice de Horton (1965; Brown et al .,1972). O parâmetro oxidabilidade (*) foi incluído nos cálculos do índice e mostrou alta relevância nos resultados. A análise estatística multivariável foi usada para indicar a influência da área urbana na qualidade da água subterrânea.	(OIST, 2014)

*Oxidabilidade: ensaio que permite a determinação indireta do teor de matéria oxidável presente numa água, sendoo resultado expresso em oxigênio consumido.

Quadro 9 - Evolução histórica de avaliação de qualidade de água através de índices de qualidade, entre as décadas de 1960 e 2010.

(Fonte: Autoria própria)

A importância de índices de qualidade de água para expressar a quantidade dos compostos presentes tem sido reconhecida em todo o mundo e várias formulações e modelos já foram propostos e aplicados. Eles são baseados em medidas de concentrações de parâmetros físicos, químicos e também biológicos.

A maior diferença entre as várias formulações dos índices de qualidade de água está na forma de integração estatística e de intrepretação dos valores dos parâmetros. Uma abordagem totalmente diferente foi adotada pelo Índice de Qualidade de Água Canadense, também conhecido como Índice do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME-WQI). Esse índice tem sido adotado por muitos países e também pelo Programa Ambiental das Nações Unidas, desde 2007, como o Índice de Qualidade de Água Global (GDWQI) (LUMB et al., 2011).

6.4 Índices notáveis de qualidade de água, inclusive para avaliação de águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público

Antes de descrever alguns índices desenvolvidos e aplicados na avaliação da qualidade das águas subterrâneas utilizadas no abastecimento humano se faz necessário descrever com mais detalhes dois métodos desenvolvidos para a avaliação da qualidade de água superficial, considerados precursores dos métodos atuais de desenvolvimento de índice: *Horton's Índex* e *National Sanitation Foundation Índice* (NSF-WQI).

6.4.1 Horton's Index

Coube a R. Horton, pesquisador alemão, a elaboração do primeiro Índice de Qualidade de Água (IQA), desenvolvido para a ORSANCO (*Ohio River Vallery Water Sanitation Comisson*).

O HI- Horton's é composto por oito parâmetros (OD, pH, coliformes fecais, alcalinidade, cloreto, condutividade elétrica, tratamento de esgoto (percentual da população atendida) e Carbono Extraído por Clorofórmio (CCE)) e baseia-se em um somatório ponderado de subíndices, divididos pelo somatório dos pesos e multiplicado por dois coeficientes, que consideram a temperatura e a poluição evidente de um curso d'água (HORTON, R.K. apud MENEZES, 2009; LUMB et al., 2011; ABBASI; ABBASI, 2012; ALMEIDA, 2012). As premissas básicas estabelecidas pelo autor são três: número de variáveis limitado, a fim de garantir a praticidade; variáveis com significado em todas as áreas; e variáveis refletindo a disponibilidade de dados. Não

inclui nenhum contaminante tóxico e foi o primeiro a usar escala numérica para representar a gradação dos níveis de qualidade da água.

A Equação 14 mostra a formulação matemática para se calcular o índice:

$$\text{HI-Horton's} = \left(\frac{C1w1+C2w2+\ldots+Cnwn}{w1+w2\ldots wn}\right)\text{M1M2} \quad \textbf{(14)}$$

Onde:

HI- Horton's = Índice de Qualidade de Água, variando de 0 a 100

Ci = Pontos de avaliação para a variável "i", um número de 0 a 100

Wi = Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro

M1 = Coeficiente para ajustar o índice em relação à temperatura,

M = 1 se T < 34ºC e M1 = 0,5 se T > 34ºC

M2 = Coeficiente para ajustar o índice em relação às condições de poluição

M2 = Coeficiente que reflete a poluição aparente

M2 = 1 se sólidos sedimentáveis forem < 0,1ml/L e

M2 = 0,5 se sólidos sedimentáveis forem > 0,1ml/L

Os pesos (wi) ficaram distribuídos da seguinte forma: OD = 4, pH = 4, tratamento de esgoto = 4, coliformes fecais = 2, alcalinidade = 1 e Carbono Extraído com Clorofórmio (CCE) = 1.

6.4.2. *National Sanitation Foundation* WQI (NSF WQI) - IQANSFA

Esse índice foi desenvolvido em 1970 por um grupo de pesquisadores coordenado por Robert M. Brown, com o apoio da *National Sanitation Foundation* (NSF-USA). Por esse motivo, também é conhecido com "Índice de Brown". A sua estrutura tem similaridade com o HI-Horton's, porém, com maior rigor na seleção dos parâmetros.

Para a sua construção foi utilizado o método *Delphi*, sendo entrevistados cento e quarenta e dois especialistas em qualidade de água. Esses entrevistados, também denominados de painelistas, sugeriram os parâmetros que deveriam ser analisados, o peso que cada um deveria ser pontuado e o valor de cada parâmetro, de acordo com sua condição ou estado, numa curva média de variação de qualidade. Nove parâmetros

foram considerados como indicadores de qualidade de água: temperatura, pH, OD, Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$ = cinco dias, 20 ℃), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez. Essas curvas foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente. Foi também definido como premissa básica que o índice de qualidade automaticamente teria registro zero para a presença de compostos tóxicos e/ou pesticidas com concentração > 0,1mg/L (BROWN et al., 1970 apud LUMB et al., 2011; ABBASI; ABBASI, 2012).

O IQA-NSF é obtido pela soma dos subíndices ponderados como mostrados na Equação 15:

$$\text{IQA-NSF} = \sum_{i=1}^{n} wiqi \quad \textbf{(15)}$$

Onde:

IQA-NSF = Índice de Qualidade de Água Aditivo da NSF

wi = Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1 aplicado em função da sua relevância para a conformação total de qualidade.

qi = Subíndice ou qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração.

n = Número de parâmetros que entram no cálculo do IQA_{NSFA}

Alguns pesquisadores propuseram uma modificação no cálculo desse índice (LANDWEHR; DEININGER, 1976): o IQA-NSF obtido com a forma aditiva seria substituído pela forma multiplicativa (IQA-NSF), como apresentado na Equação 16, visando evitar possíveis resultados mascarados ocorridos quando um subíndice apresentava valores de qualidade de água extremamente baixos.

$$\text{IQA-NSF} = \prod_{i=1}^{n} qi^{\text{wi}} \quad \textbf{(16)}$$

Onde:

IQA-NSF = Índice de Qualidade de Água Multiplicativo da NSF, um número entre 0 e 100;

qi = Subíndice ou qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação da qualidade"

wi = Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um numero entre o e 1, sendo que :

$$\sum_{i=1}^{n} wi = 1$$

Onde: n = Número de parâmetro que entram no cálculo do IQA

Após o cálculo, um valor de zero a cem é obtido, onde zero representa uma péssima condição para a água e, cem, uma ótima qualidade, sendo possível classificar a amostra na escala de categorias de qualidade de água.

A função de agregação do IQA-NSF reduz resultados com efeitos de "eclipse" que costumam ocorrer quando o impacto negativo de algum dos parâmetros agregados em um único é atenuado. Entretanto, nesta função, quando os pesos são pequenos, o índice pode vir a ser demasiadamente não linear. Por outro lado, a ausência de alguns parâmetros dificulta e até inviabiliza sua aplicação, já que a inclusão de novos parâmetros não é simples (MENEZES, 2009; CETESB, 2013).

O IQA-NSF e suas modificações são usadas em várias partes do mundo, principalmente para avaliar água de consumo humano.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), desde 1975 vem utilizando esse índice nos seus diagnósticos de qualidade de água superficiais (águas interiores) do estado, com a finalidade de informar a qualidade básica das águas para o público geral e, recentemente, para o gerenciamento ambiental das vinte e duas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) do estado de São Paulo (CETESB, 2013). Os parâmetros considerados são os mesmos adotados pelo IQA-NSF, com uma pequena modificação: os coliformes termotolerantes são substituídos pela *Escherichia coli*, mas considerando-se a mesma curva de qualidade desenvolvida pela NSF para aquele parâmetro. Segundo estudos realizados

por essa empresa em 2008, existe uma correlaçãoo entre os resultados de ambas as análises. Foi verificado que em cada cem coliformes termotolerantes detectados em uma amostra havia oitenta representantes de *Echerichia coli*. Portanto, com a aplicação de um fator de correção de 1,25 sobre o resultdo de *E. coli* pode-se utilizar um valor equivalente da curva de coliformes termotolerantes (CETESB, 2013). A Figura 28 mostra as curvas de qualidade do IQA-NSF:

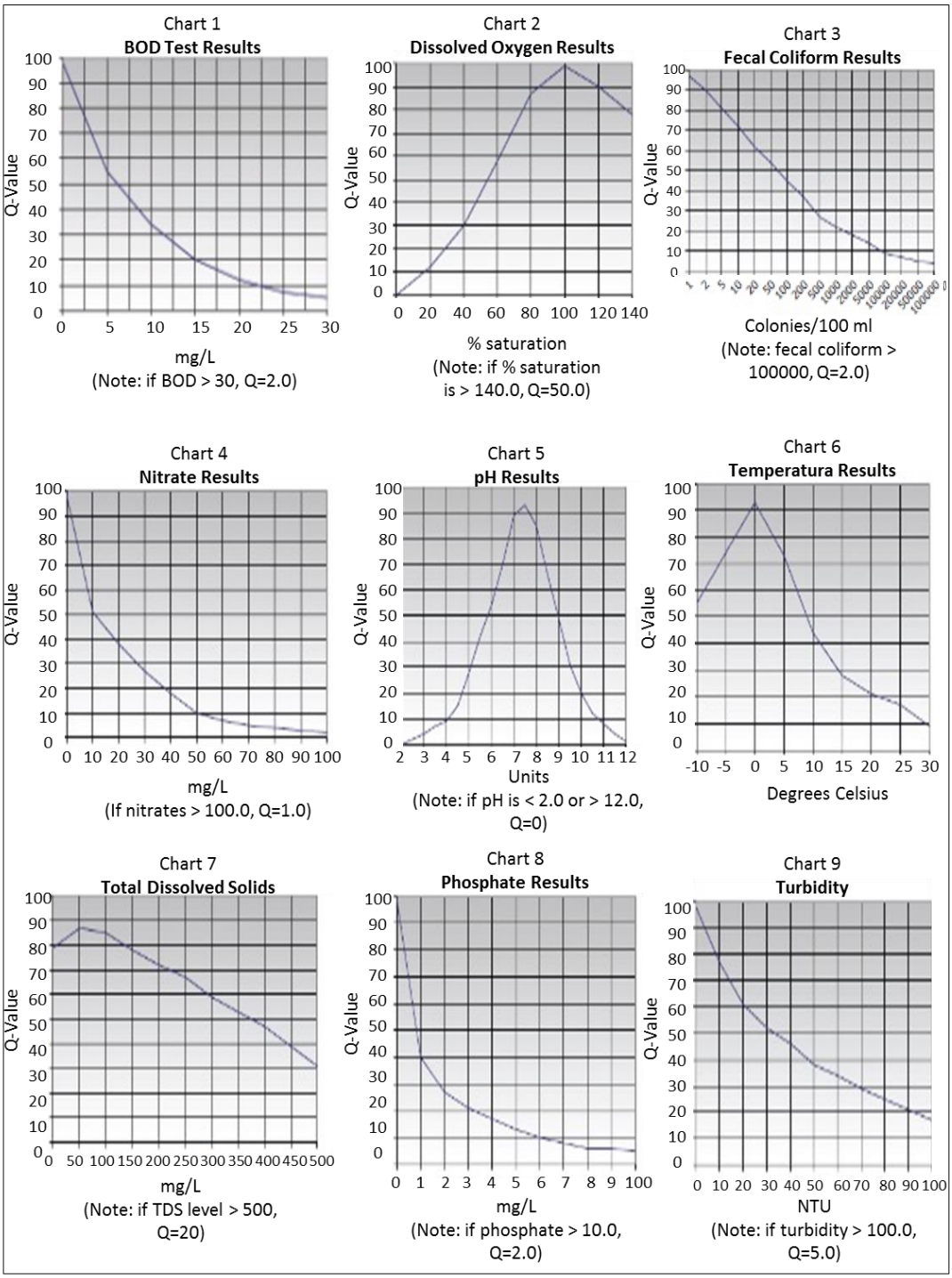


Figura 28 – Curvas de qualidade do IQA-NSF.
(Fonte: PATHFINDER SCIENCE, 2012 apud ALMEIDA, 2012)

A partir do ítem abaixo até o ítem 6.4.17.3 serão comentados de forma sucinta alguns índices que foram desenvolvidos para avaliar a qualidade de água subterrânea, além do IQA-CCME (CANADÁ, 2000 a) utilizado no Brasil na avaliação da qualidade desse tipo de manancial.

6.4.3 Índice do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment – Water Quality Index* – IQA-CCME)

O CCME – WQI é uma adaptação da fórmula do índice de qualidade de água do BCWQI (*British Columbia Ministery of Environment*, Lands and Parks) com incorporações do índice desenvolvido pela *Albert Environment* (CCME, 2001). Ele foi desenvolvido na década de 1990 por um grupo de pesquisadores canadenses conhecedores de qualidade de água. Seu desenvolvimento deveu-se à necessidade de agregar em uma ferramenta as várias métricas utilizadas por jurisdições e instituições canadenses para avaliação de qualidade de água (ALMEIDA, 2012).

A atual formulação do índice é baseada em uma combinação de três medidas ou fatores de conformidade ou de desvio de um padrão ou objetivo estabelecido para a qualidade de água desejada (abastecimento público, recreação, vida aquática e silvestre, irrigação, etc.). Cada um desses três fatores varia na escala de zero a cem e consiste em:

1. Alcance: abrangência do impacto causado por uma não conformidade (F1);
2. Frequência: frequência com a qual ocorreu a não conformidade (F2);
3. Amplitude: medição do quanto de desvio ocorreu entre o valor não conforme e aquele estabelecido pelo padrão de qualidade de água ou pelo objetivo escolhido (F3).

A junção desses três fatores cria um vetor em um espaço imaginário de não conformidade, cujo comprimento é dimensionado para o intervalo entre zero e cem. O valor de cem é subtraído da norma do vetor para produzir um índice de valor zero ou próximo a zero para a qualidade da água muito ruim, e próximo a cem para água de excelente qualidade.

A Figura 29 apresenta a representação gráfica do índice de qualidade de água calculado no espaço tridimensional pela soma vetorial dos três fatores (F1, F2 e F3). A mudança do valor do índice está diretamente proporcional às mudanças dos fatores (F1, F2 e F3) (TERRADO et al., 2010).

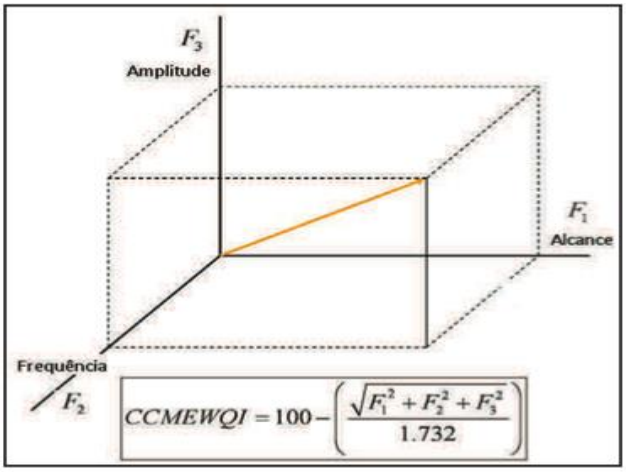


Figura 29 - Representação gráfica do índice de qualidade no espaço tridimensional pela soma vetorial dos fatores F1, F2, F3.
(TERRADO, 2010 apud ALMEIDA, 2012)

O CCME-WQI não define parâmetros específicos para sua aplicação, ao contrário, é flexível em relação ao tipo e à quantidade de parâmetros, ao período de monitoramento que está sendo avaliado e à natureza do manancial hídrico (superficiais ou subterrâneos, embora a maior frequência de seu uso esteja sendo em mananciais superficiais, como rios e lagos).

Os formuladores do CCME-WQI recomendam que no mínimo quatro parâmetros sejam amostrados pelo menos quatro vezes antes da utilização.

Para cada parâmetro são exigidos valores máximo e mínimo do padrão de qualidade da água ou se estabelece um objetivo de qualidade de água.

Outra recomendação dos autores é que os parâmetros e os objetivos forneçam informações relevantes sobre a área estudada e que somente possam ser comparadas as águas de mananciais avaliados considerando os mesmos objetivos, os mesmo padrões de qualidade e também que tenham os mesmos parâmetros avaliados no monitoramento.

Vantagens e desvantagens ao CCME–WQI foram atribuídas por diversos autores (TERRADO et al., 2010; TYAGI et al., 2013). As vantagens incluem: a flexibilização quanto à escolha dos parâmetros e dos objetivos de qualidade; adaptabilidade a diferentes requisitos legais e a diferentes usos da água; simplificações estatísticas de dados variados; e tolerância à falta de dados; como ferramenta adequada para avaliação da qualidade de água de um manancial e de clareza e inteligível para os gestores comunicarem ao público em geral sobre as condições da qualidade da água. Como algumas desvantagens esses autores citam: a falta de diretrizes sobre quais parâmetros devem ser utilizados para o cálculo do índice; a falta de orientação sobre as

concentrações específicas para cada região e para cada uso da água; a atribuição do mesmo nível de importância para todos os parâmetros no cálculo do índice; e o funcionamento inadequado do fator de alcance (F1) (que tem muito peso no índice), quando se dispõe de poucos parâmetros ou quando eles são fortemente relacionados. Outras limitações atribuídas se referem ao fato da responsabilidade da qualidade ser inteiramente do usuário do índice e às observações sobre as limitações relacionadas ao fator de alcance (F1) poderem ser compensadas com revisões no peso de cada fator na composição do índice.

Após a definição do manancial a ser avaliado, do período durante o qual se deseja avaliar, dos parâmetros, dos objetivos e/ou dos padrões de qualidade, a determinação do índice pode assim ser iniciada. Na sequência são indicados os passos, sendo o primeiro, o cálculo de cada um dos fatores (F1, F2 e F3) que compõe índice (CCME, 2011a).

O primeiro fator, F1 (Alcance), é resultado da razão entre a porcentagem dos parâmetros ou variáveis que estiverem em não conformidade com os objetivos (valores máximos de concentração estabelecidos) pelo menos uma vez durante o período de tempo observado, ou seja, os "parâmetros que falharam", e o número total de parâmetros ou variáveis medidas no monitoramento. Esse fator mede, portanto, a abrangência das não conformidades. A equação para o cálculo do F1 é expressa por:

$$F1 = \frac{(\text{Número de parâmetros não conforme}}{\text{Número de parâmetros medidos})} \times 100 \qquad \textbf{(17)}$$

O fator F2 (Frequência) representa a porcentagem de amostras individuais que não cumpriram os valores dos objetivos ou padrões definidos e é expressa pela equação:

$$F2 = \frac{(\text{Número de análises não conforme}}{(\text{Número de análises realizadas})} \times 100 \qquad \textbf{(18)}$$

O fator F3 (Amplitude) mede a magnitude pela qual os valores medidos das análises não atingem os seus objetivos, dado pelo cálculo da discrepância entre o valor observado e o valor desejado. Esse fator é calculado seguindo três passos:

Primeiro passo: Quando uma concentração individual difere do valor objetivo verifica-se um "desvio de direção", expresso das seguintes formas:

Quando o valor do teste não deve ultrapassar o valor objetivo (VMP) calcula-se a discrepância conforme a expressão:

$$\Delta\textbf{Discrepância} = \left(\frac{\text{Valor testado não conforme}}{\text{Valor objetivo}} - 1\right) \quad \textbf{(19)}$$

Quando o valor de teste não deve ser menor do que o valor objetivo:

$$\Delta\textbf{Discrepância} = \left(\frac{\text{Valor objetivo}}{\text{Valor testado não conforme}} - 1\right) \quad \textbf{(20)}$$

Segundo passo: Calcula-se a somatória dos valores das discrepâncias dos parâmetros divididos pelo número total de testes (análises), tanto os que cumpriram os objetivos como os não conformes. Esta variável é referida como a soma normalizada das discrepâncias, aqui denominada de SND (Soma Normalizada das Discrepâncias) e calculada pela expressão:

$$\text{SND} = \sum_{i=1}^{n} \Delta\text{Discrepância} \,/\, \text{Número total de testes} \quad \textbf{(21)}$$

Terceiro passo: Calcula-se o Fator F3 (Amplitude) como uma função assintótica que se adapta à soma normalizada das "discrepâncias de direção" dos objetivos (SND) para gerar um intervalo entre zero e cem:

$$\text{F3} = \frac{SND}{0{,}01\ x\ SND + 0{,}01} \quad \textbf{(22)}$$

Sendo SND = NSE (do original em inglês "*normalized sum of excursions*").

Após os três fatores serem calculados, o índice de qualidade é obtido pela regra da soma vetorial dos três fatores, ou seja, a soma dos quadrados de cada fator é, portanto, igual ao quadrado do índice ou vetor resultante. Dessa forma, o cálculo do índice é tratado como um espaço tridimensional definido por cada fator ao longo de um eixo. Com essa abordagem, o índice muda na proporção direta às mudanças nos três fatores.

A expressão para o cálculo é:

$$\text{IQA} - \text{CCME} = 100 - \left[\frac{\sqrt{(F1)^2+(F2)^2+(F3)^2}}{1{,}732}\right] \quad \textbf{(23)}$$

O fator 1,732, matematicamente igual a $\sqrt{3}$, surge para dimensionar o índice no intervalo entre zero e cem, tendo em vista que os fatores individuais do CCME-WQI podem chegar até cem, fazendo com que o comprimento do vetor possa chegar a 173,2 (LUMB, 2011; HALLIWELL, ANO; SHARMA, 2006). Assim, o tamanho do vetor pode atingir atingir $(100^2 + 100^2 + 100^2)^{1/2} = (30.000)^{1/2} = 173{,}2$ como máximo. O zero representa a situação "pior" da qualidade da água e o valor cem, "a melhor" qualidade da água.

O intervalo entre zero e cem é categorizado em cinco faixas de qualidade, atribuídas à água do manancial estudado, conforme mostra o Quadro 10**:**

Categoria	Faixa de valor	Qualidade da água
Excelente	95 - 100	Protegida. Muito próxima às condições naturais do manancial.
Boa	80 - 94	Protegida. Raramente diverge das condições naturais ou desejáveis para o uso definido.
Mediana	65 - 79	Ocasionalmente afasta-se dos níveis desejáveis ou das condições naturais do manancial.
Marginal	45 - 64	Frequentemente é ameaçada, afastando-se dos níveis naturais ou desejáveis.
Ruim	0 - 44	Geralmente está ameaçada, afastando-se dos níveis naturais ou desejáveis.

Quadro 10 - Categorização da qualidade da água pelo IQA-CCME.
(Fonte: CCME, 2001a)

6.4.3.1 Experiências no Brasil com a avaliação de qualidade de água subterrânea através do IQA-CCME

As experiências realizadas no Brasil utilizando o IQA-CCME na determinação da qualidade de mananciais subterrâneos mostraram, de um modo geral, a sua adequação para a avaliação desses recursos, muito embora seja pouco utilizado para esta finalidade.

Oliveira et al. (2012) avaliaram a qualidade das águas de aquíferos porosos

(aquífero sedimentar) do estado da Bahia, aplicando o IQA-CCME, e compararam com o Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas (IQNAS) desenvolvido por Oliveira et al. (2004). Verificaram que havia uma convergência entre os dois índices e indicaram necessidade de adequações para a utilização nas águas subterrâneas.

Menezes et al. (2013) avaliaram a qualidade de alguns aquíferos do estado do Rio de Janeiro, aplicando o IQA-CCME e utilizando os VMPs estabelecidos pela Resolução CONAMA 396/08. O índice foi calculado com duas composições: a) Na^{+}, Fe, Al, SO_4^{-2}, Mn, NO_3- e Cl^{-} ; e b) os parâmetros citados no item anterior mais: cátions, ânions, pH e coliformes termotolerantes. Os resultados das duas composições apresentaram diferenças. De forma geral, os autores concluíram que as águas do Sul do estado obtiveram os melhores índices, com cerca de 70% das amostras qualificadas dentro das classes “ótima” e “boa”. O oposto ocorreu com as águas do Noroeste e dos Litorais Norte e Leste, onde a maior parte das amostras foi classificada entre “regular” e “muito ruim”.

6.4.4 Índice de Qualidade de Aquífero (Index of Aquifer Water Quality – IAWQ)

Esse índice foi desenvolvido para avaliar de forma empírica a qualidade da água subterrânea em escala regional, podendo ser aplicado concomitantemente com a avaliação do índice de vulnerabilidade DRASTIC (modelo qualitativo de avaliação da vulnerabilidade da água subterrânea à poluição). Foi aplicado na região de Sharon (localizada na região metropolitana de Telaviv, Israel), onde o uso e a ocupação do solo são bastante intensos (aterros de resíduos domésticos, indústrias, assentamentos e *railways*). Além disso, o aquífero do tipo granular (meio poroso) é constituído por areias de dunas, arenitos, calcários, siltes e argilas intercaladas, do Pleistocênico, e bastante explotado para o abastecimento humano e a irrigação. Na formulação desse índice foram usados pelos autores apenas dois parâmetros tidos como indicadores de salinidade e poluição antropogênica, objetos do estudo: cloretos, por ser um parâmetro químico bastante conservativo na água, e nitrato, por ser um indicador de fontes de poluição orgânica com origem na agricultura, em efluentes domésticos e em chorumes de aterros domésticos. Entretanto, segundo eles, sua formulação permite seu uso em regiões com atividade industrial, onde os parâmetros metais pesados e orgânicos, por exemplo, podem substituir os utilizados na região e servir como indicadores de qualidade de água (MELLOUL; COLLIN, 1998).

Para efeito de gestão do aquífero subjacente a essa área, o Serviço

Hidrogeológico de Israel subdividiu-o em células de 2x2 km, além de células de 1x2 km nas proximidades à costa. Essa delimitação permitiu aos pesquisadores calcular o índice de qualidade e de vulnerabilidade para cada célula isoladamente.

O IAWQ é calculado como uma somatória de pesos multiplicado pelas respectivas classificações de vários parâmetros ***i*** para cada célula ***j***, conforme mostra a Equação 24**:**

$$\text{IAWQj} = \frac{C}{n}[\sum_{i=1}^{n}(Wri\ xYri)] \quad \textbf{(24)}$$

Onde:

C = Constante usada para assegurar a faixa de números desejados (Neste caso, C = 10)

n = Número de parâmetros químicos envolvidos. Este valor é incorporado ao denominador para calcular a média dos dados

Wri = Corresponde ao valor relativo de Wi/Wmax,

Onde:

Wi = Peso para um determinado parâmetro

Wmax = Peso máximo possível

O Wmax é um valor numérico dado a um parâmetro para caracterizar o seu impacto poluidor. Valores numéricos baixos definem potencial poluidor baixo, enquanto altos valores definem potencial poluidor elevado. O Wi deve ter um valor alto se o parâmetro for tóxico ou perigoso para a qualidade das águas subterrâneas.

Yri = Valor de Yi/Ymax, **(25)**

Onde:

Yi = Medida correlacionada a Xi (obtida de 23)

Ymax = Medida máxima, medidas para qualquer parâmetro (Ymax = 10)

$Yi = - 0{,}71xi^2 + 5{,}228xi + 0{,}484$

$Yi = - 0{,}71xi^2 + 5{,}228xi + 0{,}484$

Os valores de Wmax e Ymax são incorporados na Equação 24 para representar valores de W e Y como associado ao nível de referência, assim como para assegurar que os valores de IAWQ permaneçam em uma faixa de escala entre um e dez, a fim de avaliar o nível relativo de salinização e de poluição.

A fim de correlacionar os dados com padrões de qualidade globais, o valor de cada parâmetro, Pij (valores de campo de cada parâmetro i na célula j), foi correlacionado ao valor do padrão Pi_d de água de consumo humano, irrigação e outros usos. O valor relativo Xij pode ser estabelecido com base na equação:

$Xij = Pij/Pi_d$ (valor de campo do parâmetro/ valor estabelecido pelo padrão que se quer para o uso da água). **(26)**

Para expressar Xij como um valor de medida de índice correspondente correlacionado à qualidade de água subterrânea, Yi tem atribuído para cada Xij os seguintes valores:

a) para qualidade de água alta, com Xij = 0,1 a medida do índice correspondente deverá ser 1;

b) para qualidade de água aceitável, com Xij = 1 (ou seja, Pi = Pd) a medida do índice correspondente deve ser 5;

c) para qualidade de água subterrânea inaceitável, com Xij ≥ 3,5 (valor inicial do parâmetro Pi igual ou maior do que 3,5 vezes seu valor padrão estabelecido) a medida do índice corresponderá a 10.

Experiências indicam que Y1 = 1 para x1 = 0,1; Y2 = 5 para x2 = 1; e Y3 = 10 para x3 = 3,5. Para qualquer parâmetro i e para qualquer célula, um ajuste parabólico das taxas de Yij = f(Xij) pode ser determinado pela Equação (25).

Desta equação, a medida de cada Yi pode ser estimada para qualquer valor de Xi.

Assim, depois dessa transformação dos dados de campo, a fórmula do índice envolverá somente valores de Y representando dados de entradas para o próximo passo no desenvolvimento da fórmula de indexação.

Os autores concluem que o IAWQ é um método eficiente para representar o índice de qualidade de água subterrânea em relação aos padrões de qualidade para

diversos parâmetros químicos e indicam que quanto maior o número de parâmetros, mais representativo será o mapeamento do estado geral da qualidade da água subterrânea da área estudada. Constitui-se uma ferramenta útil para delinear áreas onde existem diversos tipos de uso do solo. Também pode ser usado para validar o método DRASTIC de avaliação de vulnerabilidade, como para avaliar a atual sensibilidade dos impactos antropogênicos na qualidade da água subterrânea.

Altos valores de IAWQ delineiam áreas onde o uso do solo já afeta a qualidade da água subterrânea.

Os autores demonstram a aplicação da Equação 27 para calcular IAWQ, somente considerando os parâmetros Cl^{-1} e NO^{-}_{3} para a célula (j), conforme indicado abaixo:

$$IAWQ_j = \frac{C}{n} [(W_{Clr} \cdot Y_{Clr}) + (WN0_{3r} \cdot YN0_{3r})]_j \quad \textbf{(27)}$$

6.4.5. GWQI Soltan

É um índice desenvolvido para avaliar a água subterrânea, incluindo nove parâmetros: NO_3, PO_3, Cl, TDS, DBO e os metais pesados (Cd, Cr, Ni e Pb) no oásis de Dakhla, no Egito (SOLTAN, 1999 apud ABBASI; ABBASI, 2012).

Os índices individuais foram calculados pela equação:

$$WQI = \sum_{i=1}^{n} qi \quad \textbf{(28)}$$

Onde:

$$Qi = 100 \text{ x } \frac{Vi}{Si} \quad \textbf{(29)}$$

Para calcular o índice médio de qualidade da água de *n* parâmetros o autor desenvolveu a equação:

$$GWQI = \frac{\sum_{i=1}^{n} qi}{n} \quad \textbf{(30)}$$

Onde

n = Número de parâmetros

qi = Avaliação de qualidade para i-enésimo parâmetro

Vi = Valor observado para i-enésimo parâmetro

Si = Parâmetro de qualidade para i-enésimo parâmetro

O valor do índice varia numa escala de zero a cem. O valor de GWQI zero, indica ausência de todos os poluentes considerados no cálculo; e o valor cem indica o alcance dos valores permissivos por todos os poluentes. Quando o valor exceder cem, a água pode estar sofrendo sérios problemas de poluição.

6.4.6. Índice de Qualidade Natural de Águas Subterrâneas (IQNAS)

Esse índice foi aplicado inicialmente em 2004 por um grupo de pesquisadores da Universidade Federal da Bahia e surgiu como a primeira experiência de formulação de um índice de qualidade para as águas dos domínios hidrogeológicos do estado da Bahia: metassedimentar, sedimentar, cárstico e cristalino (OLIVEIRA et al., 2004). Foi desenvolvido à semelhança do Índice de Qualidade de Água da *National Sanitation Foundation* (NSF) (adaptado pela CETESB, 1975). No seu desenvolvimento foram utilizados os dados analíticos de 1899 poços tubulares cadastrados no banco de dados da Companhia de Engenharia Ambiental do Estado da Bahia (anteriormente Companhia de Engenharia Rural da Bahia - CERB) e de cinco amostras de águas minerais (águas de mesa) explotadas na bacia sedimentar do Recôncavo, tomadas como padrão.

O IQNAS utiliza seis parâmetros: cloreto, pH, resíduos totais, dureza, flúor e nitrato, considerados pelos pesquisadores como variáveis representativas desses domínios hidrogeológicos.

Similar ao NSF-WQI, o IQNAS não incorpora na sua avaliação substâncias tóxicas, cada vez mais presentes nas águas subterrâneas, principalmente na água subterrânea subjacente às áreas urbanas, tornando-se específico para avaliar a qualidade natural dessas águas por abranger apenas cátions e ânions mais importantes.

A Tabela 8 apresenta a equação utilizada para o cálculo do IQNAS e a escala de classificação da água:

Equação	Classificação da qualidade das águas
IQA = IQNAS = $\prod_{i=1}^{n} Qi^{wi}$	100 - 80 = Ótima 79 - 52 = Boa 51 - 37 = Aceitável 36 - 0 = Inaceitável

Tabela 8 - Equação matemática e classificação das águas.
(Fonte: OLIVEIRA et al., 2004)

Para o cálculo do IQNAS foram seguidas as etapas:

1. Obtenção da nota de cada parâmetro, a partir do lançamento da concentração do parâmetro na sua curva de qualidade (Figura 30), construída com base no padrão de potabilidade orientador, utilizando, na época do desenvolvimento do índice, a Portaria do MS. 518/2004, atualmente substituída pela 2914/2011;
2. Cálculo do subíndice de cada parâmetro como resultado do produto da nota do parâmetro pelo peso correspondente (conforme Tabela 9);
3. Aplicação da equação de agregação dos subíndices dada pelo produtório da nota elevada ao peso, para obtenção da nota da qualidade da água.

Como as curvas de qualidade foram geradas para os principais domínios hidrogeológicos da Bahia, sua adequabilidade é maior a esses sistemas. Por outro lado, a inclusão dos parâmetros “cloreto” e “resíduos totais” pode gerar casos de redundância ou multicolinearidade.

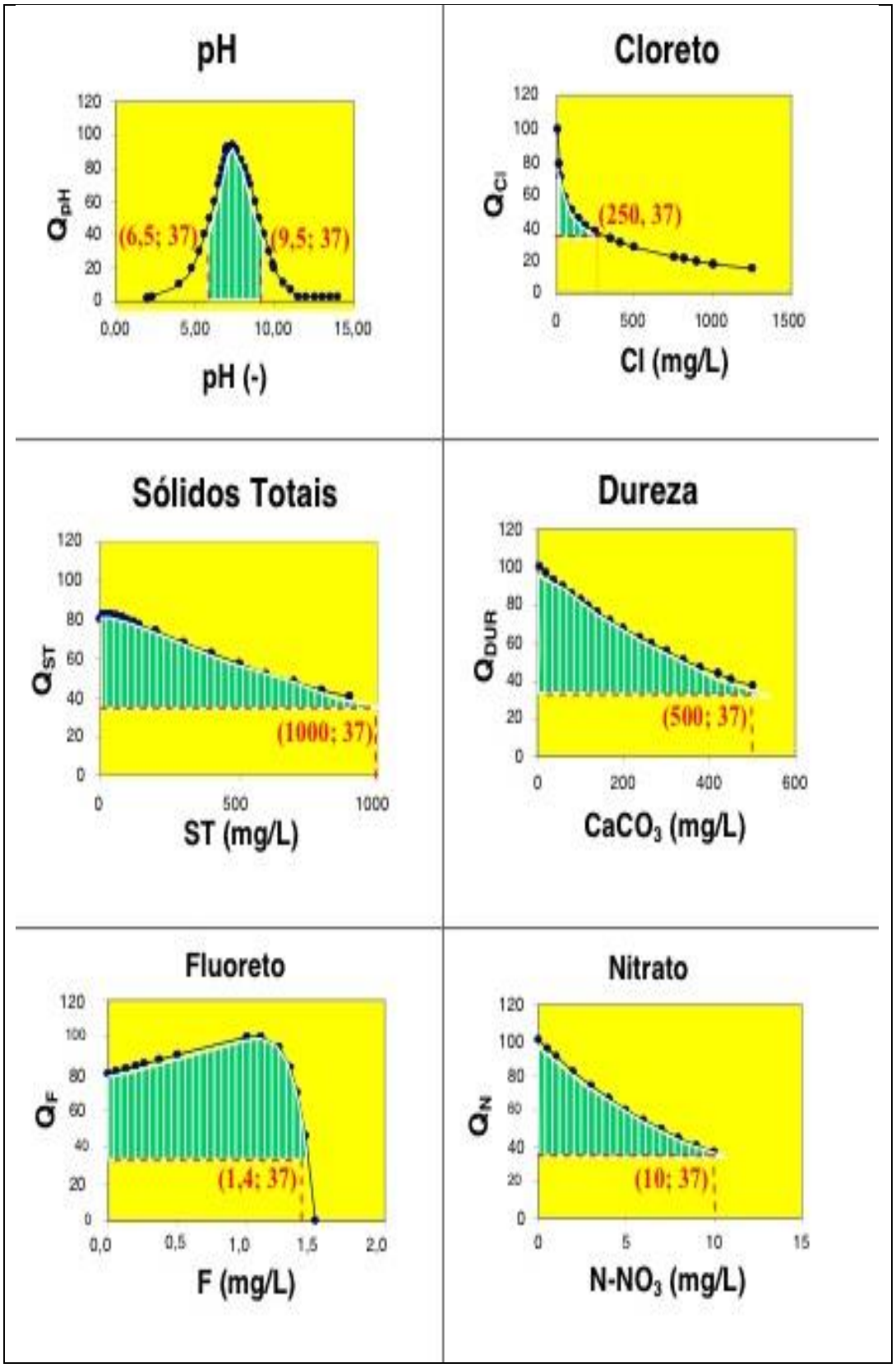


Figura 30 – Curvas de qualidade versus concentração do parâmetro físico-químico.

(Fonte: OLIVEIRA et al., 2007)

Parâmetros e Unidades	Equações Matemáticas	Intervalos de Validade	R^2	Pesos (w_i)
pH, (–)	$Q_{pH} = 1,7354 \times (pH)^2$ $Q_{pH} = 16405 \times [(pH)^{-2,5}] - 17$	[2≤ pH ≤ 7,34] [pH ≥ 7,35]	0,990	0,05
Cloreto, (Cl, mg L^{-1})	$Q_{cl} = 100$ $Q_{Cl} = 138,9 \times (Cl)^{-0,19561} - (Cl)^{0,42}$ $Q_{Cl} = 0,0$	[Cl < 4,86] [4,86 ≤ Cl ≤ 3000] [Cl > 3000]	0,916	0,26
Sólidos Totais, (ST, mgL^{-1})	$Q_{ST} = 79 - 0,167284 \times ST + EXP [(RT)^{0,228}]$ $Q_{ST} = 27,7$	[0 ≤ ST ≤1630] [ST > 1630]	0,990	0,22
Dureza, (DUR, mgL^{-1})	$Q_{DUR} = 100$ $Q_{DUR} = 101,1 \times EXP (-0,00212 \times DUR)$	[DUR < 5,4] [DUR ≥ 5,4]	0,949	0,16
Fluoreto, (F, mgL^{-1})	$Q_F = 80 + 21 \times F - (F)^{11,6263}$ $Q_F = 0,0$	[0 ≤ F ≤ 1,5] [F > 1,5]	0,924	0,16
Nitrato, ($N\text{-}NO_3$, mgL^{-1})	$Q_N = 100 \times EXP (-0,0994 \times N)$	[N ≥ 0,0]	0,993	0,15
Soma total dos pesos				**1,00**

Tabela 9 - Equações matemáticas para as curvas de qualidade versus concentração.
(Fonte: OLIVEIRA et al., 2004)

6.4.7 Sistema de Avaliação da Qualidade das Águas Subterrâneas (*Système d'èvaluation de la Qualité des Eaux Souterraines* – SEQ ESO)

O Sistema de Avaliação da Qualidade das Águas Subterrâneas (SEQ ESO) foi desenvolvido para estar em consonância com as novas regulamentações da água da França e com as exigências da estrutura da Diretiva da Água da União Europeia, com o objetivo de refletir as especificidades da hidroquímica geral dos mananciais subterrâneos (CADILHAC; ALBINET, 2003). Utiliza técnicas de agregação de medidas de qualidade obtidas no monitoramento de qualidade de água subterrânea. Cada valor de concentração do parâmentro é convertido em um índice adimensional de acordo com a interpolação simples de linhas e curvas entre os valores limites. Os parâmetros são agrupados por tipo de "alteração" de qualidade, uma combinação de parâmetros da mesma natureza ou de mesmo efeito negativo.

A classe de qualidade para cada alteração é determinada pelo índice da combinação mais problemática do grupo (opção de segurança) para alteração considerada.

Para avaliar a qualidade da água, o SEQ-ESO propõe dezessete "grupos de alteração" assim definidos: sabor e odor, material orgânico e oxídavel, partículas em suspensão, ferro e manganês, coloração, microorganismo, mineralização e salinidade,

nitratos, nitrogenados (exceto nitrato), micropoluentes minerais, pesticidas, micropoluentes orgânicos, corrosão, formação de depósito e temperatura (CADILHAC; ALBINET, 2003). O Quadro 11 apresenta os grupos de alteração e os respectivos parâmetros que os compõem:

ALTERAÇÕES	PARÂMETROS
Sabor e odor	Odor, Sabor.
Material orgânico e oxidável	Carbono orgânico dissolvido.
Partículas em suspensão	Turbidez, matérias em suspensão.
Ferro e manganês	Ferro total, manganês total.
Coloração	Cor.
Microorganismos	Coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli.*
Mineralização e salinidade	Condutividade elétrica , resíduos sólidos, pH, cloretos, sulfatos, dureza, TAC (alcalinidade total), cálcio, magnésio, sódio, potássio, floureto, RAS (Taxa de adsorção de sódio).
Nitratos	Nitrato.
Nitrogenados (exceto nitrato)	Amônia, nitrito.
Micropoluentes minerais	Arsênio total, boro, cádmio total, cromo total, cianeto, cobre total, mercúrio total, níquel total, chumbo total, selênio total, zinco total, alumínio total, prata, antimônio.
Pesticidas	Atrazina, simazina, lindano, aldrin e dieldrin, hexaclorohexano, diuron, heptcloro e heptacloro epóxide, total parathion (1), total de pesticidas (2).
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos	Benzo[a]pireno, soma de HAPs (3).
PCB	PCB Total (4).
Micropoluentes orgânicos	1,2 dicloroetano, benzeno, hexaclorobenzeno; 1,1,1 tricloroetano, clorofórmio, tricloroetileno, tetracloroetileno, tetracloreto de carbono, triahalometanos – THMs (5) detergentes aniônico, índice fenol etc.
Corrosão	CO_2 dissolvido, O_2 dissolvido, salinidade, condutividade elétrica, pH, cloreto, sulfatos, ferro-bactérias, sulfitos e Eh (potencial oxirredução).
Formação de depósitos	pH, Eh, O_2 dissolvido, ferro-bactérias, Índice de Saturação (IS).
Temperatura	Temperatura.

(1)Total parathion = soma das concentrações de Etil-Parathion e Metil -Paration.
(2)Total de pesticidas = soma de todas os valores de concentração de pesticidas detectadas.
(3) Soma de HAPs = soma de todos os policíclicos aromáticos.
(4) Soma de PCB = Soma das bifenilas policloradas 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.
(5) THM = somas dos valores ds concentrações de clorofórmio, bromofórmio, dibromoclometano e bromodiclorometano.

Quadro 11 - SEQ ESO – Grupo de alterações da qualidade da água subterrânea e os respectivos parâmetros.
(Fonte: CADILHAC; ALBINET, 2003)

O SEQ ESO atende às necessidades dos diferentes atores da água: gestores, governo, técnicos e usuários. Ele avalia os grupos de alteração de acordo com o uso e a finalidade da água, variando de zero a cem. Cada parâmetro é avaliado individualmente e, posteriormente, é avaliado o grupo ao qual ele pertence. Assim, são atribuídos valores para esses grupos e definidas as classes de adequação, cuja representação se dá por quatro cores: azul, verde, amarelo e vermelho. A definição de cada classe encontra-se no Quadro 12. A categoria final do ponto analisado é dada de acordo com a classificação mais baixa pelos grupos de alteração (CADILHAC; ALBINET, 2003).

Uma das vantagens desse índice é a apresentação de ampla discussão sobre as concentrações dos parâmetros para os mais diversos usos da água e não somente o Valor Máximo Permitido (VPM), como define a Portaria do MS 2914/2011. Trabalha com grupos de alteração, diminuindo casos de redundância ou multicolinearidade.

Classe (valor do índice)	**Definição das classes**	**Semáforo**
80 - 100	Água de muita boa qualidade	AZUL
60 - 79	Água de boa qualidade	VERDE
20 - 59	Água de qualidade regular	AMARELO
0 - 19	Água de qualidade muito ruim	VERMELHO

Quadro 12 - Classes de qualidade da água do método SEQ para consumo humano.
(Fonte: CADILHAC; ALBINET, 2003 apud MENEZES, 2009, adaptado pelo autor)

Segundo Rentier et al. (2006 apud Almeida, 2012), o sistema *Eaux Souterrianes* (SEQ) considera três finalidades principais:

1. Uso da água (*Water Use* - WU): define a qualidade de água em comparação com padrões ou exigências que correspondem a vários usos, sendo o principal o consumo humano (*Drinking Water Use - DWU*). Outros usos de água em áreas como as de indústria, energia e irrigação podem ser avaliados;

2. Estado patrimonial (*Patrimonial Status* - PS): expressa o grau de degradação devido aos impactos antrópicos, sem referência a qualquer uso específico;

3. Aptidão química das águas subterrâneas para atender às necessidades biológicas dos mananciais superficiais: mantém de forma equilibrada os ecossitemas aquáticos.

A aplicação do sistema SEQ *Souterraines* compreende três etapas:

1. Análise das propriedades físico-químicas, bacteriológicas e hidrobiológicas. Centenas de parâmetros podem ser analisados. O número de medições varia de acordo com os parâmetros (desde uma medição até centenas delas). Cada parâmetro é avaliado em uma escala de zero a cem;

2. Agrupamento de parâmetros por tipo de alteração. Como visto, esse conceito é a base do SEQ. Uma alteração é uma combinação de parâmetros que tenham a mesma natureza ou o mesmo efeito pertubador. Vários parâmetros podem contribuir para a mesma alteração, por exemplo, os parâmetros pH, cloretos, sódio e sulfatos contribuem para a mesma alteração (mineralização e salinidade). A nota mais baixa de um parâmetro dá a nota da alteração;

3. Determinação das classes de qualidade pelas alterações, por cálculo automático. O SEQ oferece duas opções de escolha para a determinação das classes. Cada Agência da Água tem liberdade para escolher qual usar. A qualificação é detalhada por tipo de uso e estado patrimonial ou por uma classificação geral da qualidade da água. Não há qualidade intrínseca, mas qualidades da água que podem satisfazer um determinado uso. Por exemplo, uma água com valor de nitrato pode comprometer seu uso para o abastecimento humano, mas ao mesmo tempo não impede seu uso na irrigação ou em alguns setores da indústria.

Na segunda opção, é facultada a determinação de um índice agregado de qualidade de água. A classificação é também avaliada pela alteração. Os limites de uma classe para outra são baseados nos limites utilizados para a classe precedente.

6.4.8 Índice da Qualidade da Água Subterrânea Bruta (IQASB)

O IQASB foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água dos aquíferos sedimentares (tipo granular) subjacentes à região metropolitana de Salvador e explotados para a complementação de sistemas de abastecimento de água potável para as populações de várias cidades e comunidades dessa região, ambientalmente impactadas por atividades antrópicas (ALMEIDA, 2007). Esse índice é um produto de subíndices de qualidade e tem como referência, conforme já citado, o SEQ – *Eaux Souterraines* – índice de qualidade de água subterrânea francês, o IQNAS – índice de qualidade natural das águas subterrâneas que segue o modelo WQI-NSF – e o IQA – CETESB (ALMEIDA, 2007).

Os parâmetros envolvidos no cálculo desse índice são treze: amônia, benzeno, cloreto, dureza, ferro, manganês, fluoreto, mercúrio total, nitrato, pH, sulfatos, turbidez

e coliformes termotolerantes. Esses parâmetros foram escolhidos e seus respectivos pesos foram atribuídos utilizando o método *Delphi*.

O índice global IQASB é composto por oito grupos de alteração da qualidade da água:

IBIO = Índice de microrganismos;

IFEMM = Índice de ferro e manganês;

IMS = Índice de mineralização e salinidade;

IPS = Índice de partículas em suspensão;

INIT = Índice nitritos;

IAMO = Índice de amônia;

IMIN = Índice de micropoluents minerais;

IORG = Índice de micropoluentes orgânicos.

E a equação geral para o cálculo do índice IQASB é dada por:

$$IQASB = IBIO^{0,19} * IFEMN^{0,06} * IMS^{0,19} * IPS^{0,06} * INIT^{0,19} * IAMO^{0,06} * IMIN^{0,06} * IORG^{0,19} \quad \textbf{(31)}$$

Onde:

IBIO = Índice de microrganismos;

IFEMM = Índice de ferro e manganês;

IMS = Índice de mineralização e salinidade;

IPS = Índice de partículas em suspensão;

INIT = Índice nitritos;

IAMO = Índice de amônia;

IMIN = Índice de micropoluents minerais;

IORG = Índice de micropoluentes orgânicos.

No Quadro 13 são apresentados os grupos de alteração, os parâmetros relacionados, seus respectivos pesos e as equações matemáticas para a construção das curvas de qualidade.

Índice	Alteração	Parâmetros	Peso parâmetro	Limite Validade equação	Equacão matemática versus Intensidade parâmetro
IBIO	Micoorganismo	Coliformes termotolerantes	1,0	X < 1	Y = 100 (Ausência)
				X ≥ 1	Y = 0 (Presença)
IFEMN	Ferro e manganês	Ferro	0,5	X ≤ 0,09 mg/L	Y = 100
				X > 0,09 mg/L	$Y = 35{,}081X^{-0{,}4261}$
		Manganês	0,5	X ≤ 0,02 mg/L	Y = 100
				X > 0,02 mg/L	$Y = 22{,}847^{-0{,}3803}$
IMS	Mineralização Salinidade	Cloreto	0,3	X ≤ 51 mg/L	Y = 100
				X > 51mg/L	$Y = 596{,}79X^{-0{,}4553}$
		Dureza	0,3	X ≤ 10 mg/L	Y = 100
				X > 10mg/L	Y= -13,603Ln(X)+130.16
		Fluoreto	0,1	X ≤,1 mg/L	Y = 20
				0,1 < X ≤ 0,8mg/L	$Y = 116{,}79X^{0{,}7001}$
				0,8 < X ≤ 2 mg/L	$Y = 56{,}798X^{-1{,}1589}$
				X > 2mg/L	Y = 20
		pH	0,1	X < 2	Y = 20
				2,0 ≤ X ≤ 5,0	Y = 16,1+(3,0*X)
				5,1 ≤ X ≤ 7,4	Y = 142,67+(32,0*X)
				7,5 ≤ X ≤ 10,0	Y = 316,96+(29,2*X)
				10,1 ≤ X ≤ 12,0	Y= 98,0+(8,0*X)
				X > 12	Y = 20
		Sulfatos	0,2	X ≤ 20 mg/L	Y = 100
				X > 20mg/L	$Y= 409{,}02X^{-0{,}4705}$
IPS	Partículas em suspensão	Turbideez	1,0	X ≤ 0,2 NTU	Y = 100
				X > 2 NTU	$Y = 60{,}638X^{-0{,}2338}$
INIT	Nitratos	Nitrato	1,0	X ≤ 1,5 mg/L	Y = 100
				X > 1,5mg/L	$Y = 115{,}78X^{-0{,}3314}$
IAMO	Nitrogenados (exceto nitrato)	Amônia	1,0	X ≤ 0,1 mg/L	Y = 100
				X > 0,1mg/L	$Y = 56{,}703X^{-0{,}2324}$
IMIN	Micropoluentes minerais	Mercúrio total	1,0	$X \leq 3{,}5 * 10^{-6}$mg/L	Y = 100
				$X > 3{,}5*10^{-6}$mg/L	$Y = 18{,}547X^{-0{,}1336}$
IORG	Micropoluentes orgânicos	Benzeno	1,0	X < 0,001mg/L	Y = 100
				X > 0,001mg/L	$Y = 7{,}9114X^{-0{,}3622}$

Quadro 13 - Grupos de alteração, parâmetros relacionados e seus pesos e equações matemáticas para construção das curvas de qualidade.
(Fonte: ALMEIDA; OLIVEIRA, 2007)

O IQASB tem aplicação prática e possibilia avaliar a qualidade da água em um ponto de coleta e comunicar o resultado de forma prática, associando-o às cores de qualidade, conforme apresentado no Quadro 14.

Classes	Valor do Índice	Definição das Classes
Azul	80 – 100	Ótima
Verde	52 – 79	Boa
Amarelo	37 – 51	Regular
Laranja	20 -36	Ruim
Vermelho	0 – 19	Péssima

Quadro 14 – Classificação da qualidade da água pelo Índice IQSAB.
(Fonte: ALMEIDA; OLIVEIRA, 2007)

6.4.9 GWQI-Stigter

Esse índice foi desenvolvido com o objetivo de criar conjuntamente um índice de composição química da água subterrânea (*Groundwater Composition Index* – GWCI) e de qualidade da água subterrânea (*Groundwater Quality Index* – GWQI) sob a influência da agricultura nas regiões de Campina de Faro e Campina da Luz, em Algarve, Portugal, com resultados analíticos do período entre 1996 e 1999.

Na construção do índice três estapas foram contempladas: a primeira envolveu a seleção dos dados e parâmetros; a segunda consistiu na padronização dos dados, segundo a lógica booleana (simples codificação binária: um se a amostra pertence a uma classe, zero se não pertence); e a terceira, na classificação das amostras, a partir do método estatístico "análise fatorial de correspondência" (*Correspondence Fator Analysis* – CFA).

Neste método os resultados analíticos dos parâmetros foram distribuídos em três classes de acordo com a legislação europeia para potabilidade de água: a primeira classe tem concentrações abaixo do nível guia (Guide Level – GL).; a segunda, concentrações entre os valores da primeira e da terceira classe; e a última, concentrações acima dos valores máximos admissíveis (*Maximum Admissible Concentration* – MAC).

Na primeira etapa foram escolhidos os parâmetros nitrato, sulfato, cloreto e cálcio. Para a segunda etapa desenvolveu-se a Equação 32:

$$Fi=\frac{1}{p\sqrt{\lambda}}\sum_{j=1}^{m}\delta\ jLj \quad \textbf{(32)}$$

Onde :

Fi = Valor do fator i amostra

P = Número de parâmetros envolvidos na construção do índice

λ = Fator de ponderação (para manter a amostra entre zero e um)

δj = Código lógico (δj = 1 para amostras dentro das classes e

δj = 0, para amostras fora das classes)

Lj = Fator de carregamento do fator j (peso de j em relação à lógica)

m = Número de classes

Na terceira etapa, duas amostras de água padrão são definidas: uma de qualidade extremamente alta e outra de baixa qualidade. A primeira classe (≤ GL) é atribuída a todos os parâmetros para a amostra de alta qualidade, enquanto a amostra de baixa qualidade é inteiramente localizada na terceira classe (> MAC). Finalmente, a agregação dos valores foi feita pelo método estatístico "análise fatorial de correspondência" (*Correspondence Factor Analysis* – CFA).

A Tabela 10 apresenta as várias combinações de ocorrência e, em geral, com os valores preestabelecidos, qualificam-se as amostras de acordo com os possíveis resultado das variáveis. O índice varia de 1 a -1 sendo 1 para baixa qualidade e -1 para alta qualidade. O zero é atribuído para água dentro dos padrões.

Índice	**Número de variáveis que ultrapassaram os padrões de qualidade**
-1,00	0
-0,75	(1 var (*) > VG (**)) ou (1 var > VMP (***))
-0,50	(2 var > VG) ou (1 var > VG e 1 var > VMP)
-0,25	(3 var > VG) ou (1 var > VG e 1 var > VMP)
0,00	(4 var > VG) ou (1 var > VG e 1 var > VMP) ou (2 var > VMP)
0,25	(2 var > VMP e 1 var > VG) ou (1 var > VMP e 3 var > VG)
0,50	(3 var > VMP) ou (2 var > VMP e 2 var > VG)
0,75	(3 var > VMP e 1 var > VG)
1,00	(4 var > VMP)

(*) Var: Variável; (**) VG: Valor Guia; (***) VMP: Valor Máximo Permitido

Tabela 10 – Possíveis limites para o GWQI – Strigter.

(Fonte: STIGTER et al., 2006).

Segundo Stigter et al. (2006) tanto o índice de qualidade da água como o de composição tem vantagens e limitações, e procuram atender a uma finalidade específica: refletir o grau de modificação da composição do estado natural da água subterrânea, atribuído às atividades agrícolas. Ainda segundo esses autores, a criação de mapas com a distribuição espacial do GWQI, facilmente interpretável, serve como uma ferramenta de comunicação com a população local, bem como com as agências governamentais da área da agricultura e do ambiente, sobre os problemas de qualidade da água.

6.4.10 *Stoner's Index*

Embora Stoner tenha desenvolvido o índice para dois tipos de uso da água, abastecimento público e irrigação, ele pode ser aplicado a outros usos também. Dois tipos de parâmetros que refletem a qualidade da água são usados:

Tipo I: parâmetros tóxicos e com baixa concentração (por exemplo, chumbo, clordano, radium-226);

Tipo II: parâmetros que afetam a saúde ou modificam características estéticas (por exemplo, ferro, cloretos, sulfatos, cor, gosto e odor) (STONER, 1978 apud ABBASI; ABBASI, 2012).

Foram selecionados vinte e seis parâmetros do Tipo I e treze do Tipo II para a formulação do índice aplicado ao abastecimento público, e treze do Tipo II para o índice de irrigação.

Segundo Abbasi e Abbasi (2012) o índice global é obtido por meio da combinação dos parâmetros Tipo I, aos quais não são atribuídos pesos, com os parâmetros do Tipo II e seus respectivos pesos:

$$\mathbf{I_{STONER}} = \sum_{i=1}^{n=1} li + \sum_{j=1}^{j=n} WjIj \qquad \textbf{(33)}$$

Onde:
Ii = Subíndice I do Tipo I

Wj = Peso do parâmetro j do Tipo II

Ij = Subíndice para j poluente do Tipo II

No caso do uso da água para o abastecimento público, o autor estabeleceu para cada parâmetro do Tipo I o valor zero, se a concentração for menor ou igual ao limite indicado para o parâmetro, e o valor cem, se o limite exceder. Para os parâmetros do Tipo II desenvolveu-se funções matemáticas explícitas, conforme mostrado no Quadro 15.

Variável/Unidade	Peso = w	Função subíndice
Amônia – N (mg/L)	w = 0,134	100 - 200x
Nitrato – N (mg/L)		100 - $200x^2$
Coliforme fecal (nº/100 ml)		100 - $0{,}000025x^2$
pH (Unidade padrão)	w = 0,089	-1125 + 350x - $25x^2$
Fluoreto (mg/L)		98,8 + 24,7x - $123x^2$
Cloretos (mg/L)	w = 0,067	100 - 0,4x
Sulfatos (9mg/L)		100 - 0,4x
Fenóis (µg/L)	w = 0,053	100 - 100x
Azul de metileno sub ativa (mg/L)		100 - 100x
Cobre (mg/L)	w = 0,045	100 - $100x^2$
Ferro (mg/L)		100 - 33,3x
Zinco (mg/L)		100 - 20x
Cor (Unidade Pt-Co)		100 - $0{,}0178x^2$

Quadro 15 – Funções Subíndices do índice de Stoner para abastecimento público de água.
(Fonte: ABBASI; ABBASI, 2012)

6.4.11 *Contamination Index Cd*

O índice de contaminação CD foi desenvolvido pelo Serviço Geológico da República Eslováquia, por D. Bodis S. Rapant. Posteriormente foi refinado pelo Serviço Geológico da Finlândia.

Esse índice foi aplicado a duas áreas, na Finlândia e na Eslováquia, com condições geológicas e naturais variadas. Os parâmetros utilizados para a avaliação da qualidade da água subterrânea refletiram as características topográficas, climáticas, geológicas e biológicas (fatores considerados naturais), antropogênicas (tipo de uso do solo, local da poluição, entre outros) e ambientais, além de considerarem a qualidade da água subterrânea de cada área.

O cálculo para a determinação do índice é feito para cada amostra tomando como base a soma individual dos fatores de contaminação das variáveis acima dos valores permitidos pela legislação utilizada. Esse índice sumariza os efeitos combinados de vários parâmetros de qualidade considerados perigosos para o consumo humano (BACKMAN et al., 1998).

Para o cálculo do Índice de Contaminacão Cd aplica-se a equação:

$$Cd = \sum_{i=1}^{n} Cfi \quad \textbf{(34)}$$

Onde:

$Cfi = \frac{CAi}{CNi} - 1$

C_{fi} = Fator de contaminação para o i-ésimo componente

C_{Ai} = Valor analítico para o i-ésimo componente

CNi = Concentração máxima permitida para o i-ésimo componente (N denota normativo)

Os parâmetros e as espécies iônicas com valores analíticos menores do que os estabelecidos não são considerados.

O grau de contaminação da água subterrânea varia entre Cd < 1 e Cd > 3 e é representado por uma escala com três tons de vermelho, conforme apresentado no Quadro 16:

Índice de ontaminação das águas subterrâneas	Grau
Cd < 1	Baixo
1 < Cd < 3	Moderado
Cd > 3	Alto

Quadro 16 – Classificação do Índice de contaminacao da água subterrânea.
(Fonte: BACKMAN et al., 1998)

Esse índice também foi aplicado por Akoteyon (2012), em Igando, Lagos, na Nigéria, em três áreas de *landfill*. Os resultados mostraram um alto grau no Índice de Contaminação, variando entre 15,4 e 432,06, sendo o cádmio, o chumbo e o cobre os contaminantes responsáveis pela deterioração das águas subterrâneas subjacentes.

6.4.12 $IQAS_{CH}$

Esse índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade da água para consumo humano em regiões de aquíferos cristalinos (meio fissurado) sob uso agrícola, tendo como área piloto a Bacia do Rio Domingos no Rio de Janeiro, no Brasil.

As fases para a construção do índice foram duas: primeiramente, foi feita a eleição dos parâmetros para a composição do índice, divididos em tóxicos (arsênio, bário, fluoreto, aldrin, clopirifós, diazinon, diclorvós, endussulfan (α, β), fenitrotion, fentoato, lindano, malation, metilparation, metolocloro, pesticidas, $\sum$ pesticidas) e não tóxicos (coliformes termotolerantes, condutividade elétrica, dureza, ferro, manganês, nitrato, pH, turbidez, sólidos em suspensão); no segundo momento, foi feita a normalização dos dados e o estabelecimento de classes de ocorrência de amostras. A partir da soma de ocorrência em cada classe de equivalência, os poços foram distribuídos em suas respectivas categorias de qualidade de água: Ótima, Boa, Necessidade de tratamento (agrupa amostras com algum parâmetro em inconformidade em relação aos padrões de potabilidade adotados) e Imprópria (agrupa amostras com algum parâmetro tóxico em inconformidade em relação aos padrões de potabilidade adotados).

Foi usada a técnica booleana para a normalização dos dados, pois o índice foi construído de forma não ponderada, considerando igualdade de importância entre os parâmetros considerados no cálculo, já que o objetivo foi avaliar a qualidade de água para consumo humano, uso esse restrito.

Para a fase da agregação a autora fez duas abordagens: o $IQAS_{CH}$ para as variáveis não tóxicas e outra para substâncias tóxicas, ambas considerando a soma de ocorrência em cada conjunto J (das propriedades), mais especificamente em cada subconjunto disjuntivo JK, ou seja, em cada modalidade equivalente.

A primeira fase de agregação somou-se o número de ocorrências em cada poço em cada uma das classes: ≤VG (menor ou igual ao valor guia); VG-VMP (valores maiores que o valor guia e menores ou iguais que o valor máximo permitido) e >VMP (acima do valor máximo permitido).

A segunda abordagem ocorreu logo depois dos cálculus do índice na primeira fase. Avaliou-se a presença de substâncias tóxicas acima do VMP. Para tanto, foi necessário apenas verificar em qual das duas classes <VMP ou >VMP o valor do parâmetro para a amostra se encontrava. A amostra que não possuía nenhum parâmetro acima do VMP continuou com o mesmo valor obtido na primeira fase do cálculo. No

entanto, a amostra que apresentou algum parâmetro acima do VMP foi classificada como Imprópria (IQASCH = 0) para o consumo humano (MENEZES, 2009).

Concomitantemente à construção do índice foi desenvolvido um programa interativo para calcular o índice, concebido no *Visual Basic*, para a plataforma de Microsoft Excel, de forma a facilitar a interface do índice com os usuários da água (MENEZES, 2009).

O Quadro 17 apresenta as definições das categorias do $IQAS_{CH}$.

Grupo	$IQAS_{CH}$	Definição da categoria da água
1º	100	Ótima
	82	Boa
	2	Precisa de tratamento
2º	0	Imprópria

Quadro 17 - Definição das Categorias do $IQAS_{CH}$.
(Fonte: MENEZES, 2009, adaptado pelo autor)

6.4.13 GWQI-Irã

Esse índice foi desenvolvido para avaliar áreas potenciais com boa qualidade de água subterrânea para uso no abastecimento humano, no platô da província de Qazvin, centro-Oeste do Irã. Foi formulado com base em análise multivariada, utilizando os parâmetros (potássio, sódio, cálcio, magnésio, sulfato, cloreto, pH e sólidos totais dissolvidos) obtidos no monitoramento ocorrido no período entre 2002 e 2005.

Na construção do GWQI três etapas foram seguidas: a seleção dos parâmetros, a padronização/normalização dos valores de concentração dos parâmetros e a agregação no índice de qualidade (GWQI).

Segundo Saeedi et al. (2010), a normalização dos valores de concentração dos parâmetros foi obtida dividindo os valores médios de concentração de cada parâmetro pelos Valores Máximos Admissíveis (VMA) legislados pelo padrão de potabilidade de água do Irã.

Para a agregação dos parâmetros normalizados o Quadro 18 mostra o peso considerado para cada parâmetro na participação do índice de qualidade de água, o valor do índice e as definições da classificação da qualidade da água:

Parâmetro selecionado	Peso	Valor do GWQI	Classificação da qualidade da água
Potássio (K^+)	0,04	> 0,15	Alta
Sódio (Na^+)	0,06		
Magnésio (Mg^{+2})	0,15		
Cálcio (Ca^{+2})	0,2	0,04 < GWQI < 0,15	Adequada
Sulfato ($S0_4^{-2}$)	0,1		
Cloreto (Cl^-)	0,1		
pH	0,2	< 0,04	Baixa
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	0,15		

Quadro 18 - Peso de cada parâmetro na participação do GWQI, valor do Índice e classificação da água quanto à qualidade.
(Fonte: SAEEDI et al., 2010)

Na validação do GWQI foram comparados os resultados analíticos entre cinco amostras de águas minerais bem conhecidas do Irã e os índices de qualidade das águas subterrâneas calculados (GWQI), que mostrou que em duas áreas da província de Qazvin havia proximidades entre a qualidade dessas águas com a qualidade daquelas utilizadas como referência.

Saeedi et al. (2010) concluíram que o mapa índice (GWQI) gerado forneceu um quadro abrangente e de fácil interpretação sobre a qualidade das águas subterrâneas dessa região e, portanto, de grande utilidade para os tomadores de decisão no planejamento e gestão desse recurso.

6.4.14 IPAS – CETESB

Esse Indicador de Potabilidade das Águas Subterrâneas (IPAS) foi introduzido pela CETESB para avaliar a qualidade da água dos aquíferos do estado de São Paulo. Representa o percentual das amostras de águas subterrâneas em conformidade com os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde (CETESB, 2012), atualmente estabelecidos pela Portaria nº 2914/2011.

O indicador possui três classes para a classificação de qualidade das águas: ruim (0 - 33%), regular (33,1 - 67%) e boa (67,1 - 100%).

6.4.15 GWQI Gana

Esse índice foi desenvolvido para avaliar a hidroquímica da formação geológica Voltaian, visando sua adequação para o consumo humano (YIDANA; YIDANA, 2010). Foram utilizados métodos estatísticos multivariados e gráficos convencionais para determinar quais os fatores que desempenham papéis importantes na hidroquímica das águas subterrâneas. O estudo revelou três principais fatores que controlam a hidroquímica, sendo intemperismo de minerais silicatados e carbonatados e troca catiônica os processos mais importantes que afetam a hidroquímica das águas subterrâneas.

Mapas de interpolação criados a partir de escores de fatores sugerem que estes processos são mais difundidos, registrando altas pontuações em quase toda a área de estudo. Os químicos derivados das atividades agrícolas constituem a terceira parcela mais importante do processo que influencia a qualidade das águas subterrâneas na área. Para a formulação do GWQI oitenta amostras foram utilizadas para o cálculo, que por sua vez foi usado para classificar as águas subterrâneas da área de estudo. Mais de 98% das amostras estão dentro das categorias "excelente" e "boa", sugerindo que as águas subterrâneas a partir da FormaçãoVoltaian Sul são geralmente aceitáveis para beber.

6.4.16 e -IQUAS

Esse índice foi desenvolvido para a avaliação da qualidade da água subterrânea aplicável a múltiplos usos. Ele flexibiliza a seleção de parâmetros de acordo com os múltiplos usos da água e utiliza padrões de qualidade recomendado por organismos nacionais e internacionais. Foi criado para uso livre em portal de software público (ALMEIDA, 2012).

Segundo a autora, o e-IQUAS foi formulado considerando possível que, para determinada amostra de água, sejam medidos todos os parâmetros representativos da sua ocorrência. Aqueles que produzem os mesmos efeitos na qualidade da água devem ser reunidos num mesmo “grupo de alteração” e a nota de cada alteração (subíndice) deve ser a menor nota entre todos os parâmetros do grupo.

Ele foi aplicado com resultados analíticos secundários de amostras de águas subterrâneas obtidos de poços de produção utilizados no sistema de abastecimento público da Empresa Baiana de Água e Esgoto da Bahia (EMBASA), que abastece a cidade de Camaçari, e de poços do sistema de abastecimento Verdelândia, em Minas Gerais (dados divulgados no relatório de monitoramento das águas subterrâneas de

Minas Gerais pelo Instituto Mineiro de Gestão das Aguas – IGAM, 2010). Também foram considerados dados analíticos da composição da água mineral expressos nos rótulos das garrafas de águas envasadas (água de mesa) de diversas regiões do país (Bahia, Minas Gerais, Pernambuco, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Sergipe e São Paulo).

Ainda segundo Almeida (2012), os resultados obtidos mostram que o e-IQUAS é adequado para a qualificação das águas subterrâneas e sua aplicação é de fácil utilização – pois seu cálculo pode ser desenvolvido em qualquer linguagem de programacão computacional livre – e de uso irrestrito a toda sociedade, servindo como meio de comunicação com o público não técnico e auxiliando tanto a divulgação sobre a qualidade da água como dando suporte nas tomadas de decisão pelos órgãos e serviços responsáveis pelo gerenciamento da água.

O Índice de Qualidade de Água Subterrânea (e-IQUAS) é calculado a partir do resultado do cálculo das notas de todos os grupos de alterações também pelo "operador mínimo". Ao índice final e-IQUAS é atribuída a menor nota dentre todas as notas dos grupos de alterações que fazem parte do índice, ou seja, os subíndices.

Sendo:

Pi=i-ézimo parâmetro

N(Pi) = nota do i-ézimo do parâmetro

Gj=j - ézimo grupo de alteração

N(Gj) = nota do j-ézimo grupo de alterações.

A Equação utilizada para o cálculo do e –IQUAS é dada:

$$\text{e-IQUAS} = \min(N(G1), N(G2), N(G3)...N(Gn)) \quad \textbf{(35)}$$

Onde:

e-IQUAS = Número admissional com valores absolutos variando entre 80 e 20, sendo que para as águas de ótima qualidade o valor do índice é 80, e, para aquelas consideradas de qualidade ruim, 20.

O Quadro 19 mostra as quatro classes de qualidade de água:

e-IQUAS	Qualificação	Semáforo
80	Ótima	Azul
60	Boa	Verde
40	Regular	Laranja
20	Ruim	Vermelho

Quadro 19 - Semáforo utilizado na classificação da qualidade da água subterrânea pelo e –IQUAS.
(Fonte: ALMEIDA, 2012)

6.4.17 Outros métodos utilizados no desenvolvimento de índices de qualidade de água subterrânea e aplicações

Métodos de agregar diversas variáveis relacionadas à qualidade da água em um índice específico estão cada vez mais presentes no cenário atual, tanto nacional como internacional. Essas agregações podem ser realizadas por diferentes funções: aditiva multiplicativa e mínimo ou máximo operador. Cada função tem vantagens e desvantagens e são aplicáveis a situações limitadas.

A função de agregação mais adequada é aquela que livra ou minimiza a superestimação (ambiguidade), a subestimação (eclipse) e os problemas de rigidez. Portanto, existe sempre um grau de arbitrariedade inerente à escolha de uma função de agregação (OTT, 1978; GORAI et al., 2014).

Neste item serão apresentados alguns métodos que estão sendo aplicados no desenvolvimento de IQAs.

6.4.17.1 Lógica *Fuzzy*

A inteligência artificial refere-se à capacidade de certas técnicas e ferramentas permitirem o aumento de conhecimento através de um processo de inferência ou aprendizagem. Devido a isso, sistemas de inteligência artificil podem ser treinados para reconhecerem padrões ou sinais e responder a eles. Inferência *fuzzy*, algoritmos genéticos, rede neural artificial e mapas auto-organizáveis são exemplos de técnicas de inteligência artificial que têm sido muito usadas no desenvolvimento de índices de qualidade de água. Destas, a inferência *fuzzy* tem sido largamente utilizada, frequentemente em conjunto com as técnicas de análise de fatores (AF), de componentes principal (ACP) e de agrupamento ou *cluster analysis* (ABBASI; ABBASI, 2012).

A Lógica *Fuzzy* ou Lógica Nebulosa começou a ser desenvolvida em 1965 com os trabalhos do professor Zadeh (1965) (apud ABBASI; ABBASI, 2012) para representar o conhecimento incerto, impreciso e vago. Podem representar aspectos e conhecimentos qualitativos e processos de interferência humana mesmo em situações nas quais as análises quantitativas não são possíveis.

O uso de inferência *fuzzy* oferece as seguintes vantagens: possibilidade de uso para descrição de uma larga variedade de relações não lineares; inclusão de informações não contempladas por outros métodos, como o conhecimento individual e a experiência; e tendência à simplicidade, uma vez que se baseia em um conjunto de modelos locais simples e podem ser interpretados verbalmente, tornando-os análogos aos modelos de inteligência artificial (LERMONTOV et al., 2011; ABBASI; ABBASI, 2012). O uso da lógica *fuzzy* para estudar a influência e as consequências de agravos ambientais tem aumentado nos últimos anos. As atividades antrópicas e mesmos as naturais têm efeitos múltiplos e qualquer índice ambiental deve oferecer um significado consistente tanto para a avaliação quantitativa, quanto qualitativa do recurso natural estudado (LERMONTOV et al., 2011). Neste trabalho serão descritos de forma sucinta dois exemplos de índices de qualidade de água com base na lógica *fuzzy*, ambos desenvolvidos para potabilidade de água. O primeiro foi desenvolvido especificamente para águas subterrâneas e o outro, para um conjunto de dados artificiais ou propostos teoricamente.

6.4.17.1a FWQI – *Fuzzy Water Quality Index*

O Índice Fuzzy de Qualidade de Água Subterrânea FWQI foi desenvolvido para avaliar a qualidade de água para consumo humano na província de Yazd, área rural do Irã, e incluiu na composição os parâmetros: arsênio, cromo, chumbo, cádmio, níquel, cobre, zinco, alumínio, nitrato, pH, alcalinidade total, sólidos totais dissolvidos e dureza total (NASR et al., 2013).

Os dados de entrada na criação do índice foram definidos em três termos linguísticos para expressar a concentração dos metais: “baixa”, “média” e “alta”; e para os outros parâmetros foram definidos como “desejável”, “aceitável” e “não aceitável”, com base em padrões de potabilidade de água da WHO e do Instituto de Padrões e Pesquisas Industriais do Irã (1998). No final, o modelo possibilitou a definição de cinco classes de água, assim categorizadas: ruim, regular, média, boa e excelente.

As funções de pertinência *fuzzy* criadas para todos os parâmetros selecionados são do tipo triangular e trapezoidal, cujas equações são especificadas abaixo:

Triangular: f (x; a,b,c) = 0, x < a **(36)**

x - $a/b - a$ a ≤ x ≤ b

c - x/c − b, b ≤ x c

0; c < x

Trapezóide: f(x;a,b,c,d) = 0; x ≤ a **(37)**

x - $a/b - a$, a x b

1, b x d -$x/d - c$, c xc

0; d x

Segundo os autores, os resultados mostraram que a aplicabilidade do método *Fuzzy* para avaliação da qualidade da água subterrânea para fins potáveis pode ser uma ferramenta útil para ser usado na tomada de decisões ambientais.

6.4.17.1b *Fuzzy* WQI

Gorai et al. (2014) desenvolveram um método baseado na agregação *fuzzy* para estimar o índice de qualidade de água para uso potável com dados artificais ou propostos teoricamente.

Com base na opinião de especialistas em qualidade de água e no julgamento dos próprios autores, foram escolhidos onze parâmetros para serem utilizados na avaliação da qualidade de água destinada para consumo humano. Foram eles: alcalinidade, sólidos dissolvidos, dureza, pH, cálcio, magnésio, ferro, arsênio, floureto, sulfatos e nitratos. A validação desse método foi feita pela comparação dos resultados obtidos com os resultados calculados utilizando um método determinístico (agregação por média aritmética ponderada), cuja equação é dada a seguir:

$$WQI = \sum_{i=1}^{n} W_i I_i \quad \textbf{(38)}$$

Onde:

WQI = Índice de qualidade da água

n = Número de parâmetros considerados

W_i = Ponderação de i^{th} parâmetros de qualidade de água

I_i = Subíndice de i^{th} parâmetro de qualidade da água

O subíndice do i^{th} parâmetro de qualidade pode ser determinado por:

$$I_i = \frac{C_i - C_{min}}{C_s - C_{min}} \quad \textbf{(39)}$$

Onde:

C_i = Concentração do parâmetro observada na água

C_s = Valor limite de concentração do parâmetro do padrão de qualidade utilizado.

O valor de C_{min} refere-se à concentração mínima do parâmetro que reflete a melhor qualidade da água. No caso, foi considerado o valor zero para todos os parâmetros, exceto o pH, que determinou o valor sete como o ideal, representando, assim, a melhor qualidade de água.

O método para o desenvolvimento do índice com base na agregação *fuzzy* proposta pelos autores envolveu as seguintes etapas:

1. Identificação das variáveis de entrada e de saída do sistema. A estrutura hierárquica do modelo *fuzzy* foi composta de três modelos: o primeiro, denominado de FIS1 (Sistema de Inferência *Fuzzy* 1), FIS1=f(m), tem quatro parâmetros de entrada (alcalinidade, sólidos dissolvidos, dureza e pH); o segundo, denominado de FIS2, é dado por F1S2=f(m), formado também por quatro parâmetros (cálcio, magnésio, ferro e arsênio); já o terceiro, FIS3, dado por FIS3 =f(m) tem apenas três parâmetros (sulfato, flúor e nitrato).

A relação entre as entradas e saídas podem ser expressas matematicamente como:

FIS1 = f(alcalinidade, sólidos dissolvidos, dureza e pH)

FIS2 = f(cálcio, magnésio, ferro e arsênio)

FIS3 = f(sulfato, nitratos e fluoreto).

FWQI = f(FIS1, FIS2, FIS3)

2. Determinação das faixas de valores de entrada e de saída das variáveis. O valor mínimo para todos as variáveis é zero, exceto para o pH, cujo valor de representação da melhor qualidade da água é sete. Do mesmo modo, o valor máximo considerado refere-se aos valores de concentração admissíveis para potabilidade de água segundo o padrão utilizado.

Estas variáveis, ou seja, os parâmetros de qualidade de água em modelo *fuzzy*, são definidas como variáveis linguísticas cujos valores são palavras ou sentenças em uma linguagem natural ou sintética, por exemplo, “bom”, “moderado” e “pobre”.

3. Seleção das funções de pertinência para várias entradas e saídas das variáveis. Consiste em expressar valores linguísticos na forma de conjuntos *fuzzy*, representados por suas funções de pertinência.

4. Formação do conjunto de regras linguísticas. A base de regras é um conjunto de declarações linguísticas na forma de regras “IF-THEN” com antecedentes e consequentes, respectivamente, conectados pelo operador “AND’’.

5. Inferência *fuzzy* e defuzzificação. Nessa etapa, é selecionado o sistema de inferência *fuzzy* para a adequada agregação e defuzzificação da saída para obter a saída, designada como *crisp*[9]. Fuzzificação é o processo de transformação das entradas dos valores reais em valores *fuzzy*, enquanto defuzzificação é a maneira de transformar as saídas em valores reais. O resultado do modelo é calculado usando o método centróide, usado para calcular o centro de gravidade da função final da seguinte forma:

$$\text{Fuzzy WQI} = \frac{\int_{xi}^{xf} x\mu out(x)dx}{\int_{xi}^{xf} \mu out(x)dx} \qquad \textbf{(40)}$$

Segundo os autores, o uso do índice demonstrou que o mesmo foi apropriado como uma ferramenta robusta de tomada de decisão na gestão de qualidade de água para

[9] Saída crisp: número preciso que representa o estado exato de um fenômeno associado.

consumo humano.

Os autores acreditam que a lógica *fuzzy*, bem utilizada poderá ser uma ferramenta eficaz para definir índices de qualidade de água, principalmente para o uso potável e para a definição de políticas para o uso da água. Uma limitação do método é que ele é aplicável apenas para o número específico de parâmetros de qualidade da água no intervalo especificado selecionado.

6.4.17.2 Análise estatística multivariada

Os métodos estatísticos para analisar variáveis estão apresentados em dois grupos: aqueles que analisam as variáveis de maneira isolada – estatística univariada – e aqueles que analisam as variáveis de forma conjunta – estatística multivariada (VICINI, 2005).

Existem diversos métodos de análise mutivariada, cuja finalidade depende do que se pretende conhecer, ou seja, de que tipo de hipótese se quer gerar a respeito do conjunto de dados. Eles são escolhidos de acordo com os objetivos da pesquisa, pois trata-se de técnicas exploratórias de dados, prestando-se a validar hipóteses, e não pretendendo tecer confirmações a respeito dos mesmos (VICINI, 2005).

Neste item serão citados três exemplos de aplicações de índices de qualidade de água subterrânea, usando algumas técnicas multivariadas (Análise Fatorial – AF, Análise de Agrupamento – AA e Análise de Componentes Principais – ACP).

Oiste (2014) desenvolveu para a cidade de Iasi, na Romênia, o índice de qualidade de água GWQI, com base nos resultados analíticos de dez parâmetros: pH, condutividade elétrica, turbidez, dureza, oxigênio dissolvido, alcalinidade, nitrato, amônia, fósforo, magnésio, oxidabilidade, bicarbonato, cálcio e cloretos, obtidos em vinte e dois pontos de monitoramento. Além do desenvolvimento do GWQI, o autor avaliou a variação espacial das águas subterrâneas e os fatores e fontes que influenciavam a qualidade geral desses recursos, importantes para o desenvolvimento da região, mas utilizados sem quaisquer medidas de profilaxia e proteção. A área escolhida para o desenvolvimento do índice se justifica pela pressão antrópica histórica exercida pelo processo de urbanização durante mais de seiscentos anos.

O GWQI foi usado para monitorar o impacto do ambiente urbano na qualidade das águas subterrâneas, levando em consideração os padrões de água potável, com destaque para a potabilidade de cada ponto de amostragem, e foi calculado usando o método de ponderação com base nos índices de Horton (1965) e Brown et al. (1972). A

oxidabilidade foi incluída na fórmula devido à implicação em reações químicas nas águas subterrâneas. O índice foi calculado inicialmente sem oxidabilidade e posteriormente a incluindo, tendo os resultados mostrado a relevância desse parâmetro no cálculo do GWQI.

Para avaliar a qualidade dos recursos hídricos foram utilizadas estatísticas básicas para parâmetros comumente incluídos nos índices de qualidade da água, tais como média, mediana, máximo, mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação, além de métodos de estatística multivariada, como a análise factorial (FA) e a análise de agrupamento hierárquico, uma abordagem simples para detectar similaridades multivariadas na qualidade das águas subterrâneas.

Também Silva et al. (2008) desenvolveram o Índice de Qualidade de Água baseado na estatística multivariada para monitorar o impacto da indústria na qualidade das águas subterrâneas para consumo humano na região do Vale Loures, próxima à Lisboa, em Portugal. Um desenvolvimento industrial significativo associado a uma expansão demográfica também considerável ocorreu durante as últimas décadas do século XX, nessa região, acarretando impactos nas águas subterrâneas subjacentes. Os resultados obtidos mostraram que a composiçao química das águas subterrâneas estão fortemente influenciadas tanto pela recarga pluviométrica, como pelo padrão de dispersão das plumas de contaminação existentes.

Outros que também usaram estatística multivariada para desenvolverem índice de qualidade de água subterrânea foi Mahapatra et al. (2012). O índice foi desenvolvido para Odisha, um estado da Índia, numa área urbana de Rourkela, no distrito de Sundergarh, onde os poços de abastecimento público estavam contaminados. Foi usada a análise de componente principal (ACP) que permitiu transformar um conjunto de novas variáveis iniciais, correlacionadas entre si, num outro conjunto de variáveis não correlacionadas, que são as componentes principais e que resultaram nas combinações lineares do conjunto inicial.

6.4.17.3 Uso do sensoreamento remoto integrado com o sistema de informações geográficas (SIG)

As técnicas de sensoriamento remoto oferecem uma riqueza de informações detalhadas de uma região. Com isso, é possível uma avaliação com melhor precisão e com menos tempo das consequências das pressões sobre seus recursos naturais.

Muitos pesquisadores têm integrado no desenvolvimento de índices de qualidade o sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas (SIG) para gerar mapas sobre a qualidade de água subterrânea (ABBASI; ABBASI, 2012). A distribuição espacial dessas informações em mapas georreferenciados facilita muito a compreensão espaço-temporal do status da qualidade da água subterrânea, bem como auxilia na sua gestão.

Babu et al. (2011) criou o mapa do índice de qualidade da água subterrânea para parte do distrito de Guntur, na Índia, integrando, com a ajuda de ERDAS (System Authoring DATA Geospatial) e ARC/INFO GIS, alguns mapas dos atributos da região, como rede de drenagem, declividade do terreno, fisiografia, uso da terra e índice de qualidade da água subterrânea dessa região.

O índice de qualidade da água foi calculado usando o método proposto por Horton's, mas modificado conforme a equação:

$$\mathbf{WQI = Antilog\ [\ \sum_{i=1}^{n} W_i\ log10\ q_i\ ]} \qquad \textbf{(41)}$$

Onde:

q_i = Subíndice da classificação de qualidade para i^{th} parâmetro

$q_i = 100x\ \frac{Vi}{Si}$

V_i = Valor da concentração do parâmetro determinado no laboratório

n = Número de parâmetros considerados no cálculo do índice

S_i = Valor permissível do padrão de qualidade da água do i^{th} parâmetro

$W_i = \frac{k}{Si}$, onde k é uma constante de proporcionalidade dada pela equação:

$$k = \frac{1}{\sum_{i=1}^{9}\frac{1}{Si}} \qquad \sum_{i=1}^{9}\frac{1}{Si} = \frac{1}{SpH} + \frac{1}{SCl} + \frac{1}{SAlcalinidade} + \frac{1}{SCa} + \frac{1}{SMg} + \frac{1}{STH} + \frac{1}{STDS} + \frac{1}{SF} + \frac{1}{SNitratos}$$

Estudos sobre a avaliação da qualidade da água subterrânea feitos através de IQA utilizando sensoriamento remoto e SIG foram também desenvolvidos para Hyderabad (ASADI et al., 2007), numa vila serrana em Kerala (ABBASI; ABBASI, 2012), em Dhankawad (SINGH; KHAN, 2011) e também em Lucknow, Uttar (VERME et al., 2013), todos localizados na Índia.

CAPÍTULO 7

DESENVOLVIMENTO DA METODOLOGIA PARA TOMADA DE DECISÃO SOBRE UTILIZAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA EM ÁREAS URBANAS INDUSTRIALIZADAS

Esta tese foi desenvolvida em várias etapas. A primeira consistiu no levantamento e na sistematização dos dados disponíveis em bancos de dados de empresas privadas e de recursos hídricos, informações em teses e dissertações acadêmicas e artigos científicos sobre a região de estudo e cenários reais e potenciais de contaminação das águas subterrâneas nas regiões metropolitanas brasileiras, priorizando aquelas próximas a polos industriais e petroquímicos. Segundo, as bibliografias consultadas subsidiaram a escolha dos procedimentos e dos métodos aplicados para o desenvolvimento do trabalho. A partir das avaliações dos dados disponibilizados, analíticos e hidrogeológicos, do uso e da ocupação do solo e de outras informações sobre as potenciais contaminações das águas subterrâneas na região de estudo, pôde-se consolidar um modelo hidrogeológico conceitual, contemplando os processos e fatores significativos que afetam principalmente a qualidade da água, podendo representar riscos à saúde pública.

A etapa seguinte focou a construção da proposta metodológica para a gestão da qualidade da água subterrânea utilizada no abastecimento público. Esta consistiu não só na síntese dos resultados analíticos obtidos no monitoramento dos poços utilizados no abastecimento na forma de índices de qualidade de água (IQAs), mas também a consolidação de características do modelo conceitual hidrogeológico. Essa consolidação permitiu estabelecer um zoneamento dos poços cadastrados na região em baterias de poços ou sistemas de poços, possibilitando um melhor entendimento da qualidade da água, uma vez que a região apresenta uma complexidade no arcabouço hidrogeológico, bem como várias plantas industriais utilizando e fabricando substâncias químicas de natureza diversas.

Com o levantamento da evolução histórica de avaliação de água por meio de índices de qualidade, desde 1960 até o ano de 2010, conforme apresentado no Quadro 9,

verificou-se diversas experiências de desenvolvimento e aplicação desses índices para os diversos usos da água, tanto superficial quanto subterrânea, e para várias regiões.

Foi escolhido como referência de análise o IQA-CCME, desenvolvido pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment* para sintetizar os resultados analíticos na forma de índice, por ser um índice de caráter estatístico, capaz de categorizar e classificar a qualidade das águas. Como o objetivo principal do IQA-CCME é avaliar a qualidade da água sob um enfoque das condições ambientais do corpo hídrico, aglomerando todos os parâmetros com a mesma importância do ponto de vista toxicológico, houve a necessidadade de desenvolver um novo método. O diferencial do novo método proposto foi a priorização do risco das substâncias tóxicas para a saúde humana, quanto a sua carcinogenicidade, presentes nas águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público em regiões urbanas industrializadas.

O novo índice de qualidade criado neste trabalho foi denominado de IQASUB/AUI – Índice de Qualidade de Água Subterrânea para Áreas Urbanas Industrializadas, desenvolvido para avaliar a qualidade de água subterrânea na área de influência do PIC – Polo Industrial de Camaçari. No desenvolvimento desse índice, além das considerações sobre as especificidades do modelo conceitual hidrogeológico da região: uso e exploração atual das águas subterrâneas, uso e ocupação do solo, mistura de compostos químicos utilizados pelas indústrias, vulnerabilidade intrínseca à poluição dos aquíferos subjacentes (THÉ, 2009; SANTOS, 2010) e outros atributos relevantes da região, a valoração dos pesos das substâncias presentes foi feita com base na sua carcinogenicidade, segundo a classsificação adotada pela *International Agency for Research on Cancer* (IARC), órgão da WHO especializado em pesquisa do câncer, que classifica as substâncias químicas em cinco grupos distintos.

A seguir, as categorias da água classificadas pelos dois índices (IQA-CCME e IQASUB/AUI) são comparadas e quatro possíveis cenários podem ocorrer, sinalizando ao gestor a necessidade de uma decisão. Para a operacionalização dos cálculos dos índices de qualidade foi elaborada uma planilha interativa utilizando o *Visual Basic* para a plataforma do Excel. No campo de resultado dessa planilha aparece o semáforo azul quando a água possuir boa qualidade em ambos os índices, isto é, no IQA-CCME a qualidade poderá ser excelente, boa e mediana, e no IQASUB/AUI a água será aceitável. O semáforo de cor amarela sinalizará que o IQA-CCME poderá ser marginal ou ruim, mas no IQASUB/AUI a qualidade da água é aceitável. Quando o IQASUB/AUI apresentar água não aceitável e o IQA-CCME, água com qualidade

marginal ou ruim, excelente, mediana ou boa a sinalização do semáforo será de cor vermelha.

7.1 Disponibilidade e utilização dos dados

7.1.1 Fonte dos dados

Para alcançar os objetivos desta tese foram considerados os dados analíticos e os hidrogeológicos existentes no banco de dados do SIG (Sistema de Informações Geográficas) da CETREL, referentes aos poços profundos e monitorados no período de 2000 a 2011 pelo Programa de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Polo (PGRH), completados por dados hidrogeológicos do banco de dados da Empresa de Engenharia Ambiental da Bahia (CERB). Informações verbais de outras empresas de perfuração e de consultoria hidrogeológica do setor privado, além de relatórios técnicos, teses, dissertações e artigos científicos e técnicos foram úteis para a elaboração do modelo conceitual da região. Contudo, somente os dados analíticos disponíveis no banco de dados da CETREL foram considerados na avaliação da qualidade da água, neste estudo. Os registrados nos outros bancos de dados considerados neste trabalho não foram utilizados em função de só apresentarem um único registro de monitoramento e apenas avaliações dos cátions e ânions maiores. No total foram cadastrados duzentos e um poços, conforme mostra a Figura 31. Desses, foram utilizados somente sessenta e seis, dentre os quais vinte e seis têm uso atual exclusivo para o abastecimento da população de Camaçari e Dias D’Ávila e quarenta foram usados no passado para o abastecimento das indústrias (tanto no processo industrial quanto no abastecimento dos seus funcionários).

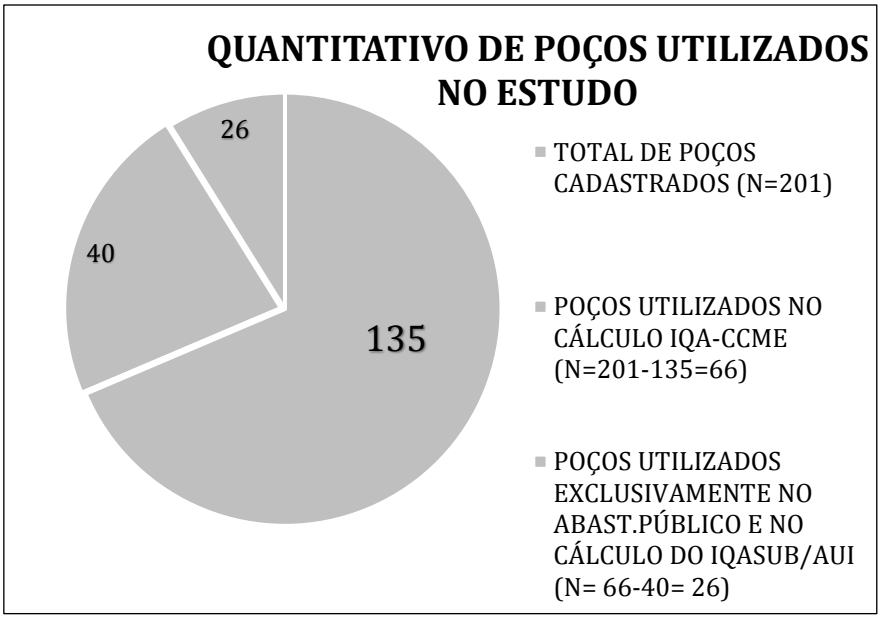


Figura 31 - Quantitativos de poços cadastrados e utilizados no estudo.
(Fonte: Autoria própria)

7.1.2 Operacionalização dos processos de monitoramento e analíticos

7.1.2.1 Amostragem e procedimentos analíticos

As amostras foram coletadas por equipe treinada para monitoramento de águas subterrâneas e analisadas nos laboratórios da CETREL ou nos laboratórios credenciados a ela. Todos os laboratórios utilizados possuem selos de qualidade: ISO14001, Norma ISO/IEC 17025, ISO9001 e OHSAS 18001. Foram usados protocolos de amostragem e protocolos analíticos consistentes, de acordo com os instrumentos normativos estabelecidos por organismos técnicos nacionais e internacionais (Quadro 20), nos quais foram avaliados cento e setenta e dois parâmetros, incluindo compostos orgânicos voláteis (VOCs), semivoláteis (SVOCs), metais pesados e outros parâmetros inorgânicos e físico-químicos. Somente trinta e oito desses foram considerados no estudo (dezoito VOCs; seis SVOCs; sete metais pesados; sete parâmetros inorgânicos e físico-químicos). Na seleção desses parâmetros prevaleceu a uniformidade da frequência de suas medições e a detecção acima do Limite de Detecção do Método (LDM) legislado pela Portaria de Potabilidade do Ministério da Saúde nº 2914/2011, principalmente aqueles com riscos à saúde.

Durante o período avaliado, de 2000 a 2011, os limites analíticos foram estabelecidos usando diferentes métodos, como pode ser visto pela análise do Quadro 21, no qual são expostos os intervalos da variabilidade nos Limites de Quantificação (LQs) para os parâmetros que violaram os valores máximos permitidos pelas legislações utilizadas.

Para os poucos casos em que os resultados analíticos mostraram como censurados (N= 10, resultados com valores Não Detectável, isto é, menores do que o limite de detecção do método) adotou-se o método da substituição conforme comentado no item 7.3.

(continua)

Analítico Parâmetros Operacionais	Equipamento	Método Analítico Referência	Parâmetros Orgânicos	Equipamento	Método Analítico Referência	Parâmetros Inorgânicos	Equipamento	Método Analítico Referência
pH	pHmetro METHLER TOLEDO - MP-120 pHmetro WTM-PH-3151	Stand Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th Edition	1,1 DCE 1,1,1Tricloroetano 1,1,2Tricloroetano 1,2 DCB 1,2 DCA 1,2 DCE (cis + trans) 1,4 DCB Cloreto de Metileno (Diclorometano) Clorofórmio Cloreto de Vinila (Cloroeteno) Clorobenzeno Tetracloreto de Carbono Tetracloroeteno Tricloroeteno Benzeno Etilbenzeno Tolueno	Cromatógrafos a gás série HP - 6890. Amostrador automático Head Space Perkin-Elmer Turbomatrix110 .Amostrador automático Head Space Sampler HP – 19395 A - Cromatógrafos a gás Trace Finnigan. - Detector de Massa Finnigan polaris Q - Cromatógrafo HP (GC-FID/ECD) - Evaporador Turbovap II	Voláteis - EPA 8260/524 Semivoláteis - EPA 8270 Diuron- EPA 632 Glifosato - EPA 547	Arsênio total Cádmio Total Chumbo Total Cobre Total Mercúrio Total Cr Total Zn Fe Total Sulfatos Cloreto Nitrato (como N)	Sistema VARIAN HPLC, Pro Star, com bomba PS 230, detector UV PS 335 e de fluorescência PS 363 e Sistema de derivatização pós-coluna Pickering, modelo Pinnacle PCX com autosampler AS410 - Balança analítica METHLER HK 160 - Balança analítica METHLER HK 33 AR - Balança analítica METHLER AE 260 - Balança semi-analítica MICRONAL B-1600 - Balança analítica METHLER AE 200 - Balança semi-analítica OHAUS GT 4100 - Balança para determinação de umidade OHAUS MB45 - Bureta de pistão METROHM 715 - Intercambiável da Bureta de Pistão METROHM - (SMEWW) Methods for the Examination of Water and Wastewater,21th Edition -pH metro InoLab, pH level 1, WTW -Condutivímetro InoLab, cond level 1, WTW -Oxímetro InoLab, Oxi level 2, WTW -PhotoLab S12, WTW	Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition Parte 3111D e 4110B
Condutividade STD	Condutivímetro ORION Mod 135A Condutivímetro METHLER Condutivímetro WTM-CD-3151							
OD Eh	Medidor de Oxigênio METHLER TOLEDO - MO -128 Medidor de Oxigênio HACH-HK-30D Medidor de Oxigênio WTM-OXI-3151							

(conclusão)

Analítico Parâmetros Operacionais	Equipamento	Método Analítico Referência	Parâmetros Orgânicos	Equipamento	Método Analítico Referência	Parâmetros Inorgânicos	Equipamento	Método Analítico Referência
pH Condutividade STD OD Eh	Medidor multiparâmetros HANNA 9828 com eletrodos.		Xilenos Ftalato 2 etil Hexila 1,4 Dioxano Atrazina Glifosato Simazina Diuron Benzo[a]Pireno	Cromatógrafos a - Cromatógrafos a gás série HP - 5890. - Detectores de massa HP – 5972 e 5973 - Cromatógrafo VARIAN 431 GC - Detector de massa VARIAN 220 MS - VARIAN PAL Autosampler			-Titrino Metrohm, 702 SM. -Cromatógrafo de íons marca Dionex – Modelo ICS 1000 -Acessórios automáticos para preparação de amostras -Cromatógrafo HP (GC-FID/ECD) -Equipamento para refluxo fechado (digestor e espectrofotômetro HACH) - Incubadora TECNAL - Destilador MARCONI - Estufa Incubadora TECNAL - Conjunto filtrante (Manifold, funil, bomba a vácuo, menbrana filtrante) - Destilador MARCONI - Estufa Incubadora TECNAL - Conjunto filtrante (Manifold, funil, bomba a vácuo, menbrana filtrante)	

Amostragem/Coleta:
- Bayler descartável de polietileno.
- Kit para Amostragem por método de purga mínima – bomba portátil bexiga Sample Pro 1,75”, célula de fluxo multiparâmetros em sistema fechado e medidor de nível e rebaixamento MOD MP 30.
- Bailer confeccionado em tubo de aço inox. e teflon - projeto da CETREL.
- Samplease – sistema composto de bomba bexiga (tipo bladder) de teflon e aço inox, mangueiras, compressor (AC-12V-HD-ENC) e de um painel controlador.

Quadro 20- Equipamentos, métodos de referência utilizados na amostragem e na avaliação analítica de água subterrânea – Compostos orgânicos voláteis (VOCs), semivoláteis (SVOCs), metais pesados, inorgânicos e físico-químicos.

(Fonte: Cetrel, 2013, modificado e adaptado pelo autor.)

Tipo	Parâmetro	Unid	Portaria 2914/ 2011	OMS/ 2011	USEPA / 2009	Canadá/ 2014	Variabilidade no Limite de Quantificação
	Benzeno	µg/L	5	10	5	5	0,19 - 2
	Cloreto de Metileno	µg/L	20	20	5	50	0,02 - 4
	Cloreto de Vinila	µg/L	2	0,3	2	2	0,34 - 2
Risco à saúde	Ftalato 2 etil Hexila	µg/L	8	8	6		0,2 - 4
MS 2914/2011	Cádmio Total	mg/L	0,005	0,03	0,005	0,005	0,001 - 7,1
	Chumbo Total	mg/L	0,01	0,01	0,015	0,01	0,01 - 67
	Mercúrio Total	mg/L	0,001	0,006	0,002	0,001	0,0002 - 0,8
	Cromo Total	mg/L	0,005	0,005	0,1	0,005	0,01- 0,077
Organoléptico	Ferro Total	mg/L	0,3		0,3	0,3	0,01 - 0,021
MS 2914/2011	STD	mg/L	1000		500		
	pH				6,5-8,5	6,5-8,5	

Quadro 21 - Variabilidade nos LQs (Limites de Quantificação) para os parâmetros que violaram os Valores Máximos Permitidos (VMPs) pelas legislações: Portaria de potabilidade do Ministério da Saúde 2914/2011; OMS/2011; USEPA/2009; Canadá/2014.

7.2 Critérios utilizados na seleção da área de estudo e na definição do zoneamento das baterias de poços/sistemas de captação

Foi estabelecido um zoneamento com os sessenta e seis poços que foram ou estão sendo usados no abastecimento público pelos seguintes motivos: a) em função do arcabouço hidrogeológico; b) do padrão de uso e ocupação do solo; c) do padrão de exploração atual da água subterrânea; d) da vulnerabilididade intrínseca à porção superior do sistema aquífero local (Aquífero Marizal), aliada ao exame dos resultados analíticos das águas dos poços considerados no estudo; d) à existência de passivos ambientais decorrentes das atividades industriais e ao parco saneamento básico dos núcleos urbanos de Camaçari e de Dias D'Ávila. Portanto, o zoneamento consistiu na agregação desses poços numa mesma área de captação, obedecendo aos critérios citados no Quadro 22. Dessa forma, foram definidas nove baterias de poços ou sistemas de abastecimento, unidades que representam condições similares a cada área de captação.

Os sessenta e seis poços agregados no zoneamento foram assim distribuídos, lembrando que desse total somente vinte e seis tem uso atual exclusivo no abastecimento público:

BATERIA	BAT1	BAT2	BAT3	BAT4	BAT5	BAT6	BAT7	BAT8	BAT9
Nº Poços (N=66)	11	4	10	21	5	1	4	5	5
Nº Poços(*) (N=26)	10	4	3			1	2	6	

(*) Poços com uso atual exclusivo no abastecimento público.

CRITÉRIOS	**ÁREA DE CAPTAÇÃO**								
	BAT1	**BAT2**	**BAT3**	**BAT4**	**BAT5**	**BAT6**	**BAT7**	**BAT8**	**BAT9**
C1 -Uso exclusivo no abastecimento público (atual ou no passado).	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
C2 -Posição (profundidade) da primeira seção filtrante ≤ oitenta metros.	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓
C3 -Idade de perfuração dos poços acima de vinte anos.	✓		✓	✓					✓
C4 -Localização em área urbana ou próximo a passivo ambiental.	✓	✓	✓	✓		✓			
C5 -Detecção de contaminantes com risco à saúde, pelo menos uma vez.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
C6 -Intenso aumento de carga hidráulica e/ou evidências de interferências nos cones de depressão.	✓		✓	✓	✓			✓	✓

Quadro 22 - Critérios utilizados na escolha dos poços das baterias de poços /sistemas de abastecimento.
(Fonte: Autoria própria)

7.3 Programas computacionais e estatística utilizada no estudo

Diversos programas foram utilizados na elaboração deste trabalho, tais quais:

- Microsoft Excel for Windows ®, versão 2013.
- Microsoft Word for Windows ®, versão 2013.
- *Visual Basic Application* (VBA): linguagem de programação da Microsoft Visual Studio. Utilizou-se para subsidiar o gestor dos sistemas de abastecimento na tomada de decisão quanto ao planejamento e à gestão dos sistemas de poços ou baterias de poços, na qual foi concebida uma planilha interativa para a plataforma Microsoft Excel, que calcula e compara os dois índices de qualidade utilizados na proposta metodológica do trabalho.
- Software *MONITORxyzt* (XYZtemas Consultoria, Salvador, BA, Versão 2,0): software interligado ao SIG e disponível na plataforma Microsoft SQL Server. O ArcGis 9 (ESRI, USA, Versão 9.3); CorelDraw X3 (Corel Corporation, USA, Versão 13.0) e o Adobe Acrobat 8 (*Adobe Systems Incorporated and Licensors*, USA, Versão: 8.0) também foram usados na confecção dos mapas e dos gráficos apresentados neste trabalho (mapas temáticos, geológicos e de localização). Na análise dos dados analíticos utilizou-se a técnica estatística Análise Descritiva Unidimensional.

Os dados utilizados nesta tese são dados secundários coletados durante um longo período de monitoramento (de 2000 a 2011). Por isso, durante o período houve tanto lacunas nas observações em alguns pontos de monitoramento como melhorias nas metodologias analíticas, resultando numa variabilidade dos limites de detecção e em melhorias nos processos amostrais. Para preencher as lacunas e variabilidades dos limites, optou-se por utilizar, quando necessário, no tratamento de dados e análise de consistência dos mesmos, o conceito de dados censurados[10]. Nos dados usados na tese houve dez resultados com valores "Não Detectável", isto é, menores do que o limite de detecção do método. O método por substituição foi utilizado sendo o mesmo baseado nos limites de detecção, tanto pela sua simplicidade de implementação, quanto por ser ainda largamente empregado, embora haja também problemas de tendenciosidade.

Esse método é o mais utilizado neste contexto e consiste na simples substituição dos valores não detectados por um valor constante abaixo do limite de detecção. Feita

[10] São tidos como dados censurados aqueles descritos com valores Não-Detectável ou abaixo do Limite de Detecção do Método e são inerentes às limitações dos métodos analíticos utilizados.

essa substituição, as análises estatísticas são efetuadas. Para essa substituição, alguns autores recomendam a utilização de metade do limite de detecção; outros recomendam o uso da raíz quadrada do dobro do limite de detecção; outros do valor zero ou do próprio limite de detecção. Nesta tese, adotou-se a metade do limite de detecção para aqueles dez casos identificados como censusrados. A substituição por zero desvia a média para valores menores do que o verdadeiro. Enquanto pelo próprio LD (limite de detecção) se justifica por ser mais conservativa com tendência para valores mais altos do que o verdadeiro. A estratégia de usar a substituição pelo valor de LD é usada pelas agências reguladoras para produzir uma estimativa conservativa, assegurando maior segurança à saúde pública (CARVALHO, 2003). Helsel (2012) faz críticas ao método de substituição, pois, segundo ele, a substituição não é neutra, podendo mascarar o padrão de resultado. Argumenta, ainda, que o padrão adicionado aos dados pode ser muito diferente do que o padrão dos dados em si. A Agência Ambiental ds Estados Unidos (USEPA) recomenda que esse método só seja aplicado para séries de dados com censuras menores do que 15%.

Embora haja o consenso no meio científico de que esse método não é apropriado para o cálculo de estatísticas descritivas, tem-se constatado que ele continua sendo utilizado devido à sua simplicidade de implementação (CHRISTOFARO; LEÃO, 2014). Outro motivo para a escolha do método de substituição para o tratamento dos dados censurados foi o fato dele estar em conformidade com o objetivo geral da tese, ou seja, desenvolver uma metodologia expedita de fácil utilização para os gestores.

7.4 Utilização dos Índices de qualidade de Água: IQA-CCME e IQASUB/AUI

Foram utilizados o IQA-CCME, desenvolvido pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment*, e o IQASUB/AUI, concebido para a região de influência do PIC (Polo Industrial de Camçari). O primeiro foi proposto pelo CCME e tem sido bastante utilizado em várias partes do mundo para a avaliação da qualidade de água superficial. Oliveira et al. (2012) já fez aplicações na avaliação de água subterrânea no Estado da Bahia, bem como no Rio de Janeiro (MENEZES, 2013), cujas respostas foram satisfatórias aos propósitos dos estudos. O IQASUB/AUI foi utilizado nas nove baterias de poços e mostrou-se efetivo na avaliação da água, considerando o seu objetivo.

7.4.1 Definição dos parâmetros utilizados na avaliação do IQA-CCME e do IQASUB/AUI

Para a seleção dos parâmetros seguiu-se os seguintes procedimentos:

1. Verificou-se se eram legislados pelo Portaria 2914/2010 do Ministério da Saúde, que estabelece valores de potabilidade. No caso de algum composto não ser legislado por essa Portaria, considerou-se o valor mais restritivo das outras legislações adotadas como referência de qualidade de água, inclusive utilizadas pela própria Portaria do MS (WHO/2011, USEPA/2009 e CANADA/2014);
2. Verificou-se se apresentavam certa uniformidade nas datas de medições e de repetição das mesmas substâncias avaliadas. Dos cento e setenta e dois parâmetros analisadas no período estudado, somente setenta e nove tinham valores limites legislados e, desses, cinquenta e dois tinham frequência repetidas nas datas de coleta, como pode visto na Figura 32.

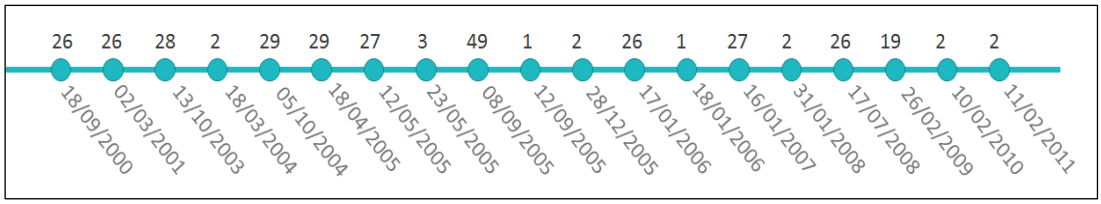


Figura 32 – Quantidade de parâmetros medidos no poço BAT8 -122/01 na linha do tempo
(Fonte: Autoria própria)

Para aumentar o número de repetições de amostragem, considerou-se o conjunto das análises dos poços de cada bateria, pois cada um, *de per si*, conforme os critérios estabelecidos no zoneamento, representava as mesmas características da bateria ou sistema de abastecimento. Desta forma, pode-se corrigir essa falta de uniformidade nas datas analíticas. A aplicação desse mecanismo possibilitou a seleção de trinta e oito substâncias, conforme apresentadas no Quadro 22, e o cálculo dos IQAs em todas as baterias nos triênios 2000 a 2002 e subsequentes, e nos quadriênios 2000 a 2003, 2004 a 2007 e subsequentes, ou seja, em todo o período estudado, totalizando doze anos de monitoramento.

O método IQA-CCME recomenda que para a sua aplicação sejam considerados no mínimo quatro parâmetros obtidos pelo menos em quatro avaliações realizadas em períodos diferentes (regra 4x4). Com isso, houve restrição no uso dos cento e setenta e dois parâmetros monitorados, principalmente devido às muitas lacunas nas suas

determinações, isto é, não houve uniformidade nas determinações durante o período de monitoramento considerado. Desse total de parâmetros monitorados apenas trinta e oito (22%) foram considerados adequados. Ainda assim, em alguns casos não houve atendimento à regra 4x4. Para contornar essa lacuna e poder atender às condições de aplicabilidade do IQA-CCME, na falta do conjunto de avaliações de alguns poços de abastecimento, utilizou-se dados, quando possível, de outros poços pertencentes à mesma bateria e que em algum tempo teve uso no abastecimento público.

Mesmo assim não foi possível realizar o cálculo para todos os triênios e quadriênios nas nove baterias. Entretanto, ao ser considerado todo o período do estudo, ou seja, de 2000 a 2011, essa agregação se mostrou favorável.

Em função da Bateria 6 só possuir um poço e de seu monitoramento ter apresentado várias lacunas tanto na frequência quanto nos parâmetros, não foi possível avaliar a qualidade da água por meio do IQA-CCME nos triênios e no quadriênio do período considerado no estudo. Também não foi possível avaliar o quarto triênio nas Baterias 2, 3, 6, 7 e 9. Nos três tempos de avaliação (triênio, quadriênio e geral) os valores do IQA-CCME calculados representam a qualidade de água de cada bateria /sistema de captação.

Ainda neste contexto, a flexibilização na agregação dos dados analíticos adotada se apresenta como uma vantagem, pois permite calcular o índice de qualidade da água de uma bateria/sistema de captação utilizando apenas os poços mais representativos ou aqueles que exijam um monitoramento sistematizado com menor frequência de amostragem, por exemplo, poços que se apresentam vulneráveis à poluição, com problemas na perda de produtividade ou com relação à exigência do órgão ambiental, enfim, outros motivos definidos pelo gestor.

No caso do IQASUB/AUI foi feito o cálculo da qualidade da água em todas as baterias para todos os triênios (2000-2002, 2003-2005, 2006-2008 e 2009-2011), para os quadriênios e para todo o período do estudo.

O Quadro 23 mostra a relação dos trinta e oito parâmetros/substâncias selecionados para os cálculos do IQA-CCME e IQASUB/AUI**.**

Outros critérios norteadores na seleção dos parâmetros utilizados foram: a) apresentar VPMs para potabilidade segundo as legislações consideradas, sempre dando preferência aos adotados pela Portaria do Ministério da Saúde – Portaria 2914/201 e na falta de valor estabelecido para algumas substâncias por essa Portaria, utilizou-se outras

legislações (WHO/2011, USEPA/2009 e Canadá/2014) adotando sempre o valor permitido mais restritivo; b) e ter frequência de monitoramento sistemática.

(continua)

Parâmetro	CAS Nº	Peso	IARC	Referência IARC (***)	MS-2914/2011	VMP	Un.
1,1 Dicloroeteno(1)	000075-35-4	2	Grupo 3	Vol.39, Sup 7, 71, 1999	Risco à Saúde	30	µg/L
1,1,1 Tricloroetano(1)	000071-55-6	2	Grupo 3	Vol. 20 Sup 7, 71, 1999		200 (#)	µg/L
1,1,2 Tricloroetano(1)	79-00-5	2	Grupo 3	Vol . 52, 71, 1999		**5**(#)	µg/L
1,2 Diclorobenzeno(1)	95-50-1	2	Grupo 3	Vol. 73, 1999	Organoléptico	10	µg/L
1,2 Dicloroetano(1)	107-06-2	3	Grupo 2B	Vol. 20 Sup 7, 71, 1999	Risco à Saúde	10	µg/L
1,2 Dicloroeteno(1)	156-59-2 (cis); 156-60-5 (trans)	1	Não classificado	IARC , 1987	Risco à Saúde	50	µg/L
1,4 Dioxano(2) (1)	123-9-1	3	Grupo 2B	Vol. 11 Sup 7, 71, 1999		50	µg/L
Arsênio Total(3)	7440-38-2	4	Grupo 1	Vol. 23 Sup 7, 100C, 2012	Risco à Saúde	0,01	mg/L
Benzeno(1)	71-43-2	4	Grupo 1	Vol.29 Sup 7, 100F, 2012	Risco à Saúde	5	µg/L
Chumbo Total(3)	7439-92-1	3	Grupo 2B	Vol. 23, Sup 7, 1987	Risco à Saúde	0,01	mg/L
Cloreto de metileno (Diclorometano) (1)	75-09-2	3	Grupo 2^{A}	Vol. 71, 110, 2015	Risco à Saúde	20	µg/L
Cloreto de vinila (Cloroeteno) (1)	000075-01-4	4	Grupo 1	Vol. 97 100F, 2012	Risco à Saúde	2	µg/L
Cloretos(4)	16887-00-6	1	Não classificado		Organoléptico	250	mg/L
Clorofórmio (Triclorometano) (1)	67-66-3	3	Grupo 2B	Vol. 73, 1999	Risco à Saúde	300(&)	µg/L

(continuação)

Parâmetro	CAS Nº	Peso	IARC	Referência IARC (***)	MS-2914/2011	VMP	Un.
Cobre Total(3)	7440-50-8	1	Não Classifiado		Risco à Saúde	2	mg/L
Clorozenzeno(1)	108-90-7	1	Não Classificado		Organoléptico	0,12	µg/L
Cromo Total (Cromo hexavalente) (3)	7440-47-3/018540-29-9	4	Grupo 1	Vol. 49 100C, 2012	Risco à Saúde	0,05	mg/L
Etilbenzeno(1)	100-41-4	3	Grupo 2B	Vol. 77, 2000	Organoléptico	200	µg/L
Ftalato de 2 Etil Hexila(2)	117-81-7	3	Grupo 2B	Vol. 77; 101, 2013	Risco à Saúde	8	µg/L
Mercúrio Total(3)	7439-97-6	2	Grupo 3	Vol.58, 1993	Risco à Saúde	0,001	mg/L
Nitratos(4)	14797-55-8	3	Grupo 2A	Vol.94, 2010	Risco à Saúde	10	mg/L
pH(4)		1	Não Classificado			6.5-8,5	
STD(4)		1	Não Classificado		Organoléptico	1000	mg/L
Sulfatos(4)	14808-79-8	1	Não Classificado		Organoléptico	250	mg/L
Tetracloreto de carbono(1)	56-23-5	3	Grupo 2B	Vol. 20, Sup 7, 71, 1999	Risco à Saúde	4	µg/L
Tetracloroeteno(1)	127-18-4	3	Grupo 2 A	Vol. 63 106, 2014	Risco à Saúde	40	µg/L
Tolueno(1)	108-88-3	2	Grupo 3	Vol. 47, 71, 1999	Organoléptico	170	µg/L
Tricloroeteno(1)	000079-01-6	4	Grupo 1	Vol. 63 106, 2014	Risco à Saúde	20	µg/L
Benzo(a)pireno (2)	50-32-8	4	Grupo 1	Vol. 12 100F, 2012	Risco à Saúde	0,7	µg/L
Diuron(2)	330-54-1	1	Não Classificado		Risco à Saúde	90	µg/L
Simazina(2)	122-34-9	2	Grupo 3	Vol.73, 1999	Risco à Saúde	2	µg/L

(conclusão)

Parâmetro	CAS Nº	Peso	IARC	Referência IARC (***)	MS-2914/2011	VMP	Un.
Glifosato + AMPA(2)	(1071-83-6) (1066-51-9)	3	Grupo 2A	Vol.112, 2015	Risco à Saúde	500	µg/L
Atrazina(2)	1912-24-9	2	Grupo 3	Vol. 73, 1999	Risco à Saúde	2	µg/L
Ferro(4)	7439-89-6	1	Não Classificado		Organoléptico	0,3	mg/L
Zinco(3)	7440-66-6	1	Não Classificado		Organoléptico	5	mg/L
1,4 Diclorobenzeno(1)	106-46-7	3	Grupo 2B	Vol. 73, 1999	Organoléptico	30	µg/L
Cádmio(3)	7440-43-9	4	Grupo 1	Vol. 58 100C, 2012	Risco à Saúde	0,005	mg/L
Xilenos(1)	1330-20-7	2	Grupo 3	Vol. 47, 71, 1999	Organoléptico	30	µg/L

(1) Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs);
(2) Compostos Orgânicos semivoláteis (SVOCs);
(3) Metais Pesados;
(4) Parâmetros Inorgânicos e Físico-químicos; CAS. Nº - Chemical Abstracts Service Registry Number; IARC- Agência Internacional para Pesquisa do Câncer: Grupo 1: Carcinogênico para Humanos; Grupo 2A: Provável carcinogênico para humanos; Grupo 2B: Possível carcinogênico para humanos; Grupo 3: Não classificável quanto à carcinogenicidade; Grupo 4: Não provável carcinogênico. MS/2914/2011- Natureza do composto (risco à saúde ou organoléptico); VMP- Valores Máximos Permitidos para potabilidade da água da Portaria do Ministério da Saúde.
(#) Valores Máximos da USEPA. (&) Valores Máximos da OMS/2011.
(***) Classificação da carcinogenicidade das substâncias pelo IARC (*Agents Classified by the IARC Monographs*, 2015).

Quadro 23 - Parâmetros selecionados para o cálculo dos Índices de Qualidade de Água Subterrânea, IQASUB/AUI e IQA-CCME, na região de estudo.

(Fonte: Autoria própria)

CAPÍTULO 8

RESULTADOS E DISCUSSÃO DA APLICAÇÃO DA METODOLOGIA PARA A TOMADA DE DECISÃO SOBRE A UTILIZAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NO ABASTECIMENTO PÚBLICO NA REGIÃO DE ESTUDO

Após a consolidação dos atributos da região pôde-se fundamentar um modelo hidrogeológico conceitual para a compreensão das variações na qualidade da água no espaço e no tempo. Esse modelo possibilitou zonear também a região em nove baterias de poços (Figura 33) ou sistemas de abastecimento, áreas onde são captadas as águas subterrâneas. Essas baterias situam-se em áreas geográficas representativas do contexto do modelo hidrogeológico conceitual da região de influência do polo industrial de Camaçari.

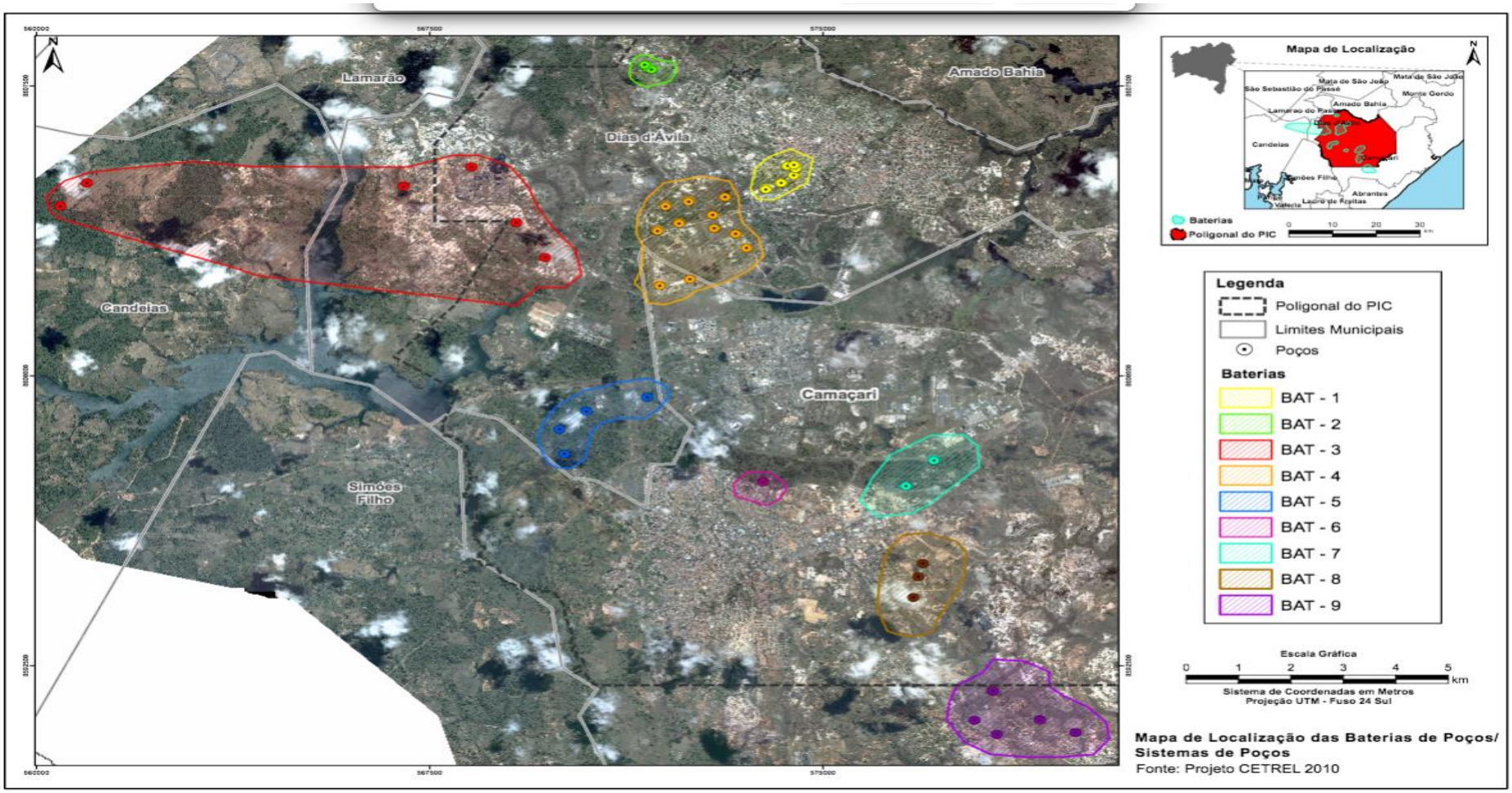


Figura 33 - Mapa de localização das baterias de poços/sistemas de captação.
(Fonte: Base Projeto CETREL 2010, idealizado pelo autor, elaborado por Pablo Nepomuceno)

8.1 Desenvolvimento do índice de qualidade de água subterrânea IQASUB/AUI

Para o desenvolvimento do índice de qualidade IQASUB/AUI foi necessário realizar a seleção dos parâmetros a partir dos resultados analíticos disponíveis e relevantes para a avaliação da qualidade da água para abastecimento público, principalmente aqueles que apresentam risco à saúde humana.

O tratamento estatístico e criação do IQASUB/AUI constam no relatório de análise estatística sobre o projeto "Variação da qualidade da água subterrânea para abastecimento público em áreas urbanas industrializadas" (REIMANN et al., 2014).

8.1.1 Parâmetros selecionados

Na seleção dos parâmetros foram consideradas amostras de água dos vinte e seis poços tubulares utilizados atualmente no abastecimento público da região. Doze localizados na cidade de Camaçari e quatorze, na cidade de Dias d'Ávila. Foi verificado um total de cento e setenta e dois parâmetros monitorados, sendo que cento e trinta e seis se referem a substâncias orgânicas, vinte e oito, a inorgânicas, e seis, a fatores como: parâmetros físico-químicos, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, temperatura e potencial redox.

8.1.2 Seleção dos Poços

O Quadro 24 apresenta a relação dos poços que compõem cada uma das seis baterias utilizadas exclusivamente no abastecimento público atual, mostrando também o número de substâncias avaliadas e o quantitativo das medidas realizadas no tempo.

Poço	Bateria/Nº de Pocos	Localização	Quantidade de substâncias avaliadas	Medições realizadas
BAT1-123/02	**BAT1 (N=10)**	Dias D'Ávila	124	12
BAT1-123/03		Dias D'Ávila	48	1
BAT1-123/04		Dias D'Ávila	128	13
BAT1-123/05		Dias D'Ávila	68	12
BAT1-123/06		Dias D'Ávila	128	17
BAT1-123/07		Dias D'Ávila	69	15
BAT1-123/08		Dias D'Ávila	42	6
BAT1-124/01		Dias D'Ávila	63	12
BAT1-124/02		Dias D'Ávila	132	17
BAT1-124/03		Dias D'Ávila	133	19
BAT2-127/01	**BAT2 (N=4)**	Dias D'Ávila	68	5
BAT2-127/02		Dias D'Ávila	59	3
BAT2-127/03		Dias D'Ávila	60	6
BAT2-127/04		Dias D'Ávila	134	13
BAT3-142/01	**BAT3 (N=3)**	Camaçari	128	10
BAT3-142/02		Camaçari	122	7
BAT3-142/03		Camaçari	39	3
BAT6-47/15	**BAT6 (N=1)**	Camaçari	121	22
BAT7-140/01	**BAT7 (N=2)**	Camaçari	123	24
BAT7-140/02		Camaçari	123	16
BAT8-122/01	**BAT8(*) (N=6)**	Camaçari	128	19
BAT8-122/02		Camaçari	127	19
BAT8-122/03		Camaçari	127	18
BAT8-122/04		Camaçari	121	17
BAT8-122/05		Camaçari	121	17
BAT8-122/06		Camaçari	77	1

(*) BAT8: Identidade da Bateria; 122 - Identidade da área inserida na bateria onde fica localizado o poço; 6 - Identidade do poço onde a água foi analisada.

Quadro 24 – Relação dos poços usados exclusivamente no abastecimento público, por bateria.

(Fonte: Autoria própria)

Na Bateria 3, embora tenham sido cadastrados três poços, cujo uso da água era de uso exclusivo para abastecimento público, dois deles atualmente estão cimentados.

Os poços tubulares cadastrados exploram basicamente o aquífero São Sebastião, manancial estratégico para o abastecimento da população de Camaçari e Dias D'Ávila e das indústrias do polo industrial de Camaçari.

Dos duzentos e um poços cadastrados, somente cento e quarenta e quatro (71,6%) dispõem da posição das profundidades das seções filtrantes. Desse total, apenas (66%) estão com suas partes superiores revestidas com tubos "cegos" para evitar a captação de água proveniente da porção superior do aquífero que, por suas características hidráulicas e seu posicionamento superficial, estão mais vulneráveis aos processos de contaminação com origem nas atividades industriais do Polo e das atividades urbanas de Camaçari e Dias D'Ávila.

Os poços apresentam profundidades médias de 272m, com máxima de 480m e com as primeiras seções filtrantes distribuídas nos seguintes intervalos de profundidade: ≤ 80m (quarenta e nove poços), entre 80 e 120m (quarenta) e superior a 120m (cinquenta e cinco poços).

Embora tenham sido cadastrados duzentos e um poços, somente 32,83% estão corretamente georreferenciados com suas coordenadas completas e associadas a um referencial geodésico conhecido. A Figura 34 mostra a localização de alguns poços na área de estudo.

Uma avaliação dos dados disponíveis sobre a idade de implantação desses poços mostra que as águas subterrâneas subjacentes à região vêm sendo exploradas desde a década de 70, com maior intensidade a partir da implantação do Polo e do crescimento demográfico das duas cidades circunvizinhas, Camaçari e Dias D'Ávila.

Entre os anos de 1994 e 2003, vários poços foram desativados, principalmente devido ao fechamento de algumas indústrias proprietárias e ao risco de contaminação de suas águas. Contraposta a essa situação, entre os anos de 2008 e 2010 houve a implantação de novos poços com projetos construtivos mais elaborados tecnicamente e muitos geminados aos poços antigos, que apresentavam projetos construtivos mais vulneráveis aos processos de contaminação.

O comportamento dos níveis da água frente ao histórico de exploração vem mostrando uma variação com acréscimos contínuos nos rebaixamentos dos níveis dinâmicos dos poços, confirmados através do comportamento das suas cargas

hidráulicas[11] (Figura 35), o que vem acarretando cada vez mais interferências nos cones de depressão de alguns, além de aumentar o incremento nos fluxos descendentes e, consequentemente, a migração de plumas de contaminantes existentes nas porções superiores subjacentes às áreas industriais para as baterias de poços próximas que utilizam a água no abastecimento público.

[11] A carga hidráulica é obtida da relação CH = Cota do terreno – Nível estático do poço.

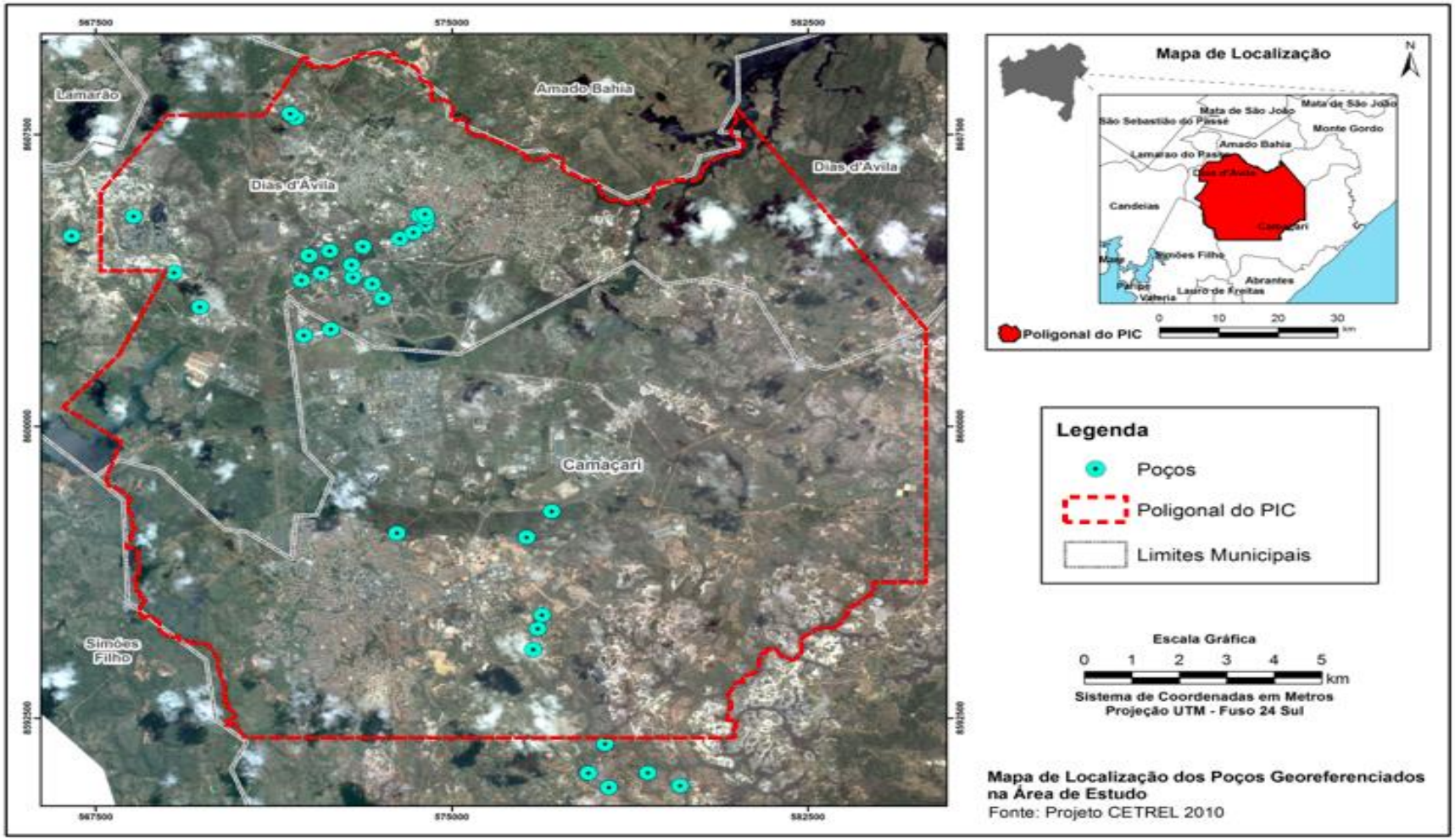


Figura 34 – Mapa de localização com poços georreferenciados na região de estudo.
(Fonte: Base Projeto CETREL. Idealizado pelo autor e elaborado por Pablo Nepomuceno)

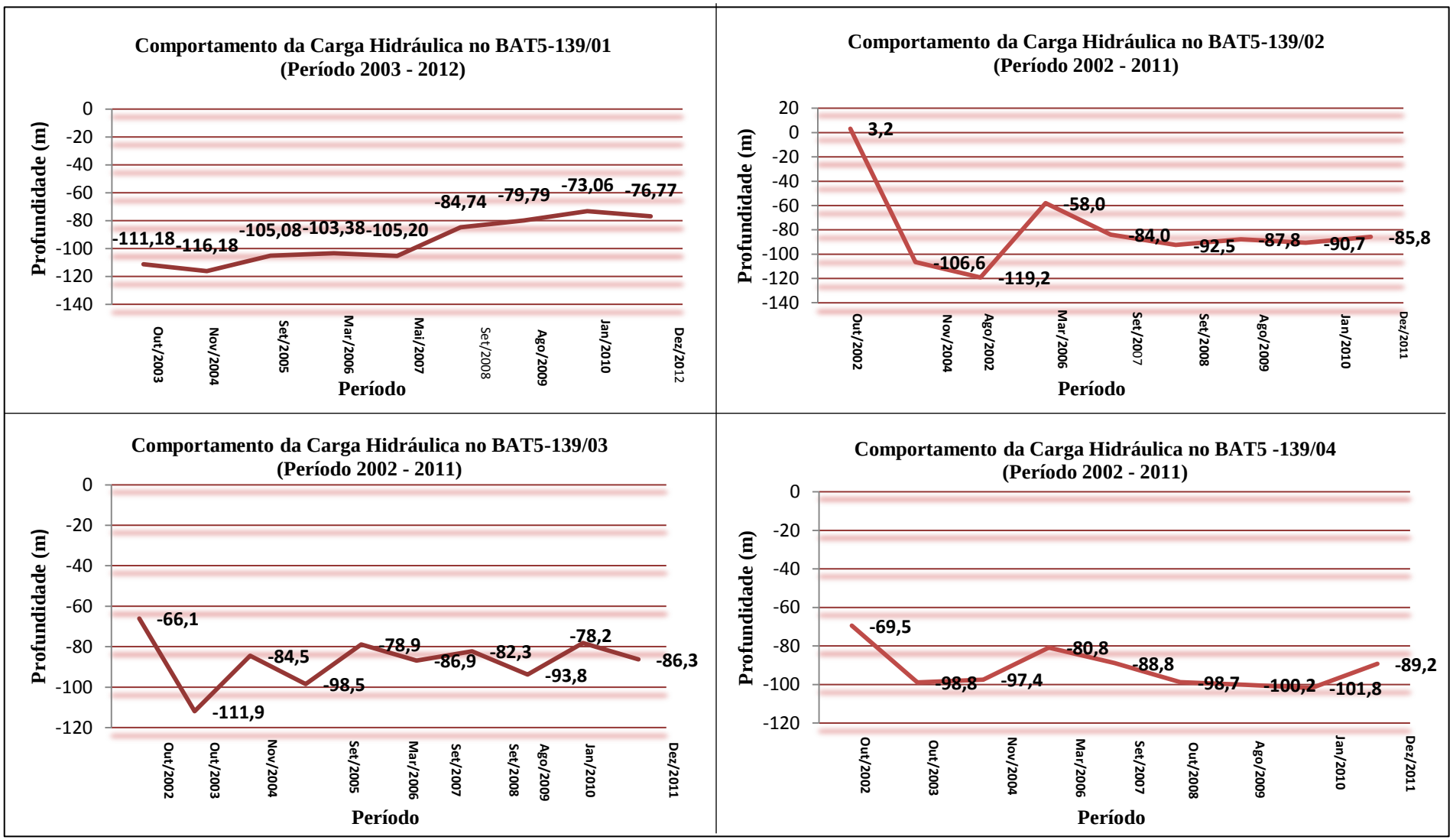


Figura 35 - Comportamento das cargas hidráulicas em alguns poços da BAT5 no período de 2000 a 2001.
(Fonte: Autoria própria)

A porção superior do aquífero local caracteriza-se como área de transição e recarga de água e contaminantes para níveis mais profundos. Estudos desenvolvidos por Santos (2010) revelaram que os núcleos urbanos e as áreas industriais de Camaçari e Dias D'Ávila apresentam características que lhes atribuem uma vulnerabilidade à contaminação. As áreas onde o uso e a ocupação do solo são predominantemente destinadas às atividades industriais ficam localizadas em regiões com vulnerabilidade moderada.

A partir da agregação das características descritas acima, nove áreas de captação, denominadas baterias de poços ou sistemas de captação, foram estabelecidas. O Quadro 25 mostra os quantitativos dos poços, especificamente por bateria de poços/sistema de abastecimento, e suas características construtivas. Nas Figuras 36, 37 e 38 está o detalhamento dessas informações.

Quadro Quantitativo dos poços utilizados no estudo e das suas caracteristicas construtivas			Período de Perfuração	Profundidade						TOTAL SF (m)			Profundidade 1ª SF		
				Média	Máximo	Mínimo	≤150	150<prof.<250	250<prof.≤480	Média	Máximo	Mínimo	≤80	80<prof.<120	>120
		%	ano	(metro)											
TOTAL POÇOS CADASTRADOS	201	100	1977-2013	N=134 272	480	40	N=111 27	26	58	N=146 59	181	4	N=144 49	40	55
TOTAL POÇOS USADOS NO CÁLCULO WQI-CCME(*)	66	32,84	1977-2010	**N=62** 325	480	72	N=62 8	4	50	N=62 71	181	5	N=56 14	13	29
TOTAL POÇOS P/USO EXCLUSIVO NO ABAST. PÚBLICO(**)	26	12,94	1978-2010	**N=19** 276	450	72	N=19 4	4	11	N=21 71	181	5	N=19 8	7	4
BAT1	11	5,47	1981-2003	N=4 175	250	120	N=4 1	3		N=5 41	68	24	N=5 4	1	1
BAT2	4	1,99	/2001	N=3 115	200	72	N=3 2	1		N=5 24	40	5	N=5 5		
BAT3	10	4,98	/2002	N=9 301	377	74	N=9 2		5	N=9 38	60	6	N=11 2	6	3
BAT4	21	10,45	1977-2007	N=20 371	480	146	N=20 1	1	18	N=20 75	102	24	N=18 6		12
BAT5	5	2,49	2001	N=4 413	426	406	N=4		4	N=4 105	126	75	N=4		4
BAT6	1	0,49	1989	N=1 363			N=1		1	N=1 69			N=1		1
BAT7	4	1,99	/2002	N=4 357	390	340	N=4		4	N=4 83	101	68	N=4	2	2
BAT8	5	2,49	1978-2010	N=7 373	450	328	N=7		7	N=7 123	181	76	N=7	4	3
BAT10	5	2,49		N=5 340	423	292	N=5		5	N=5 97	134	63	N=5	3	2

(*) Atende as exigencias básicas para o cálculo do WQI-CCME.
(**)Poços de cervejaria, empresa de fármaco, empresas de água mineral e abastecimento de sede municipal.
(***) A somatória dos quantitativos de cada BAT totaliza o numero de poços usados no cálculo do CCME-WQI.(66)

Quadro 25 – Quantitativo dos poços cadastrados na região de estudo e suas características construtivas por bateria de poços/sistemas de abastecimento.

(Fonte: Autoria própria)

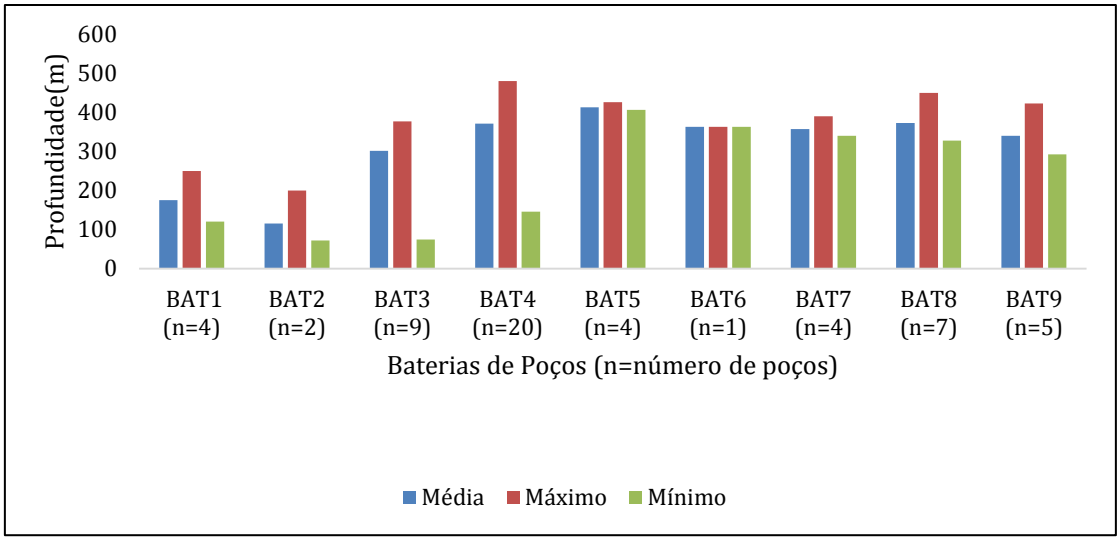


Figura 36 – Profundidades médias, máximas e mínimas dos poços por bateria de poços/sistema de captação.
(Fonte: Autoria própria)

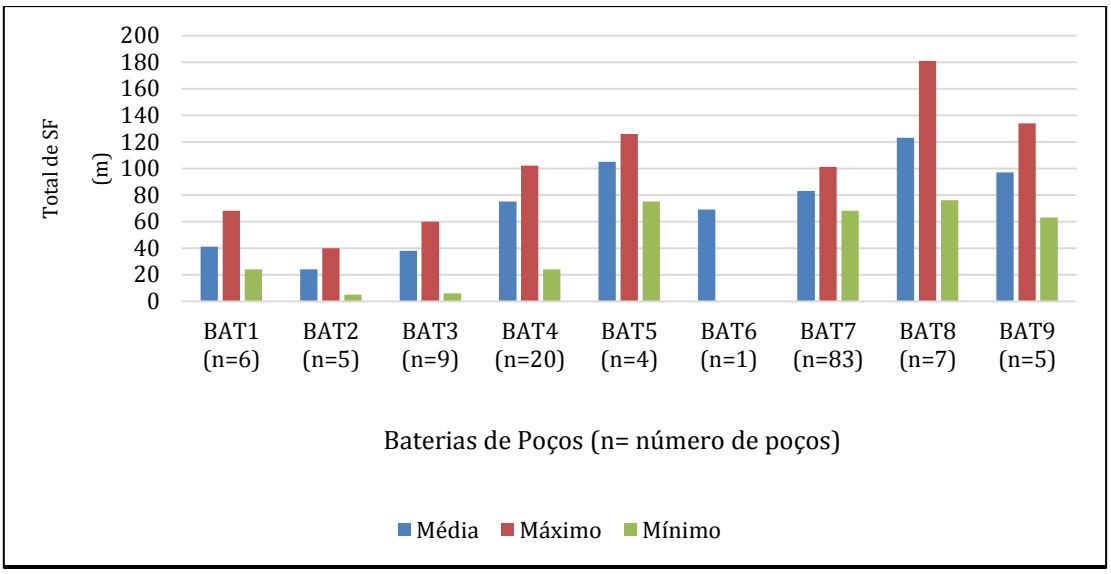


Figura 37 - Valores médios, máximos e mínimos dos intervalos das seções filtrantes por bateria de poços/sistemas de captação.
(Fonte: Autoria própria)

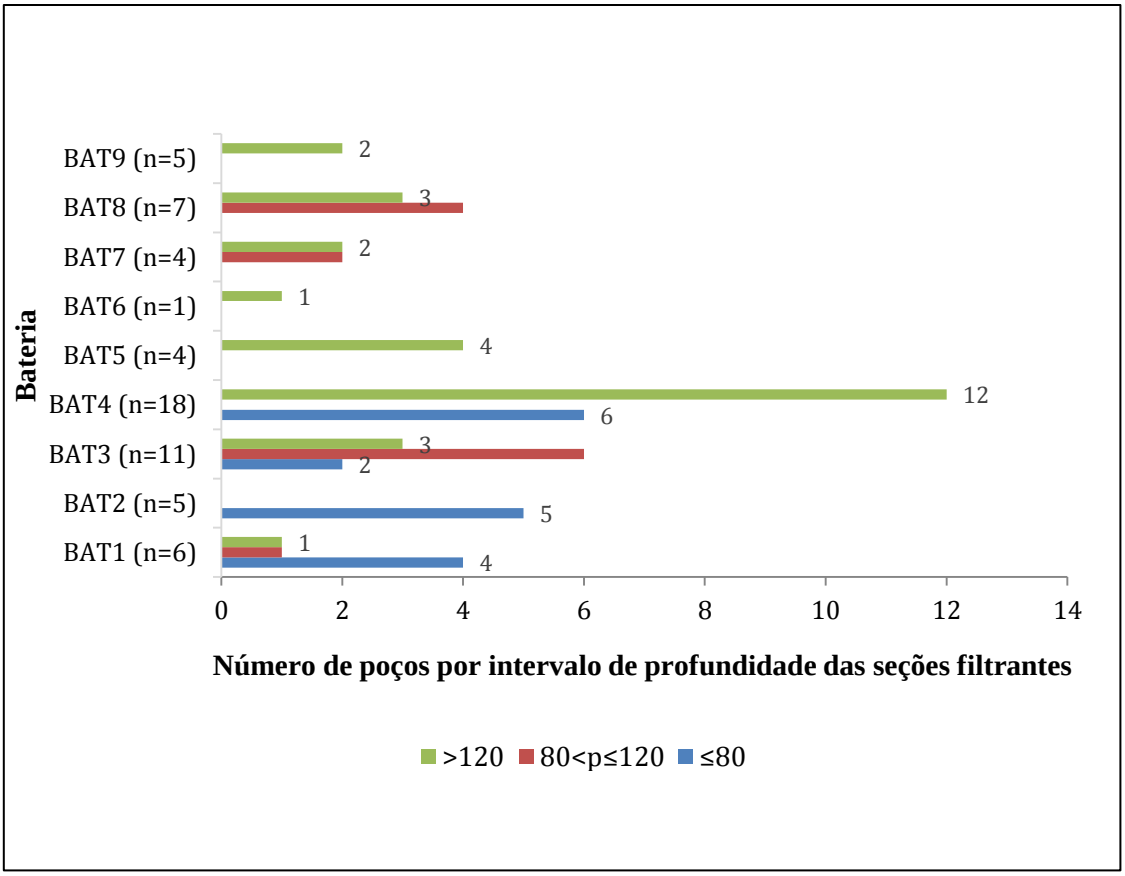
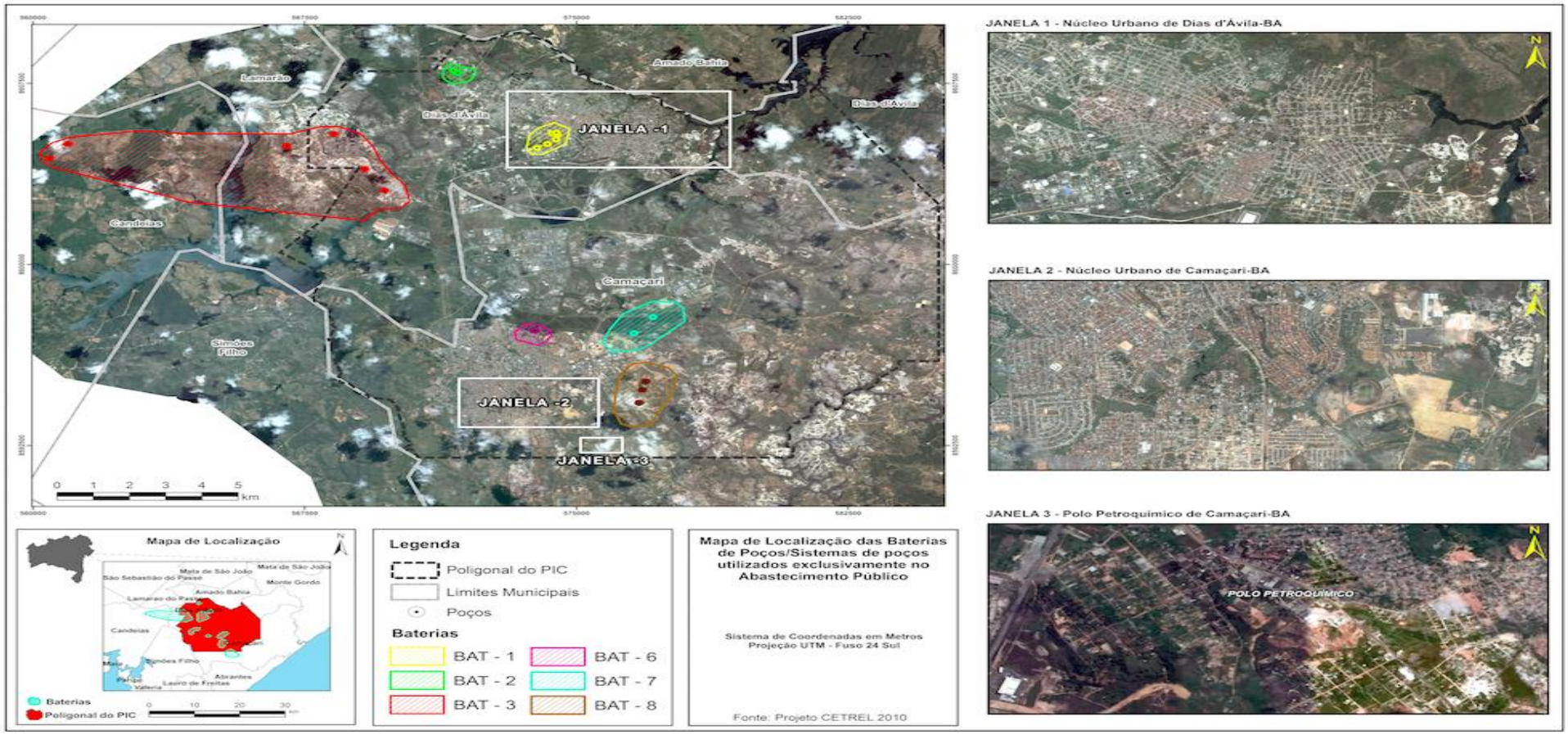


Figura 38 - distribuição quantitativa dos intervalos das profundidades das primeiras seções filtrantes (m) dos poços das baterias de poços/sistemas de captacão

(Fonte: Autoria própria)

Por meio da análise das vazões monitoradas pelo Programa de monitoramento das águas do polo (CETREL, 2013; 2014) estima-se que o maior volume explorado se concentra nas baterias BAT1, BAT4, BAT5 e BAT8. Entretanto, em função de não se dispor de informações atuais sobre as vazões dos poços das empresas engarrafadoras de água de mesa e da concessionária de água do Estado (EMABASA), que usam exclusivamente a água para o abastecimento público, o volume efetivo explorado na região ainda não é conhecido, impedindo conhecer a real taxa de recarga local desse sistema. Todavia, estima-se que a maior contribuição da recarga ocorra através da infiltração de água de chuva e de contribuições de aportes laterais de outras partes ou porções do aquífero localizadas externamente à área de estudo (CETREL, 2003; SANTOS, 2010). A Figura 39 mostra as baterias de poços usados exclusivamente no abastecimento público.



* As janelas 1, 2 e 3 mostram situações da urbanização da cidade de Dias D'Ávila, Camaçari e do Polo Industrial de Camaçari, respectivamente, caracterizando como fontes potenciais de contaminação para os poços dessas Baterias.

Figura 39 - Mapa de localização das baterias de poços/sistemas de captação utilizados exclusivamente no abastecimento público.
(Fonte: Base Projeto CETREL 2010, idealizado pelo autor, elaborado por Pablo Nepomuceno)

8.1.3 Função matemática para a consolidação do IQASUB/AUI

Foi proposto a Equação 42 para efetuar o cálculo do IQASUB/AUI adotando-se o seguinte:

A formulação do IQASUB/AUI permite considerar uma amostra ou um conjunto de amostras, desde que sejam representativas da bateria que está sendo avaliada. Para isso, as medidas devem ser realizadas em um período conhecido e num local onde as condições hidrogeológicas, as de uso e as de ocupação do solo da área de captação da bateria não sejam modificadas durante o período estudado. Os protocolos de amostragem e os analíticos também devem ser conhecidos e adequados para a avaliação. Esta permissão deve-se ao fato de ter se assumido, grosso modo, que cada bateria, conforme foi estabelecida *a priori* no zoneamento, possui as mesmas características da porção aquífera onde está sendo captada a água, portanto, uma medida de concentração de qualquer substância na amostra de água de qualquer poço inserido nessa bateria representa a qualidade da água de toda a bateria.

Na formulação da equação do IQASUB/AUI também foi definido que deve-se considerar no cálculo do índice o maior valor medido, ou seja, o que apresente a maior concentração, quando houver mais de um resultado analítico de uma substância na mesma bateria e no mesmo período de avaliação.

Para o caso do parâmetro pH, considerou-se o menor valor da faixa considerada pelas legislações do Canadá e da USEPA (6,5 - 8,5), ou seja, o mais ácido, em virtude do *background* das águas subterrâneas da área apresentarem um pH com tendência ácida (4,5 a 6,5).

Para avaliar a qualidade das águas usando o IQASUB/AUI, partiu-se do princípio de que para considerar a água analisada própria para o consumo humano, todos os parâmetros medidos deviam estar dentro dos seus limites de potabilidade. Caso algum não estivesse, dever-se-ia verificar o percentual do valor excedido; caso não excedesse, considerar-se-ia o valor como zero no cálculo. Com esses valores, pode-se calcular uma distância euclidiana, ponderada pela toxicidade, variando dessa medida ao zero e, assim, avaliar o quanto o poço – ou a bateria – está distante do ideal ou se atende à legislação de potabilidade da água.

Para facilitar a visualização dos valores do IQASUB/AUI o valor da distância ponderada foi multiplicado por uma constante, no caso o número cem.

$$\text{IQAUB/AUI} = \left(\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{xi\rho i}{\sum_{i=1}^{n}\rho i}\right)^2}\right)100 \quad \textbf{(42)}$$

Onde:

$$x_i = \begin{cases} 0, \text{ caso o valor do parâmetro } \mathbf{i} \text{ seja menor ou igual ao limite permitido} \\ \dfrac{\text{Valor Medido para o paramêtro } \mathbf{i}}{\text{Limite permitido do paramêtro } \mathbf{i}} - 1, \text{ caso contrário} \end{cases}$$

ρ_i = peso de toxicidade do parâmetro **i**

n = número de parâmetros considerados.

Para o caso dos 38 parâmetros utilizados neste trabalho:

$$\sum_{i=1}^{n=38} \rho_i = 92 \quad \textbf{(43)}$$

No IQASUB/AUI o menor valor que o índice pode assumir é zero. Seu limite máximo depende da concentração de cada parâmetro e principalmente do peso que lhe foi atribuído. Na categorização da qualidade da água do IQASUB/AUI foram atribuídas apenas duas categorias: “aceitável” (Grupo 3 e Grupo 4 da classificação da IARC), para as águas nas quais os parâmetros carcinogênicos avaliados não contribuíram para o valor do índice, e “não aceitável”, quando houve contribuição desses parâmetros (substâncias classificadas pela IARC como Grupo 1, Grupo 2A e 2B).

O valor noventa e dois utilizado na equação é resultado da soma dos pesos atribuídos a cada parâmetro do elenco de substâncias selecionadas (Quadro 23) para o estudo, mas esse valor pode ser alterado em função da inclusão ou exclusão de outras substâncias na avaliação. Portanto, caso o gestor do sistema de água subterrânea opte por mudar algum critério da definição dos pesos, essa soma deverá ser recalculada.

Os pesos atribuídos para cada substância, conforme já descrito, estão em conformidade com a classificacão de carcinogenicidade definida pela *International Agency for Research on Cancer* (IARC), definidos em cinco grupos:

O Quadro 26 mostra a atribuição aos pesos dos parâmetros selecionados para a avaliação da água através dos IQAs para cada grupo da classificação do IARC.

Peso	IARC
4 Mais tóxico	Grupo 1 – Carcingênico para humanos
3	Grupo 2A – Provável carcinogênico para humanos Grupo 2B – Possível carcinogênico para humanos
2	Grupo 3 – Não classificável quanto à carcinogenicade
1 Menos tóxico	Grupo 4 – Não provável carcinogênico

Quadro 26 – Valor do peso atribuído aos parâmetros selecionados para o cálculo do IQASUB/AUI e classificação de carcinogenicidade do IARC.
(Fonte: Autoria própria)

No Grupo 1 estão as substâncias que comprovadamente causam câncer, às quais atribuiu-se peso quatro. O consumo de água contaminada por essas substâncias traz agravos à saúde humana. O Grupo 2 é dividido em 2A e 2B, abrigando substâncias consideradas prováveis e possíveis causadores de câncer, mas ainda sem comprovação. Para esses dois grupos de substâncias foi atribuído peso três. Para aquelas classificadas no Grupo 3 atribuiu-se peso dois e, para as do Grupo 4, peso um. Receberam também peso um os parâmetros ou as substâncias selecionadas para a avalição da qualidade de água, mas sem qualquer classificacão do IARC.

Na terceira coluna do Quadro 23 estão apresentados os valores atribuídos aos pesos. A importância da atribuição desses pesos se justifica pelo fato de muitas substâncias apresentarem diferentes agravos à saúde humana. Por exemplo, cloretos não causam grandes problemas ao ultrapassar o valor limite permitido, porém, os metais pesados, como chumbo e cromo, e outras substâncias organocloradas e hidrocarbonetos aromáticos são consideradas tóxicas à saúde humana, muitas vezes causando câncer. Assim, foi necessário considerar a toxicidade dos parâmetros para que os mais tóxicos fossem mais relevantes no cálculo do índice.

A decisão de utilizar como referência o fator carcinogenicidade do IARC na ponderação dos pesos das substâncias químicas deveu-se ao fato da classificação

desse organismo ser utilizada mundialmente, inclusive na definição de Valores Máximos Permitidos (VMPs) de algumas substâncias da legislação brasileira de potabilidade da água como na Portaria 2914/2011.

Outro elemento que reforçou a escolha do fator carcinogenicidade das substâncias foi a previsibilidade da *American Cancer Society*. No relatório sobre agentes cancerígenos, na terceira edição de 2014, ela indica que a probabilidade de um residente dos Estados Unidos desenvolver câncer em algum momento de sua vida é de aproximadamente um em dois homens e uma em cada três mulheres (NTP), tendo como uma das fontes contribuintes as condições ambientais, principalmente no que se refere à exposição cumulativa às substâncias já classificadas como carcinogênicas, além dos efeitos provocados pelas suas interações, área do conhecimento ainda pouco estudada.

Como o IQASUB/AUI não estabelece limitação quanto ao número de parâmetros, tampouco quanto ao número de medições, a expressão da representatividade da qualidade da água do manancial subterrâneo avaliado tornar-se-á mais fiel quanto mais resultados analíticos houver, no espaço e no tempo.

8.1.4 Desenvolvimento da planilha interativa para gestão das baterias de poços /sistemas de captação de água subterrânea

Os cálculos dos índices IQA-CCME e IQASUB/AUI foram automatizados em uma planilha do Excel, através de macros desenvolvidas em VBA (*Visual Basic for Applications*). A pasta de trabalho do Excel (ANEXO A) foi estruturada em abas, com a seguinte configuração:

- Nove abas contendo as baterias de poços zoneados para o presente estudo, com seus respectivos dados analíticos e suas datas de análise. Novas abas poderão ser adicionadas copiando-se alguma das abas já existentes ou suprimidas;
- Duas abas com dados para o cálculo dos índices, sendo uma com os limites máximos e mínimos dos parâmetros utilizados de legislações referentes à qualidade da água e outra com pesos atribuídos aos parâmetros no cálculo do IQASUB/AUI. Os dados de ambas as abas podem ser editados pelo gestor da água, motivado por atualizações na legislação, nos pesos ou por outra necessidade, porventura identificada e intrínseca à sua área. A Figura 40 acima

mostra a representação das abas contendo as nove Baterias, Limites, Pesos e Informações;

- Esta última aba contém informações gerais sobre os índices IQASUB/AUI e IQA-CCME.

Figura 40 - Representação das abas contendo as nove Baterias, Limites, Pesos e informações sobre os índices IQASUB/AUI e IQA-CCME.
(Fonte: Autoria própria)

As planilhas inseridas nas abas referentes às baterias são compostas por três botões, cada um associado a um macro; e cinco linhas com os dados utilizados nos cálculos dos índices, das quais as duas primeiras são os limites máximos e mínimos permitidos para cada parâmetro e utilizado no cálculo do IQA-CCME, e as outras três são os limites máximos, mínimos e os pesos utilizados no cálculo do IQASUB/AUI para cada parâmetro. A Figura 41 apresenta uma representação de valores máximos e mínimos e dos pesos para algumas substâncias utilizadas no cálculo dos índices:

CCME	MAX:	8,5	500	14
	MIN:	6,5		
IQASUB/AUI	MAX:	8,5	500	14
	MIN:	6,5		
	PESO:	1	1	2

Figura 41 - Representação de valores de VMP, valores mínimos legislados e pesos atribuídos a algumas substâncias utilizadas no cálculo dos índices.
(Fonte: Autoria própria)

O restante da planilha corresponde à tabela contendo os dados analíticos das águas dos poços das respectivas baterias. As linhas representam amostras e as colunas, parâmetros de cada amostra. A Figura 42 apresenta a configuração do conteúdo da tabela:

Amostra	Data	Condutividade (µS/cm)	OD (mg/L)	pH
BAT1-123/03	15/09/2000	60,00		4,77
BAT1-123/04	15/09/2000	39,10		4,66
BAT1-123/05	15/09/2000	35,60		4,91
BAT1-123/06	15/09/2000	35,60		4,71
BAT1-123/07	15/09/2000	40,50		4,61
BAT1-124/01	14/09/2000	41,00		4,87
BAT1-124/02	14/09/2000	58,20		4,89
BAT1-124/03	14/09/2000	76,90		4,89
BAT1-123/04	01/03/2001	43,00	4,09	4,86
BAT1-123/06	01/03/2001	45,80	4,41	4,65
BAT1-123/07	01/03/2001	42,60	3,42	4,62
BAT1-124/01	11/05/2001	38,90	4,11	4,68
BAT1-124/03	11/05/2001	55,10	2,98	4,20
BAT1-123/02	08/05/2002	36,70	3,69	4,53
BAT1-123/04	08/05/2002	35,70	2,99	4,63
BAT1-123/05	08/05/2002	33,50	3,39	4,81
BAT1-123/06	08/05/2002	33,50	3,03	4,68

Figura 42 – Apresentação do conteúdo da tabela dos cálculos dos índices IQA-CCME e IQASUB/AUI.
(Fonte: Autoria própria)

Nos cálculos dos índices, o programa desenvolvido considera as amostras cujos nomes identificadores (coluna A) estejam preenchidos a partir da célula “A8” até o primeiro registro em branco. Portanto, uma amostra com nome em branco no meio da tabela significa que apenas as amostras acima dela serão contabilizadas. Por exemplo, na situação ilustrada na Figura 43, abaixo, apenas as quatro primeiras amostras são consideradas nos cálculos:

7	Amostra	Data	Condutividade (µS/cm)	OD (mg/L)
8	BAT1-123/03	15/09/2000	60,00	
9	BAT1-123/04	15/09/2000	39,10	
10	BAT1-123/05	15/09/2000	35,60	
11	BAT1-123/06	15/09/2000	35,60	
12		15/09/2000	40,50	
13	BAT1-124/01	14/09/2000	41,00	
14	BAT1-124/02	14/09/2000	58,20	
15	BAT1-124/03	14/09/2000	76,90	

Figura 43 - Linhas consideradas no cálculo (linhas 8-11).
(Fonte: Autoria própria)

O mesmo vale para as colunas: os nomes dos parâmetros (linha sete) devem estar preenchidos para que os mesmos sejam contabilizados, pois os nomes de parâmetros “em branco”, no meio da tabela, invalidam os demais parâmetros à direita, uma vez que o programa interrompe a leitura ao encontrar a primeira célula “em branco”.

Os três botões localizados na parte superior das planilhas de baterias são:

- **Filtrar**: liga/desliga os filtros nos campos “Amostra” e “Data”. Quando ligados, os filtros permitem selecionar quais amostras serão utilizadas nos cálculos dos índices de acordo com os valores desses dois campos. Amostras que não atendam aos filtros especificados ficam invisíveis;
- **Parâmetros**: copia para a aba atual os valores limites máximo e mínimo da aba “Limites” de acordo com a legislação especificada. Permite completar valores ausentes na legislação selecionada com os valores mais restritivos de outras legislações;
- **Calcular**: utilizando os dados da aba (bateria) atual, calcula os índices IQA-CCME e IQASUB/AUI. Possui em sua tela de resultados um botão nomeado “Detalhes >>”, que permite a visualização de detalhes dos cálculos e o semáforo na cor azul, amarela ou vermelha, indicando o resultado da comparação da categorização da qualidade da água interíndices (Figura 44).

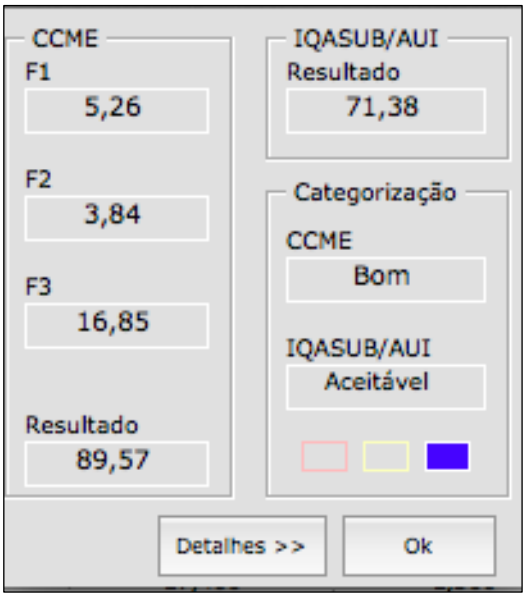


Figura 44 - Janela mostrando o semáforo resultado da comparação interíndices das categorias de qualidade da água.
(Fonte: Autoria própria)

Novos parâmetros podem ser adicionados livremente à direita das tabelas. Para que as funções de seleção de legislação e preenchimento dos pesos dos atributos funcionem corretamente, é importante que todas as abas (incluindo as abas “Limites” e “Pesos”) contenham os mesmos parâmetros e na mesma ordem.

8.1.5 Aplicação do IQASUB/AUI nas áreas de captação de águas subterrâneas - Baterias de poços /Sistemas de Captação

A aplicação do cálculo do IQASUB/AUI inicialmente foi realizada com os resultados analíticos das nove baterias de poços ou sistemas de abastecimento zoneadas, segundo os critérios apresentados no ítem 7.2 e as seguintes escalas de tempo: triênios e quadriênios do período do estudo (2000 a 2011), juntamente com todo o conjunto de resultados analíticos desse período. Adotou-se este procedimento para avaliar, no tempo e no espaço, a evolução da qualidade da água nessas áreas, além de sua utilidade na definição das categorias da qualidade da água adotadas para este índice.

Com essas mesmas baterias, conjunto de resultados analíticos e escalas de tempo, foi realizado também o cálculo do índice IQA-CCME, cujo objetivo foi sinalizar para o gestor da água, após a comparação das categorias de qualidade da água adotados por ambos os índices, contribuindo na sua tomada de decisão quanto à gestão da água.

A Figura 45 apresenta a janela mostrando como os resultados são apresentados na planilha desenvolvida (em *Visual Basic Application*) para operacionalizar os cálculos do índice. Ela apresenta o conjunto dos dados da Bateria 1, no período de 2000 a 2011. A análise das informações mostradas possibilita ao gestor do sistema de água ter fácil acesso ao quantitativo de parâmetros que foram avaliados, identificar esses parâmetros, identificar aqueles que apresentaram não conformidade com os valores permitidos pela legislação de qualidade ou potabilidade escolhida, suas concentrações, os pesos atribuídos a cada um em função da sua carcinogenicidade para o cálculo do índice, verificar a contribuição percentual de cada um no valor final do índice e, por fim, visualizar o resultado do cálculo do índice.

Na Figura 46 disponibiliza-se as janelas com os cálculos, também da Bateria 1, nos quatro triênios do período do estudo, e na Tabela 11, os resultados do cálculo

do IQASUB/AUI para as Baterias 1, 2, 3, 6, 7 e 8, onde estão localizados os vinte e seis poços, atualmente com uso exclusivo no abastecimento público.

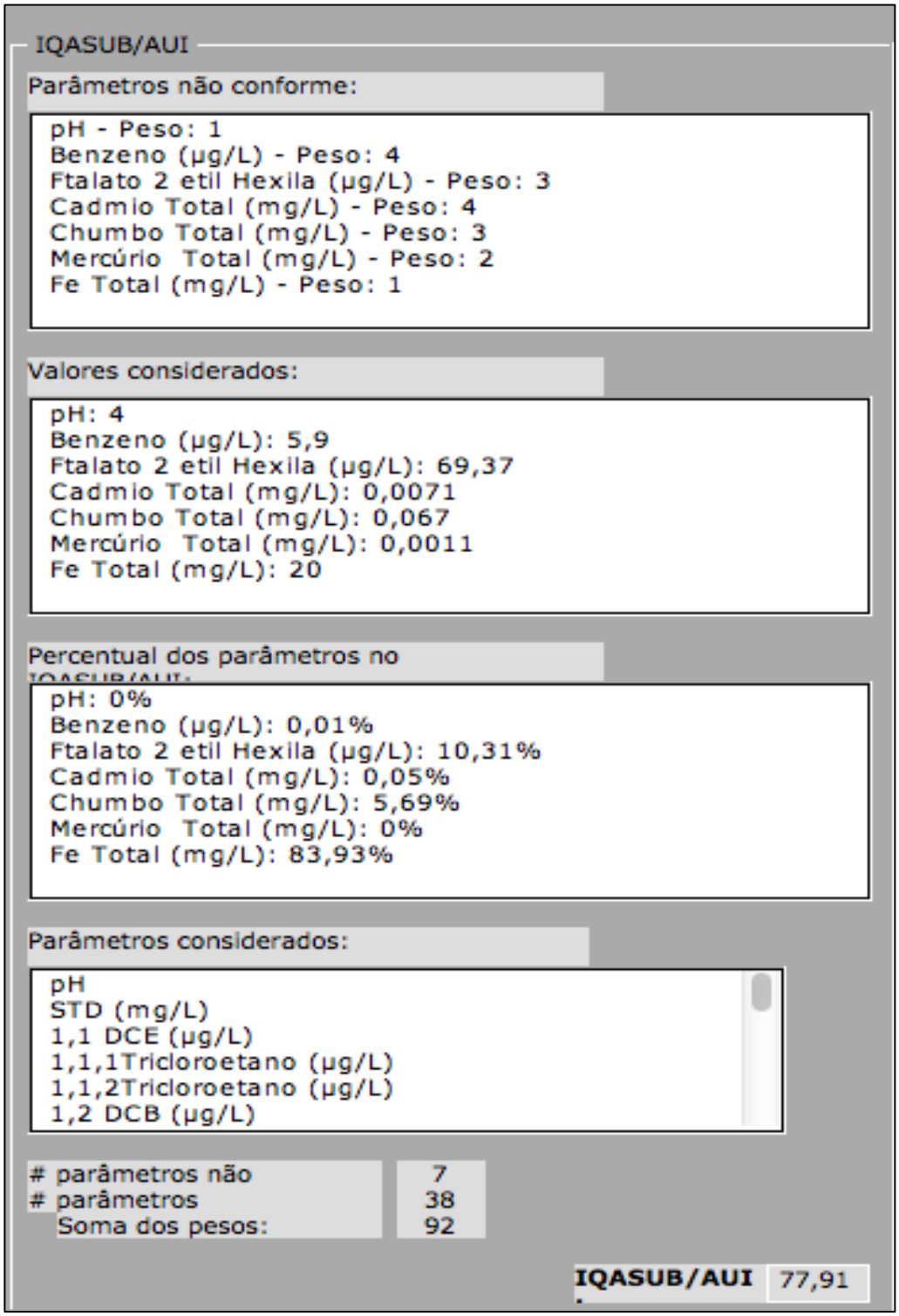
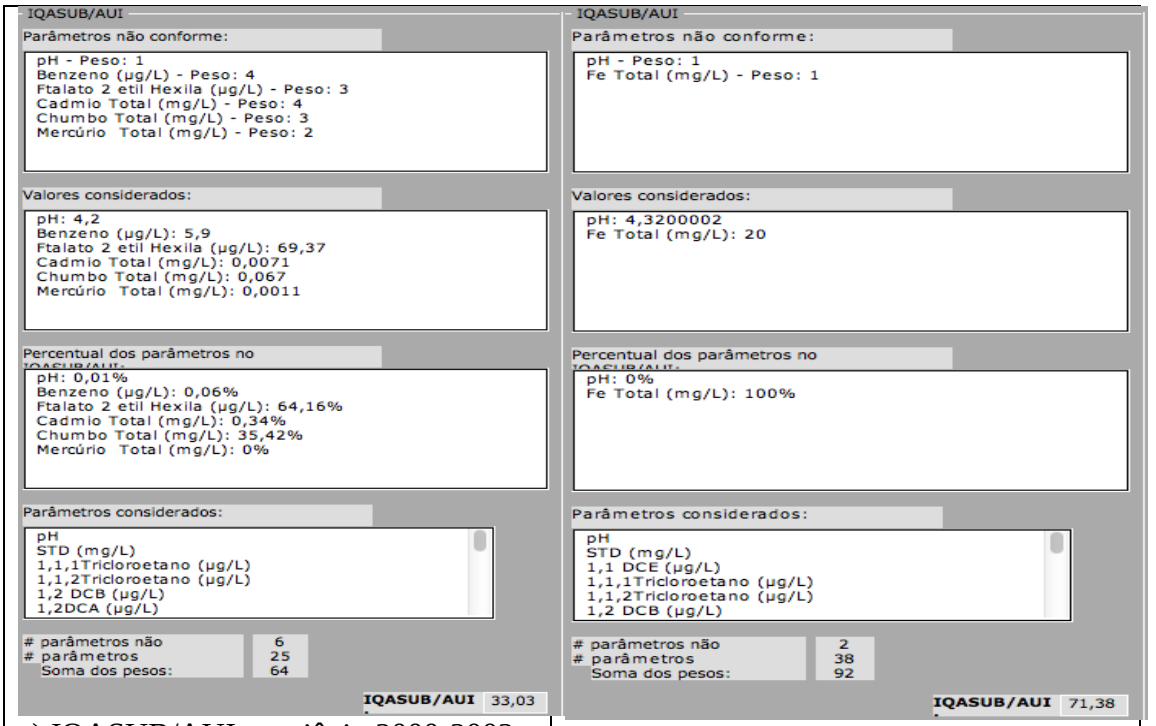
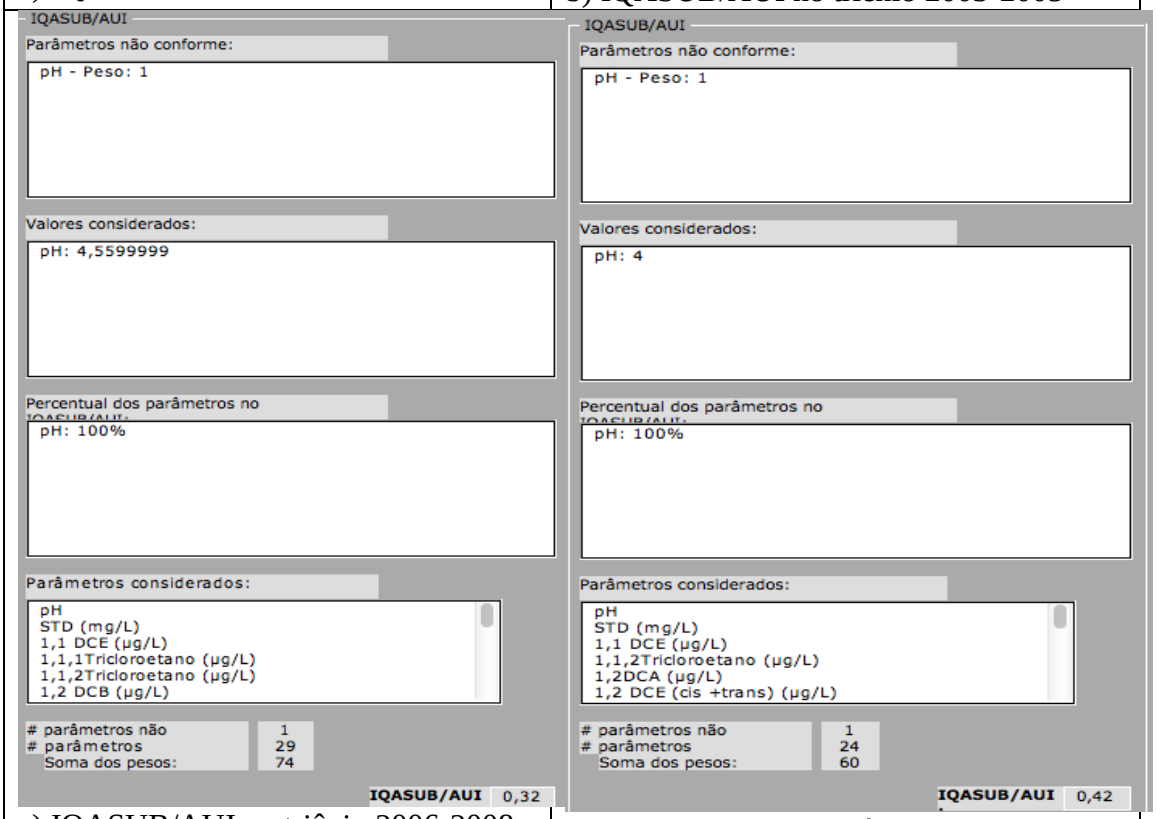


Figura 45 - Janela com informações sobre o cálculo do IQASUB/AUI na Bateria 1 no período entre 2000 e 2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvidas no Visual Basic Aplicattion (VBA).

(Autoria própria



a) IQASUB/AUI no triênio 2000-2002 | b) IQASUB/AUI no triênio 2003-2005



c) IQASUB/AUI no triênio 2006-2008 | d) IQASUB/AUI no triênio 2009-2011

Figura 46 – Janela com informações sobre o cálculo do IQASUB/AUI na Bateria 1 nos triênios do período 2000-2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvidas no *Visual Basic Aplicattion* (VBA).

(Fonte: Autoria própria

(continua)

Bateria	Período	Anos	IQASUB/UI	Parâmetros não conformes
1	Triênio	2000-2002	33,03	Benzeno, Ftalato, Cd, Pb,Hg
		2003-2005	71,38	pH e Fe
		2006-2008	0,32	pH
		2009-2011	0,42	pH
	Quadriênio	2000-2003	33,03	Benzeno, Ftalato, Cd, Pb, Hg
		2004-2007	71,38	Fe, pH
		2008-2011	0,42	pH
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	77,91	Benzeno, Ftalato, Cd, Pb, Hg
2	Triênio	2000-2002	19,75	Cd, Pb, pH
		2003-2005	0,89	pH, N03
		2006-2008	0,54	pH, N03
		2009-2011	0,29	pH
	Quadriênio	2000-2003	19,77	Pb, Cd, N03, pH
		2004-2007	0,35	pH
		2008-2011	0,5	N03, pH
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	19,33	Cd, Pb, N03, pH
3	Triênio	2000-2002	78	Pb, pH
		2003-2005	109,9	pH, Ftalato, Pb, Fe
		2006-2008	10,33	pH, Fe, Pb
		2009-2011	0,34	pH

(continuação)

Bateria	Período	Anos	IQASUB/UI	Parâmetros não conformes
3	Quadriênio	2000-2003	180,56	Ftalato, Pb, Fe, pH
		2004-2007	6,89	pH, Fe
		2008-2011	7,7	pH, Pb
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	110,06	pH, Ftalato, Pb, Fe
4	Triênio	2000-2002	247,3	pH, CM, Pb, Fe, Simazina, Atrazina
		2003-2005	321,38	Hg, Fe, pH
		2006-2008	584,41	Fe, pH, Cloretos
		2009-2011	171,74	pH, STD, Fe, Cloretos
	Quadriênio	2000-2003	233,77	CM, Pb, Fe, Simazina, Atrazina
		2004-2007	546,01	pH, Hg, Fe, Cloretos
		2008-2011	169,59	STD, pH, Fe, Cloretos
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	547,38	pH, STD, CM, Pb, Hg, Fe, Cloretos, Simazina
5	Triênio	2000-2002	10	pH, Pb
		2003-2005	15,24	Hg, Fe, pH
		2006-2008	0,18	pH
		2009-2011	0,02	pH
	Quadriênio	2000-2003	10	pH, Pb
		2004-2007	15,24	pH, Hg, Fe
		2008-2011	0,11	pH
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	110,06	pH, Ftalato, Pb, Fe

(continuação)

Bateria	Período	Anos	IQASUB/UI	Parâmetros não conformes
6	Triênio	2000-2002	247,3	pH, CM, Pb, Fe, Simazina, Atrazina
		2003-2005	321,38	Hg, Fe, pH
		2006-2008	584,41	Fe, pH, Cloretos
		2009-2011	171,74	pH, STD, Fe, Cloretos
	Quadriênio	2000-2003	233,77	CM, Pb, Fe, Simazina, Atrazina
		2004-2007	546,01	pH, Hg, Fe, Cloretos
		2008-2011	169,59	STD, pH, Fe, Cloretos
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	547,38	pH, STD, CM, Pb, Hg, Fe, Cloretos, Simazina
7	Triênio	2000-2002	10	pH, Pb
		2003-2005	15,24	Hg, Fe, pH
		2006-2008	0,18	pH
		2009-2011	0,02	pH
	Quadriênio	2000-2003	10	pH, Pb
		2004-2007	15,24	pH, Hg, Fe
		2008-2011	0,11	pH
	Tempo do estudo (12anos)	2000-2011	17,93	pH, Pb, Hg, Fe.
8	Triênio	2000-2002	11,48	pH, Ftalato,Pb
		2003-2005	10,5	pH, Ftalato, Pb
		2006-2008	0,68	pH
		2009-2011	0,2	pH
	Quadriênio	2000-2003	11,84	Ftalato, Pb, pH

(conclusão)

Bateria	Período	Anos	IQASUB/UI	Parâmetros não conformes
8	Quadriênio	2004-2007	0,68	pH
		2008-2011	0,2	pH
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	11,59	pH, Ftalato, Pb

CV: Cloreto de Vinila, Cd: Cádmio; Hg: Mercúrio, Pb: Chumbo; Cr: Cromo Total, NO3: Nitrato como N.

Tabela 11 - Resultados do IQASUB/AUI por triênio, por quadriênio e por todo o período de estudo (de 2000 a 2011) nas seis baterias de poços ou sistemas de abastecimento que utilizam água subterrânea no abastecimento público.
(Fonte: Autoria própria)

8.1.5.1 Estabelecimento da categoria da qualidade da água para o IQASUB/AUI

Na definição das categorias da qualidade da água partiu-se da premissa de que para considerar a água própria para o consumo humano, as substâncias já classificadas pelo IARC como carcinogênicas (Grupo 1), prováveis carcinogênicas (Grupo 2A) e possíveis carcinogênicas para humanos (Grupo 2B) não poderiam ser detectadas. Com essa condição estabelecida, duas categorias de qualidade de água foram adotadas: “aceitável” e “não aceitável”. Portanto, na categoria “aceitável” estão incluídas as águas nas quais o valor calculado do IQASUB/AUI não tem contribuição de substâncias reconhecidas como carcinogênicas, enquanto as classificadas como “não aceitável” incluem as subtâncias do Grupo 1, 2A e 2B da classificação do IARC.

A inaceitabilidade da água subterrânea para consumo humano não necessariamente implica no descarte dela para essa finalidade, mas indica que ela só pode ser utilizada após receber tratamentos específicos para torná-lá potável.

8.2 Aplicação do IQA-CCME nas Baterias de poços/Sistemas de captação.

O cálculo do índice CCME foi aplicado também nas nove baterias e seguiu as mesmas escalas de tempo utilizada na avaliação do IQASUB/AUI.

A Figura 47 apresenta a janela com os resultados da operacionalização do IQA-CCME com todos os resultados analíticos dos poços da Bateria 1, disponibilizados para o período de 2000 a 2011. Similar ao caso do IQASUB/AUI a análise dos dados apresentados nas janelas permite ao gestor da água acesso rápido

para a avaliação da qualidade da água. São disponibilizados o quantitativo de parâmetros que foram avaliados, a identificação desses parâmetros, aquelas que apresentaram não conformidade com os valores permitidos pela legislação de qualidade ou potabilidade escolhida, suas concentrações, os resultados dos fatores F1 (Alcance), F2 (Frequência) e F3 (Amplitude), a contribuição percentual de cada parâmetro não conforme no valor final do índice e, por fim, o resultado do cálculo do índice.

A Figura 48 mostra as janelas com os cálculos também da Bateria 1, nos quatro triênios do período do estudo. E na Tabela 12, os resultados do cálculo do IQA-CCME para as Baterias 1, 2, 3, 6, 7 e 8 onde estão localizados os vinte e seis poços que atualmente têm uso exclusivo no abastecimento público.

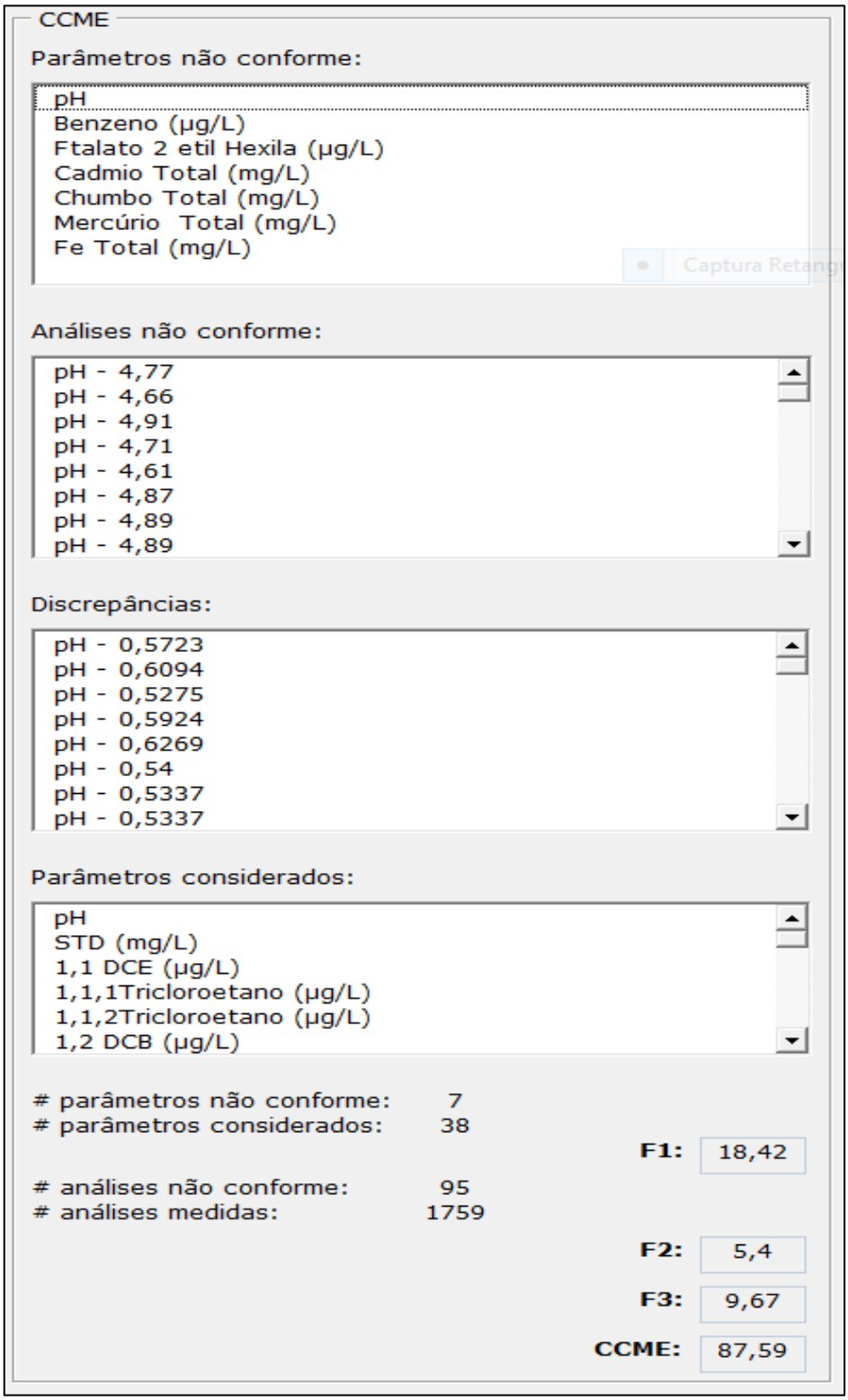
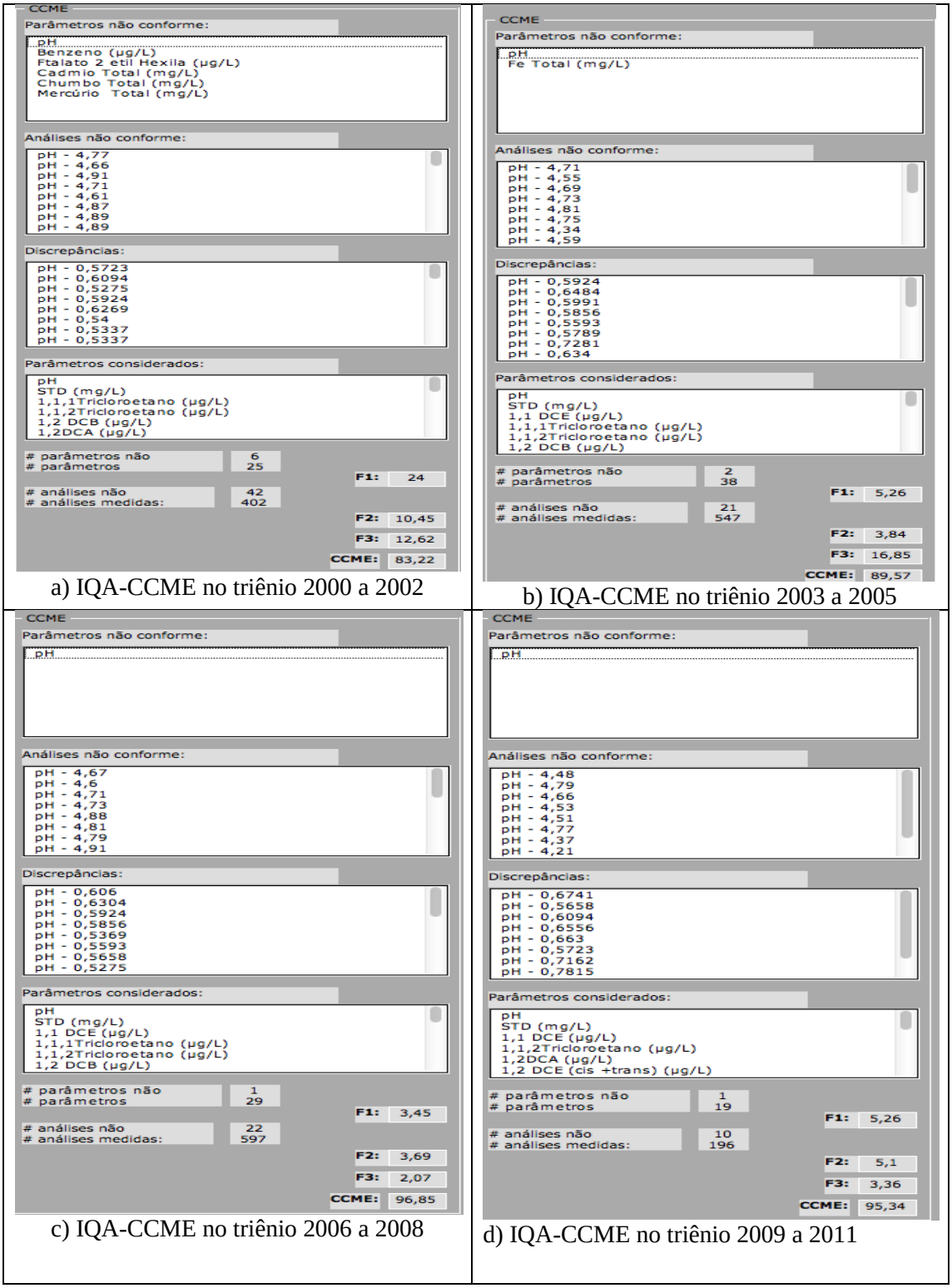


Figura 47 - Janela com informações do cálculo do IQA-CCME na Bateria 1, no período 2000 a 2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvido em VBA.

(Fonte: Autoria própria)



a) IQA-CCME no triênio 2000 a 2002

b) IQA-CCME no triênio 2003 a 2005

c) IQA-CCME no triênio 2006 a 2008

d) IQA-CCME no triênio 2009 a 2011

Figura 48 – Janela com informações sobre o cálculo do IQA-CCME, na Bateria 1 nos triênios do período 2000-2011, com a utilização da planilha interativa com macros desenvolvidas no Visual Basic Aplicattion (VBA).

(Fonte: Autoria própria)

(continua)

Bateria	Período	Anos	F1	F2	F3	IQA-CCME	Categorias da qualidade da água	Parâmetros não conformes
1	Triênio	2000-2002	24	10,45	12,62	83,22	Bom	Benzeno, Ftalato, Cd, Pb, Hg
		2003-2005	5,26	3,74	16,47	89,79	Bom	pH, Ferro
		2006-2008	3,45	3,69	2,07	96,85	Excelente	pH
		2009-2011	5,26	5,1	3,36	95,34	Excelente	pH
	Quadriênio	2000-2003	22,22	8,84	10,19	84,99	Bom	Benzeno, Ftalato, Cd, Pb, Hg
		2004-2007	5,26	3,65	15,06	90,55	Bom	pH, Ferro
		2008-2011	3,57	4,36	2,7	96,39	Excelente	pH
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	18,42	5,34	9,67	87,59	Bom	Benzeno, Ftalato, Cd, Pb, Hg
2	Triênio	2000-2002	12	10,47	13,43	87,97	Bom	pH, Cd, Pb
		2003-2005	12,5	5,56	2,44	91,98	Bom	pH, $N0_3$
		2006-2008	20	8,96	3,38	87,2	Bom	pH
		2009-2011						
	Quadriênio	2000-2003	12	9,91	11,54	88,81	Bom	pH, Pb,Cd,
		2004-2007	9,09	5,36	2,61	93,72	Bom	pH
		2008-2011						
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	12,5	8,58	8,1	90,08	Bom	pH, Cd, Pb
3	Triênio	2000-2002	14,29	14,81	22,65	82,33	Bom	pH, Pb
		2003-2005	14,81	9,94	23,14	83,13	Bom	PH, Ftalato, Pb, Ferro
		2006-2008	6,9	4,45	1,84	95,14	Excelente	pH, Pb
		2009-2011						
	Quadriênio	2000-2003	13,33	17,45	24,1	81,17	Bom	pH, Ftalato, Pb, Ferro
		2004-2007	6,45	4,93	3,42	94,91	Bom	pH, Ferro
		2008-2011	7,41	4,38	2,97	94,74	Bom	pH , Pb

(continuação)

Bateria	Período	Anos	F1	F2	F3	IQA-CCME	Categorias da qualidade da água	Parâmetros não conformes
3	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	12,9	7,51	12,66	88,7	Bom	pH, Fe, Pb, Ftalato
4	Triênio	2000-2002	23,53	18,18	70,19	55,99	Marginal	pH, CM, Pb, Ferro,
		2003-2005	7,89	4,91	49,99	70,67	Mediana	Hg, Ferro
		2006-2008	8	8,24	62,14	63,51	Marginal	Ferro, pH, Cloretos
		2009-2011	21,05	7,85	36,95	75,03	Mediana	pH, STD, Ferro, Cloretos
	Quadriênio	2000-2003	16	14,07	64,12	60,99	Marginal	CM, Pb, Ferro, pH
		2004-2007	10,53	5,8	59,84	64,76	Marginal	pH, , Hg, Fe, Cloreto
		2008-2011	14,81	6,54	27,34	81,65	Bom	STD, pH, Derro, Cloretos
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	23,68	8,37	56,68	64,2	Marginal	pH, STD, Simazina, CM, Pb, Hg, Ferro, Cloretos
5	Triênio	2000-2002						
		2003-2005	9,09	2,13	4,55	94	Bom	Hg, Ferro, pH
		2006-2008	3,85	1,1	0,33	97,68	Excelente	pH
		2009-2011	9,09	4,26	0,71	94,19	Bom	pH
	Quadriênio	2000-2003	8	4,05	6,01	93,77	Bom	pH, Pb
		2004-2007	9,09	1,55	3,02	94,4	Bom	pH, Hg, Ferro
		2008-2011	3,85	2,01	0,41	97,48	Excelente	pH
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	11,76	2,09	3,12	92,87	Bom	Pb, Hg, Ferro, pH

(continuação)

Bateria	Período	Anos	F1	F2	F3	IQA-CCME	Categorias da qualidade da água	Parâmetros não conforme
6	Triênio	2000-2002						
		2003-2005						
		2006-2008						
		2009-2011						
	Quadriênio	2000-2003						
		2004-2007						
		2008-2011						
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	11,11	8,04	8,61	90,65	Bom	pH, Ftalato, Pb
7	Triênio	2000-2002	16,67	9,92	4,57	88,5	Bom	Ftalato, Hg, Cd, pH
		2003-2005	13,51	4,98	27,2	82,23	Bom	pH, CV, Ftalato, Pb, Ferro
		2006-2008	6,9	4,05	1,19	95,33	Excelente	pH, Ferro
		2009-2011						
	Quadriênio	2000-2003	22,22	8,7	9,7	85,13	Bom	pH, CV, Ftalato, Cd, Pb, Hg
		2004-2007	8,11	4,04	19,01	87,84	Bom	pH, Ftalato, Ferro
		2008-2011	16,67	4,92	1,68	89,92	Bom	pH
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	18,92	5,47	15,19	85,64	Bom	pH, CV, Ftalato, CD, Pb, Ferro, Hg
8	Triênio	2000-2002	16	9,5	8,1	88,28	Bom	pH, Ftalato, Cd, Pb
		2003-2005	5,26	3,44	1,1	96,31	Excelente	pH, Ferro
		2006-2008	10,34	5,58	1,74	93,14	Bom	pH, Ftalato, Cr
		2009-2011	5,26	13,04	4,26	91,51	Bom	pH

(conclusão)

Bateria	Período	Anos	F1	F2	F3	IQA-CCME	Categorias da qualidade da água	Parâmetros não conforme
8	Quadriênio	2000-2003	14,81	7,16	5,4	90	Bom	pH, Ftalato, Cd, Pb
		2004-2007	10,53	4,54	1,43	93,33	Bom	pH, Ftalato, Cr, Fe
		2008-2011	7,69	8,75	2,88	93,07	Bom	pH, Ftalato
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	15,79	6,21	2,87	90,08	Bom	Ftalato, Cd, Pb, Hg, Ferro, Cr, pH
9	Triênio	2000-2002	11,11	6,23	6,39	91,77	Bom	pH, Ftalato, Pb
		2003-2005	5,26	4,58	10,07	92,93	Bom	pH, Pb
		2006-2008	4	4	1,89	96,56	Excelente	pH
		2009-2011						
	Quadriênio	2000-2003	10,34	5,36	4,89	92,7	Bom	pH, Ftalato, Pb
		2004-2007	5,26	4,83	10,65	92,6	Bom	Ferro, pH
		2008-2011						
	Tempo do estudo (12 anos)	2000-2011	10,53	4,61	6,73	92,31	Bom	pH, Pb, Ftalato, Ferro.

Tabela 12 - Resultados do IQA-CCME por triênio, quadriênio e todo o período de estudo (de 2000 a 2011) nas nove baterias de poços ou sistemas de abastecimento.

(Fonte: Autoria própria)

8.3 Execução da metodologia para a tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea para o abastecimento público

O gerenciamento do uso da água de abastecimento público é um processo que envolve vários fatores, tanto associados às características do manancial, no caso do estudo, subterrâneo, quanto àqueles posteriores a sua captação e àqueles relacionados às políticas de saúde pública. Neste item será apresentada a experimentação da metodologia proposta nesta tese, que possibilitará aos gestores dos sistemas de abastecimento público que utilizam água subterrânea como manancial de abastecimento planejarem e tomarem decisões com maior rapidez sobre a segurança da água fornecida à população, principalmente quando vulneráveis à contaminação por produtos químicos de natureza tóxica à saúde humana.

O seu desenvolvimento envolveu várias atividades: a partir da avaliação dos dados e das informações disponíveis sobre as características da região, foi elaborado um modelo conceitual hidrogeológico. Definido esse modelo pôde-se estabelecer um zoneamento dos poços utilizados no abastecimento público a partir de critérios técnicos descritos no Capítulo 4, no qual nove baterias de poços ou sistemas de abastecimento foram estabelecidos.

Foram identificados trinta e oito parâmetros dos cento e setenta e dois monitorados, coerentes com a disponibilidade dos dados, legislados pela Portaria do Ministério da Saúde 2914/2011 e representativos para a avaliação da qualidade da água subterrânea da região. Em seguida, foi concebido um Índice de Qualidade de Água Subterrânea específico para a região, o IQASUB/AUI. Os resultados obtidos com este índice foram comparados aos obtidos por meio do indíce IQA-CCME. Na avaliação dos resultados da comparação interíndices quatro cenários poderão ser elucidados:

- **Cenário 1:** A comparação entre os resultados das categorizações da qualidade da água interíndices sinaliza que a água apresenta uma condição de qualidade excelente, boa ou mediana, segundo o IQA-CCME e, no IQASUB/AUI, uma categoria aceitável. Com essa condição, um semáforo de cor azul fica ativado e o gestor do sistema de água poderá continuar o monitoramento da qualidade da água subterrânea com uma menor frequência ou reduzir o número de parâmetros selecionados previamente para o monitoramento, desde que seja assegurado que os atributos da modelo conceitual hidrogeólogico que refletem impactos negativos, principalmente decorrentes de contaminações, não irão modificar a qualidade da água.
- **Cenário 2:** A categorização da qualidade da água avaliada pelo IQA-CCME indica uma condição de qualidade excelente, boa ou mediana, mas o IQASUB/AUI indica uma condição de água não aceitável, sem antes ser utilizada uma tecnologia de tratamento para corrigir as não conformidades; um semáforo de cor vermelha será ativado. Nessa situação, o gestor tomará atitudes no sentido de identificar as causas dessas anormalidades, que podem decorrer de contaminações cruzadas, de parâmetros que apresentam baixa concentrações, de erro de amostragem ou de identificação, entre outras possibilidades. No caso dos resultados das averiguações mostrarem que se

trata de um falso positivo, o gestor da água manterá um monitoramento com menor frequência ou reduzirá o número de parâmetros desde que as condições citadas no primeiro cenário sejam asseguradas.

- **Cenário 3**: A comparação dos resultados das categorizações interíndices indica uma água de qualidade marginal ou ruim, segundo o IQA-CCME, e no IQASUB/AUI, uma condição não aceitável; o semáforo de cor vermelha também será ativado. O gestor tomará decisões que poderão onerar o tratamento da água em função do uso de tecnologias mais eficientes, paralisar o aporte de água daqueles poços que estão apresentando concentrações de contaminantes tóxicos ou até inviabilizar o uso de parte ou total do manancial no abastecimento público.
- **Cenário 4**: Por fim, a comparação das categorias de qualidade da água apresenta a seguinte condição: a água, segundo o IQA-CCME, tem qualidade marginal ou ruim, mas na categorização do IQASUB/AUI apresenta uma qualidade aceitável. Nesse caso um semáforo com a cor amarela será ativado. Caberá ao gestor do sistema identificar as não conformidades. Não sendo verificadas, um monitoramento sistematizado e seletivo será seguido onde o monitoramento daqueles parâmetros não conforme terão frequência menor. Eliminando todas as possibilidades de existência de fontes de contaminação, a frequência do monitoramento poderá ser reduzida, inclusive com redução do número de parâmetros.

Portanto, trata-se de uma metodologia útil para avaliações expeditas e que pode ser utilizada em paralelo com outras que possam conferir maior detalhamento ao nível de avaliação e, assim, melhorar a tomada de decisão do gestor de água quanto à segurança da água utilizada no abastecimento público. Essa poderá ser replicada em regiões que apresentem similaridades com as características da região deste estudo.

O fluxograma da metodologia para a tomada de decisão está apresentada na Figura 49.

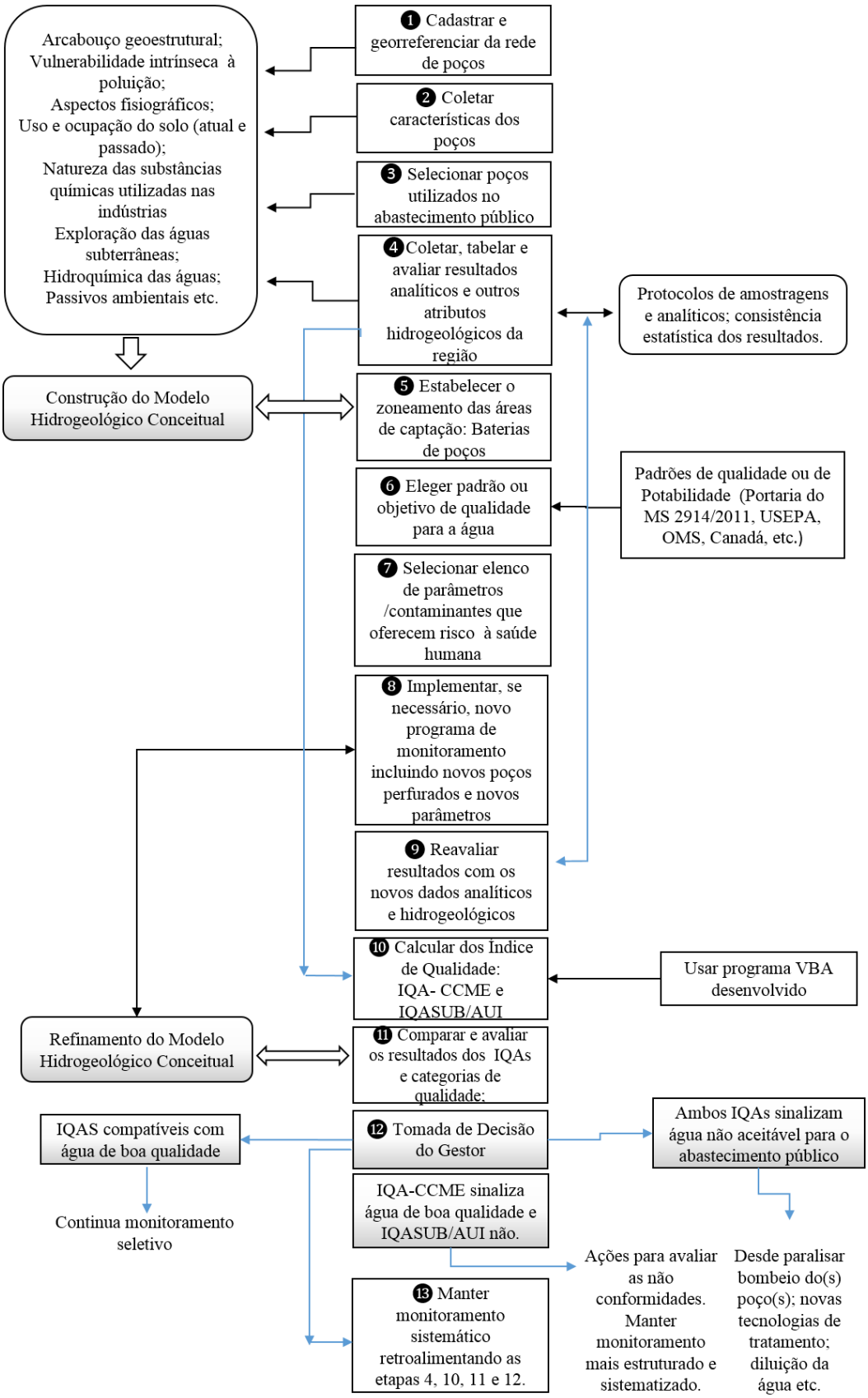


Figura 49 - Fluxograma para tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea no abastecimento público no entorno de áreas urbanas industrializadas.

(Fonte: Autoria própria)

Para facilitar a compreensão da aplicação da metodologia, as atividades apresentadas no fluxograma foram agregadas e sintetizadas em quatro blocos, conforme mostrado abaixo, nos BOXs 3, 4, 5 e 6.

❶ Cadastrar e georreferenciar todos os poços existentes que estão captando água de porções aquíferas ou aquíferos, ambos subjacentes à região onde se quer avaliar a qualidade da água utilizada no abastecimento público;

❷ Coletar nos relatórios de perfuração disponibilizados ou nos bancos de dados hidrogeológicos já disponíveis, todas as características construtivas dos poços (profundidade, diâmetro de perfuração, profundidades das seções filtrantes e da câmara de bombeio, perfis litoestritigráficos, ano de perfuração, nível estático medido na época da perfuração e nível dinâmico atual, vazão de exploração atual e de anos anteriores e, se possível, a evolução da capacidade específica de cada poço) e usos preponderantes da água, antigos e atuais. Coletar, analisar e avaliar todos os atributos hidrogeológicos da região;

❸ Selecionar os poços que estão sendo utilizados no abastecimento público ou que no passado já foram, mas atualmente estão sendo utilizados como poços de monitoramento;

❹ Coletar tabelar e avaliar as análises químicas dos compostos químicos observados nesses poços, considerando os processos de amostragem e os analíticos utilizados.

BOX 3 - Concepção do modelo conceitual hidrogeológico.
(Fonte: Autoria própria)

Segue o BOX 4, indicando as atividades referentes ao zoneamento das áreas de captação em baterias de poços/sistemas de abastecimento:

❺ Estabelecer o zoneamento das áreas de captação desses poços em baterias ou sistemas de abastecimento, levando em consideração alguns critérios, como: estar localizado numa área onde potencialmente seus cones de depressão possam interferir reciprocamente ao longo do tempo de bombeio e apresentar as mesmas condições hidrogeológicas (ou seja, explorar uma mesma porção aquífera ou um mesmo aquífero); ter características hidráulicas similares; atender às normas técnicas de construção da ABNT; estar em operação; ser monitorados de forma sistematizada; situar as primeiras seções filtrantes num mesmo intervalo de profundidade; tempo de perfuração etc.

❻Eleger um padrão de potabilidade de água ou de qualidade para sinalizar e orientar a avaliação do quanto as concentrações detectadas dos poluentes ou contaminantes monitorados, com risco à saúde ou à natureza organoléptica, excederam os limites estabelecidos pelo padrão.

❼ Selecionar os poluentes e contaminantes, priorizando os legislados, para potabilidade de água com risco à saúde humana e já categorizados pela IARC (*International Research of Cancer*) quanto à sua carcinogenicidade.

❽Implementar, se necessário, um programa de monitoramento, incluindo substâncias que não foram monitorados em anos anteriores, mas que apresentam risco de serem detectadas.

❾Reavaliar após a obtenção dos novos resultados analíticos, a avaliação proposta na etapa 4, ou ir para a etapa 10 se a etapa 8 não tiver sido necessária.

BOX 4 – Zoneamento das áreas de captação – Baterias de poços/sistemas de abastecimento.

(Fonte: Autoria própria)

O Box 5 apresenta as atividades referentes aos cálculos dos índices IQA-CCME e IQASUB/AUI e suas comparações.

❿ Calcular o IQA-CCME (*Canadian Council of Ministers of Environment*, 2001a) utilizando os resultados analíticos dos poços de cada bateria ou sistema de abastecimento estabelecido na etapa 5. Quando os resultados do monitoramento não atenderem às regras do CCME, ou seja, quando não tiver ocorrido o monitoramento de pelo menos quatro compostos, por quatro vezes e num mesmo período, deve haver a inclusão nos cálculos de outros poços pertencentes à bateria ou ao sistema de abastecimento que está sendo avaliado, mesmo que esses poços não sejam usados atualmente para o abastecimento humano, mas desde que sejam monitorados ou já tenham sido utilizados com essa finalidade. Deve ser usado como padrão de potabilidade a Portaria do Ministério da Saúde 2914/2011, outra legislação que a substitua ou que seja mais restritiva.

⓫ Calcular o IQASUB/AUI com os mesmos poços utilizados nos cálculos do IQA-CCME e com os mesmos compostos selecionados na etapa 10. A utilização dos pesos atribuídos aos contaminantes identificados na água deve refletir a classificação de carcinogenicidade das substâncias utilizadas pelo IARC, ou seja, peso maior para as substâncias carcinogênicas e peso menor para aquelas consideradas sem risco à carcinogenicidade devido à falta de evidências científicas quanto ao seu risco à saúde humana.

BOX 5 – Aplicacão e comparação interíndices.
(Fonte: Autoria própria)

Na Tabela 13 estão apresentados os valores dos IQAs e o semáforo, sinalizando para o gestor do serviço de água com a comparação interíndices.

Sabe-se, entretanto, que um índice de qualidade de água é apenas mais uma ferramenta gerencial para auxiliar nas tomadas de decisão quanto à gestão da qualidade da água, principalmente a utilizada no abastecimento público, mas tem limitações, devido, por exemplo, a incertezas analíticas e amostral. Assim, no caso da área de estudo, os índices devem ser considerados com certa relatividade no processo de gestão da qualidade do manancial subterrâneo. É fundamental que outras características do manancial sejam apreendidas e consideradas na tomada de decisão.

Em qualquer um dos quatro cenários apresentados, cabe ao gestor comunicar à população e aos órgãos responsáveis pela vigilância da qualidade da água as condições da água que está sendo oferecida e as ações tomadas para solucionar as não conformidades que porventura sejam confirmadas.

(continua)

Bateria	Período	F1	F2	F3	IQA-CCME	Categoria	IQASUB/ AUI	Categoria	Semáforo
1	2000 - 2002	24	10,45	12,62	83,22	Bom	33,03	Não Aceitável	
	2003 - 2005	5,26	3,74	16,47	89,57	Bom	71,38	Aceitável	
	2006 - 2008	3,45	3,69	2,07	96,85	Excelente	0,32	Aceitável	
	2009 - 2011	5,26	5,1	3,36	95,34	Excelente	0,42	Aceitável	
	2000 - 2003	22,22	8,84	10,19	84,99	Bom	33,03	Não Aceitável	
	2004 - 2007	5,26	3,65	15,06	90,55	Bom	71,38	Aceitável	
	2008 - 2011	3,57	4,36	2,7	96,39	Excelente	0,42	Aceitável	
	2000 - 2011	18,42	5,34	9,67	87,59	Bom	77,91	Não Aceitável	
2	2000 - 2002	12	10,47	13,43	87,97	Bom	19,75	Não Aceitável	
	2003 - 2005	12,5	5,56	2,44	91,98	Bom	0,89	Não Aceitável	
	2006 - 2008	20	8,96	3,38	87,2	Bom	0,54	Não Aceitável	
	2009 - 2011						0,29	Aceitável	
	2000 - 2003	12	9,91	11,54	88,81	Bom	19,77	Não Aceitável	
	2004 - 2007	9,09	5,36	2,61	93,72	Bom	0,35	Aceitável	
	2008 - 2011						0,5	Não Aceitável	
	2000 -2011	12,5	8,58	8,1	90,08	Bom	19,33	Não Aceitável	
3	2000 - 2002	14,2	14,81	22,65	82,33	Bom	78	Não Aceitável	
	2003 - 2005	14,81	9,94	23,14	83,13	Bom	109,9	Não Aceitável	
	2006 - 2008	6,9	4,45	1,84	95,14	Excelente	10,33	Não Aceitável	
	2009 - 2011						0,34	Aceitável	
	2000 - 2003	13,33	17,45	24,1	81,17	Bom	180,56	Não Aceitável	
	2004 - 2007	6,45	4,93	3,42	94,91	Bom	6,89	Aceitável	
	2008 - 2011	7,45	4,38	2,97	94,74	Bom	7,07	Não Aceitável	
	2000 - 2011	12,9	7,51	12,66	88,7	Bom	110,06	Não Aceitável	

(conclusão)

Bateria	Período	F1	F2	F3	IQA-CCME	Categoria	IQASUB/ AUI	Categoria	Semáforo
6	2000 - 2002						11,48	Não Aceitável	
	2003 - 2005						10,5	Não Aceitável	
	2006 - 2008						0,68	Aceitável	
	2009 - 2011						0,2	Aceitável	
	2000 - 2003						11,84	Não Aceitável	
	2004 - 2007						0,68	Não Aceitável	
	2008 - 2011						0,2	Aceitável	
	2000 - 2011	11,11	8,04	8,61	90,65	Bom	11,59	Não Aceitável	
7	2000 - 2002	16,67	9,92	4,57	88,5	Bom	12,76	Não Aceitável	
	2003 - 2005	13,51	4,98	27,2	82,23	Bom	109,61	Não Aceitável	
	2006 - 2008	6,9	4,05	1,19	95,33	Excelente	0,37	Aceitável	
	2009 - 2011						0,17	Aceitável	
	2000 - 2003	22,22	8,7	9,7	85,13	Bom	22,81	Não Aceitável	
	2004 - 2007	8,11	4,04	19,01	87,84	Bom	107,63	Não Aceitável	
	2008 - 2011	16,67	4,92	1,68	89,92	Bom	0,17	Aceitável	
	2000 - 2011	18,92	5,47	15,19	85,64	Bom	109,85	Não Aceitável	
8	2000 - 2002	16	9,5	8,1	88,28	Bom	20,93	Não Aceitável	
	2003 - 2005	7,89	3,66	1,37	94,92	Bom	0,29	Aceitável	
	2006 - 2008	17,27	11,89	11,07	86,32	Bom	2,74	Não Aceitável	
	2009 - 2011	5,26	13,04	4,26	91,51	Bom	0,19	Aceitável	
	2000 - 2003	18,52	7,46	5,74	88	Bom	20.93	Não Aceitável	
	2004 - 2007	7,89	4,65	1,45	94,64	Bom	2,66	Não Aceitável	
	2008 - 2011	5,26	13,04	4,26	91,51	Bom	1,34	Aceitável	
	2000 - 2011	18,42	6,21	2,97	88,65	Bom	19,93	Não Aceitável	

Tabela 13 - Valores dos IQAS e o semáforo sinalizando para o gestor do serviço de água o resultado da comparação interíndices.
(Fonte: Autoria própria)

Finalmente, o Box 6 conclui com as tomadas de decisão necessárias ao processo de gestão da qualidade das águas subterrâneas.

⓬ Tomada de decisão pelo gestor
⓭ Manter monitoramento sistemático retroalimentando as etapas 4,10,11 e 12.

BOX 6 – Tomada de decisões do gestor do abastecimento de água.
(Fonte: Autoria própria)

Neste bloco, três possibilidades de semáforos sinalizarão para o gestor a necessidade de tomar decisões. Para indicá-las serão mostradas três janelas com os semáforos nas cores azul, amarela ou vermelha (Figuras 50, Figura 51 e Figura 52), ativados após a comparação dos resultados da categorização interíndices. Caberá ao gestor do sistema de abastecimento tomar as decisões necessárias.

Figura 50 - Semáforo azul sinalizando para o gestor o resultado da comparação das categorizações da qualidade da água interíndices (Bateria 8, triênio 2009-2011).
(Fonte: Autoria própria)

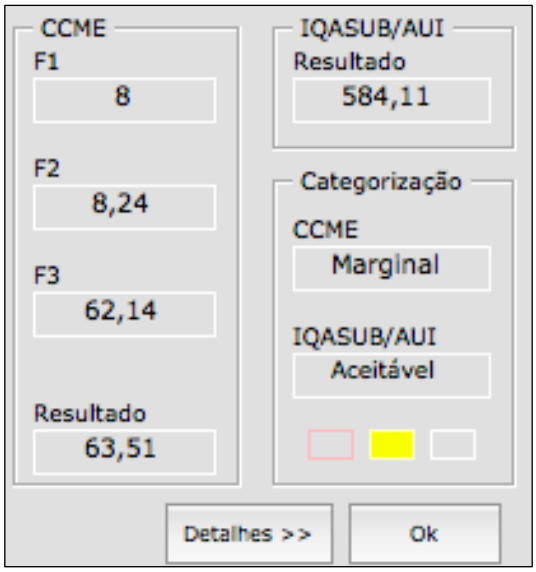


Figura 51 – Semáforo amarelo sinalizando para o gestor o resultado da comparação das categorizações da qualidade da água interíndices (Bateria 4, triênio 2006 a 2008).
(Fonte: Autoria própria)

Neste caso, a qualidade da água avaliada pelo IQA-CCME indicou uma condição entre marginal ou ruim, mas o IQASUB/AUI sinalizou uma condição de água aceitável. Nessa situação, o gestor tomará decisões visando identificar as causas dessas divergências, que podem decorrer de contaminações cruzadas, erros de amostragem ou identificação de amostras e metodologias analíticas; podem ainda serem atribuídas a altas concentrações de parâmetros que não apresentam efeitos carcinogênicos. Após as averiguações, caso seja concluído que a não conformidade foi decorrente de erros metodológicos de avaliação (analíticos ou amostral), o gestor manterá o monitoramento sistematizado e retroalimentará as etapas 4, 10, 11 e 12, registradas no fluxograma da metodologia proposta. Caso sejam confirmadas as anomalias, deve se proceder com ações mais investigativas, como: reamostragens, realização de monitoramentos interlaboratoriais e perfuração de novos poços, para confirmar a existência e a amplitude de possíveis fontes.

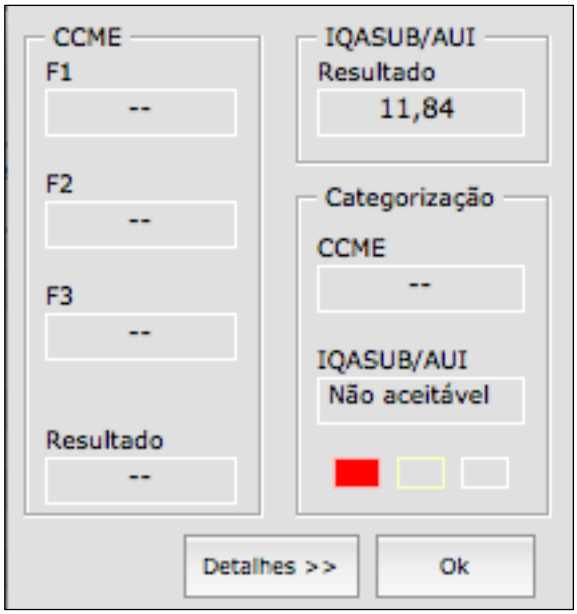


Figura 52 – Semáforo vermelho sinalizando para o gestor o resultado da comparação das categorizações da qualidade da água interíndices (Bateria 6, triênio 2000 a 2002).
(Fonte: Autoria própria)

Por fim, se o resultado da comparação dos interíndices indicar que a água apresenta uma condição de inaceitabilidade para o abastecimento público, antes de ser utilizada uma tecnologia de tratamento para corrigir as não conformidades, ou seja, independentemente do resultado da categorização da qualidade da água segundo o IQA-CCME (marginal, ruim, excelente, boa, mediana ou, em último caso, não ter sido calculado por não atendimento à regra 4x4), se o IQASUB/AUI indicar uma categorização de água "não aceitável", o gestor tomará decisões que poderão onerar o tratamento da água em função do uso de tecnologias mais eficientes, paralisar o aporte de água daqueles poços que estão apresentando concentrações de contaminantes tóxicos e até inviabilizar o uso do manancial para o abastecimento público.

CAPÍTULO **9**

COMPARAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA DA ÁREA DE ESTUDO E A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE PELOS ÍNDICES

Serão discutidos neste capítulo os resultados da avaliação dos dados analíticos e dos índices de qualidade de água, IQASUB/AUI e IQA-CCME, nas seis baterias utilizadas no serviço de abastecimento público atual na região do estudo, conforme indicadas anteriormente. Para a análise de sensibilidade do IQASUB/AUI e para a comparação interíndices, foram usados todos os resultados encontrados na avaliação das nove baterias zoneadas para este estudo.

9.1 Considerações sobre os resultados analíticos e a categorização da qualidade da água avaliados pelo índice IQASUB/AUI

As figuras 53, 54 e 55 são resultados da Bateria 8. A Figura 54 ilustra o pior cenário entre os anos de 2000 e 2011, quando os maiores valores de concentração dos parâmetros medidos na série histórica excederam os limites estabelecidos pela Portaria 2914/2011.

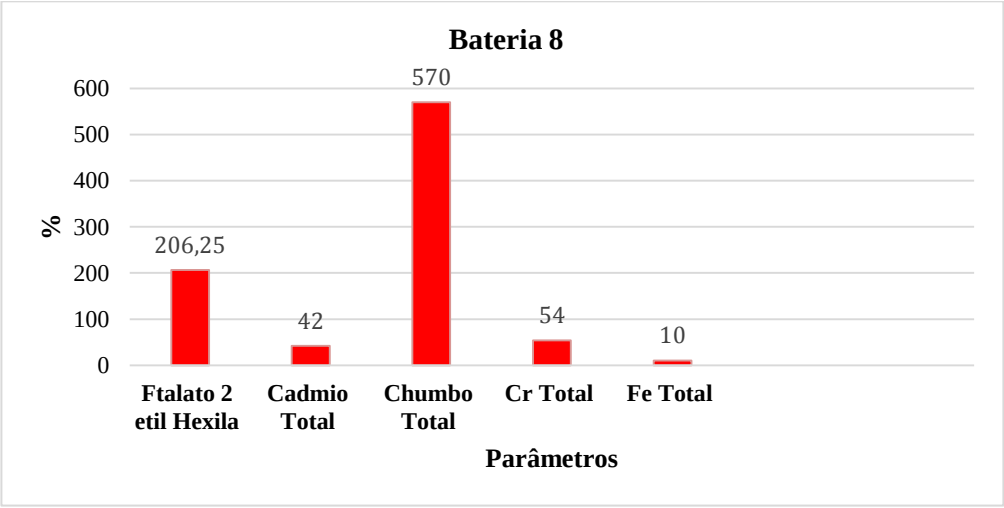


Figura 53 – Parâmetros que excederam (em %) os VMPs da Portaria de potabilidade do MS/2914 (Pior cenário da Bateria 8 entre 2000 -2011).
(Fonte: Autoria própria)

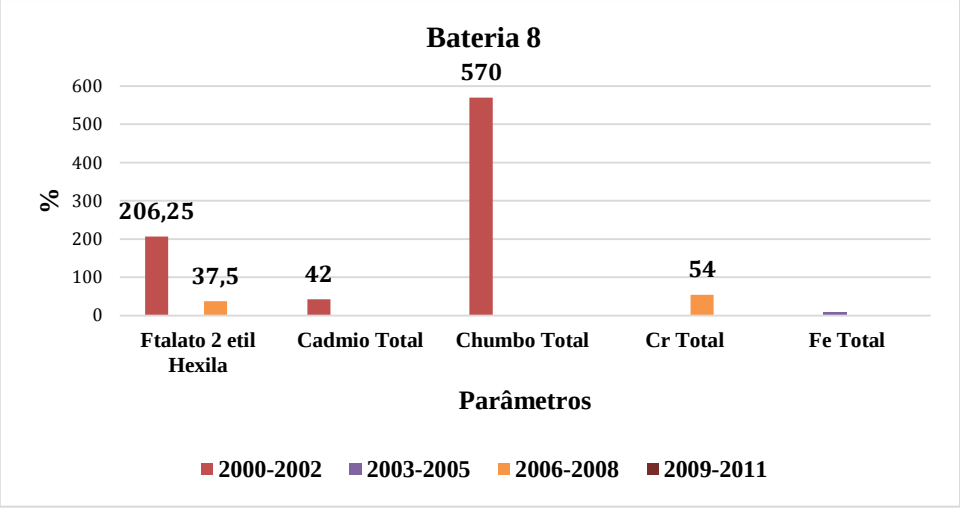


Figura 54 – Parâmetros que excederam (em%) os VMPs da Portaria de potabilidade do MS/2914 nos triênios do período estudado (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

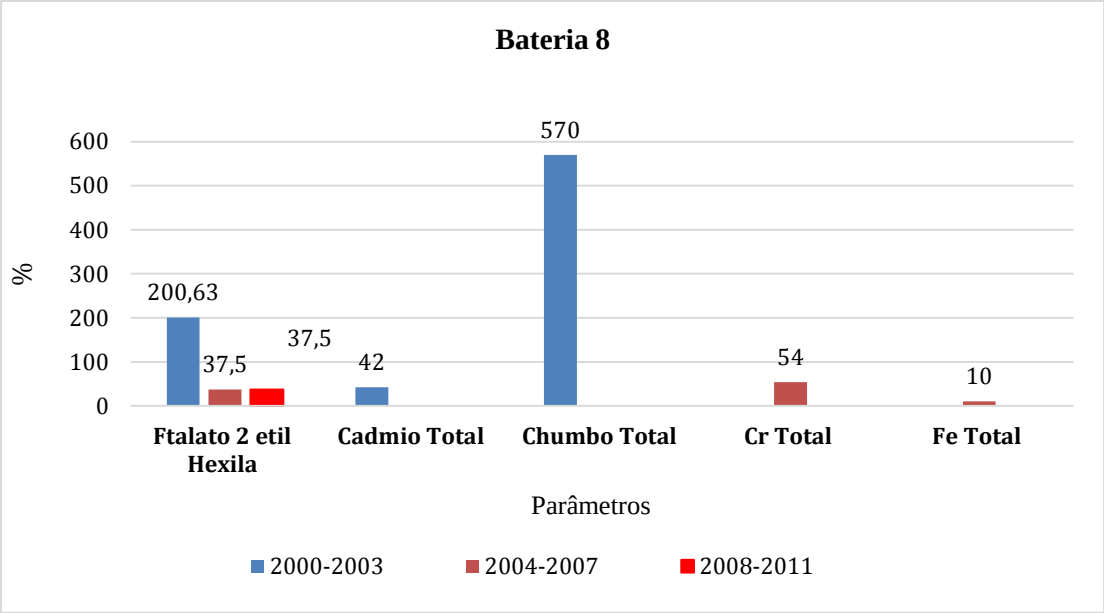


Figura 55 - Parâmetros que excederam (em%) os VMPs da Portaria da Portaria de potabilidade do MS/2914 nos quadriênios do período estudado (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

Verificam-se cinco parâmetros cujos valores de concentração medidos excederam o limite máximo permitido pela legislação. Destaca-se o chumbo total, que violou 570% o limite, ou seja, enquanto o valor máximo permitido é de 0,01 mg/L, o valor medido foi de 0,067 mg/L. Além deste parâmetro, outros que excederam e suas respectivas porcentagens são: cromo total, em 54%; ftalato de 2 etil hexila, 206,25%; cádmio, 42%; e, por último, ferro, com menor valor de violação: 10%.

Para verificar se os limites excedidos foram casos isolados no tempo, a Figura 55 mostra o comportamento, nos quatro triênios do período estudado, dos valores de concentração dos parâmetros que excederam o padrão de potabilidade da Portaria 2914/2011.

Nesses períodos, têm-se indicações de que a violação pelo chumbo total foi um caso isolado no tempo, pois este parâmetro excedeu o limite de potabilidade apenas no primeiro triênio, não apresentando inconformidades nos outros observados. No caso do ftalato 2 etil hexila, a violação ocorreu em dois triênios, no primeiro e no terceiro; e no caso do cádmio, ocorreu apenas no primeiro.

Na avaliação do período quadrienal foi confirmada a ocorrência do ftalato 2 etil hexila em todo o período. Quanto aos totais de cádmio, cromo e chumbo, confirmou-se apenas em um único período, reforçando o que já havia sido verificado na avaliação dos triênios: suas violações seriam casos isolados (Figura 56).

As Figuras 56 e 57 podem ser visualizadas as representações dos piores cenários do comportamento de parâmetros que violaram os limites de potabilidade nos triênios e em todo período de avaliação (2000 a 2011) nas Baterias 7, 6, 3, 2 e 1, respectivamente.

Figura 56 – Parâmetros que excederam (em%) os VMPs da Portaria da Portaria de potabilidade do MS/2914 nas Baterias 7 e 6 no período de estudo (2000-2011) e seus triênios, quando avaliados (piores cenários).
(Fonte: Autoria própria)

Figura 57 – Parâmetros que violaram nas Baterias 3, 2 e 1 os VMPs da Portaria de potabilidade do Ministério da Saúde/2914 no período do estudo (2000 a 2011) e seus triênios, quando avaliados (Piores cenários).
(Fonte: Autoria própria)

O ftalato 2 etil hexila foi detectado em todas as baterias localizadas no município de Camaçari e em apenas uma localizada no município de Dias D'Ávila, sendo o pior cenário na Bateria 3, no segundo triênio, com 3.107,5% acima do limite estabelecido. A desconformidade desse parâmetro pode estar associada à alta concentração de fábricas de plástico na área industrial do Polo ou mesmo, em alguns casos, aos efeitos de contaminação cruzada durante o processo analítico ou amostral.

Na Tabela 14 pode-se visualizar o quanto o ftalato de 2 etil hexila está acima do limite legislado pela Portaria 2914/2011 em cada bateria por triênio.

Bateria	**Período/Triênio (%)**			
	2000-2002	**2003-2005**	**2006-2008**	**2009-2011**
BAT1	767,12	-	-	-
BAT2	-	-	-	-
BAT3	-	3107,5	-	-
BAT6	183,75	45,88	-	-
BAT7	212,5	66	-	-
BAT8	200,63	-	37,5	-

Tabela 14 – Percentual excedente ao limite legislado pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde para o parâmetro ftalato de 2 etil hexila, por baterias e nos triênios.
(Fonte: Autoria própria)

Os dados mostram que somente no último triênio este parâmetro não apresentou concentração acima de 8 µg/L, valor do seu VMP estabelecido pela Portaria 2914/2011.

Os ftalatos são largamente usados na indústria e adicionados a vários produtos consumidos no dia a dia. Conforme citado no Capítulo 3, estudos toxicológicos baseados em dose resposta e epidemiológicos – de cunho ambiental, coorte, transversal e multicentro – têm mostrado uma associação do di (2 etil hexila ftalato, DEPH, CAS nº 117-81-7) com agravos à saúde e categorizado-o como um interferente endócrino (SWAN, 2009; JUREWICZ; HANKE, 2011). A Agência Internacional para a Pesquisa do Câncer (IARC, 2010 apud WHO, 2011) estabelece fator de risco 2B, ou seja, possível carcinogênico para humanos.

As baixas concentrações dos parâmetros cromo total e mercúrio total verificadas nas Baterias 8 e 7 evidenciam ser decorrentes de incertezas analíticas, haja vista que não mais foram detectadas nos últimos triênios.

Com relação ao chumbo, ele teve ocorrência em todas as baterias e, portanto, deve ser considerado como um parâmetro prioritário no monitoramento de toda a região. Ele está classificado no Grupo do IARC como 2B – "Possível carcinogênico para humanos", além de causar nefropatia grave, afetar o fígado, o sistema reprodutor, o cérebro e o sistema nervoso central (cf. Capítulo 3).

Outro parâmetro que violou o seu VMP em dois triênios consecutivos na Bateria 2 foram os nitratos, que têm sua origem atribuída a fontes antropogênicas, reafirmando a precariedade do sistema de esgotamento sanitário na região.

No caso do pH, os valores medidos ficaram fora do limite (6,5 e 8,5) nos quatro triênios, sendo todas as medidas abaixo dos 6,5, caracterizando, assim, uma tendência natural da região. Na Tabela 15 observa-se a média trienal das medições de pH nos poços da Bateria 8.

Poço	**Período/Triênio**			
	2000-2002	**2003-2005**	**2006-2008**	**2009-2011**
BAT8-122/01	5,80	5,77	5,85	5,68
BAT8-122/02	5,70	5,53	5,71	5,61
BAT8 -122/03	5,94	5,66	5,67	5,57
BAT8-122/04	5,43	5,23	5,38	5,48
BAT8-122/05	5,65	5,79	5,75	5,65
BAT8-122/06			6,35	

Tabela 15 – Média das medições de pH dos poços na Bateria 8, por triênios.
(Fonte: Autoria própria)

As Figuras e Tabelas a seguir mostram as medidas do IQASUB/AUI em cada uma das baterias no decorrer do tempo. Começando com a Bateria 1:

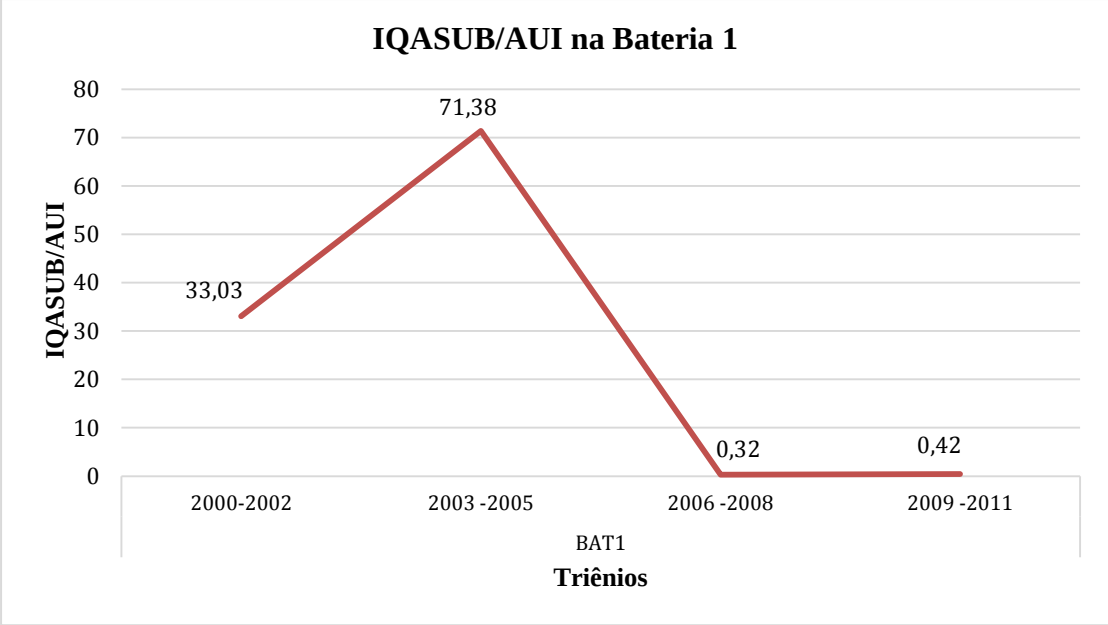


Figura 58 - IQASUB/AUI da Bateria 1 nos triênios do período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Parâmetro	Peso	VMP	Medido	% Fora do VMP	% Contribuição no IQASUB/AUI
Benzeno (µg/L)	4	5	5,9	18	0,01
Cádmio Total (mg/L)	4	0,005	0,0071	42	0,05
Chumbo Total (mg/L)	3	0,01	0,067	570	5,69
Ftalato 2 Etil Hexila (µg/L)	3	8	69,37	767,12	10,31
Ferro (mg/L)	1	0,3	20	6566,7	83,93

Tabela 16 – Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 1 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI no período de estudo (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

Avaliando o gráfico da Figura 58 conjuntamente com os dados da Tabela 16 verifica-se que no segundo triênio (2003-2005) o valor do IQASUB/AUI atingiu o seu ápice, atribuído ao parâmetro ferro, que contribuiu com 83,93% no cálculo do valor do índice, seguido do ftalato 2 etil hexila e do chumbo.

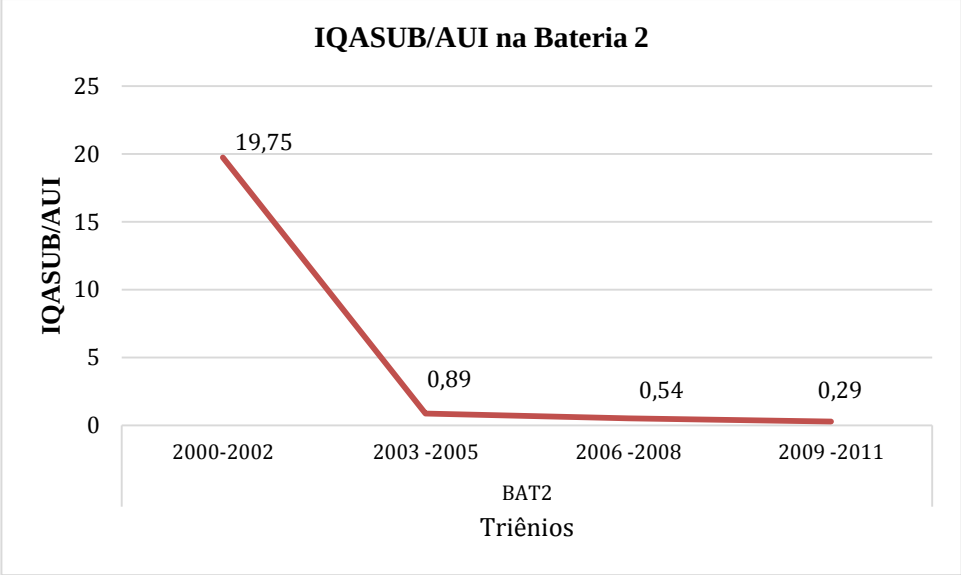


Figura 59 – IQASUB/AUI da Bateria 2 nos triênios do período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Parâmetro	Peso	VMP	Medido	% Fora do VMP	% Contribuição no IQASUB/AUI
Cádmio Total (mg/L)	4	0,005	0,0071	42	0,95
Chumbo Total (mg/L)	3	0,01	0,067	570	98,82
Nitrato (como N) mg/L	3	10	12,52	25,2	0,19
pH	1	6,5-8,5	5,65	5,5	0,04

Tabela 17 – Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 2, seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI no período de estudo (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

Pelo gráfico apresentado na Figura 59 constata-se uma redução nos valores do IQASUB/AUI nos doze anos de monitoramento. O valor do IQASUB/AUI no triênio 2000-2002 é resultante de concentrações fora do limite de potabilidade dos parâmetros chumbo (570% acima do VMP) e do cádmio (42%); e, nos dois últimos, da contribuição do parâmetro nitrato, conforme indicado na Tabela 17.

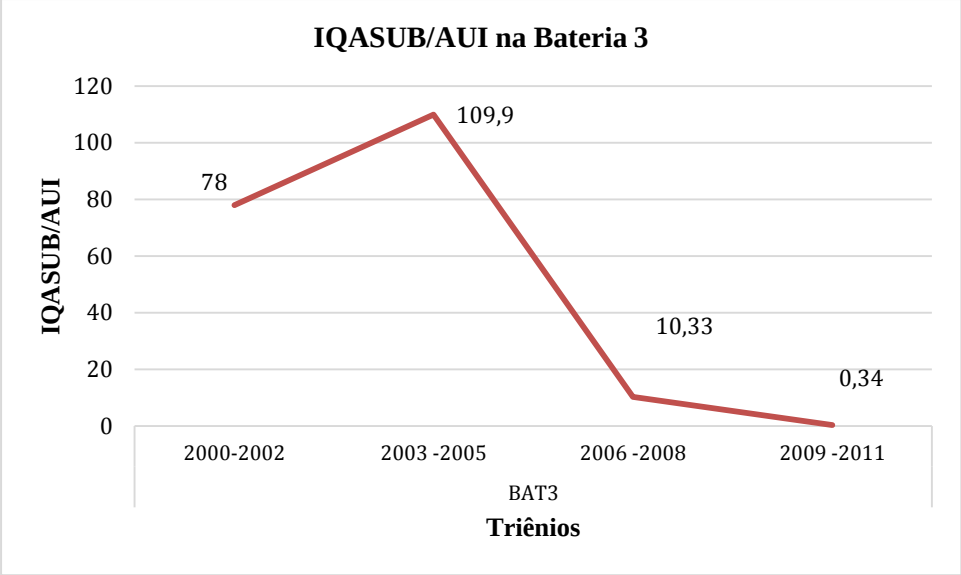


Figura 60 - IQASUB/AUI da Bateria 3 nos triênios do período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Parâmetro	Peso	VMP	Medido	% Fora do VMP	% Contribuição no IQASUB/AUI
Ferro Total (mg/L)	1	0,3	2,2	633,3	0,39
Ftalato de 2 Etil Hexila (µg/L)	3	8	256,6	3107,5	84,77
Chumbo Total (mg/L)	3	0,01	0,14	1300	14,84

Tabela 18 – Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 3 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI, no período de estudo (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

Os poços da Bateria 3 utilizados exclusivamente no abastecimento público não foram amostrados no primeiro triênio, mas no primeiro momento em que foram, triênio 2003-2005, o IQASUB/AUI apresentou o maior valor de todo o período avaliado, devido à concentração de ftalato de 2 etil hexila, 3.107,5% (Tabela 18) acima do seu VMP, contribuindo com 84,77% no cálculo do valor do índice. Nos dois últimos, esse parâmetro voltou à normalidade e os valores de IQASUB/AUI voltaram a baixar, ficando próximo a zero no último triênio (Figura 60).

No terceiro triênio o valor do índice foi decorrente da contribuição dos parâmetros ferro (46,67%) e chumbo (53,25%), com valores de concentração de 2,2 mg/l e 0,03 mg/l, respectivamente (Anexo 1 do Apêndice).

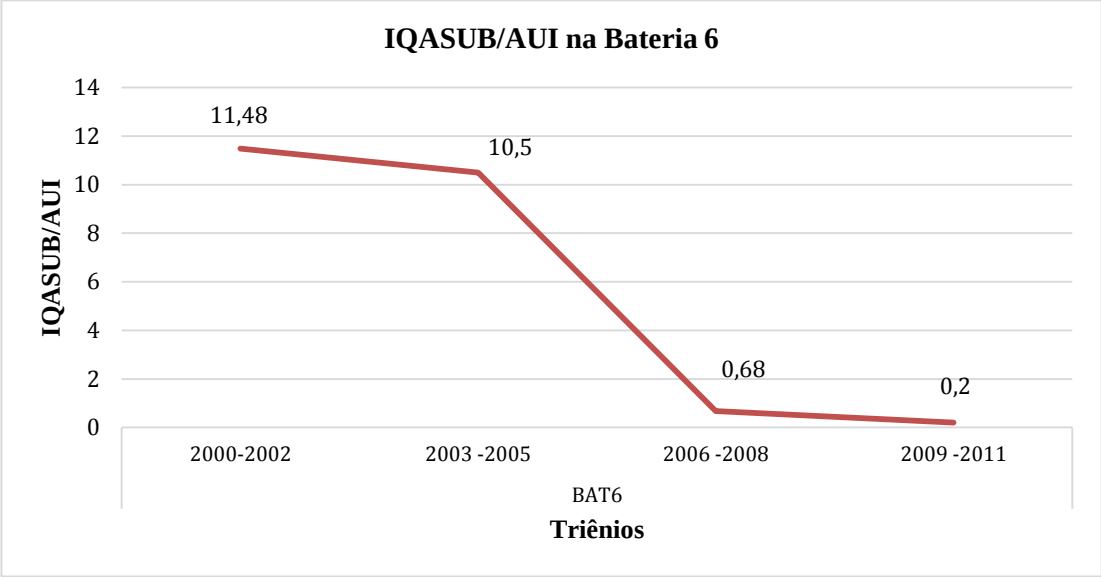


Figura 61 - IQASUB/AUI da Bateria 6 nos triênios do período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Parâmetro	Peso	VMP	Valor Medido	% Fora do VMP	% Contribuição no IQASUB/AUI
Chumbo Total (mg/L)	3	0,01	0,039	290	71,34
Ftalato de 2 Etil Hexila (µg/L)	3	8,0	22,7	183,75	28,64
pH	1	6,5-8,5	2,44	62,5	0,34

Tabela 19 – Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 6 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI, no período de estudo (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

Na Bateria 6 há uma melhora significativa na qualidade da água nos últimos dois triênios (Figura 61). O pior momento desta bateria foi o primeiro triênio, quando os valores dos parâmetros chumbo e ftalato de 2 etil hexila, ambos classificados como possíveis carcinogênicos pelo IARC, ficaram acima dos seus VMP, em 290% e

183,75%, respectivamente, contribuindo com 71,31% e 28,64% no valor do índice, como mostrado na Tabela 19.

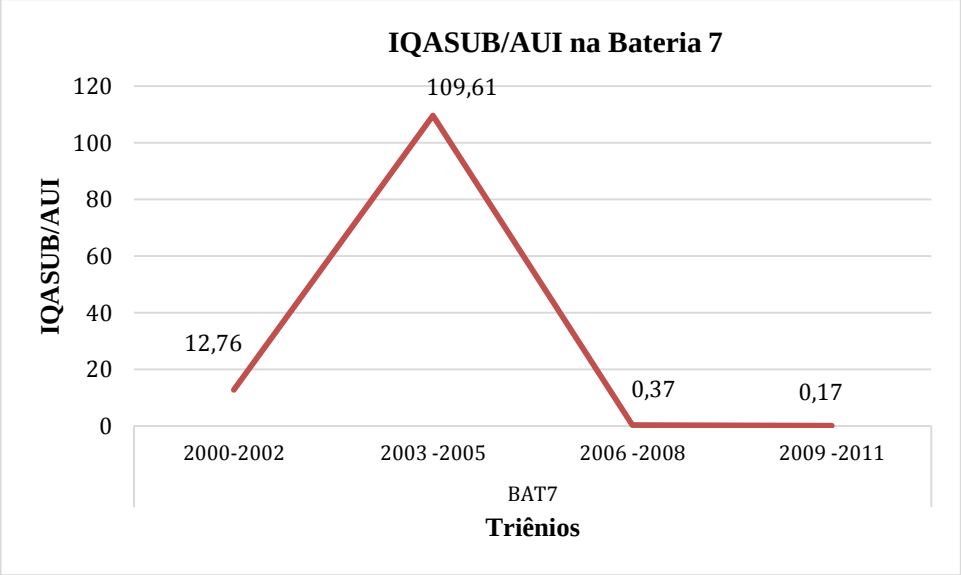


Figura 62 - IQASUB/AUI da Bateria 7 nos triênios do período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Parâmetro	Peso	VMP	Medido	% Fora do VMP	% Contribuição no IQASUB/AUI
Cádmio Total (mg/L)	4	0,005	0,0071	42	0,03
Chumbo Total (mg/L)	3	0,01	0,039	290	0,74
Ftalato de 2 Etil Hexila (µg/L)	3	8	25	212,5	0,4
Cloreto de Vinila (µg/L)	4	2	10,5	425	2,83
Mercúrio (mg/L)	2	0,001	0,002	100	0,04
Ferro Total (mg/L)	1	0,3	30	9900	95,96
pH	1	6,5-8,5	5,12	21,23	0,01

Tabela 20 – Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 7 e seu percentual de contribuição no cálculo do IQASUB/AUI no período de estudo (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

A Bateria 7 mostra um comportamento similar ao da Bateria 1, apresentando valores altos do IQASUB/AUI no segundo triênio e próximos a zero nos dois últimos (Figura 62). Os parâmetros que contribuíram para a maior valoração do índice foram: o chumbo, um contaminante com alta toxidade para o ser humano, com 290% acima do valor de referência para potabilidade, o cloreto de vinila (425%) e o ferro (9.900) (Tabela 20), este último com 95,96% contribuindo para o valor do índice. O cádmio, o ftalato 2 etil hexila, o mercúrio e o pH, embora com baixos percentuais, também contribuíram para o valor do índice nos triênios 1, 3 e 4. Apesar de o cloreto de vinila ter sido detectado, sua ocorrência ficou restrita a uma única violação, o que pode ser atribuído a uma contaminação cruzada. Ainda assim, esse parâmetro deve continuar sendo avaliado em outras campanhas de monitoramento devido à sua carcinogenicidade.

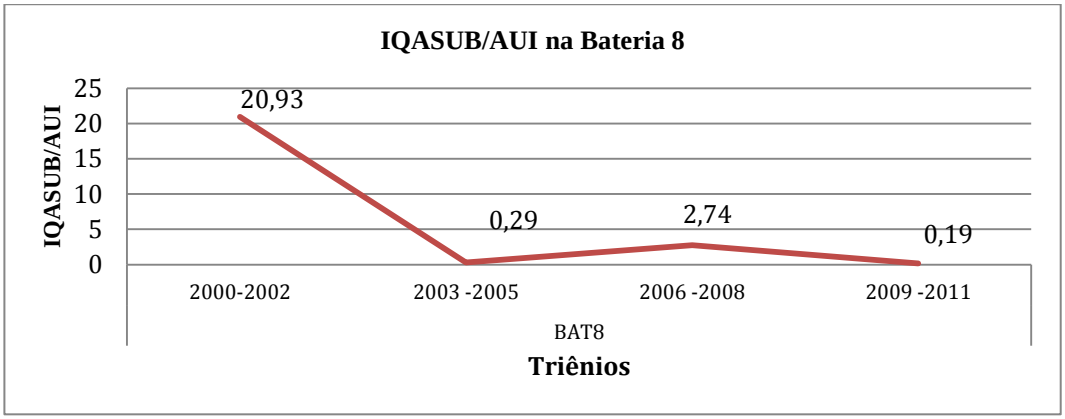


Figura 63 - IQASUB/AUI da Bateria 8 nos triênios do período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Parâmetro	Peso	VMP	Medido	% Fora do Limite	% Contribuição no IQASUB/AUI
Cádmio Total (mg/L)	4	0,005	0,0071	42	0,84
Chumbo Total (mg/L)	3	0,010	0,067	570	86,98
Ftalato de 2 Etil Hexila (µg/L)	3	8,0	24,05	200,63	10,78
Cromo Total (mg/L)	4	0,05	0,077	54	1,39
pH	1	6,5-8,5	6,32	2,77	0,02

Tabela 21 – Parâmetros fora do limite permitido (VMP) pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde na Bateria 8 e seu percentual excedente e contribuição no cálculo do IQASUB/AUI, no período de estudo (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

A Bateria 8 apresenta um comportamento muito parecido com o da Bateria 2, mostrando uma constante melhora na qualidade da água (Figura 63). O pior momento desta bateria foi no primeiro triênio, com valores fora do limite legislados pela Portaria 2914/2011, principalmente para o chumbo, que excedeu seu VMP em 570%, seguido do ftalato de 2 etil hexila (200,63%) (Tabela 21). O cádmio e o cromo, embora com valores de concentrações baixas, tiveram uma contribuição nos valores do índice em função do seu peso (4), atribuído à sua carcinogenicidade.

A Figura 64 apresenta os valores do IQASUB/AUI em todas as baterias de poços que atualmente utilizam água subterrânea para o abastecimento público. Nos últimos dois triênios, ou seja, de 2006 a 2011, os valores ficam muito próximos a zero, indicando que nesse período houve pequenas violações de VMP dos parâmetros avaliados. Na Tabela 22 são apresentados os valores calculados desse índice no último triênio para todas as baterias.

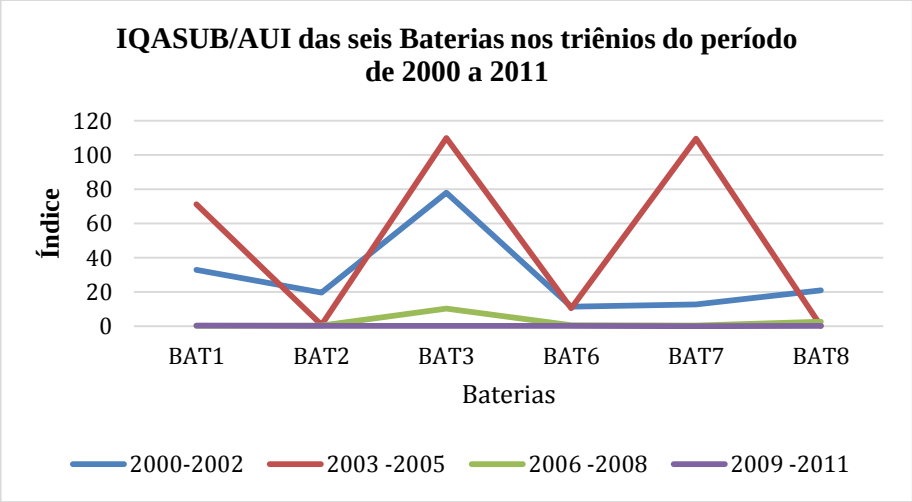


Figura 64 - IQASUB/AUI das seis baterias que utilizam atualmente água subterrânea no abastecimento público nos triênios do período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Bateria	IQASUB/AUI	Categoria
BAT1	0,42	Aceitável
BAT2	0,29	Aceitável
BAT3	0,34	Aceitável
BAT6	0,2	Aceitável
BAT7	0,17	Aceitável
BAT8	0,19	Aceitável

Tabela 22 – Valores do IQASUB/AUI no triênio 2009-2011.
(Fonte: Autoria própria)

Em todas as baterias, no último triênio, o único parâmetro fora do limite de potabilidade foi o pH, de natureza mais ácida nessa região. Como esse parâmetro tem ponderação baixa na escala de pesos (1) sua contribuição no cálculo do índice é baixa.

A partir da avaliação dos valores do IQASUB/AUI, principalmente nos dois últimos triênios, os resultados mostraram que a água da região não apresentou nenhuma não conformidade em relação às contaminações dos parâmetros considerados. Entretanto, como já explanado, um índice é uma ferramenta *auxiliar* na tomada de decisões e, portanto, deve ser avaliado pelo gestor das águas conjuntamente com outras características da região onde está sendo aplicado, principalmente aquelas de natureza antrópicas. Por outo lado, sabe-se que a região de estudo apresenta características intrínsecas e extrínsecas que potencializam a contaminação das águas subterrâneas. Desta forma, cabe ao gestor dos sistemas de abastecimento de água manter planos de investigações que possam adensar os conhecimentos sobre o arcabouço hidrogeológico da região, mapear as possíveis fontes (primárias e secundárias) de contaminação não identificadas e manter programas de monitoramento para garantir a segurança da qualidade da água utilizada no abastecimento.

9.2 Considerações sobre os resultados da categorização da qualidade da água com o IQA-CCME

O IQA-CCME considera uma água como de qualidade satisfatória quando seu valor é acima de 65. Entre 65 e 79, ele a categoriza como de qualidade “mediana”, entre 80 e 94 a água é considerada “boa” e de 95 a 100, excelente.

O gráfico apresentado na Figura 65 reproduz o comportamento da qualidade da água segundo esse índice no período de 2000 a 2011, ou seja, com todos os dados analíticos desse período no seu cálculo. Nas seis baterias utilizadas para atender ao abastecimento público, a qualidade da água foi classificada como “boa”.

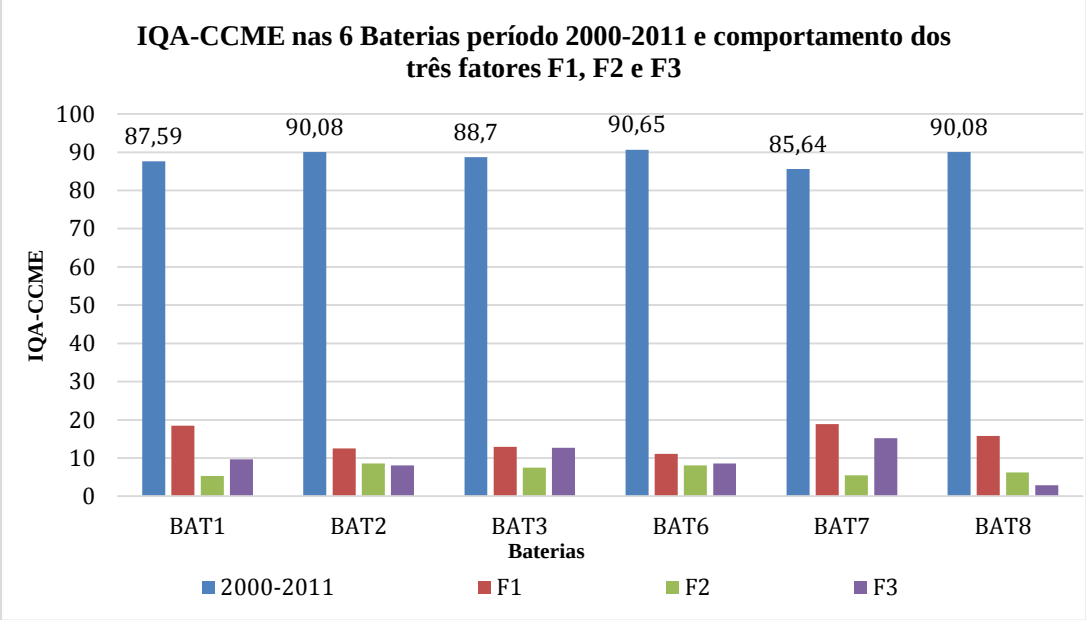


Figura 65 – IQA-CCME nas seis baterias e respectivos fatores F1, F2 e F3 no período de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Já a Figura 66 apresenta os resultados dos valores do IQA-CCME nos quatro triênios e mostra que nos últimos as Baterias 1, 3 e 7 apresentaram uma qualidade de água "excelente". Essa melhoria na categorização em períodos mais curtos (triênios) em relação a um longo período (2000 a 2011) pode indicar que a inclusão de muitos anos de monitoramento no cálculo de índice de qualidade reduz a capacidade de resposta desse método. Entretanto, essa análise seria mais efetiva quando avaliada conjuntamente, no tempo e no espaço, com outras carcterísticas da região, principalmente quanto à evolução do uso e ocupação do solo, à exploração de água subterrânea, às medidas de proteção adotadas para esses mananciais, às melhorias implementadas nos métodos analíticos e de amostragem e outros fatores que possam vir a corroborar a resposta verificada nas baterias específicas.

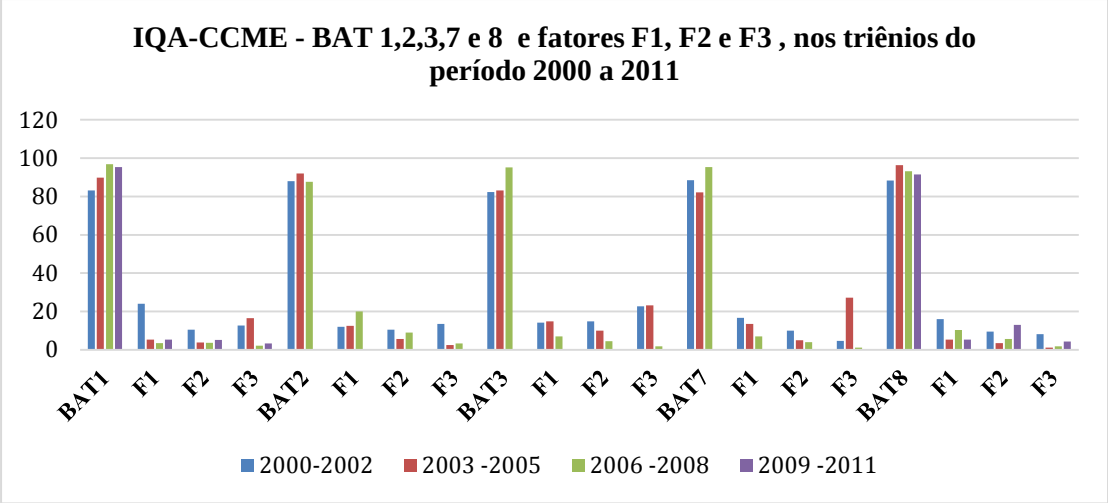


Figura 66 – IQA-CCME nas Baterias 1,2,3,7 e 8 respectivos fatores F1, F2 e F3 nos quatro triênios do período estudado.
(Fonte: Autoria própria)

Quanto aos fatores percentual de parâmetros não conforme (F1), percentual de análise não conforme (F2) e amplitude (F3), partes da formulação do índice, verifica-se que no período de 2000 a 2011 o fator F1 prevaleceu sobre os demais em todas as baterias, diferentemente de quando se avaliou nos triênios, quando nas Baterias 3 e 7 o fator F3 mostrou maiores valores, certamente contribuindo nesses períodos para menores valores do IQA-CCME.

Lembrando que o F1 (Alcance) mede a abrangência do impacto causado por uma não conformidade, o F2 (Frequência) representa a frequência com a qual ocorreu a não conformidade e o F3 (Amplitude) mede o quanto de desvio ocorreu entre o valor não conforme e aquele estabelecido pelo padrão de qualidade de água ou pelo objetivo escolhido.

9.2.1 Análise comparativa entre os resultados do IQASUB/AUI e o IQA-CCME

Ambos os métodos são importantes para a avaliação da qualidade da água, pois são flexíveis em vários aspectos, embora cada um atenda a objetivos propostos específicos. Por exemplo, ambos não estabelecem restrições quanto ao número máximo de parâmetros considerados para a sua aplicação.

O método do IQA-CCME exige que no mínimo quatro parâmetros sejam avaliados pelo menos quatro vezes num determinado período, e que os valores de concentração desses parâmetros possam ser comparados a um padrão de qualidade estabelecido por uma legislação ou por outro padrão qualquer que atenda ao objetivo

proposto do estudo. Esses parâmetros podem ser de naturezas diversas (física, química e biológica). A possibilidade da inclusão desse largo espectro permite um melhor diagnóstico das condições ambientais do manancial hídrico, seja ele subterrâneo ou superficial, mas reduz sua capacidade de resposta para outros fins, principalmente para fins de abastecimento público. Isso ocorre porque na sua formulação todos os parâmetros têm a mesma importância, ou seja, uma alta concentração de parâmetros organolépticos têm a mesma importância que os parâmetros tóxicos ao ser humano. Por exemplo, na Bateria 4, no triênio 2006-2008, a água apresentou uma qualidade "marginal" devido à contribuição exclusiva de ferro (100%), enquanto na Bateria 3, nesse mesmo período, a classificação da qualidade da água foi "excelente", tendo os parâmetros chumbo (60,91%) e ferro (39%) contribuído no valor do índice e, consequentemente, na sua categoria de qualidade. Para reduzir essas inadequações na interpretação é importante que os fatores F1, F2 e F3 também sejam considerados quando for comparar as categorias da qualidade da água. No caso da comparação apresentada, o fator F3 da Bateria 4 contribuiu com valor numérico de 62,14 no cálculo do índice, enquanto na Bateria 3 esse fator teve contribuição numérica de 1,84 (Tabela 13).

O intervalo de zero a cem, valores mínimos e máximos do IQA-CCME, é dividido em cinco categorias de qualidade da água, conforme já apresentadas no Capítulo 3. A distância numérica entre cada categoria muitas vezes conduz a uma interpretação equivocada, pois, por exemplo, enquanto uma água que apresente um valor de IQA-CCME de 80 e outra que tenha um valor de 94,99 são categorizadas como água de boa qualidade, duas águas com valores ainda mais próximos, 44 e 45,1, são classificadas como ruim e marginal, respectivamente. Outras características deste método já foram citadas no ítem 6.4.3

O IQASUB/AUI foi concebido para ser aplicado à avaliação de águas subterrâneas subjacentes a uma área urbana industrializada, embora possa ser aplicado também à avaliação de mananciais superficiais utilizados no abastecimento público. Como essas regiões apresentam alto potencial de contaminação por uma mistura de parâmetros orgânicos e inorgânicos, apresentando características diversas e diferentes níveis de toxicidade para a saúde humana, ponderou-se pesos diferentes em função da carcinogenidade de cada parâmetro, conforme a classificação do IARC. Este método, além de exigir que sejam atribuídos pesos aos parâmetros considerados, seguindo a classificação do IARC, exige também que um padrão de potabilidade seja

considerado para que seus valores de concentração medidos na água possam ser comparados e suas discrepâncias possam ser calculadas.

Com base nas características de cada índice acima explicitadas, a análise das Figuras 67 e 68 permite inferir comparações sobre o comportamentos interíndices no período de estudo.

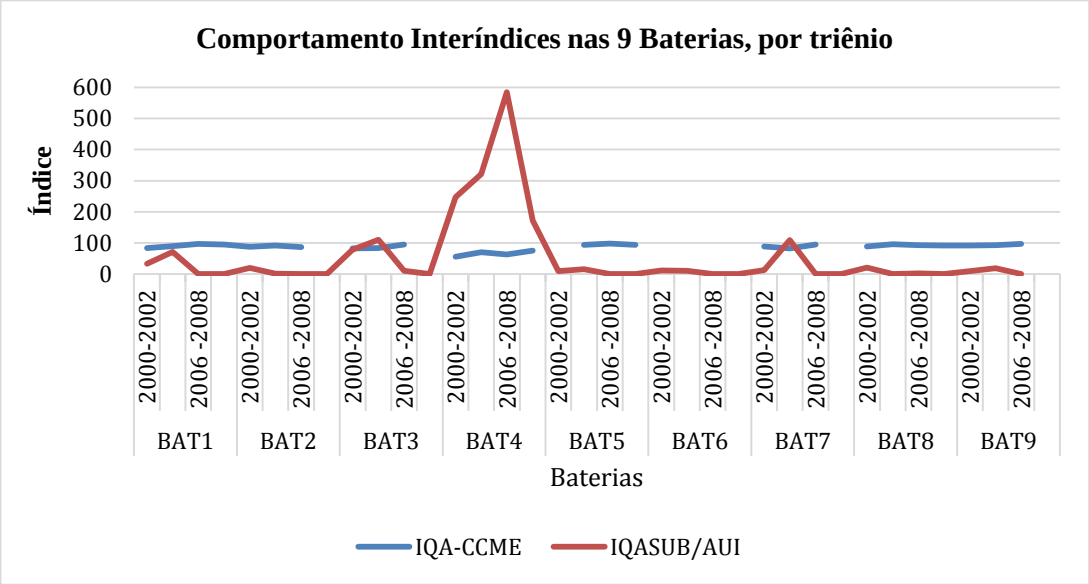


Figura 67 – Comparação dos comportamentos interíndices nos triênios do período do estudo.
(Fonte: Autoria própria)

O índice IQA-CCME manteve praticamente em todos os triênios valores que possibilitaram classificar a água como de "boa" qualidade, com exceção da Bateria 4, que apresentou qualidade "marginal" e "mediana" nos dois últimos triênios, respectivamente. Embora na avaliação pelo índice IQASUB/AUI as águas tenham apresentado valor de 540,14 (contribuição de 100% do parâmetro ferro), nesses períodos elas foram categorizadas como "aceitável". Outra consideração depreendida da análise das figuras é a relação entre os valores baixos do IQASUB/AUI e a boa qualidade da água: quanto mais o valor do IQASUB/AUI se aproxima de zero, mais as águas são categorizadas como "aceitáveis" para o abastecimento público.

O Quadro 27 mostra a categorização da água por dois índices nas nove baterias e nos dois últimos triênios. A categoria de qualidade de água "não aceitável" só foi verificada no triênio 2006-2008 nas Baterias 2, 3 e 8, cujos poços utilizados exclusivamente no abastecimento público estão inseridos. No triênio 2009-2011 todas

as baterias apresentaram água “aceitável”, confirmando a melhora na qualidade da água em todas as baterias.

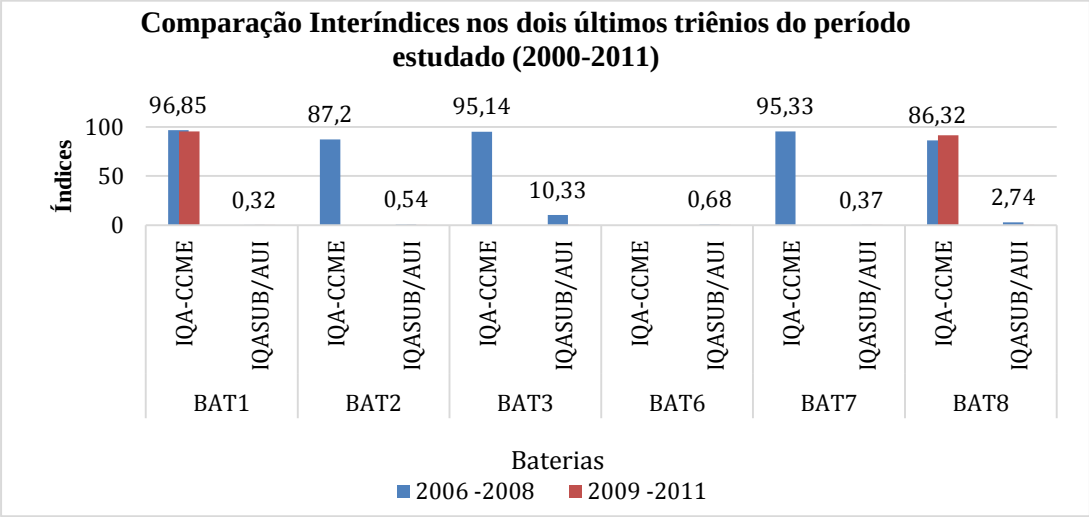


Figura 68 – Análise comparativa interíndices (IQASUB/AUI e IQA-CCME) nos dois últimos triênios de 2000 a 2011.
(Fonte: Autoria própria)

Bateria	Período	IQASUB/AUI Categoria da Água	Valor	IQA-CCME Categoria da Àgua	Valor
1	2006 - 2008	Aceitável	0,32	Excelente	96,85
	2009 - 2011	Aceitável	0,42	Excelente	95,34
2	2006 - 2008	Não Aceitável	0,54	Bom	87,72
	2009 - 2011	Aceitável	0,29	-	-
3	2006 - 2008	Não Aceitável	10,33	Excelente	95,14
	2009 - 2011	Aceitável	0,34	-	-
4	2006 - 2008	Aceitável	584,11	Marginal	63,51
	2009 - 2011	Aceitável	171,74	Mediana	75,03
5	2006 - 2008	Aceitável	0,18	Excelente	97,68
	2009 - 2011	Aceitável	0,02	Bom	94,19
6	2006 - 2008	Aceitável	0,68	-	-
	2009 - 2011	Aceitável	0,2	-	-
7	2006 - 2008	Aceitável	0,37	Excelente	95,33
	2009 - 2011	Aceitável	0,17	-	-
8	2006 - 2008	Aceitável	2,74	Bom	93,14
	2009 - 2011	Aceitável	0,19	Bom	91,51
9	2006 - 2008	Aceitável	0,32	Excelente	96,56

Quadro 27 – Comparação interíndices (IQASUB/AUI e IQA-CCME) por categorização da qualidade da água nos dois últimos triênios do período estudado (2000-2011).
(Fonte: Autoria própria)

9.2.2 Análise de sensibilidade do IQASUB/AUI

De modo geral, uma análise de sensibilidade avalia a resposta de uma variável de saída a variações nas variáveis de entrada. No caso do IQASUB/AUI, três possibilidades de variáveis de entrada podem ser consideradas: i) peso atribuído aos parâmetros; ii) número de parâmetros e iii) legislação de potabilidade ou qualidade de água considerada na avaliação. Neste trabalho foi avaliada esta última condição.

Na implementação dessa análise foi considerado o conjunto de dados analíticos dos poços das nove baterias zoneadas para o estudo (ANEXO A), sendo avaliados trinta e oito parâmetros – voláteis, semivoláteis, metais pesados, inorgânicos e físico-químicos – em doze anos de monitoramento (de 2000 a 2011).

O cálculo do IQASUB/AUI é baseado na comparação de valores de concentração dos parâmetros selecionados e medidos em comparação com os valores permitidos, que, no caso, foram consideradas aqueles estabelecidos pela legislação da Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011, da WHO/2011, da USEPA/2009 e da legislação Canadense/2014.

Na Figura 69 pode-se visualizar os impactos no valor do índice atribuídos à variável legislação, nas nove baterias durante todo o período do estudo.

Das legislações usadas como referência no estudo, a legislação canadense foi a que mais causou impacto nos valores do índice, porém, quanto à categorização da qualidade da água como “não aceitável”, foi a legislação da WHO que mais causou impacto. Certamente foi decorrente desta legislação estabelecer valores mais restritivos de VMPs para alguns parâmetros considerados carcinogênicos, segundo a classificação do IARC, e selecionados para a avaliação da qualidade da água da região e, portanto, ponderados com maiores pesos (pesos 3 e 4).

O exercício, utilizando todas as legislações consideradas, mostrou valores altos do IQASUB/AUI na Bateria 4, embora suas águas tenham sido categorizadas como aceitável para o consumo humano pela Portaria nº 2914/201 do Ministério da Saúde, da USEPA e do Canadá (Quadro 28), ratificando que altos valores do IQASUB/AUI não limitam o uso da água para o abastecimento público mas sim, as contribuições de parâmetros carcinogênicos na composição da água.

As Baterias 3 e 7 também mostraram impactos na aceitabilidade da água com a mudança da legislação em relação à legislação da WHO. No caso da legislação do Canadá, além da Bateria 4, verifica-se impactos nos valores do índice nas Baterias 1, 2, 3, 5, 7 e 8 , principalmente no segundo triênio.

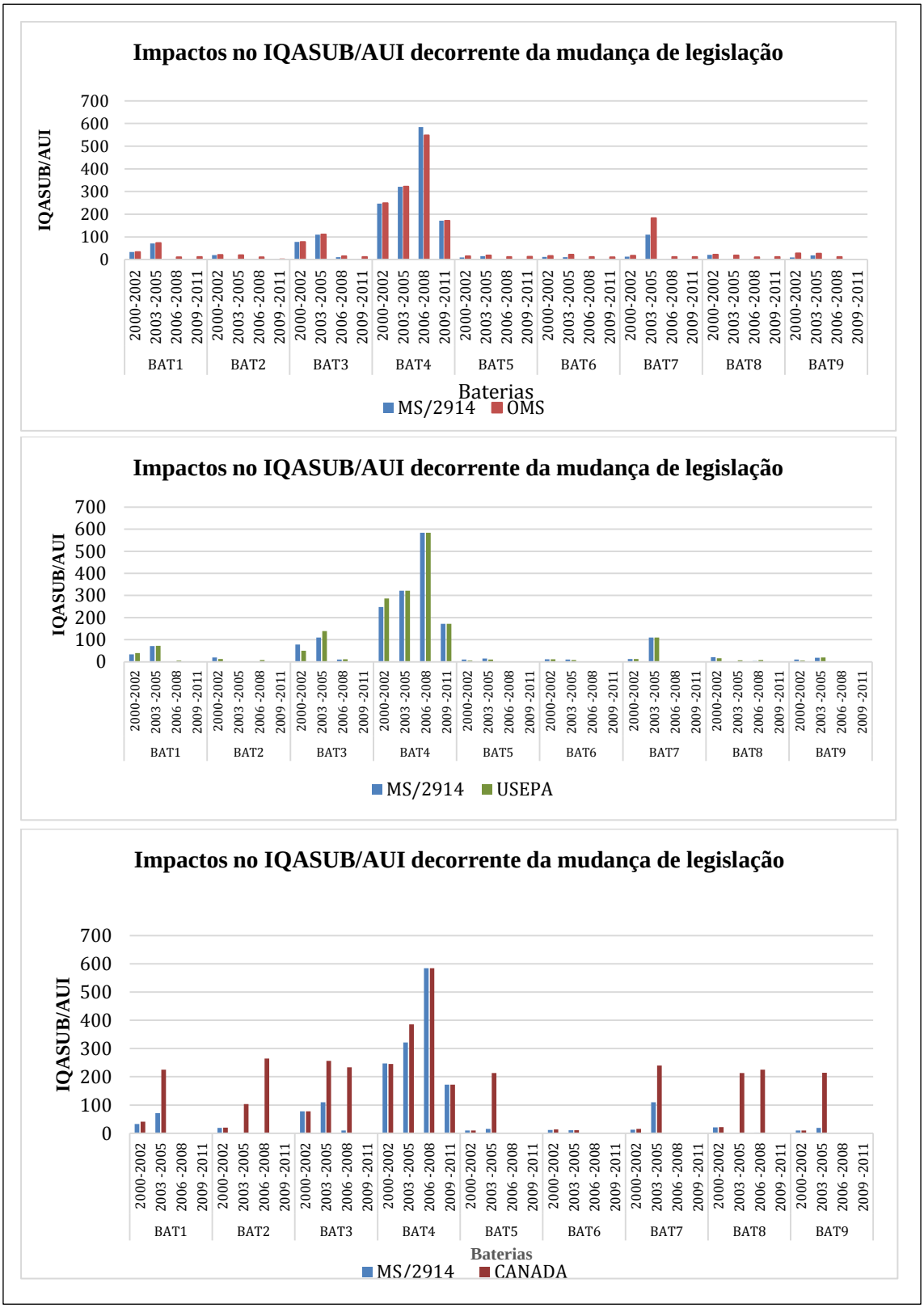


Figura 69 – Impactos causados nos valores do IQASUB/AUI devido à mudança da legislação.
(Fonte: Autoria própria)

Bateria	Período	IQASUB/AUI Categoria da Água (MS/2914)	Valor	IQASUB/AUI Categoria da Água (WHO)	Valor	IQASUB/AUI Categoria da Água (USEPA)	Valor	IQASUB/AUI Categoria da Água (Canadá)	Valor
1	2006-2008	A	0,32	NA	11,3	NA	5,59	A	0,32
	2009-2011	A	0,42	NA	11,82	A	0,42	A	0,42
2	2006-2008	NA	0,54	NA	11,12	A	8,13	A	264,87
	2009-2011	A	0,29	A	0,29	A	0,29	A	0,29
3	2006-2008	NA	10,33	NA	15,31	NA	10,97	NA	233,56
	2009-2011	A	0,34	NA	11,82	A	0,34	A	0,34
4	2006-2008	A	584,11	NA	548,22	A	584,1	A	584,11
	2009-2011	A	171,74	NA	172,09	A	171,7	A	171,74
5	2006-2008	A	0,18	NA	11,71	A	0,18	A	0,18
	2009-2011	A	0,02	NA	13,15	NA	1,43	NA	1,43
6	2006-2008	A	0,68	NA	11,73	A	0,68	A	0,68
	2009-2011	A	0,2	A	10,85	A	0,2	A	0,2
7	2006-2008	A	0,37	NA	11,71	A	0,37	A	0,37
	2009-2011	A	0,17	NA	11,82	A	0,17	A	0,17
8	2006-2008	A	2,74	NA	11,25	NA	7,45	NA	225,32
	2009-2011	A	0,19	NA	11,82	A	0,19	A	0,19
9	2006-2008	A	0,32	NA	11,8	A	0,32	A	0,32

Quadro 28 – Comparação interíndices por categorização da qualidade da água nos dois últimos triênios do período estudado (2000-2011).

(Fonte: Autoria própria)

9.3 Panorama, no tempo e espaço, da qualidade da água das áreas de captação (baterias de poços) de água subterrânea na região de influência do polo industrial de Camaçari

No início do período estudado, as águas de todas as baterias apresentaram não conformidade para o uso no abastecimento público, confirmadas pelos índices de qualidade aplicados, atribuído principalmente às concentrações dos parâmetros ftalato 2 etil hexila, chumbo total, mercúrio total, cromo total, cádmio total, nitrato e ferro total. Exceto este e o mercúrio, todos são classificados como carcinógenos para o ser humano.

Ao longo do tempo, melhorias nos processos analíticos e amostral foram implementadas, assim como ações de limpeza, com transferência de resíduos estocados de forma inadequada nos pátios das indústrias para locais tecnicamente adequados, além da eliminação dos bota-fora clandestinos, implementados nessa região, o que certamente contribuiu para reduzir o risco de novos processos de contaminação para as áreas de captação de águas subterrâneas. Salienta-se porém, que a intensa exploração, visando ao atendimento à crescente demanda de água, devido à urbanização, e por alguns setores industriais, continua potencializando os processos de migração de plumas de contaminantes de fontes secundárias. Essas plumas, ainda presentes em muitas áreas industriais, poderão atingir as áreas de captação de água devido à proximidade de ambas.

Como verificado, a qualidade da água subterrânea nos dois últimos triênios do período estudado, principalmente nas áreas de captação para abastecimento público, tais como nas Baterias 1, 2, 3, 6, 7 e 8, apresentou resultados em conformidade com a legislação do Ministério da Saúde para potabilidade (Portaria 2914/2011), embora do ponto de vista ambiental elas se mantenham vulneráveis à contaminação por produtos de diversas naturezas: não só de origem industrial, mas também aqueles provenientes das cargas de esgotos de Camaçari e Dias D'Ávila, ainda lançados no solo e nos mananciais superficiais da região.

9.4 Pontos positivos e melhorias necessárias à metodologia proposta

Ferramentas matematizadas, cada vez mais robustas, têm sido aplicadas em vários países do mundo para auxiliar os gestores que exploram mananciais subterrâneos para o abastecimento público, principalmente em áreas urbanas industrializadas, incluindo modelagens numéricas para definição e entendimento do

fluxo subterrâneo e modelos de balanço de massa para estimar a contabilização de volumes extraídos ou mesmo de cargas contaminantes. Enfim, um conjunto de técnicas são muitas vezes aplicadas, mas sem garantir um resultado que reflita as especificidades da região estudada, devido à lacuna de dados ou mesmo à impossibilidade de contemplar as particularidades da área de estudo.

A concepção da metodologia proposta permite a inserção e a atualização de dados que ampliam as possibilidades de refinamentos do modelo conceitual hidrogeológico e, consequentemente, a avaliação da qualidade da água. Permite ao gestor acompanhar os resultados das ações implementadas para a melhoria da segurança da qualidade da água oferecida para o abastecimento público.

Melhorias poderão advir à medida que alterações na legislação, por exemplo, possam ser aplicadas, com base em propostas que leve em conta as características hidrogeológicas, sociais e ambientais da região e da saúde da população, em curto prazo pelo gestor. Outra melhoria refere-se ao aperfeiçoamento dos bancos de dados públicos relacionados à qualidade da água e à saúde pública, de modo a gerar maior consistência na tomada de decisão, além do acompanhamento evolutivo da melhoria do perfil epidemiológico da população como resultado às ações implementadas na melhoria da qualidade da água.

CAPÍTULO 10

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

10.1 Conclusões

O tema proposto esteve alinhado à necessidade dos gestores de sistemas de captação de água subterrânea, com fins de potabilidade, por contribuir com um procedimento expedito para as tomadas de decisão quanto à gestão desses mananciais de forma mais segura para o abastecimento público.

A concepção da metodologia proposta permite a inserção e a atualização de dados que ampliam as possibilidades de refinamentos do modelo conceitual hidrogeológico. Permite também acompanhar os resultados das ações implementadas para a melhoria da segurança da qualidade da água oferecida para o abastecimento público. Adicionalmente, permite embasar as tomadas de decisão a partir da presença de substâncias especificamente consideradas carcinogênicas.

A aplicação da metodologia para a região de influência do polo industrial de Camaçari, na Bahia, respondeu aos objetivos desta tese, mostrando-se um instrumento eficaz para a gestão da qualidade das águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público. As limitações verificadas – lacunas nos dados analíticos; resultados obtidos em diferentes ciclos de monitoramento, com variabilidade nos Limites de Quantificação, especialmente dos parâmetros que violaram as legislações utilizadas (Quadro 21) – não impactaram negativamente a sua experimentação.

Podem-se atribuir pontos positivos e negativos à aplicacão do índice IQASUB/AUI e IQA-CCME. Alguns pontos positivos são: utilização como ferramenta auxiliar à gestão da qualidade desse recurso; aplicabilidade a outras regiões urbanas industrializadas; possibilidade de integração dos dados de monitoramento, sejam eles primários ou secundários, apenas seguindo critérios que possibilitem flexibilizá-los de forma a melhor representar as condições do manancial e as características específicas de cada área; e oferecimento da possibilidade de se estabelecer ajustes na sua estruturação e, assim, construí-los prevendo os múltiplos usos e cenários de gestão das águas subterrâneas. São, ainda, úteis para a

comunicação para o público não técnico das condições da água que está sendo explorada e distribuída para o consumo humano.

Quanto aos fatores limitadores, acrescentam-se: a utilização exclusiva de dados secundários obtidos de monitoramentos não específicos para o atendimento de qualidade de água para fins de abastecimento público; a falta de registro do valor do parâmetro “turbidez”, impedindo avaliar a possibilidade da presença ou não de contaminantes na água, principalmente os metais pesados, uma vez que a quantificação desses pode ser mascarada em virtude da amostra da água apresentar alta concentração de sólidos em suspensão (alta turbidez) por não ter sido filtrada antes da determinação analítica, conforme recomenda a Resolução do CONAMA 396/2008; a falta de uniformidade na frequência e na avaliação de parâmetros específicos. Portanto, as fragilidades vinculadas à avaliação dos valores do índice foram constantes em todo o processo, apesar de não impediram a sua aplicação.

As concentrações dos parâmetros chumbo total, ftalato de 2 etil hexila, mercúrio total e cromo total ultrapassaram os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde em alguns triênios nas baterias onde estão os poços que têm uso exclusivo no abastecimento público, o que fez modificar a categorização da qualidade da água, segundo os índices IQASUB/AUI e IQA-CCME.

A utilização da ponderação dos pesos pela toxicidade entre os valores medidos e os ideais de um parâmetro, ou seja, aqueles legislados para o uso preponderante de potabilidade da água, na construção do IQASUB/AUI, tornou-se importante porque se conseguiu uma medida sensível para detectar pequenas e grandes alterações na qualidade da água.

A categorização da qualidade da água pelo IQASUB/AUI em “aceitável” ou “não aceitável” não está pautada no valor numérico do índice, haja vista que sua definição está condicionada à presença ou não de substâncias carcinogênicas na água. Dessa forma, o valor absoluto do índice não estabelece a categorização da qualidade da água para consumo humano. Seu limite depende exclusivamente da presença de substâncias carcinogênicas e da grandeza da sua concentração. A inaceitabilidade para consumo humano não necessariamente implica o seu descarte para essa finalidade, mas indica que ela só poderá ser utilizada após receber tratamentos específicos, tornando-a potável.

A operacionalização dos cálculos dos índices de qualidade por meio do programa desenvolvido no *Visual Basic* para a plataforma Microsoft Excel, tornou o

processo de tomada de decisão do gestor rápido e eficiente, podendo alavancar continuamente uma melhor governança da água subterrânea. Sua concepção permitiu a flexibilização da escolha dos parâmetros relevantes a serem considerados na composição do índice, e o estabelecimento no tempo e no espaço do panorama qualitativo sobre a qualidade da água subterrânea, além de identificar quais os parâmetros responsáveis pelo piora da qualidade da água.

A análise comparativa interíndices (IQA-CCME e IQASUB/AUI) mostrou que a aplicação conjunta foi relevante como ferramenta auxiliar na avaliação da qualidade da água subterrânea, cuja exploração vem sendo intensificada em função da demanda crescente de água e do processo de antropização, também intenso. Ambos são flexíveis quanto ao número de parâmetros utilizados e quanto à possibilidade de agregar resultados analíticos de poços de uma mesma bateria ou sistema de abastecimento não explorados para o abastecimento público, mas zoneados numa mesma área de captação. O IQASUB/AUI, por ter sido concebido para avaliação de água subterrânea para uso público, apresenta mais especificidades para esse uso, uma vez que na sua formulação há a ponderação de pesos para os parâmetros considerados com risco à carcinogenicidade. A experimentação da análise de sensibilidade do IQASUB/AUI, considerando a variável legislação, mostrou que a Canadense impactou nos valores absolutos do IQASUB/AUI, enquanto a legislação da WHO impactou na categoria da qualidade da água.

Os índices utilizados nessa metodologia são ferramentas auxiliares para a divulgação das condições da água e para a gestão dela, baseados na avalição detalhada das condições do manancial subterrâneo que eles representam.

O IQA-CCME, índice geral de qualidade de água, devido a sua estruturação mais voltada para avaliações ambientais, foi escolhido como referência de análise. Entretanto, a metodologia proposta permite que o IQASUB/AUI, índice específico de qualidade de água para abastecimento público, pode ser utilizado isoladamente tendo em vista que na sua estrutura utiliza-se uma ponderação relacionada ao fator carcinogenicidade das substâncias, conforme estabelecida pela IARC.

Nesta tese, não existiu, de forma alguma, a pretensão de esgotar o assunto sobre a importância de se agregar índices de qualidade de água como ferramentas auxiliares na gestão da qualidade, principalmente de águas subterrânea subjacentes à regiões urbanas industrializadas e utilizadas no abastecimento público, mas mostrar a importância da associação entre sua aplicação e outras características, principalmente

atributos do modelo hidrogeológico da região, pelos gestores em sua tomada de decisão.

10.2 Recomendações

Recomenda-se:

- Realizar sistematicamente monitoramentos seletivos para os parâmetros que ultrapassaram os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde evidenciados no período estudado (2000 a 2011) até que se encontre as razões de suas detecções, que podem estar associadas a processos de amostragem, processos analíticos ou mesmo à presença de fontes primárias ou secundárias de contaminação ainda não identificadas;

- Manter avaliações sistemáticas sobre a qualidade da água utilizada no abastecimento público, tendo em vista as características da região, tais como: modelo do arcabouço hidrogeológico e de uso e exploração das águas subterrâneas da região, vulnerabilidade desse manancial à poluição por produtos industriais e por esgotos urbanos e a presença ainda de fontes secundárias de contaminantes recalcitrantes.

Os gestores deverão manter permamente diálogo com os atores envolvidos no processo de gestão das águas subterrâneas utilizadas no abastecimento público no sentido de aperfeiçoar a sua governaça.

A replicação da metodologia proposta em regiões com características similares e sua extrapolação para áreas que possam estar sendo impactadas por outras atividades produtivas.

REFERÊNCIAS[12]

ABBASI, T.; ABBASI, S.A. **Water Quality Indices**. Great Britain: Elsevier B.V., 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Disponibilidade e demandas de recuros hídricos no Brasil. In: **Cadernos de Recursos Hídricos**. v. 2, 2005. Disponível : < http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/planejamento/estudos/cadernoderecursos.aspx>. Acesso em: fev.2014.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Atlas Brasil: Abastecimento urbano de água: panorama nacional**. Brasília: Engecorps/Cobrape, 2010. Disponível em: <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf>. Acesso em: nov. 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. In: **Cadernos de Recursos Hídricos**. 2014.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES & DISEASE REGISTRY. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/PHA.asp?docid=63&pg=1>. Acesso em: jan. 2013.

ALBINET, M.; MARGAT, J. Cartographie de la vulnerabilite a la pollution des nappes d'eau souterraine. In: **Bull BRGM 2me series**. v. 3, n. 4, p. 13-22, 1970.

ALMODOVAR, M. L. N.; PACHECO, A. Anomalia de cromo nas águas subterrâneas de urânia no noroeste do estado de São Paulo. **Bol. IG-USP**: Sér. Cient. São Paulo, v. 26 , 1995.

AL GORE. **O Futuro**: Seis desafios para mudar o mundo. Tradução Rosemarie Ziegelmaier. São Paulo: HSM Editora, 2013.

ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR AND PETTY, R. J. Drastic: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological setting. In: **US-EPA Report** 600/2-85/018; 1987.

ALMEIDA, R. A. S. **Índice de qualidade de água subterrânea destinadas ao uso na produção de água potável (IQUAS)**. 2007. 221 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Universidade Federal da Bahia. Bahia, 2012. Disponível em: <http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa>. Acesso em: set. 2012.

ALMEIDA, R.A.S.; OLIVEIRA, I.B. Índice de qualidade da água subterrânea bruta (IQSAB) utilizada na produção de água potável. **Águas Subterrâneas.** v. 24, n. 1, p. 31-45, 2011.

[12] De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

ALMEIDA, R.A.S. **Índice de qualidade de uso da água subterrânea (e-ÍQUAS)**: Uma metodologia de modelagem numérica flexível. 2012. 333 f. Tese (Doutorado em Energia e Ambiente) – Universidade Federal da Bahia, Bahia, 2012.

ALMEIDA, G.S. **Avaliação da aplicação do IQA-CCME na divulgação da qualidade de água de bacias hidrográficas. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Joanes**. 2014. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Universidade Federal da Bahia, Bahia, 2014. Disponível em <www.meau.ufba.br/site/publicações/dissertações>. Acesso em: set. 2014.

ALONZA, H. G. A; CABRAL, A. R.; BUENO, P. L.; LIMA E SILVA, E.; SANTOS, C.M.; BUOSI, D.; NETTO, G.F. O Subsistema Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental (SINVSA) e seus desafios. In: **Caderno de texto** – Iª Conferência Nacional de Saúde Ambiental - Associação Brasileira em Saúde Coletiva - ABRASCO, Brasília, 15 a 18 dez. 2009.

AMERICAN CANCER SOCIETY. Disponível em: <http://www.cancer.org/ResearchCancerFactsFigures/Index>. Acesso em: jan. 2013

AMORIM, L.; KUHN, M.; BLANK, V.; GOUVEIA, N. Saúde ambiental nas cidades. In: **Caderno de texto** – Iª Conferência Nacional de Saúde Ambiental - Associação Brasileira em Saúde Coletiva - ABRASCO, Brasília, 15 a 18 dez. 2009.

ARISTIZÁBAL, G. H. **Medición de la calidad biótica de las águas.** Disponível em: <http://www.pt.slideshare.net>. Acesso em: nov. 2014.

ARTUSO, E.; OLIVEIRA, M.M.; LOBO FERREIRA, J.P.C. Avaliação da vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas no setor de Évora do sistema aquífero de Évora – Montemor – Cuba. In: **Água Subterrânea**: Aquíferos costeiros e aluviões, vulnerabilidade e aproveitamento. Pernambuco: Editora Universitária da UFPE, v. 4, p. 277-331, 2004.

ASADI, S. S.; VUPPALA, P.; REDDY, M. A. Remote sensing and GIS techniques for evaluation of groundwater quality in municipal corporation of Hyderabad (Zone V), Índia. In: **Inst. J. Environ**, Res Public Health. v. 4, n. 1, p. 45-52, 2007. Disponível em: < http://www.ijerph.org>. Acesso em: mar. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Nossas sofridas águas urbanas pedem socorro. **Revista de água e meio ambiente**. n. 24, p. 34, ano 4, out./nov, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Quase 40% da água tratada no Brasil é desperdiçada. **Revista de água e meio ambiente**. n. 44, ano 7, p. 14, mar./abr. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA. Dossiê Parte 1 - Agrotóxicos, segurança alimentar e nutricional e saúde. In: Dossiê Virtual: Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde... Rio de Janeiro: ABRASCO, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA. Agrotóxicos. In: **Dossiê ABRASCO**: Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro: ABRASCO, 2015.

ATSDR. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/PHA.asp?docid=63&pg=1>. Acesso em: jan. 2013.

BABU, M.J.R.; CHANDRA DAS, I.; JAISANKAR, G.; KUMAR, P. A. Assessment of groundwater pollution in parts of Guntur District Using Remote Sensing & GIS. In: **International Journal of Earth Sciences and Engineering**., v. 4, n. 6, p.1024 -1030, SPL, Oct. 2011.

BACKMAN, B. D.; BODIS, P.; LAHERM, S.; TARVAINEN, R.; TARVAINEN, T.; Application of groundwater contamination index in Finland and Slovakia. In: **Environ Geol.** v. 36, n. 1-2, p. 55-64, 1998.

BACHMAT.Y.; COLLIN, M. Mapping to assess groundwater vulnerability to pollution. In: **TNO Comm. Hydrol. Res. Proc.& Information.** v. 38, p. 297-307, 1987.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Tradução Marco Tadeu Grassi, Márcia Matiko Kondo, Maria Cristina Canela e Felix Nonnenmacher. Porto Alegre, RS: Editora Bookman, 2011.

BAHIA**. Lei n° 11.612, de 08 de outubro de 2009.** Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hidricos, e da outras providências.

BARRETO; REGO, 2012. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: nov. 2015.

BARRETT, J.R. Chemical contaminants in Drinking Water: Where do we go from here? In: **Environmental Health Perspectives**. v. 122, Issue 3, March 2014. Disponível em: <http://www.eph.niehs.nlh.gov.>. Acesso em: nov. 2014.

BAVA, SILVIO CACCIA. Cidades justas e sustentáveis. In: **Le Monde Diplomatique Brasil,** n. 59, ano 5, jun. 2012.

BECK, U. **Sociedade de risco, rumo a uma outra modernidade**. 2. ed. São Paulo: Editora 34, 2011.

BERTOLO, R.; HIRATA, R.; CONICELLI, B.; SIMONATO, M.; PINHATTI, A.; FERNANDES, A**.** Água subterrânea para abastecimento público na região metropolitana de São Paulo: é possível utilizá-la em larga escala? In: **Revista DAE.** n. 199, mai./ago. 2015. Disponível em: <http://revistadae.com.br/site/artigo/1602-Aamp769gua-subterraamp770nea-para-abastecimento-puamp769blico-na-Regiaamp771o-Metropolitana-de-Saamp771o-Paulo-eamp769-possiamp769vel-utilizaamp769-la-em-larga-escala>. Acesso em: mai. 2015.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. In: **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 5, n.1, p. 37-60, jan./mar. 2000.

BOYACIOGLU, H.; GUNDOGDU, V. Efficiency of water quality index approach as an evaluation tool. In: **Ecological chemistry and engineering.** v. 20, n. 2, p. 247-255, 2013.

BRASIL. **Constituição Federal**, 1988.

BRASIL. **Lei nº 9.433**, de 08 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. In: Diário Oficial da União, p.470. DF, 9 de jan. 1997.

BRASIL. **Código das Águas**, 1934.

BRETON, C.V; MARUTANI, A. N. Air pollution and epigenetics: recentes findings. In: **Curr Envir Health Rpt**. v. 1, p. 35-45, 2014.

BRITISH GEOLOGICAL SURVEY. Industrial and urban pollution of groundwater. WaterAid. The impact of industrial activity. In: **Groundwater our Hiddenm assest,** Local: editor, 1998. Disponível em:< http:/industrial-and-urban-pollution-of groundwater.pdf>. Acesso em: dez. 2012.

BRITISH GEOLOGICAL SURVEY. Groundwater Information Sheet. WaterAid. **The impact of industrial activity**, 2008.

BRITO, F.V.; OLIVEIRA, A. S.; NEVES, H. C.; AZEVEDO, J. A.T.; BHERING, D.L.; REIS, S. M.; MACHADO, M. C. S,; AZEVEDO, G. C.; CARVALHAES, G. K.; Estudo da Contaminação de Águas Subterrâneas por BTEX oriundas de postos de distribuição no Brasil. In: **Anais do 3° Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás**. Salvador, BA, 2005. Disponível em: <http://www.portalabpg.org.br/PDPetro/3/trabalhos/IBP0563_05.pdf>. Acesso em: jun. 2015.

CADILHAC, L.; ALBINET, M. (Coord.). SEQ – Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines: Rapport de présentation. In: **Agences de l'Eau**. 2003. Disponível em: <http://siecorse.eaurmc.fr/eaux_souterraines/fichiers/telechargeables/SEQSOUT0803.pdf>. Acesso em: nov. 2012.

CALIXTO. B. China admite que poluição criou "vilas de cancer". In: **Época.** 2013. Disponível em: <http://colunas.revistaepoca.globo.com/planeta/2013/02/26/china-admite-que-poluicao-criou-vilas-de-cancer/>. Acesso em: mar. 2013.

CANAVAN, W.A.; VANDENBERG, R.S.; REVELL, S. A risk based corrective action approach using computer modeling at an urban leaking underground storage tank site. In: **Groundwater in the Urban Environment**, Proceedings of the XXVII IAH Congress on Groundwater in the Urban Environment. p. 21-27. Nottingham, UK, September 1997. Edited by John Chilton et al.

CARSON, R. **Silent Spring. First Printing**. Boston, USA: Houghton Mifflin Company, 1962.

CARSON, R. **Primavera silenciosa**. Tradução Claudia Sant'Anna Martins. São Paulo: Editora Gaia, 2010.

CARVALHO, M.A.G. **Métodos estatísticos para análise de dados de monitoramento ambiental**. Tese (Doutorado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) – IPEN - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0. In: **User's Manual**, Canadá, 2001.

CETREL PROTEÇÃO AMBIENTAL. Zoneamento dos recursos hídricos subterrâneos na região do Polo petroquímico de Camaçari. In: **Relatório P-118/394-02, Relatório Final.** Waterloo Brasil. jun. 2003.

CETREL PROTEÇÃO AMBIENTAL. Relatório do gerenciamento dos recursos hídricos da região de influência do Polo Industrial de Camaçari, período 2006. In: **Relatório interno**. 2007.

CETREL PROTEÇÃO AMBIENTAL. Projeto Cetrel. Fornecimento de imagens Ikomos & Mapeamento de feições cartográficas da região de influência do polo industrial de Camaçari. In: **Relatório Síntese**. Curitiba, PA: GISPLAN Geoinformática, 2010.

CETREL PROTEÇÃO AMBIENTAL. Informações analíticas das águas subterrâneas da região de influência do polo industrial de Camaçari registradas no **Banco de Dados Hidrogeológico** referente ao período 2000 a 2011. Meio eletrônico 2013.

CHEN, K.;YU, W.; MA, X.; YAO, K.; JIANG, Q. The association between drinking water source and colorectal cancer incidence in Jiashan County of China: a perospective cohort study. **European Journal of Public Health**. v. 15, n. 6, p. 652-656, 2005.

CHRISTOFARO, C.; LEÃO, M. M. D. Tratamento de dados censurados em estudos ambientais. **Química Nova**. v. 37, n. 1, p. 104-110, 2014.

COHEN, R. M.; MERCER, J. W. **DNPL site evolution**. C.K.Smoley, 1993.

COMPANHIA DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA BAHIA. **Banco de Dados Hidrogeológico**: meio eletrônico, 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo**: 2007-2009. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/publicacoes.asp>. Acesso em: dez. 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Proposta para derivação de critérios para contaminantes ambientais da agricultura. In: **Relatório final**. São Paulo, 2010. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/.../2010-Proposta –Derivação-Agricultura pdf>. Acesso em: abr. 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Texto explicativo. In: **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo**. São Paulo: Diretoria de Controle e Licenciamento Ambiental, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**: 2013, São Paulo, 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/publicacoes.asp>. Acesso em: nov. 2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas**. São Paulo, dez. 2011. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/O-que-s%EF%BF%BDo-%EF%BF%BDreas-Contaminadas/1-O-que-s%EF%BF%BDo-%C3%81areas-Contaminadas> Acesso em: dez. 2012.

COMITÊ DE FOMENTO INDUSTRIAL DE CAMAÇARI. <http://www.coficpolo.com.br/>. Acesso em: jun. 2015.

CONSELHO EMPRESARIAL BRASILEIRO PELO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (CEBDS). **Gerenciamento de riscos hídricos no Brasil e o setor empresarial**: Desafios e oportunidades. 2015. Disponível em: <http://www.cebds.org.br>. Acesso em: mar. 2015.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução CNRH nº 9**, de 21 de junho de 2001. Institui a Câmara Técnica Permanante de águas Subterrâneas. Disponível em: <http//www.cnrh.gov.br/sitio/índex.php? option=content&article&id=14>. Acesso em: set. 2012.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução CNRH nº 15**, de 11 de janeiro de 2001. Dispõe sobre diretrizes para a gestão integrada de águas subterrâneas e dá outras providências. Disponível em: <http//www.cnrh.gov.br/sitio/índex.php?option=content&article&id=14>. Acesso em: set. 2012.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução CNRH nº 22**, de 24 de maio de 2002. Dispõe que os Planos de Recursos Hídricos devem considerar os usos múltiplos das águas subterrâneas, as peculiaridades de função do aqüífero e os aspectos de qualidade e quantidade para a promoção do desenvolvimento social e ambientalmente sustentável.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução CNRH nº 91**, de 05 de novembro de 2008. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos gerais para o enquadramento integrado dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos e dá outras providências. Disponível em: <http//www.cnrh.gov.br/sitio/índex.php?option=content&article&id=14>. Acesso em: set. 2012.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução CNRH nº 92**, de 05 de novembro de 2008. Estabelece critérios e procedimentos gerais para a proteção e conservação das águas subterrâneas no território brasileiro. Disponível em: <http//www.cnrh.gov.br/sitio/índex.php?option=content&article&id=14>. Acesso em: set.2012.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução CNRH nº 99**, de 26 de março de 2009. Aprova o detalhamento operativo dos Programs VII, X, XI e XII do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <http//www.cnrh.gov.br/sitio/índex.php?option=content&article&id=14>. Acesso em: set. 2012.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução CNRH nº 107**, de 13 de abril de 2010. Estabelece diretrizes e critérios a serem adotados para o planejamento, a implantação e a operação de Rede Nacional de Monitoramento Integrado Qualitativo e Quantitativo de Águas Subterrâneas. Disponível em: <http//www.cnrh.gov.br/sitio/índex.php?option=content&article&id=14>. Acesso em: set. 2012.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 396**, de em 07 de abril de 2008. Classificação e Diretrizes ambientais para o Enquadramento das Águas Subterrâneas. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama/>. Acesso em: mar. 2012.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE**. Resolução CONAMA nº 420**, de 28 de dezembro de 2009. Critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama/>. Acesso em: jul. 2013

CONSELHO REGIONAL DE QUÍMICA. Validação e protocolos em análises químicas. In: **Minicursos 2010 do CQR.** 4ª Região, SP. Apresentação em slides por Leonardo César Amstalde. Ribeirão Preto, São Paulo, 22 mai. 2010.

CRUZ, RODRIGO. História – Urbanização do Brasil acirrou desigualdades. In: **Caros Amigos Edição Especial Desafios Urbanos**. n. 58, p. , ano XVI, Editora Casa Amarela.

CUDE, C. G. Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. In: **Journal of the American water resources association**. v. 37, n. 1, February 2001. Disponível em: <http://www.onlinelibrary.wiley.com>. Acesso em: jun. 2014.

DAUGHTON, C. G.; RUHOY I. S. Pharmaceuticals in the Environment - Why Should We Care? In: **Pharmaceuticals in the Environment**: Current Knowledge and Need Assessment to Reduce Presence and Impact. London, UK: B. Roig/ IWA Publishing, 2010, Foreword pages xiii-xvii. Disponível em: <http://www.epa.gov/esd/bios/daughton/IWA-2010.pdf>. Acesso em: set. 2012.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F.W. **Physical and Chemical Hydrogeology**. 2. ed..John Wiley & Sons, Inc, 1998.

DREWES, J. E. Fate and transport of organic constituents during groundwater recharge using water of impaired quality. Wastewater Re-use and Groundwater quality. In: **Symposium HS04 - IUGG 2003.** Sapporo, July 2003. IAHS Publ.285.2004.

DUNN, G. Canadian approaches to assessing water security: An inventory of indicators. **Policy Report.** nov. 2009. Disponível em: <http://www.watergovernance.ca/PDF/IndicatorsReportFinal2009.pdf>. Acesso em:

FERREIRA, G. R. A. M.; DA LUZ, L. D.; NASCIMENTO, I. A. Avaliação Ecotoxicológica em corpos d'Água: Um estudo de caso do açude do Polo Petroquímico de Camaçari, Bahia. In: **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 15, n. 3, p, 33-44, jul./set. 2010.

FETTER, C.W. **Applied Hydrogeology**. 4. ed. New York: Prentice Hall, 2001.

FOSTER, S. S. D. Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, pollution Risk and Protection Strategy. In: VAN DUIJVANBOODE, W.; VAN WAEGENINGH, H.G. (eds.). **Vulnerability of soil and Groundwater to Pollution.** International Conference, n. 38, Netherlands, 1987. Delft, Netherlands: TNO Committee on Hydrological Research, 1987.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. In: **WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual.** Lima, Peru, 1988.

FOSTER, S.S.D.; CHILTON, P.J. **Groundwater: the processes and global significance of aquifer degradation**. Phil. Tran.R. soc. Lond. B 2003, 1957-1972.

FOSTER, S.; GARDUNO, H.; TUINHOF, A.; TOVEY, C. Groundwater Governance: conceptual framework for assessment of provisions and needs. In: **GW - Mate Strategic Overview Series**, . n. 1: The World Bank, 2010. Disponivel em: <http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2011/02/23/000356161_20110223042139/Rendered/PDF/575550Replacem1ater1Governance12010.pdf>. Acesso em: mai. 2014.

FOSTER, S.; VAIRAVAMOORTHY, K. Urban Groundwater. Policies and nstitutions for Integrated Management. In: **Global Water Partnership (GWP).** August, 2013. Disponível em: <http://www.gwptoolbox.org>. Acesso em: nov. 2013.

FRAM, M. S.; BELITZ, K.. Occurrence and concentrations compounds in groundwater used for public drinking-water supply in California. In: **Science of the Total Environment**. v. 409, p. 3409-3417, 2011.

FREEZY, R.; CHERRY, J. **Groundwater**. Englewood Cliff: Prentice-Hall, 1979.

FRIEDRICH, K. **Estudos epidemiologicos apontam relação entre consumo de agrotóxicos e câncer**: entrevista. 24 ago. 2015. Entrevista concedida ao Instituto Humanitas Unisinos.. Disponível em: <http://www.ihu.unisinos.br/entrevistas/546026> Acesso em: ago. 2015.

GLOBAL ENVIRONMENT FACILITY.. Groundwater Governance: A Global Framework for Action. In: VARADY, Robert G.; VAN WEERT, Frank; Megdal, Sharon B.; GERLAK, Andrea; ea ISKANDAR, Christiane Abdalia; HOUSE-PETERS, Lily. **Groundwater policy and governance**. Thematic paper n. 5. GEF ID 3726. Rome: Major editing Emily Dellinger McGovern , April, 2013. Disponível em: <http:// groundwatergovernance.org>. Acesso em: jun. 2014.

GONÇALVES, A. F. O Conceito de governança. In: **XIV Congresso Nacional CONPEDI**, 2006, Fortaleza. Anais eletrônicos. Fortaleza: CONPEDI, 2005. Disponível em: <http://www.conpedi.org.br/manaus/arquivos/anais/XIVCongresso/078.pdf>. Acesso em: mai. 2015.

GONÇALVES, M.V.; CRUZ, M. J. M.; COUTINHO, C. A. M.; SALLES, E. F. Flúor em água subterrânea usada pelo sistema de abastecimento público do município de Serra do Ramalho, Bahia. In: **II Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**, 2011 local. Anais eletrônicos. Disponível em: <http://www.aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/28171/18295>. Acesso em: ago. 2015.

GORAI, A. K.; HASNI, S. A.; IQBAL, J. Prediction of ground water quality index to assess suitability for drinking purposes usin fuzzy rule-based approach. In: **Appl Water SCI**. 2014. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs13201-014-0241-3#page-1>. Acesso em: nov. 2014.

GUIGUER, M.; KOHNKE, W. M. Métodos para determinação da vulnerabilidade de aquíferos. In: **XII Congresso Brasileiro de águas subterrâneas**. Florianópolis, SC, 10 a 13 set. 2002.

GURGEL, G. J. B.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CABRAL, J. J. S. P.; CAVALCANTI, G. L. Avaliação da possibilidade da intrusão salina na planície do Recife em Pernambuco. In: **XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 2004, Cuiabá, MG. Anais eletrônicos, Cuiabá, 2004. Disponível em: <http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/issue/view/1186>. Acesso em: jun. 2015.

HEIDRICH, S.; SCHIRMER, M.; WEISS, H.; WYCISK, P.; GROSSMANN, J.; KASCHL, A. Regionally contaminated aquifers – toxicological relevance and remediation options (Bitterfeld case study). **Toxicology**. v. 205, p. 143-155, 2004. Disponível em <http://www.sciencedirect.com>. Acesso em: nov. 2012.

HELSEL, D. R. **Statistics for censored environmental data using Minitab and R.** 2. ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2012. Disponível em: <http:// 197.14.51.10:81/pmb/STATISTIQUES/0470479884Statistics.pdf>. Acesso em: mar. 2015.

HIDROCONSULT – CONSULTORIA ESTUDOS E PROJETOS S.A. **Relatório de Impacto Ambiental - RIMA para a Ampliação do Complexo Petroquímico de Camaçari**. São Paulo, 1989.

HIRATA, R.; SUHOGUDOFF, A.; FERNANDES, A. Groundwater resources in the state of São Paulo (Brazil: the application of indicators). In: **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 2007. v. 79, n. 1, p. 14-152. Disponível em: <http://www.scielo.br/aabc>. Acesso em: out. 2012.

HIRATA, R. Oito perguntas e oito tentativas de respostas sobre a vulnerabilidade à poluição de aquíferos. In: **I Seminario – Taller. Protección de Acuíferos frente a la Contaminación: Metodologia**. Toluca, México, 20-22 junio, 2001.

HYPOLITO, R.; EZAKI, S.; PÉREZ-AGUILAR, A. Fluoreto nas águas subterrâneas dos aqüíferos Tubarão e Cristalino, região de Salto-Indaiatuba (SP). In: **Revista Escola de Minas.** v. 63, n. 4. Ouro Preto, MG, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672010000400018>. Acesso em: set. 2015.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. Some organosphosphate Insecticides and Herbicides: Diazinon, glyphosate, malathion, parathion, and tetrachlorvinphos. In: **IARC Monographs.** v. 112, Lyon, France, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2014**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: dez. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas de população para os municípios brasileiros**. jul. 2014. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: ago. 2014.

JADHAV, S. H.; SARKAN, S. N.; TRPATHI, H. C. Cytogenetic effects of a mixture of selected metals following subchronic exposure through drinking water in male rats. In: **Indian Journal of Experimente Biology**. v. 44, p. 997-1005. December, 2006.

JONES-LEPP, T. L. Emerging contaminants in the environment. In: **U.S. environmental protection Agency**, Las Vegas, NV, 2010.

JORGE, C. R. R. **Contaminação/Descontaminação de solos com gasolina, influência das características dos solos**. 2003. Tese (Doutorado em Ciências de Engenharia) – Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Portugal, 2003.

JURADO, A.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E.; CARRERA, J.; DE ALDA, M.; PUJADES, E. BARCELÓ, D. Emerging organic contaminants in groundwater in Spain: A review of sources, recent occurrence and fate in a European context. In: **Science of the Total Environmental.** v. 440, p. 82-94, 2012.

JUREWICZ, J.; HANKE, W. Exposure to phthalates: Reproductive outcome and children health. A review of epidemiological studies. In: **International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health**. v. 24, n. 2, p. 115-141, 2011.

KAIPPER, B. I. A.; CORSEUIL, H. X. Aumento da solubilidade de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em águas subterrâneas contaminadas com óleo diesel. In: 21° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2001, Rio de Janeiro. **Anais eletrônicos**. Disponível em: <http://rema.ufsc.br/wp-content/uploads/2014/10/2001_congres_KAIPPER-et-al.pdf>. Acesso em: jun. 2015.

KRUPADAM, R. J.; SRIDEVI, P.; SAKUNTHALA, S. Removal of endocrine disrupting chemicals from contaminated industrial groundwater using chitin as a biosorbent. In: **Journal of Chemical Technoloy and Biotechnoloy**. v. 86, p. 367-374, 2011. Disponível em: <http://wileyonlinelibrary.com>. Acesso em: nov. 2013.

LANDWEHR, J. M.; DEININGER, R. A. A comparison of several water quality indexes. **Journal of Water Pollution Control Federation**. v. 48, n. 5, p. 954-958, 1976.

LATEEF, K. H. Evaluation of groundwater quality for drinking purpose for Tikrit and Samara cities using Water Quality Index. In: **European Journal of Scientific Research**. v. 58, n. 4, p. 472-481, 2011. Disponível em: <http://www.eurojournals.com/ejsr,htm>. Acesso em: mai. 2012.

LE GRAND, H. System for evaluating contamination potential for some waste sites. In: **American Water Work Association Journal**. v. 56, n. 8, p. 959-974, 1964.

LERMONTOV, A.; YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M.; MACHADO, M. A. S.; A Fuzzy water quality index for watershed quality analysis and management, In: **Environmental Management in Practice.** 2011. Disponível em: <http://cdn.intechopen.com/pdfs/16299/InTech-A_fuzzy_water_quality_index_for_watershed_quality_analysis_and_management.pdf>. Acesso em: mai. 2014.

LEVI, M. N.; KOEPPEN, B. M.; STANTON, B. A. **BERNE E LEVY: Fundamentos de Fisiologia**. 4. ed. Tradução Nephtali Segal Grinbaumm et al. Rio de Janeiro: Mosby Elsevier, 2006.

LIMA, O. A. L. **Caracterização hidráulica e padrões de poluição no aquífero Recôncavo na Região de Camaçari – Dias D'Ávila**. Tese (Concurso para Professor Titular) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1999.

LINTELMANN, J.; KATYAMA, A.; KURIHARA, N.; SHORE, L.; WENZEL, A. Endocrine disruptors in the environment (IUPAC Technical Report). **Pure and Applied Chemistry**. v. 75, n. 5, p. 631-681, 2003.

LLAMAS, M. R. Intensive Groundwater Use: silent revolution and potential source of social conflicts. In: **Journal of water resources planning and management.** p. 337-341, September/October, 2005.

LUMB, A.; SHARMA, T. C.; BIBEAULT, Jean-François. A review of genesis and evolution of Water Quality Index (WQI) and some future directions. In: **Water Quality, Exposure and Health.** v. 3, p. 11-24, 2011.

MAHAPATRA, S. S.; SAHU, M.; PATEL, R. K. Prediction of water quality using principal componente analysis. In: **Water Quality, Exposure and Health**. v. 4, p. 93-104, 2012.

MANAHAN, S. E. Química Ambiental. 9. ed. Tradução Félix Nonnenmacher. Revisão técnica Wilson de Figueiredo. Porto Alegre, RS: Editora Bookman, 2013.

MARANHÃO, N. **Sistema de indicadores para planejamento e gestão dos recursos hídricos de bacias hidrográficas**. Tese. (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2007.

MASSAUD,C. **Prospecção de Cenário, método Delphi**. Disponível em: <http://www.clovis.massaud.nom.br>. Acesso em: nov. 2014.

MELLOUL, A. J.; COOLIN, M. A proposed index for aquifer water- quality assessment: the case or Israel's Sharon region. In: **Journal of Environmental Management.** v. 54, p. 131-142, 1998.

MELO, J. G.; QUEIROZ, M. A.; HUNZIKER, J. Mecanismos e fontes de contaminação das águas subterrâneas de Natal/RN por nitrato. In: X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, São Paulo, 1998. **Anais eletrônicos.** Disponível em: <http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22293>. Acesso em: jun. 2015.

MENEZES, J. M. **Índice de qualidade de água subterrânea aplicado em área de aquíferos cristalinos com uso agrícola; Bacia do rio São Domingos- RJ**. Tese. (Doutorado em Geologia) – UFRJ, set. 2009.

MENEZES, J. M.; SILVA JUNIOR, G. C.; PRADO, R. B. Índice de qualidade de água (IQA-CCME) aplicado à avaliação de aquíferos do Estado do Rio de Janeiro. In: **Águas Subterrâneas.** v. 27, n. 2, p. 79-92, 2013. Disponível em: <http://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/27364/17713>. Acesso em: mai. 2015.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2914**, de 2011, de potabilidade da água.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Documento base de elaboração da Portaria MS nº 2914, , 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: nov. 2015.

MONCAU, G. Beleza Moldada pelo Mercado. In: **Especial Caros Amigos**. ano XVI, n. 57, p. 20, jul. 2012.

MONOGRAPHS. Dísponivel em: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>. Acesso em. out. 2015.

MUDIAM, M. K. R.; PATHAK, S. P.; GOPAL, K.; MURTHY R. C. Studies on urban drinking water quality in a tropical zone. In: **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 184, p. 461-469, 2012.

NAGOYA, O. O novo mundo do trabalho. In: **Desenvolvimento do trabalho**: 50 profissões do futuro. São paulo: Caros Amigos, 2011.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Groundwater vulnerability assessment: contamination potential under conditions of uncertainties. In: **National Academy Press**. v. 185. Washington, D.C., 1993.

NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM. Disponivel em: <http://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/roc13/index.html>. Acesso em: jan. 2013.

NASR, A. S.; REZAEI, M.; BARMAKI, M. D. Groundwater contamination analysis using fuzzy water quality index (FWQI): Yazd province, Iran. J Geope. v. 3, n. 1, p. 47-55, 2013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/243055680_Groundwater_contamination_analysis_using_Fuzzy_Water_Quality_index_FWQI_Yazd_province_Iran www.jounals.ut.ac.ir/pdf>. Acesso em: jun. 2014.

NETO, M. L. F.. **Norma brasileira de potabilidade de água: análise dos parâmetros agrotóxicos numa abordagem de avaliação de risco**. Tese (Doutorado em) – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, FIOCRUZ, Rio de Janeiro, data.

NOBRE, M. M.; NOBRE, E. R. M. Uma solução geotécnica para remediação de águas subterrâneas contaminadas por compostos organo-clorados. In: **Revista Geotécnica da Associação Brasileira de Mecânica dos Solos**. 1997.

NOBRE, R. C. M. **Avaliação de Risco para o uso e proteção de aquíferos. Estudo de Caso: Região Metropolitana de Maceió**. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, 2006. Disponível em: <http://www.coc.ufrj.br>. Acesso em: 25 nov. 2012.

NOBRE, M. M. M.; NOBRE, R. C. M.; GALVÃO, A. S. S. A permeable reactive barrier to control mercury contaminationin groundwater. **Fourth International Conference on remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds**. Monterey-CA, Batelle Institute, USA, 2004.

OIST, A. M. Groundwater quality assessment in urban environment. In: **International Journal of Environment Science and Technology.** 2014.

OLIVEIRA, I. B. **Infiltration of Organic Liquids in Unsaturated sands: Comparison of Experimental Measurements with Scaled and Unscaled Analytical Solutions.** PhD Dissertation – The University of Michigan, 1995.

OLIVEIRA, I. B.; NEGRÃO, F. I.; SILVA, A. G. L. S. Mapeamento dos aquíferos do Estado da Bahia utilizando o Índice Aplicação de Qualidade Natural das Águas Subterrânea (IQNAS). In: **Águas Subterrâneas**. v. 21, n. 1, p.123-137, 2004.

OLIVEIRA, I. B.; ALMEIDA, R. A. S.; NEGRÃO, F. I.; BARETTA, M. Avaliação da qualidade da água do aquífero sedimentar do Estado da Bahia utilizando os índices de qualidade IQNAS e CCME WQI. In: XVII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVIII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. **Anais eletrônicos**. Bonito, Mato Grosso do Sul, out. 2012.

ONU. Disponível em: <http://www.nacoesunidas.org>. Acesso em: nov. 2015

OSENBRÜCK, K.; GLÄSER,; HANS-REINHARD; KNÖLLER, K.; WEISE, S. M.; MÖDER, M.; WENNRICH, R.; SCHIRMER, N.; REINSTORF, F.; BUSCH, W.; STRAUCH, G. Sources and transport of selected organic micropollutants in urban groundwater underlying the city of Halle. In: **Water research.** v. 14, n. 15, p. 3259-3270, Saale, Germany, 2007.

OTT, W. R. **Environmental indices**: theory and practice. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Pub. Inc., 1978, p 371.

PEI-YUE, L.; HUI, Q.; JIAN-HUA, W. Groundwater quality assessment based on improved water quality índex in Pengyang County, Ningxia, Northwest China. In: **E-Journal of Chemical.** v. 7, n. 1, p. 209-216, 2010. Disponível em: <http://wwwe-journals.net>. Acesso em: jun. 2012.

PETROBRÁS. Disponível em: <http://www.petrobras.com.br/pt/nossas-atividades/principais-operacoes/refinarias/complexo-petroquimico-do-rio-de-janeiro.htm>. Acesso: em nov. 2015.

PITA, MARINA. Medicalização – A indústria fabrica doenças. **Caros Amigos 2012, Edição Especial Males do Mundo atual**. n. 57, ano XVI. Editora Casa Amarela, 2012.

PÓRCEL, R. A. D.; GÓMEZ, H. L. Importancia de la hidrogeología urbana; ciencia clave para el desarrollo urbano sostenible. **Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana**. v. 63, n. 3, p. 463-477, 2011.

REGO, R. F.; BARRETO, M. L. Epidemiologia Ambiental. In: ALMEIDA FILHO, N.; BARRETO, M. L. **Epidemiologia e Saúde, Fundamentos, métodos, Aplicações**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.

REIMANN, B. F.; PEREIRA, C. A. B.; ALMEIDA, M. F**. Relatório de análise estatística sobre o projeto**: "Variação da qualidade da água subterrânea para abastecimento público em áreas urbanas industrializadas". São Paulo: IME-USP, 2014.

REVISTA POLO. Edição 07 de janeiro/2015. Disponível em: htttp://dta.axmag.com/201503/20150324/U36641_F330419?FLASH/index.htm. Acesso em: junho de 2015.

REZA, R; SINGH, G. Assessment of groundwater quality status by using water quality índex method in Orissa, Índia. **World Applied Sciencies Journal.** v. 9, n. 12, p. 1392 -1397, 2010.

REUBEN, S. Reducing Environmental Cancer Risk : What We Can Do Now. **2009-2010 Annual Report of the President's Cancer Panel**. National Câncer Institute, 2010. Disponível em: <http://deainfo.nci.nih.gov/advisory/pcp/annualReports/pcp08-09rpt/PCP_Report_08-09_508.pdf>. Acesso em: out. 2015.

RISER-ROBERTS, E. **Remediation of petroleum contaminated soils**: Biological, Physical, and Chemical Processes. USA: Lewis Publishers, 1998.

RIBEIRO, W. C. Impasses da governança da água no Brasil. In: RIBEIRO, W. C. **Governança da Água no Brasil**: uma visão interdisciplinar. São Paulo: Annablume/Fapesp/CNPq, 2009.

SAEDI, M.; SABESI, O.; SHARIFI, F.; MERAJI, H. Development of groundwater quality índex. **Environ Monit Assess**. v. 163, p. 327-335, 2010.

SANTOS, P. R. P.; NOBRE, M. M. M.; VILELA, G. M.; CARVALHO, D. M. Groundwater management at the Camaçari Petrochemical Complex: An environmentally sustainable strategy. In: **International Symposium on Management and operation of Environmental Control Systems in the Chemical and Petrochemical Industry**. Salvador, Bahia, 1998.

SANTOS, P. R. P.; OLIVEIRA NETO, F. A.; GOMES, Z. L. G. C. **Considerações sobre tecnologias para remediação de solos e águas subterrânea contaminadas e suas aplicações em polos industriais na região metropolitana de Salvador e na antiga fábrica da COBRAC em Santo Amaro - BA**. Monografia. (Curso de especialização em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais na indústria) – Escola Politécnica - TECLIM /UFBA. Bahia, 2000.

SANTOS, P. R.P.; OLIVEIRA, I. B. Avaliação do Gerenciamento das Águas Subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Recôncavo Norte, estado da Bahia, utilizando a concessão da outorga de uso como indicador do nível gestão. In: **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**/8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, São Paulo, 25 a 29 nov. 2007

SANTOS, P. R. P. **Estudo da vulnerabilidade à poluição do aquífero Marizal na região de influência do Polo Industrial de Camaçari (PIC) – BA**. 2010; 128f. Dissertação. (Mestrado em Mestrado em Gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) – Escola Politécnica da UFBA. MEPLIM. Gerenciamento e Tecnologias ambientais no Processo Produtivo, Bahia, 2010.

SACHER, F.; LANGE, F. T.; BRAUCH, H.; BLANKENHORN, I. Pharmaceuticals in groundwater: Analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. In: **Journal of Chromatography A**. v. 938, p. 199-210, 2001.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento, e da Saúde. **Resolução Conjunta SMA/SERHS/SES - 3**, de 21 de junho de 2006. Dispõe sobre procedimentos integrados para controle e vigilância de soluções alternativas coletivas de abastecimento de água para consumo humano proveniente de mananciais subterrâneos. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2006_Res_Conj_SMA_SERHS_SES_03.pdf>. Acesso em: jan. 2013.

SCHIRMER, M.; LESCHIK, S.; MUSOLFF, A. Current research in urban hydrogeology – A review. In: **Adv in Water Resources**. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>. Acesso em: nov. 2012.

SCHMOLL, O.; HOWARD, G.; CHILTON, J.; CHORUS, I. (eds.) Protecting Groundwater for Health, mananging the quality of Drinking Water sources. In: **World Health Organization**. London: IWA Publishing, 2006.

SEILER, R. L.; ZAUGG, S. D.; THOMAS, J. M.; HOWECROFT, D. L. Caffeine and pharmaceuticals as indicators of waste water contamination in wells. In: **Ground Water.** v. 37, n. 3, May/June 1999.

Serviço Geológico do Brasil (CPRM)/ Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) (teste). Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/index.php>. Acesso em: mai. 2015.

SICM. Disponível em: <http://www.sicm.ba.gov.br/noticia.aspx?n=31133>. Acesso em: mai. 2015.

SILVA, A. L. **Interferentes endócrinos no meio ambiente: um estudo de caso em amostras de água in natura e efluente de estação de tratamento de esgotos da região metropolitana de São Paulo.** 2009. 199 f. Tese. (Doutorado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública, São Paulo, 2009. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-21072009-091520/>. Acesso em set. 2012.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao rio Atibaia, região de Campinas /Paulínia – SP. In: **Química Nova.** v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006.

SILVA, M. C. R.; ALBUQUERQUE, M. T. D.; RIBEIRO, L. Use of water quality índex to evaluate the influence of anthropogenic contamination of groundwater chemistry of a shallow aquifer, Loures Valley, Lisbon, Portugal. Global Groundwater Resources and Management. In: **Selected Papers from The 33rd International Geologic Congress, General Symposium: Hydrogeology**, Oslo, Norway. p. 347-362. Jodhpur, India: Scientific Publishers, 2008.

SINDICOM. Disponível em: <http://www.sindicom.com.br/pub_sind/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=22. Acesso em: 15 de jan. 2013.

SINGH, P.; KHAN, I. A. Ground water quality assessment of Dhankawadi ward of Pune by using GIS. In: **International Journal Geomatics and Geosciences.** v. 2, n. 2, 2011.

SHANKAR, B.; SANJEEV, L. Assessment of Water Quality Index for the groundwater of an industrial area in Bangalore, India. In: **Environmental Engineering Science**. v. 25, n. 6, 2008.

SNOW, J. **Sobre a maneira de transmissão do cólera.** 2. ed. São Paulo-Rio de Janeiro: HUCITEC ABRASCO, 1999.

SNYDER, S. A.; BENOTTI, M. Endocrine disruptors and pharmaceuticals: implications for water sustainability. In: **Water Science & Technology – WSR**. jan. 2010.

SOARES, M. S. **Áreas contaminadas e águas subterrâneas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Tietê.** 2011. 208f. Dissertação. (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2011.

STIGTER, T. Y.; DILL, A. M. M. C. Limitações do Modelo DRASTIC Aplicacão a Duas Regioes Algarivias Contaminadas por Nitrato. In: **I Congreso Mundial Integrado de Águas Subterrâneas**. Fortaleza, CE , 31 jul - 04 ago. 2000.

STIGTER, T. Y.; RIBEIRO, L.; CARVALHO DILL, A.M. M Application of a groundwater quality index as an assessment and communication tool in agro-environmental policies – Two Portuguese case studies. In: **Journal of Hydrology**. v. 327, Issues 3-4, Pages 578-591. 20 August 2006. Disponível em: <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=17994223>. Acesso em: nov. 2014.

SWAN, S. H. Environmental phthalate exposure in relation to reproductive outcomes and other health endpoints in humans. In: **Environ Res**. v. 108, n. 2, p. 177-184, October, 2008.

TERRADO, M.; BORRELL, E.; CAMPOS, S.; BARCELÓ, D.; TAULER, R. Surface-water-quality -indices for the analysis of data generated by automated sampling networks. In: **Trends in Analytical Chemistry**. v. 29, n. 1, 2010.

THÉ, C. S. Estudo exploratório dos riscos de acidentes ampliados no polo industrial de Camaçari e das vulnerabilidades do seu entorno. 2009, 122f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Escola Politécnica, UFBA. Bahia, 2009.

TOCCALINO, P. L.; NORMAN, J. E.; SCOTT, J. C. Chemical mixtures in untreated water from public-supply wells in the U.S. Occurrence, composition, and potential toxicity. In: **Science of Total Environment.** v. 431, p. 262-270, 2012.

TÖRNQVIST, R.; JARSJÖ, J.; KARIMOV, B. Health risks from large-scale water pollution: Trends in central Asia. In: **Environment International**. v. 37, p 435-442, 2011.

TYAGI, S.; SHARMA, B.; SINGH, P.; DOBHAL, R. Water quality assessment in terms of water quality. In: **American Journal of Water Resources**. v.1, n. 3, p. 34 - 38, 2013. Disponível em: <http://pubs.sciepub.com/ajwr/1/3/3>. Acesso em: mai. 2014.

UMBUZEIRO, Gisela de Aragão (coord. técnica). Guia de potabilidade para substâncias químicas. In. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. São Paulo: Editora Limiar, 2012.

UNEP - United Nations Environment Programme. In: **Global Drinking Water Index Development and Sensitivity Analysis Report**, 2007. Disponível em: <http://www.gemswater.org>. Acesso em: abr. 2014.

UNESCO. United Nations World Water Assessment Programme. In: **Groundwater and Global Change: Trends, Opportunities and Challenges** (by Jac van der Gun). 2012**.**

UNESCO. Managing water under uncertain and risk. In: **The United Nations World Water Development Report 4.** v. 1, 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY. Disponível em: <http://www.epa.gov/history/topics/lovecanal/01.html>. Acesso em: jan. 2013.

U.S. DEPARTMENT OF HELTH AND HUMAN SERVICES . **13th Report on Carcinogens**, 2014. Disponível em: <http://ntp.niehs.nih.gov/go/roc13>. Acesso em: abr. 2015.

USGS. **An Excel (R) Worbook for identifying redox processes in ground water** (by JURGENS, B. C.; MCMAHON P. B.; CHAPELLE, F. H.; EBERTS; S. M.). Open-File Report 2009. Disponível em: <http://www.usgs.gov>. Acesso em: mai. 2015.

VARNIER, C.; IRITANI, M. A.; VIOTTI, M.; ODA, G. H.; FERREIRA, L. M. R. Nitrato nas águas subterrâneas do sistema aquífero Bauru, área urbana do município de Marília (SP). In: **Rev. Inst. Geol**. v.31, n.1-2, São Paulo, 2010. Disponível em> <http://dx.doi.org/10.5935/0100-929X.20100001>. Acesso em: jun. 2015.

VELÁSQUE, L. N. M.; COSTA, W. D.; FANTINI, L. M.; UHLEIN, A.; FERREIRA, E. F.; CASTILHO, L. S. Controle estrutural do fluoreto no aquífero cárstico do município de São Francisco – MG. In: **Revista ABAS/Congresso ABAS 2004 Águas Subterrâneas**, São Paulo.

VERMA, A.; THAKUR, B.; KATIYAR, S.; SINGH, D.; RAI, M. Evaluation of groundwater quality in Lucknow, UttarPradesh using remote sensing and geographic information systems (GIS). In: **International Jounal of Water Resources and**

Environmental Engineering. v. 5, n. 2, p. 67-76, February 2013. Disponível em: <http://www.academicjournals.org/IJREE>. Acesso em: mar. 2015.

VICINI, L. **Análise Multivariada da teoria à prática**. 2005, 215f. Monografia. (Especialização em) – Universidade Federal de Santa Maria, CCNE, RS, 2005.

VILLANUEVA, C~. M.; KOGEVINAS, M.; CORDIER, S.; TEMPLETON, M. R.; VERMEULEN, R.; NUCKOLS, J. R.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; LEVALLOIS, P. Assessing exposure and health consequences of chemicals in drinking water: Current state of knowledge and research needs. In: **Environmental health perspectives**. v. 122, n. 3, March 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1206229>. Acesso em: set. 2014.

VLAHOV, D.; GALEA, S. Urbanization, Urbanicity, and Health. In: **Journal of Urban Health:** Bulletin of the New York Academy of Medicine. v. 79, n. 4, 2002.

WISCONSIN GROUNDWATER COORDINATING COUNCIL. **Report to the Legislature**. Fiscal Year 2012 Pharmaceuticals, Personal Care Products and Endocrine Disrupting Compounds in Groundwater.

WISCONSIN GROUNDWATER COORDINATING COUNCIL. **Occurrence of estrogenic endocrine disruptors in groundwater**. 2006.

WORLD HEALTH ORAGANIZATION (WHO). Programa Internacional de Segurança Química/Substâncias químicas perigosas à saúde e ao ambiente / Organização; tradução Janaína Conrado Lyra da Fonseca, Mary Rosa Rodrigues de Marchi, Jassyara Conrado Lyra da Fonseca. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2008. Disponivel em: <http://www.editoraunesp.com.br>. Acesso em: mai. 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking –water quality**. 4. ed. 2011.

WYCISK, P.; WEISS, H.; KASCHL, A.; HEIDRICH, S.; SOMMERWERK. Groundwater pollution and remediation options for multi-source contaminated aquifers (Biitterfeld/Wolfen, Germany). In: **Toxicology Letters.** v. 140 -141, p. 343 - 351, 2003. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com>. Acesso em: nov. 2012.

YIDANA, S. M.; YIDANA, A. Assessing water quality using water quality índex and multivarite analysis. In: **Environ Earth Sci.** v. 59, p. 1461-1473, 2010.

YING, G.; KOOKANA, R. S.; DILLON, P. Sorption and degradation of selected five endocrine disrupting chemicals in aquifer material. In: **Water Research.** v. 37, p. 3785 -3791, 2003. Disponível em: <http // www. elsevier.com/locate/waters>. Acesso em: dez. 2012.

ZHU, Y.; BALKE, K. D. Groundwater protection: What can we learn from Germany. In: **Journal of Zhejiang University SCIENCE B.** v. 9, n. 3, p. 227-231, 2008.

ZOBY, J. L. G. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. In: **XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, Natal, RN. 11 a 14 nov. 2008.

REFERÊNCIAS COMPLEMENTARES

ESTEVES DE VASCONCELLOS, M. J. Pensamento sistêmico. In: **O novo paradigma da ciência**. 10. ed. São Paulo: Papirus Editora, 2013

EVANS, D.; GRUBA, P.; ZOBEL, J. **How to Write a Better Thesis.** Melbourne University Press 3. ed. 2013.

FRANCO, T.; DRUCK, G. Padrões de industrialização, riscos e meio ambiente. In: **Ciência & Saúde Coletiva**. v. 3, n. 2, p. 61-72, 1998.

HASSAN, A. A. WATER QUALITY CYCLE – Reflection of activities of nature and man. In: **Ground Water**. v. 12, n. 1, p 16-21, January /February 1974.

NATIONAL CENTER FOR GROUNDWATER RESEARCH AND TRAINING. **Value of Groundwater in Australia**. Deloitte Access Economics, October 2013. Disponível em: <http://www.groundwater.com.au/media/W1siZiIsIjIwMTMvMTAvMTgvMDBfMjdfMTZfOTIxX0Vjb25vbWljX1ZhbHVlX29mX0dyb3VuZHdhdGVyX0ZJTkFMLnBkZiJdXQ/Economic%20Value%20of%20Groundwater%20FINAL.pdf>. Acesso em: mar. 2014.

POPPER, K. **A lógica da pesquisa científica**. Tradução Leônidas Hegenberg, Octanny Silveira da Motta, 2. ed. São Paulo: Cultrix, 2013.

TAYLOR, J. R. **Introdução à análise de erros:** O estudo de incertezas em medicões físicas. 2. ed. Tradução Waldir Leite Roque. Porto Alegre-RS, Bookman, 2012.

TÖTZER, T.; GIGLER, U. Managing urban dynamics in old industrial cities: Lessons learned on revitalising inner-city industrial sites in six European case studies. In: **45th Congress of the European Regional Science Association – Land Use and Water. Management in a Sustainable Network Society.** Vrije Universiteit Amsterdam, 2005. Disponível em: <http://www.sre.wu.wier.ac.at/ersa/ersaconfs/ersa05/paper/603.pdf>. Acesso em: dez. 2013.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. In: **Águas do Brasil**. IEP, 1999.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME . **Groundwater and its susceptibility to degradation a global assessment of the problem and options for manangement**, 2003. Disponível em: <http://www.unep.org/dewa/water/groundwater/pdfs/Groundwater_INC_cover.pdf>. Acesso em: dez. 2012.

VÁZQUEZ-SUÑÉ, E.; SÁNCHEZ-VILA, X.; CARRERA, J. Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. In: **Hidrogeology Journal.** v. 13, p. 522-533, 2005.

VOLPATO, G. L. **Dicas para redação científica**. 3. ed. São Paulo: Editora Cultura Acadêmica. 2010.

VON DER OHE, P. C.; DULIO, V.; SLOBODNIK, J.; DECKERE, E.; KÜHNE, R.; EBERT, R.; GINEBREDA, A.; COOMAN, W.; SCHÜÜRMANN, G.; BRACK, W. A new risk assessment approach for the prioritization of 500 classical and emerging organic microcontaminants as potential river basin specific pollutant under the European Water Framework Directive. In: **Sciencie of the Total Environment.** v. 409, p. 2064 – 2077, 2011. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21414651>. Acesso em: abr. 2014.

APÊNDICE

ANEXO A

CURRÍCULO LATTES

Orientador: Professor Doutor Wanderley da Silva Paganini

RESUMO

Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (1978), mestrado em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo (1997), doutorado em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo (2001) e livre-docência em saneamento básico e ambiental pela Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo (2006). Atualmente é professor associado da Universidade de São Paulo e Superintendente de Gestão Ambiental da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em Tratamento de Esgotos, atuando principalmente nos seguintes temas: tratamento de esgotos para pequenas comunidades, disposição de esgotos no solo, saneamento básico, tecnologias de baixo custo, tratamento de águas e gestão ambiental.

O currículo completo pode ser acessado em:

< http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.do?id=K4708452P0>

Orientando: Paulo Roberto Penalva dos Santos

RESUMO

Possui graduação em Geologia pelo Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia (1979), graduação em Administração de Empresas pela Universidade Católica de Salvador (1995), especialização em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais na Indústria (1998) e em Gerenciamento de Recursos Hídricos (2006) pela Universidade Federal da Bahia; especialização em Filosofia Contemporânea pela Faculdade São Bento - Mosteiro de São Bento de Salvador (2007) e mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo pela Universidade Federal da Bahia (2010). Tem experiência nas diversas áreas da Hidrogeologia: Gestão de Aquíferos, Monitoramento da Qualidade da Água, pesquisa para exploração de água subterrânea, implantação de redes de monitoramento, investigação e diagnóstico de áreas contaminadas por compostos orgânicos e inorgânicos, remediação de solo e água subterrânea, enquadramento de aquíferos segundo a legislação vigente, e gestão integrada de recursos hídricos.

O currículo completo pode ser acessado em:

<http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.do?id=K4481120P8>