Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

*Avaliação dos ganhos de escala e escopo na
eficiência da prestação dos serviços de saneamento
básico segundo dados do SNIS*

Daniel Gouveia Tanigushi

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

Área de Concentração: Saúde
Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Wanda
Maria Risso Günther

São Paulo
2013

**Avaliação dos Ganhos de Escala e Escopo na Eficiência da Prestação dos
Serviços de Saneamento Básico Segundo Dados do SNIS**

Daniel Gouveia Tanigushi

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: Profa. Dra. Wanda Maria Risso
Günther

São Paulo
2013

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na 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-dissertação.

*A todos aqueles ao redor do mundo que em pleno
século XXI ainda pagam com a vida pela falta ou
desatenção ao saneamento (in memoriam)*

Agradecimentos

Agradeço à Dra Wanda, pela orientação e acolhimento na mudança de área.

Ao Dr. Rossin, pela ajuda, ensinamentos, amizade e pelos *Tea Breaks*.

À Ana Karina, irmã acadêmica caçula e sempre parceira, mesmo nos momentos mais difíceis. Ao Augusto Moraes e Vitor Bersot, companheiros acadêmicos tanto para assuntos epistemológicos como sociais. Ao Augusto também pela ajuda nas análises estatísticas.

Aos companheiros dessa jornada na FSP/USP Luna, Samuel, Thiago, Angela, Suleima, Helder, Aline, Rubens, Juliana, Giuliana, Fredi e Fernando. E aos companheiros já de longa data dessa jornada acadêmica Carlos Miyashira e Fabio Tamaki.

À Dra Adelaide, Dr. Arlindo, Dr. Leandro e Dr. Valdir, por todas as ajudas.

Ao Cepema, pelo auxílio material e financeiro. Ao PROCAD/CAPES, pelos 12 meses de bolsa. Aos funcionários da FSP/USP Pedro, Ângela, Sérgio, Francisca, Wanda, Nilda, Ulises e tantos outros que participaram do meu percurso.

Aos colegas de Sabesp, pela oportunidade de conhecer melhor o saneamento, em especial ao Dr. Nilson Correa, pelos debates, e à Norma Gainett, pelo acolhimento. Também à equipe do SNIS, em especial ao SNIS-AE, que anonimamente sempre foram prestativos e ágeis para responder os questionamentos.

À Juliana Dias, Gustavo Badaró, Carlos Bertaglia, Marcela Sergent, Pâmela Souza, Flávio Teixeira, Daniela Speciale, Paula Sanae e Claudia Furlan pela amizade e apoio.

A todos os que me ajudaram nessa jornada, mas que por falta de espaço não poderia nomear aqui.

À Faculdade de Saúde Pública e ao Departamento de Saúde Ambiental, pelo aprendizado.

À minha família, por tudo.

“o espaço é a acumulação desigual de tempos”

(Milton Santos)

RESUMO

TANIGUSHI, D. G. **Avaliação dos Ganhos de Escala e Escopo na Eficiência da Prestação dos Serviços de Saneamento Básico Segundo Dados do SNIS** [tese de doutorado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP, 2013.

Apesar de cada vez mais complexos, os problemas atuais são analisados de modo cada vez mais fragmentado. Na configuração da prestação dos serviços de saneamento básico no Brasil, a fragmentação dos problemas remete principalmente a duas questões: a escala e o escopo da prestação dos serviços de saneamento. O escopo da prestação dos serviços de saneamento reflete a visão das diversas interfaces que os quatro componentes do saneamento básico estabelecem entre si. A escala aqui abordada reflete a abrangência territorial da prestação dos serviços. Com base nos dados do SNIS, buscou-se analisar se a prestação conjunta dos serviços de saneamento básico e a escala de abrangência poderiam interferir em 24 indicadores. Para tanto, os dois bancos de dados do SNIS foram alinhados para que os prestadores pudessem ser agrupados com base no escopo dos serviços prestados (as combinações entre abastecimento de água, esgotamento sanitário e resíduos sólidos) e na escala de abrangência territorial (Local, Microrregional e Regional) e então submetidos à análise de variância para se testar a hipótese de haver diferença na média desses grupos. Apesar de serem detectadas diferenças significativas entre os grupos, os resultados não mostram consenso quanto à influência da escala (4 indicadores apresentaram ganho e 12 perda de escala) ou escopo (11 apresentaram evidência de ganho e 8 de perda de escopo). Paralelamente a essas análises, este trabalho traz luz à utilização do SNIS para se atingir os princípios da política nacional de saneamento básico, com destaque para o controle social e a transparência das decisões, para as quais, não obstante as conquistas atuais do SNIS, os titulares e prestadores dos serviços devem ser cobrados quanto às suas responsabilidades para com o fornecimento de dados ao sistema.

Palavras-chave: Saneamento Básico, Sistemas de Informação, Política Nacional de Saneamento Básico.

ABSTRACT

TANIGUSHI, D. G. **Avaliação dos Ganhos de Escala e Escopo na Eficiência da Prestação dos Serviços de Saneamento Básico Segundo Dados do SNIS**. Sao Paulo: School of Public Health - USP, 2013.

Despite increasingly complex problems, nowadays they are analyzed in an increasingly fragmented way. In the configuration of the provision of sanitation services in Brazil, the problems of fragmentation refer primarily to both issues, the scale and scope of the provision of sanitation services. The scope of the provision reflects the views of the wide variety of interfaces that these four components of sanitation establish with themselves. The scale addressed here reflects the territorial coverage of the services. Based on data from the SNIS, it was examined whether joint provision of sanitation services and scale of coverage could interfere on 24 indicators. Therefore, the two SNIS databases were aligned with group utilities based on the scope of services provided (the combinations of water supply, sewerage and solid waste) and the scale of territorial coverage (Local, Microrregional and Regional) and then subjected to analysis of variance to test the hypothesis of no difference in the average of groups. Despite significant differences between the groups, the results show no consensus on influence of the scale (4 indicators showed evidence of gain and 12 loss of scale) or scope (11 showed evidence of gain and 8 loss of scope). Apart from these analyzes, this study lights on the use of SNIS to achieve the principles of national policy for water and waste, especially the social control and transparency of decisions on which should be required accountability of local government and utilities in the provision of data to the system.

Keywords: Sanitation, Solid waste, Water Supply, Information Systems, National Policy for Water and Waste.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	1
1.1. CONTEXTO HISTÓRICO DA FRAGMENTAÇÃO DO CONHECIMENTO EM SANEAMENTO NO CASO BRASILEIRO	1
1.2. VISÃO SISTÊMICA SOBRE ESCOPO E ESCALA.....	7
2. HIPÓTESE	38
3. OBJETIVO	38
4. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1. DESCRIÇÃO GERAL DA AMOSTRA	47
5.2. ANÁLISE DOS INDICADORES	49
5.2.1. <i>DESPESAS</i>	52
5.2.2. <i>PRODUTIVIDADE DOS FUNCIONÁRIOS</i>	58
5.2.3. <i>SUSTENTABILIDADE FINANCEIRA</i>	60
5.2.4. <i>CUSTOS AO CONSUMIDOR</i>	63
5.2.5. <i>VARIÁVEIS RELACIONADAS À QUANTIDADE DE PRODUTO (DISPONIBILIDADE, HIDROMETRAÇÃO, CONSUMO E PERDA)</i>	66
5.2.6. <i>COBERTURA DOS SERVIÇOS</i>	74
5.2.7. <i>CONTINUIDADE DO SERVIÇO</i>	79
5.2.8. <i>QUALIDADE DO PRODUTO</i>	86
5.3. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	90
6. CONCLUSÕES.....	98
7. REFERÊNCIAS	100
8. ANEXO I – CLASSIFICAÇÃO DOS INDICADORES DA PESQUISA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO SNIS	112
9. ANEXO II – CLASSIFICAÇÃO DOS INDICADORES DA PESQUISA DE ÁGUA E ESGOTO DO SNIS	114
10. ANEXO III – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PRESTADORES REGIONAIS E MICRORREGIONAIS.....	116

11. CURRÍCULO LATTES.....	117
---------------------------	-----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Cadeia de suprimentos para a prestação de serviços de água e esgoto.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Compilação dos principais resultados da análise de escala.
- Tabela 2 – Compilação dos principais resultados da análise de escopo.
- Tabela 3 – Níveis de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa total com os serviços por metro cúbico faturado.
- Tabela 4 – Níveis de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa de exploração por metro cúbico.
- Tabela 5 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa de exploração por economia.
- Tabela 6 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa média anual por empregado.
- Tabela 7 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de produtividade: economias ativas por pessoal total (equivalente).
- Tabela 8 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador.
- Tabela 9 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador tarifa média de esgoto.
- Tabela 10 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador volume de água disponibilizado por economia.
- Tabela 11 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de hidrometração.
- Tabela 12 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador consumo de água faturado por economia.
- Tabela 13 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de atendimento urbano de água.
- Tabela 14 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com esgoto.
- Tabela 15 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador economias atingidas por paralisações.
- Tabela 16 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador duração média das paralisações.
- Tabela 17 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da

análise de escopo do indicador economias atingidas por intermitências.

Tabela 18 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador incidência das análises de cloro residual fora do padrão.

Tabela 19 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador

LISTA SIGLAS E ABREVIATURAS

A – Grupo amostral dos prestadores apenas de serviços de abastecimento de água

AE – Grupo amostral de prestadores de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário

AER – Grupo amostral de prestadores de serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos

AR – Grupo amostral de prestadores de serviços de Abastecimento de água e Manejo de Resíduos Sólidos

BNH – Banco Nacional da Habitação

CAER – Companhia de Águas e Esgoto de Roraima

CESB – Companhia Estadual de Saneamento Básico

COPANOR – Copasa Serviços de Saneamento Integrado do Norte e Nordeste de Minas Gerais

COSAMA – Companhia de Saneamento do Amazonas

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DEAS – Departamento Estadual de Água e Saneamento (Acre)

DMRSU – Diagnóstico de Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos

DP – Desvio Padrão

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DSAE – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos

Econ. – Economias

E – Grupo amostral de prestadores de serviços de esgotamento sanitário

ER – Grupo amostral de prestadores de serviços de esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos

Emp. – Empregados

Eqv. – Equivalente

FGTS – Fundo de Garantia de Tempo de Serviço

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

Interrup. – Interrupção

MCidades – Ministério das Cidades

OMS – Organização Mundial da Saúde

PLANASA – Plano Nacional de Saneamento

PMSS – Programa de Modernização do Setor Saneamento

PNAD – Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios

PNSB – Plano Nacional de Saneamento Básico

R – Grupo amostral de prestadores de serviços de resíduos sólidos

RS – Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos sólidos urbanos

SINIMA – Sistema Nacional de Informações em Meio Ambiente

SINISA – Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico

SNIRH – Sistema Nacional de Informações em Recursos Hídricos

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

1.1. *Contexto histórico da fragmentação do conhecimento em Saneamento no caso brasileiro*

De acordo com a Lei Federal 11.445 (Brasil, 2007), conhecida como política nacional de saneamento básico¹, no Brasil, o termo Saneamento Básico designa quatro conjuntos formados por atividades, infraestruturas e instalações operacionais, os quais, nesta tese, serão tratados como componentes, assim definidos:

(1) **Abastecimento de água potável**: “constituído pelas atividades, infraestruturas e instalações necessárias ao abastecimento público de água potável, desde a captação até as ligações prediais e respectivos instrumentos de medição”;

(2) **Esgotamento sanitário**: “constituído pelas atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente”;

(3) **Limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos**: “conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destino final do lixo doméstico e do lixo originário da varrição e limpeza de logradouros e vias públicas”;

(4) **Drenagem e manejo das águas pluviais urbanas**: “conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de drenagem urbana de águas pluviais, de transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões de cheias, tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas nas áreas urbanas”.

A despeito de outros países não os terem sob uma única designação (Mendez-Fajardo, Opazo *et al.*, 2011; WHO, 2012), esses quatro componentes não foram reunidos sob um único termo de forma despropositada e não

¹ Apesar da Lei 11.445 ser na verdade uma lei de diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política de saneamento básico, é consagradamente denominada de “política nacional de saneamento básico”, denominação que será adotada neste trabalho.

critérioria, uma vez que compartilham significativos elementos históricos e ainda hoje possuem diversas interfaces (Niemczynowicz, 1999; Hallström, 2002; Hanchett, Akhter *et al.*, 2003).

Além do paralelo histórico entre si, os componentes do saneamento básico também têm forte relação histórica com o crescimento urbano, mais notoriamente naquelas cidades onde o processo se deu em taxas elevadas e desacompanhado de um ordenamento espacial e ambiental, que foi e ainda é a causa do grande passivo no saneamento básico de diversas cidades (World Bank Group, 1998). Essa relação tornou imperativo, ainda no final do século XIX, marco da transição do capitalismo liberal para o capitalismo monopolista de expansão global de mercados e capitais, repensar a organização do território das cidades, sobretudo daquelas em processo de industrialização (Soares, 2000). Neste período, a industrialização e a urbanização tornaram-se definitivamente fenômenos de limites tênues, o que somado à multiplicação e aglomeração de moradias, principalmente as operárias, passou a chamar a atenção das elites urbanas, em especial devido à preocupação quanto à deterioração do ambiente, e consequente proliferação de epidemias, e aos incêndios que acometiam várias das maiores cidades deste período (Hallström, 2002).

Foi neste contexto que, no Brasil, as reflexões urbanas, até então influenciadas pelas diretrizes higienistas, passaram a orbitar em torno dos primórdios dos ideais sanitaristas² nacionais (Abreu, 2001), culminando naquilo que ficou conhecido como o Movimento Sanitarista Brasileiro (Labra, 1985).

² Apesar de não haver um consenso sobre as definições e, principalmente, as diferenças entre os termos higienista e sanitaristas (ver Castiel (2008) e Boarini e Yamamoto (2004)), aqui trataremos como tal como definido por Abreu (2001): o primeiro de origem hipocrática e relacionado com a circulação dos miasmas, enquanto o segundo, uma evolução do primeiro, baseado nas regras científicas positivistas.

Esse movimento teve grande influência dos ideais sanitários britânicos que pregavam a transformação da saúde pública por meio do controle científico do ambiente físico, orientado por autoridades centrais que transmitiam às autoridades locais diretrizes e conhecimentos técnicos quanto à prestação dos serviços de drenagem, esgotamento sanitário, limpeza pública e da regulação habitacional (Hallström, 2002).

Todavia, é importante destacar que o paradigma higienista deixou uma marca profunda que não foi superada pelo sanitarismo e que, por mais retrógrada e contrária ao preceito atual de visão sistêmica que seja, ainda hoje é proeminente em uma parcela considerável das políticas públicas a nível local: prática do (mero) afastamento da poluição dos locais de geração.

Pregada pelo higienismo como forma de afastar as matérias em putrefação e os miasmas considerados causadores dos males à saúde (Dias, Rosso *et al.*, 2012), a continuidade da adoção da estratégia do afastamento dos resíduos (sejam sólidos ou líquidos, o que então determina o paradigma de três dos quatro componentes do saneamento básico), sem um tratamento posterior adequado, como forma de solucionar questões de ordem sanitária, perpetua a ideia falida de que problema afastado é problema solucionado. Essa pouca evolução conceitual pode ser ilustrada pelo relatório Panorama do Saneamento Básico no Brasil publicado pelo Ministério das Cidades (Campos e Montenegro, 2011), no qual se lê: “Quanto ao **esgotamento sanitário, caracterizado pelos domicílios que estão ligados a uma rede coletora de esgotos sanitários ou pluviais**³ ou que dispõe de fossa séptica, o déficit foi de 28,7%. Nesse caso **não foi considerado o tratamento** dos esgotos já que

³ Tal como o MCidades, não faremos o uso do termo *galeria* para se referir às redes de águas pluviais, como preferem fazer alguns autores.

esta informação não é levantada pela PNAD” e, por repetidas vezes, o termo que consagra essa diretriz: “**afastamento adequado**” (grifos nossos).

Não obstante a redação do trecho transcrito deixar claro que o referido Ministério não se omite e que possui, pelo menos intenção de, nas estatísticas divulgadas, deixar de abordar o problema pela ótica do mero afastamento, passando a contemplar também o tratamento adequado de esgotos caso os dados sejam coletados pela PNAD⁴, não se pode desconsiderar que esse trecho expressa as abordagens práticas atualmente adotadas por dois órgãos oficiais encarregados pelo governo federal (IBGE e MCidades), dentro de suas competências, da questão do saneamento básico no país, pelas quais, ainda que de forma indireta, pode-se interpretar qual é o foco principal do governo federal brasileiro sobre a questão.

Tal como para o esgotamento sanitário, a estratégia do afastamento também é aplicada à drenagem urbana e ao manejo de resíduos sólidos, dois outros componentes do saneamento básico. Na drenagem urbana o modelo tradicional de abordagem baseado na prevenção de inundações sem se preocupar com os impactos ambientais decorrentes, visa solucionar apenas o problema de excesso de água no ambiente urbano. Para isso devem ser afastadas o mais rapidamente possível por meio da facilitação do escoamento (EPA, 1999) através de canos, canais e outras estruturas. Esse fato aumenta o pico do fluxo das águas e, na prática, apenas transfere o problema para as áreas a jusante que passam a acumular os ônus das áreas a montante aditivamente aos seus próprios problemas (Silveira, 1998; Miguez, Veról *et al.*, 2012). Esse ônus vem na forma de volumes maiores, decorrente da

⁴ PNAD é a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios, realizada anualmente pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE.

impermeabilização dos solos, em períodos menores do que naturalmente ocorreria, devido à aceleração dos fluxos⁵, o que resulta em picos muito altos de vazão que são difíceis de serem gerenciados e transportam para as regiões jusantes grande parte da carga difusa gerada à montante.

No que se refere à gestão de resíduos sólidos, o afastamento também está presente em uma parcela considerável das cidades brasileiras, que ainda se preocupa quase que exclusivamente com a coleta e transporte dos resíduos em detrimento do tratamento e da disposição final em formas ambientalmente adequadas (Paiva e Günther, 2005; Günther, 2008). Essa situação é particularmente notável nas pequenas cidades, onde os baixos orçamentos e corpo técnico reduzido dificultam, em todas as etapas, uma prestação de serviços com a devida qualidade (Caldeira, Rezende *et al.*, 2009). Já as grandes cidades localizadas nas regiões metropolitanas enfrentam a escassez de áreas aptas à instalação de aterros sanitários, a forma habitual de disposição final adequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, o que gera a necessidade de exportar seus resíduos para as periferias cada vez mais distantes das metrópoles (Günther, 2008).

Grande parte dos problemas citados é induzida por órgãos financiadores tecnicamente defasados, que não estão dispostos a financiar projetos sustentáveis, e por escolas de engenharia que perpetuam soluções ineficientes (Tucci, 2000). Possivelmente, a segunda é a origem da primeira.

A ineficiência do atual modelo de ensino de engenharia, baseado em tradições acadêmicas defasadas, é um tema já bastante conhecido e não são raras as proposições de modernização (Bazzo, 2002; Iel.Nc/Senai.Dn, 2006; Oliveira, 2008), discussão que se estende também para outros cursos do

⁵ O escoamento mais rápido também dificulta infiltração agindo sinergicamente à impermeabilização.

ensino superior (Goergen, 2001). Morin, hoje um dos maiores expoentes da epistemologia, argumenta que existe uma incoerência em curso em nosso tempo, pois ao mesmo tempo em que os problemas se tornam maiores em complexidade e escala, cada vez mais os saberes são fragmentados e artificialmente compartimentados em disciplinas (Alvarez *et al.*, 2010). Ao mesmo tempo, não há uma contrapartida pedagógica que estimule o inter-relacionamento das disciplinas e recomposição da complexidade do tecido do conhecimento, o que gera profissionais incapazes de analisar os problemas pelo todo e em seus contextos, fora dos quais os problemas não fazem sentido, pois são impregnados pelo viés do reducionismo que tem mais potencial gerador do que solucionador de problemas (Morin, 2000).

Esse emprego desmedido do reducionismo gera um grande apego aos métodos tradicionais de abordagem de enfrentamento dos problemas na área de saneamento, os quais se baseiam na execução de obras de engenharia civil, que precisam ser cada vez maiores, consideradas como exclusivas e definitivas para se solucionar os problemas (Sartorato, Azevedo *et al.*, 2001). Essa abordagem é nomeada como Estrutural ou, em inglês, *Hard*, ao passo que medidas que propõem outras soluções (e.g. ordenamento de solo, educação, legislações para o setor e ferramentas de gestão mais eficientes) são denominadas Não-Estruturais ou *Soft* (Gleick, 2000; Tucci, 2000; Kundzewicz, 2002; Few, 2003). A origem da abordagem estrutural, ao menos no Brasil, pode ser em parte atribuída à herança cultural ligada ao contexto do momento da criação das companhias prestadoras de serviços de saneamento, no qual havia a necessidade de grandes obras para superar o déficit de saneamento básico no país (Sartorato, Azevedo *et al.*, 2001).

Na prática, para solução de grande parte dos problemas de saneamento, ambas as abordagens são necessárias e devem ser usadas de forma complementar, contudo, hoje a abordagem estrutural ainda é amplamente hegemônica no Brasil, permeando grande parte das políticas públicas governamentais e da cultura institucional dos prestadores de serviços de saneamento. Todavia, por vezes, essa cultura beneficia prioritariamente o interesse das empreiteiras (Tucci e Bertoni, 2003) e, ao focar principalmente a etapa de instalação, relega as atividades de operação e manutenção das infraestruturas instaladas a um segundo plano e às ações reativas após eventos críticos (Sartorato, Azevedo *et al.*, 2001; Bendati e Cybis, 2005). Mais além, frequentemente os custos envolvidos quando se opta por essa abordagem são elevados e inviáveis para uma grande parcela dos municípios brasileiros (Cruz, Souza *et al.*, 2007). No caso dos municípios de pequeno porte, isso acontece devido ao baixo orçamento institucional e, no caso dos municípios de grande porte, decorre da dimensão das estruturas necessárias.

1.2. *Visão sistêmica sobre escopo e escala*

Como mencionado anteriormente, ao mesmo tempo em que os problemas crescem em escala e complexidade, aumenta-se também o grau de reducionismo com o qual se enfrentam esses problemas. Essa visão é compartilhada por Maximiano (2005) que destaca que a complexidade é uma condição normal das organizações e, por limitação ou falta de sofisticação, as pessoas tendem a tratar problemas complexos como se fossem simples. Para

enfrentar os problemas complexos, esse autor aponta o enfoque sistêmico⁶ (também chamado de pensamento sistêmico ou holístico) como principal ferramenta de gestão.

Os problemas relacionados ao saneamento básico são naturalmente complexos, dentre outras razões, por envolver escalas abrangentes e diversos atores (World Bank Group, 1998). Por outro lado, há conflitos entre os próprios componentes do saneamento básico (Whelpdale, Summers *et al.*, 1997; Baker, Inverarity *et al.*, 2003; Langergraber e Muellegger, 2005; Artina, Bolognesi *et al.*, 2007; Spanhoff, Bischof *et al.*, 2007; De Carvalho, Carden *et al.*, 2009; Kistemann, Rind *et al.*, 2012; Wolf, Zwiener *et al.*, 2012), demandando abordagem sistêmica de escopo para se atingir alguns dos princípios do saneamento básico, estabelecidos pela Lei 11.445, como integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos e realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente (Brasil, 2007).

São esses dois aspectos da abordagem sistêmica – escopo e escala – os tratados na presente tese.

1.2.1. Escopo

Apesar de não serem tratados sob uma mesma denominação tal como é feito no Brasil, devido à forte inter-relação de alguns aspectos, não são raros os casos em que os componentes do saneamento básico são, de algum modo, abordados conjuntamente. Pollitt e Steer (2012), por exemplo, definem a

⁶ O pensamento sistêmico, como forma institucionalizada, trata-se de um advento recente da ciência e data de meados do século passado (Checkland, 2000), tendo como principais influências os trabalhos de Köhler, Lotka e Von Bertalanffy (Krüger, 2011).

prestação de serviços de água e de esgoto como um contínuo da mesma cadeia de suprimentos, relacionando inclusive a geração de resíduos sólidos dessas atividades, conforme pode ser visto na Figura 1, uma adaptação que esses autores fizeram naquela proposta pela agência reguladora do estado de Nova Gales do Sul/AUS. Mais além, os autores apontam como outras potenciais atividades dessa cadeia: drenagem, gerenciamento de enchente e gestão do uso do solo.

Já a própria agência reguladora do estado de Nova Gales do Sul/AUS (Independent Pricing and Regulatory Tribunal, 2007), destaca que a gestão de resíduos dessa cadeia de suprimentos refere-se tanto aos resíduos sólidos produzidos, quanto ao próprio lançamento do efluente final nos corpos hídricos receptores. Mais além, inclui a possibilidade de reuso deste efluente, passando assim a configurar essa cadeia como um ciclo.

Figura 1 – Cadeia de suprimentos para a prestação de serviços de água e esgoto (Adaptado de Pollitt e Steer, 2012).

Devesa *et al.* (2009), de forma semelhante aos autores anteriormente citados, assumem que o gerenciamento das águas residuárias urbanas é composto por três elementos: sistema de esgotamento, plantas de tratamento de águas residuárias e sistema de disposição final em corpos hídricos receptores, os quais estabelecem inter-relações e por isso deveria ser tratado

sob uma ótica integradora. Já Martinez *et al.* (2011), de uma forma ainda mais ampla, destacam que o paradigma moderno para gestão de águas urbana contempla abastecimento de água, drenagem urbana e esgotamento sanitário, os quais devem ser integrados por meio da visão completa do ciclo hidrológico.

Existem diversas formas pelas quais os componentes do saneamento básico se inter-relacionam, mas talvez a mais difundida e visível seja o comprometimento do abastecimento de água devido às interferências causadas pelo esgotamento sanitário, particularmente o lançamento de esgotos *in natura* nos corpos hídricos receptores (Langergraber e Muellegger, 2005; Funasa, 2006). Este fato pode levar a alterações na qualidade das águas desses corpos hídricos o que, caso sejam usados também como mananciais, impacta diretamente a captação, exigindo por vezes a alteração dos pontos de captação a fim de evitar as regiões da coluna d'água mais vulnerável à poluição. Também impacta o tratamento de águas para abastecimento, uma vez que uma pior qualidade de água bruta exige emprego de técnicas mais complexas para se atingir os padrões de potabilidade (Tucci e Bertoni, 2003; Funasa, 2006).

Vale destacar que, de acordo com o Art. 4º da Lei Federal nº 11.445 (Brasil, 2007), “os recursos hídricos não integram os serviços públicos de saneamento básico”⁷, contudo, além de ser determinante da prestação de parte dos serviços de saneamento, a preocupação com esse compartimento é proeminente em diversas passagens dessa política, com destaque para o 12º princípio fundamental, que determina a “integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos”.

⁷ O tema Recursos Hídricos é tratado em uma política específica, anterior à própria política nacional de saneamento básico, instituída pela Lei Federal 9.344 (Brasil, 1997).

É importante também destacar que segundo o parágrafo único desse mesmo Art. 4º, “a utilização de recursos hídricos na prestação de serviços públicos de saneamento básico, inclusive para disposição ou diluição de esgotos e outros resíduos líquidos, é sujeita à outorga de direito de uso, nos termos da Lei no 9.433, de 8 de janeiro de 1997, de seus regulamentos e das legislações estaduais”. Nesse contexto, deve-se mencionar que quantidade e, indissociavelmente, qualidade são condicionantes do uso da água por meio do sistema de outorga, de modo que menor quantidade ou pior qualidade implica em menor disponibilidade para uso outorgado (Rodrigues, 2005).

Contudo, além da já massivamente difundida contaminação dos recursos hídricos superficiais, há diversas outras formas, com menor visibilidade, de interação entre os componentes esgotamento sanitário e abastecimento de água. Exemplo é o caso da contaminação de aquíferos subterrâneos usados para abastecimento, que pode ocorrer devido aos vazamentos das redes coletoras de esgoto, que contaminam o solo urbano e, conseqüentemente, o aquífero livre (Wolf, Zwiener *et al.*, 2012).

Adicionalmente, os vazamentos das redes de esgotos, além da contaminação do solo urbano e do aquífero subjacente, geram também grande preocupação quanto à contaminação das redes de distribuição de água. Estas redes podem ser mais vulneráveis ou menos vulneráveis à contaminação por esgoto devido a duas características: a primeira, definida como integridade física, refere-se à função das estruturas físicas de manter o ambiente interno das redes isolado do ambiente externo, barrando assim a entrada de contaminantes e, em grande parte, reflete o estado dos condutos, que devido à movimentação de solo e desgaste de materiais podem apresentar fraturas e

rompimentos; a segunda, definida como integridade hidráulica, refere-se à capacidade operacional de manter a água no interior da rede sobre pressão e fluxo adequados, evitando que esta permaneça por um período muito longo no interior dos condutos e criando uma barreira hidráulica à entrada de contaminantes. A combinação, em um único evento, da falta dessas duas instâncias de integridade permite que contaminantes presentes no solo adentrem às tubulações da rede de abastecimento de água, o que pode ter graves impactos à saúde pública (Besner, Prevost *et al.*, 2011).

As interações entre abastecimento de água e esgotamento sanitário mencionadas no parágrafo anterior são chamadas de ligações cruzadas, as quais também abarcam outras interações ao nível de rede, como a interligação entre as duas redes devido a erros construtivos, e outras interações ao nível do usuário, como aparelhos sanitários domiciliares inadequados (por exemplo: bidês e torneira com bocais de saída dentro de pias), que podem propiciar o retorno de águas servidas para a rede de água quando há vulnerabilidade hidráulica, ou mesmo prédios que dispõem de sistemas alternativos de abastecimento de água não tratada e também utilizam o sistema público de abastecimento, onde, por erros construtivos, pode haver pontos de interligações dos sistemas (Funasa, 2006).

Por fim, ao se falar de interação entre esgotamento sanitário e abastecimento de água, não se pode esquecer que a produção de esgotos é um resultado direto do consumo de água e que, mesmo após o tratamento nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), esse efluente pode causar impactos ao corpo receptor (Paul e Meyer, 2001; Spanhoff, Bischof *et al.*, 2007; Baynes, Green *et al.*, 2012; Breitholtz, Naslund *et al.*, 2012; Kistemann, Rind *et*

al., 2012). Este fato é provável que ocorra mesmo quando se cumpre os padrões legais de lançamento para parâmetros que devem ser monitorados (Von Sperling, 1998), não obstante haja também uma série de parâmetros para os quais a legislação brasileira não exige monitoramento, mas que países que já equacionaram seus problemas primários têm demonstrado alguma preocupação. Enquadram-se neste grupo alguns nutrientes, entre eles nitrogênio e fósforo (Craggs, Adey *et al.*, 1996), as substâncias classificadas como disruptores endócrinos, como é o caso de diversos produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (Caliman e Gavrilescu, 2009; Baynes, Green *et al.*, 2012; Breitholtz, Naslund *et al.*, 2012) e de diversas outras substâncias de origem industrial e de consumo domiciliar.

Da mesma forma que as redes de distribuição de água, as galerias de águas pluviais são passíveis de receberem infiltrações de esgoto presente no solo quando, existe falta de integridade física dessas duas redes (Campana e Bernardes, 2007). Contudo, mais do que infiltrações, a existência de ligações clandestinas⁸ (assim chamadas a despeito de serem intencionais ou não) é a grande forma de interação entre o sistema de microdrenagem (vide quadro) e a coleta de esgotos sanitários (Jacobi, 2006).

⁸ Vale também destacar que alguns autores as chamam de ligações cruzadas, contudo, esse termo é consagrado como referência às interferências entre as redes de água e de esgoto.

Neste ponto é importante destacar que, há cerca de um século, o padrão brasileiro de esgotamento das águas residuárias urbanas consiste em sistema separador absoluto (Tsutiya e Bueno, 2004), caracterizado pela coleta e condução separadas das águas pluviais e esgotos sanitários⁹ (ABNT, 1986), o que requer a existência de duas redes coletoras distintas (Environmental Protection Agency, 1999; Tsutiya e Bueno, 2004). A duplicidade das redes, que por um lado pode se traduzir em maiores custos para instalação e manutenção (Brombach, Weiss et al., 2005), por outro, evita as flutuações de vazão, o que consequentemente evita extravasamentos, como também a

A **drenagem urbana** é formada pelos sistemas de microdrenagem e macrodrenagem. Segundo a Funasa (2006) a **microdrenagem** “é definida pelo sistema de condutos pluviais a nível de loteamento ou de rede primária urbana, que propicia a ocupação do espaço urbano ou periurbano por uma forma artificial de assentamento, adaptando-se ao sistema de circulação viária”.

Já a **macrodrenagem** é “um conjunto de obras que visam melhorar as condições de escoamento de forma a atenuar os problemas de erosões, assoreamento e inundações ao longo dos principais talwegues (fundo de vale). Ela é responsável pelo escoamento final das águas, a qual pode ser formada por canais naturais ou artificiais, galerias de grandes dimensões e estruturas auxiliares. A macrodrenagem de uma zona urbana corresponde à rede de drenagem natural pré-existente nos terrenos antes da ocupação, sendo constituída pelos igarapés, córregos, riachos e rios localizados nos talwegues e valas.

diluição do esgoto sanitário, contribuindo assim para a estabilidade qualitativa dos afluentes às ETEs, o que é interessante do ponto de vista do

⁹ Esgotos sanitários são definidos pela ABNT (1986) como a parcela constituída de esgotos domésticos e industriais, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária e pelo IBGE (2004) como “efluente líquido formado pela reunião de despejos de diversas origens, entre elas esgoto doméstico, esgoto de estabelecimentos comerciais e institucionais, despejos industriais, efluentes agrícolas, etc.”.

processo de tratamento de efluentes (Tsutiya e Bueno, 2004).

O sistema separador absoluto é um dos três modelos conhecidos para a coleta e afastamento das águas residuárias urbanas, sendo estes: Sistema Unitário, Sistema Separador Parcial e Sistema Separador Absoluto.

A principal característica do sistema unitário, também conhecido como sistema combinado, é a condução tanto das águas pluviais quanto do esgoto sanitário por meio dos mesmos condutos (Environmental Protection Agency, 1999; Tsutiya e Bueno, 2004) e apresentam como principais vantagens o menor custo de instalação e o tratamento de parte das águas pluviais antes do seu lançamento (Brombach, Weiss *et al.*, 2005). Por outro lado, é intrínseca aos sistemas combinados a ocorrência de eventos de extravasamentos da mistura de esgotos sanitários e pluviais não tratados aos corpos receptores (Tsutiya e Bueno, 2004; Brombach, Weiss *et al.*, 2005). Esses eventos ocorrem quando a contribuição pluvial excede os valores máximos de vazão do sistema, que são projetados para atender vazões máximas definidas com base em critérios específicos¹⁰, como uma intensidade de precipitação em determinado período de recorrência, em geral, de cinco a dez anos (Funasa, 2006). Esse atendimento às vazões combinadas de águas pluviais e esgoto sanitário faz com que os condutos desses sistemas possuam dimensões maiores do que aquelas empregadas nos demais sistemas, o que alguns autores utilizam como argumento para contrapor a vantagem econômica da instalação do sistema unitário¹¹ (Tsutiya e Bueno, 2004; Funasa, 2006).

¹⁰ Os critérios de projetos em geral são definidos por legislação, normatização ou boas práticas particulares de cada local.

¹¹ Outro elemento preponderante para a discussão sobre qual sistema tem menores custos de instalação é a existência ou não de tratamento das águas pluviais (De Toffol, Engelhard *et al.*, 2007), contudo, por se tratarem de paradigmas distintos quanto ao manejo de águas urbanas que não estão necessariamente relacionados ao uso de sistemas combinados ou separadores, não entraremos no mérito dessa análise.

Já o sistema separador parcial é aquele que, apesar de pressupor a existência de duas redes como o separador absoluto, uma parcela das águas pluviais, como aquelas que escoam de telhados e pátios, é encaminhada para a rede de esgotos (Tsutiya e Bueno, 2004).

Contudo, o grande questionamento ao modelo separador absoluto é que, na prática, a separação absoluta dificilmente ocorre (Tsutiya e Bueno, 2004; Festi, 2006; Dias, Rosso *et al.*, 2012), resultando na contaminação dos corpos receptores devido ao encaminhamento de esgotos sanitários por meio das galerias de águas pluviais (Baker, Inverarity *et al.*, 2003). Isso ocorre porque os sistemas de drenagem pluvial, ao menos no caso brasileiro, despejam suas águas diretamente nos corpos hídricos receptores, uma vez que, por premissa desse modelo, são consideradas limpas (Tsutiya e Bueno, 2004) e, por isso, os projetos de drenagem urbana por meio do sistema separador não preveem estações de tratamento para essas águas. Tamanha dificuldade em se realizar uma separação absoluta parece ter expressão máxima no termo, normatizado pela ABNT (1986): *contribuição pluvial parasitária*. Esse termo representa a parcela do escoamento superficial **inevitavelmente** afluente à rede coletora de esgoto sanitário.

Outra consequência de se ter um sistema projetado para ser separador absoluto e que na prática não o é, está na sobrecarga da rede coletora e nas estruturas de encaminhamento do esgoto sanitário durante eventos de precipitação (Tsutiya e Bueno, 2004; Dias, Rosso *et al.*, 2012). Uma das consequências dessa sobrecarga são os extravasamentos da rede de esgotamento sanitário, que, pela frequência e duração, podem constituir outro elemento que coloca em cheque os benefícios do sistema separador absoluto

(Dias, Rosso *et al.*, 2012), uma vez que o efluente extravasado infiltra no solo ou escoar para os corpos hídricos receptores (diretamente ou através dos sistemas de drenagem). Por isso são geradores de graves impactos ambientais (Carvalho e Polisel, 2005; Dias, Rosso *et al.*, 2012), além de serem bastante preocupantes do ponto de vista da responsabilização legal das instituições prestadoras de serviços de saneamento e de seus gestores (Tsutiya e Bueno, 2004; Carvalho e Polisel, 2005).

Vale destacar que a ocorrência dos eventos de extravasamentos, tanto decorrentes da sobrecarga da rede coletora por águas pluviais, quanto devido a entupimentos de redes e quebra de bombas de estações elevatórias, entre outros, não são problemas do conceito do sistema separador absoluto, mas sim da desatenção dada à operação e manutenção das estruturas existentes, devido ao foco recair apenas na instalação (Sartorato, Azevedo *et al.*, 2001; Bendati e Cybis, 2005).

A macrodrenagem, na medida em que nela se incluem os corpos hídricos urbanos, também está inter-relacionada com a componente de esgotamento sanitário devido aos lançamentos, sejam de esgotos sanitários não tratados (Spanhoff, Bischof *et al.*, 2007; Kistemann, Rind *et al.*, 2012) sejam de efluentes de esgotos tratados (Langergraber e Muellegger, 2005).

Todavia, não é apenas a interface com o esgotamento sanitário que pode impactar negativamente os corpos hídricos por intermédio da drenagem, pois a despeito do sistema separador absoluto ter por princípio a não necessidade de tratamento das águas pluviais, na prática em diversos momentos, após e durante a precipitação, pode haver interações, antrópicas ou não, que causam a contaminações dessas águas. Há algum tempo já é

conhecido o potencial poluidor das águas pluviais (EPA, 1999).

A primeira interação das águas pluviais com contaminantes acontece ainda na precipitação pluviométrica, durante a qual há o contato com poluentes atmosféricos que podem ser solubilizados ou carregados pelas gotas até o solo (Atlas e Giam, 1988). Também durante o escoamento superficial, as águas precipitadas lavam e carregam consigo diversos poluentes presentes em vias, telhados e outras superfícies capazes de acumular poluentes de origem difusa (para maiores informações sobre poluição difusa, ver quadro a seguir) (Whelpdale, Summers *et al.*, 1997; EPA, 1999; Artina, Bolognesi *et al.*, 2007; Bertrand-Krajewski, 2007).

No solo, as águas pluviais transportam grande carga de material em suspensão, que é particularmente movimentada no início das enchentes (Tucci e Bertoni, 2003), gerando o que alguns autores brasileiros chamam de carga de lavagem (Paz, 2004; Brites, 2005), em inglês, “first flush” (Lee e Bang, 2000; Sansalone e Cristina, 2004), que representa o volume gerado nos primeiros

Poluição difusa é aquela gerada por fontes não-pontuais (entendidas fontes não discretas) ou por múltiplas fontes pontuais dispersas de pequeno porte, características que a torna difícil de ser quantificada e solucionada. Trata-se de uma preocupação recente, e considerada principalmente em países que já consolidaram o tratamento dos efluentes de fontes pontuais (Campbell, 2004).

O termo poluição difusa aparece com bastante frequência relacionado a questões de drenagem urbana e escoamento superficial, usado para se referir tanto aos poluentes depositados nas superfícies de escoamento quanto aos próprios poluentes atmosféricos (substâncias químicas volatilizadas ou material particulado) que são “lavados” da atmosfera pelas águas precipitadas acabando por contribuir com a poluição dos corpos hídricos receptores (Hranova, 2006).

instantes do escoamento superficial e que arrasta a maior parte dos poluentes (Paz, 2004). A concentração média dos poluentes e a própria delimitação da fração correspondente à carga de lavagem, seja definida por tempo e por volume, dependem de características do contexto e de critérios arbitrariamente definidos (Tucci e Bertoni, 2003; Paz, 2004).

Nos Estados Unidos da América, as águas da drenagem urbana são apontadas como uma das maiores fontes de poluição de lagos e rios e a principal para as áreas costeiras. Contudo, devido à origem difusa, é difícil estabelecer padrões para a composição de poluentes nessas águas. O que se sabe é que há uma ampla variedade de poluentes relacionados às águas de drenagem urbana, podendo ser biológicos, químicos e físicos, cujas cargas aumentam com o crescimento urbano (EPA, 1999).

Dentre os poluentes biológicos nas águas de escoamento superficial, pode-se encontrar uma ampla variedade de microrganismos, como bactérias (Qureshi e Dutka, 1979; Selvakumar e Borst, 2006), fungos (Qureshi e Dutka, 1979) e vírus (Haile, Witte *et al.*, 1999; Rajal, Mcswain *et al.*, 2007) de origem humana ou não (Ram, Thompson *et al.*, 2007; Wright, Solo-Gabriele *et al.*, 2009), muitos dos quais são patógenos (Haile, Witte *et al.*, 1999; EPA, 2001; Selvakumar e Borst, 2006)

No rol de poluentes químicos, podem ser elencados: nutrientes, como as diversas formas de nitrogênio e fósforo; metais, inclusive aqueles do grupo dos metais pesados; substâncias que geram consumo de oxigênio das águas, ou seja, que afetam a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio); hidrocarbonetos derivados de petróleo e substâncias orgânicas sintéticas (EPA, 1999; Lee e Bang, 2000), inclusive pesticidas

(Campbell, 2004).

Classificados como poluentes físicos, estão os sólidos carregados pelo escoamento superficial que acabam por causar o assoreamento dos corpos hídricos receptores. Inclui-se aqui desde sólido constituído por material particulado, responsável pela turbidez no corpo receptor, até sólidos maiores constituídos por resíduos que em grande parte são flutuantes e causam impacto estético¹² (EPA, 1999; Armitage, 2003), pondo em risco a vida da fauna presente.

A poluição térmica também costuma estar entre os impactos físicos associados ao descarte das águas de drenagem urbana, uma vez que as águas de escoamento superficial absorvem grande parte da energia térmica acumulada nas superfícies aquecidas das ruas e telhados e, ao terem sua velocidade de escoamento aumentada em relação àquilo que seria o padrão natural (lembrando que uma das premissas da estratégia ortodoxa de drenagem urbana é aumentar a velocidade de escoamento), acabam por transferir essa energia aos corpos hídricos receptores, alterando as temperaturas e afetando a biota, que sofre com os efeitos das alterações fisiológicas e metabólicas e da queda da concentração oxigênio dissolvido, uma vez que esta é uma função inversa da temperatura (EPA, 1999).

Esses impactos da drenagem nos corpos hídricos podem ser classificados como de *curto prazo* e *longo prazo*. Os primeiros ocorrem nos momentos imediatamente posteriores aos eventos de precipitação, como são os casos das alterações em parâmetros químicos de qualidade. Os segundos são aqueles associados a efeitos cumulativos, como o impacto no habitat local

¹² Apesar de não ser o maior em grau de importância, o impacto estético é aquele mais facilmente percebido pela população geral (EPA, 1999).

(EPA, 1999). Obviamente, os impactos da drenagem em corpos hídricos receptores também podem afetar o componente abastecimento de água na medida em que esses corpos hídricos possuam também função de manancial (Gaffield, Goo *et al.*, 2003; Marsalek e Rochfort, 2004).

Existem diversas fontes antrópicas de poluição difusa. Algumas dessas fontes não estão ligadas diretamente com ao ambiente ou às atividades urbanas, ou seja, decorrem das atividades rurais, como: manejo e aplicação de esterco em solo, que são potenciais fontes de contaminação biológica; emprego de adubos químicos, fontes potenciais de nutrientes como nitrogênio e fósforo (Mallin, Johnson *et al.*, 2009) e agrotóxicos, fontes potenciais de substâncias tóxicas ao meio ambiente e à saúde humana (Muller, Bach *et al.*, 2002). Contudo, as fontes ligadas ao ambiente urbano são reconhecidamente aquelas mais preocupantes (Mallin, Johnson *et al.*, 2009). Neste ambiente, existe uma miríade de potenciais fontes de poluição difusa, envolvendo desde as atividades industriais (Manta, Angelone *et al.*, 2002); desgaste de componentes móveis de equipamentos diversos confeccionados em ligas metálicas que podem possuir diversos metais pesados em sua composição (Paul e Meyer, 2001); desgaste de pneus e componentes dos freios de veículos, que também possuem uma série de metais, como cromo, níquel e chumbo (Paul e Meyer, 2001; O'sullivan, Wicke *et al.*, 2012) e até fezes de animais não recolhidas (Paul e Meyer, 2001; Ram, Thompson *et al.*, 2007; Wright, Solo-Gabriele *et al.*, 2009).

Os poluentes dessas fontes difusas depositam-se em superfícies como telhados, gramados e áreas e vias públicas, de onde são facilmente escoados para os sistemas de drenagem, podendo também ser transportados pelo vento

(De Carvalho, Carden *et al.*, 2009).

Dessa forma, há uma relação direta entre os serviços de varrição e drenagem urbana, além de uma relação indireta entre a limpeza urbana e o abastecimento de água potável, por intermédio dos mecanismos expostos. A execução da varrição urbana de modo e frequência adequadas é uma forma de prevenir a contaminação das águas de escoamento superficial e, conseqüentemente, os corpos hídricos receptores¹³ (Sartor e Gaboury, 1984; German e Svensson, 2001).

Além da varrição urbana, a coleta adequada de resíduos sólidos também apresenta-se como atividade importante para prevenir os impactos da drenagem nos corpos hídricos receptores, pois resíduos apresentados à coleta pública em calçadas e também aqueles abandonados em locais inadequados acabam, invariavelmente, carregados pelos dilúvios aos corpos receptores (Armitage e Rooseboom, 2000; Brites, 2005; De Carvalho, Carden *et al.*, 2009). Esse carreamento pode vir a causar impactos como: efeitos negativos à fauna local, seja pela intoxicação por agentes biológicos ou químicos, pela ingestão indevida de materiais inertes ou por sufocamento (Armitage e Rooseboom, 2000); comprometimento da capacidade hidráulica do corpo receptor; atração e proliferação de vetores (Allison, Walker *et al.*, 1998); efeitos antiestéticos (Allison, Walker *et al.*, 1998; EPA, 1999; Armitage e Rooseboom, 2000) e riscos para banhistas quanto a acidentes com objetos perfurocortantes e escarificantes (Allison, Walker *et al.*, 1998; Armitage e Rooseboom, 2000).

Os números envolvidos com essa questão não são desprezíveis. Em 1991, a África do Sul produziu 40 milhões de toneladas de resíduos sólidos

¹³ Ainda paira certa polêmica sobre a comprovação empírica dos benefícios da varrição urbana à qualidade das águas de escoamento superficial, para entendê-la em maior profundidade, consultar Kang, *et al.* (2009) e para uma visão de contra-ponto, consultar Bender e Terstriep (1984).

domésticos (President's Council Report, 1991 *apud* (Armitage e Rooseboom, 2000), das quais se estima que 780 mil toneladas tenham chegado aos sistemas de drenagem e 195 mil toneladas atingindo as praias (CSIR, 1991 *apud* (Armitage e Rooseboom, 2000).

Contudo, existe outro aspecto dessa interação entre drenagem urbana e manejo de resíduos sólidos, que diz respeito ao que hoje se vê como objetivo principal (quicá exclusivo) da drenagem urbana no contexto brasileiro; trata-se do controle de enchentes (Tucci e Bertoni, 2003). A presença de resíduos, por vezes combinado com a sedimentação de materiais particulados, acarreta grave comprometimento da capacidade hidráulica de virtualmente todos os elementos do sistema de drenagem (da micro à macrodrenagem), contribuindo assim para a perda da funcionalidade do sistema e, conseqüentemente, ocorrência de inundações (Armitage e Rooseboom, 2000; Tucci e Bertoni, 2003; Ab Ghani, Azamathulla *et al.*, 2011).

Vale destacar que os métodos de controle do aporte de resíduos sólidos nos sistemas de drenagem também devem considerar uma visão completa do problema. Muitas vezes as grades ou outras barreiras físicas nas galerias de drenagem, para impedir a entrada de resíduos sólidos volumosos, acabam se tornando gargalos do sistema, devido ao acúmulo de material, o que leva ao comprometimento parcial da funcionalidade de combate às inundações (De Carvalho, Carden *et al.*, 2009).

Além das galerias e demais estruturas da drenagem urbana, os resíduos sólidos também podem comprometer a rede coletora de esgotos, ocasionando obstruções e, por conseqüência, extravasamentos de esgotos (Silva, Canozzo *et al.*, 2004; Scalize, De *et al.*, 2010).

Prado (2011) destaca que a presença de resíduos sólidos na rede de esgotamento sanitário deve-se à sua má utilização, por parte dos usuários, devido ao descarte indevido de determinados na rede coletora de esgoto. Adicionalmente, não se pode omitir que as ligações clandestinas de estruturas de drenagem na rede de esgotamento sanitário também contribuem para a presença de resíduos na coleta (Dias, Rosso *et al.*, 2012) a ponto de, por vezes, demandar a instalação de equipamentos específicos para a retirada desses materiais, a fim de proteger equipamentos contra avarias e desgastes por abrasão e evitar o comprometimento da capacidade hidráulica das estruturas e a presença de sólidos nos tanques das ETEs. Frequentemente, a instalação desses equipamentos gera demanda operacional de limpeza constante para não comprometer a própria capacidade hidráulica (Naval e Barros, 2004).

Prado (2011) elenca como materiais carregados pelo afluente a uma ETE: plásticos, madeiras, papel, ossos, comida, preservativo, cigarros e tampas de garrafa e estopas. Contudo, além do resíduo que chega às ETEs, o próprio processo dessas unidades gera grandes quantidades de resíduos, o chamado lodo de estação de tratamento de esgotos, que é gerado basicamente nos decantadores primários e reatores biológicos (Dos Santos, 2003).

Segundo a *Water Quality International* (1992 apud Geyer, 2001), a maioria dos países tinham os aterros como alternativa principal para disposição final do lodo de suas ETEs, com destaque para o Brasil, que com 80% de aplicação dessa alternativa, era superado apenas pela Grécia, que destinava 97% dos lodos aos aterros. Contudo, dada à situação em que se encontra grande parte dos municípios brasileiros, há que se pensar a que tipo de aterro

esses lodos estão sendo encaminhados. Talvez a situação desses descartes só não seja pior devido ao fato de que grande parte dos municípios de pequeno porte, que em geral não possuem aterros em condições sanitárias adequadas, também não tratam seus esgotos e assim não geram tais lodos (Malta, 2001).

Além dos lodos resultante dos processos de tratamento de esgotos, as estações de tratamento de água (ETAs) também produzem grande quantidade de lodos em seus processos, principalmente nos decantadores e na operação de lavagem de filtros (Tsutiya e Hirata, 2001). Esses lodos também são, na melhor das alternativas, destinados a aterros sanitários (Tsutiya e Hirata, 2001; Prado, 2011), ou seja, a instalações não exclusivas para esse tipo de material e, em geral, criadas para atender à demanda de destinação dos RSU. Tal fato demanda uma reflexão a cerca de outro aspecto da interação entre os componentes do manejo de resíduos sólidos e o dueto *abastecimento de água/esgotamento sanitário*, que diz respeito à exaustão da vida útil dos aterros sanitários, que somada aos altos custos e à escassez de áreas para instalação dessas estruturas, gera conflito de uso entre esses componentes do saneamento básico (Dos Santos, 2003).

Além da interface relacionada à competição pelo uso dos aterros sanitários e da poluição dos corpos hídricos por intermédio das águas de drenagem, os componentes *resíduos sólidos* e *abastecimento de água* também possuem interface devido à disposição a céu aberto (deposição em lixões), que são instalações ambientalmente inadequadas para disposição final dos resíduos coletados e afastados pelos governos municipais (Shiraiwa, Lisovsky *et al.*, 2002; Possamai, Viana *et al.*, 2007). Essas estruturas, pela ausência dos sistemas adequados de controle da poluição, são responsáveis pela poluição

de solo, ar e águas (Sisinno e Moreira, 1996), podendo assim impactar o abastecimento de águas pela contaminação tanto dos mananciais superficiais quanto subterrâneos. Essa contaminação ocorre principalmente pelo chamado chorume, produto resultante da decomposição da matéria orgânica presente, assim como dos líquidos percolados (Sisinno e Moreira, 1996; Pacheco e Peralta-Zamora, 2004; Possamai, Viana *et al.*, 2007) e que possuem diversos componentes de toxicidade elevada, como metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos¹⁴ (Christensen, Kjeldsen *et al.*, 2001). A ausência dos sistemas de contenção desse líquido permite seu escoamento superficialmente, contaminando corpos hídricos superficiais, e sua infiltração no solo, contaminando os aquíferos subterrâneos e os corpos hídricos por eles abastecidos (Sisinno e Moreira, 1996; Santos, Horbe *et al.*, 2006; Possamai, Viana *et al.*, 2007).

1.2.2. Escala

A propriedade segundo a qual o custo médio total diminui com o aumento da escala de produção é denominada economia de escala (Mankiw, 2002), ou economias internas (Sandroni, 1999). Existem diversos fatores associados ao aumento de escala que são determinantes desse fenômeno, dentre os quais citam-se a: especialização do trabalho (Sandroni, 1999; Mankiw, 2002), capacidade de estocagem de matéria prima e da produção, racionalização da atividade produtiva por meio de organização e automação e, até mesmo, aumento da capacidade de inovação (Sandroni, 1999). Contudo, o aumento da escala de produção pode levar também àquilo que se dominou

¹⁴ Compostos Orgânicos Xenobióticos incluem compostos aromáticos, fenóis e alifáticos clorados.

deseconomia de escala, que é o aumento dos custos de produção associado ao aumento de escala e que em geral se deve aos desafios inerentes à organização de grandes e complexas produções (Mankiw, 2002).

A teoria de economia de escala é um elemento chave da teoria econômica, uma vez que figura como determinante da organização dos mercados e da função de controle governamental sobre a economia (Stigler, 1958). Contudo, existem diversas outras formas de se mensurar os efeitos decorrentes da escala de produção, além da análise financeira crua de custos. Tal é o caso da Eficiência Técnica, que trata da capacidade de obter o máximo de produto com um determinado conjunto de insumos, assim como o caso da Eficiência Alocativa, que trata da capacidade de utilizar seus insumos em proporções ótimas, dados seus preços e a tecnologia de produção (Souza, Braga *et al.*, 2011; Varela, Martins *et al.*, 2012). Não obstante a importância dessas análises, Growitsch *et al.* (2009) destacam que a avaliação dos ganhos de escala e escopo apenas com base na eficiência financeira não é suficiente quando se trata de serviços regulados, pois nestes casos deve-se contemplar também aspectos relacionadas à qualidade dos serviços prestados, inclusive nas análises de ganhos de escopo e escala.

Na temática do saneamento, uma das vertentes que trata de ganhos de escala diz respeito à análise quanto ao tamanho e área de abrangência das instalações. Isto fica evidente no ganho de eficiência em relação à vazão máxima de uma ETE e à abrangência de sua bacia coletora, ou em relação às dimensões de um aterro sanitário e à abrangência da área de coleta. As outras vertentes de análise de escala na questão do saneamento são a: análise global da prestação dos serviços, que corresponde a uma análise do desempenho do

prestador, e, a menos comum, análise por etapa da cadeia de suprimentos (Defra, 2007).

No Brasil, dois marcos legais merecem ser destacados nas discussões de escala em saneamento. O primeiro é o Decreto-Lei 949, de 1969, que autorizou o então Banco Nacional da Habitação (BNH) a aplicar recursos próprios e aqueles oriundos do Fundo de Garantia de Tempo de Serviço (FGTS) para operações de financiamento do saneamento no país (Brasil, 1969). Este é tido como o marco inicial do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), definidor, durante muito tempo, da política para o setor (Cunha, 2011). O PLANASA teve uma diretriz clara em torno da centralização da prestação dos serviços de água e esgoto, que até então eram predominantemente executados pelos governos municipais (Turolla, 2002). Essa centralização ocorreu por meio de um processo de regionalização que teve como marca institucional a criação das Companhias Estaduais de Saneamento Básico (CESBs) (Araújo, 1999), que, em geral, são empresas de economia mista com a operação dos serviços realizada por meio de escritórios regionais (Heller, 2012).

Não obstante o argumento do ganho de escala, outro grande motivador da regionalização instituída pelo Planasa foi a estrutura de cobrança pelos serviços (fosse tarifária ou por meio de taxas) que este modelo permitiu. Baseada na chamada “política de subsídios cruzados”, essa estrutura objetivava a viabilização da instalação e operação de serviços de água e esgoto em regiões onde esses serviços eram menos rentáveis, por meio dos subsídios oriundo de regiões mais rentáveis (Turolla, 2002). Apesar de questionamentos e críticas à forma como a qual a política de subsídios

cruzados foi operacionalizada pelo Planasa¹⁵, é inegável que o Planasa possibilitou uma grande expansão da cobertura por serviços de esgotamento sanitário e, principalmente, abastecimento de água, sobretudo no final da década de 70 e início da década de 80, quando estava em plena vigência (Araújo, 1999).

O segundo marco é a Lei Federal nº. 11.107, de 2005, que regula a formação dos consórcios intermunicipais no Brasil (Brasil, 2005) e que, segundo Rezende e Heller (2008 apud Heller, 2012), analisando especificamente os serviços de saneamento, possui três grandes funções: “(i) potencializar a prestação integrada de serviços, quando sistemas ou unidades dos sistemas ultrapassam as fronteiras do território de um único município; (ii) integrar sistemas municipais visando a promover economia de escala e (iii) regular a relação entre serviços municipais e companhias municipais”.

Assim, como esses autores, muitos outros advogam que a prestação dos serviços de saneamento possui ganhos de escala e alguns sugerem haver escalas mínimas de eficiência para a prestação de serviços de água e esgotos, as quais, apesar de carecerem de consenso, nunca são menores do que 100 mil habitantes servidos (Acil Tasman, 2007). Esses ganhos, segundo Okun (1977 apud Heller, 2012) decorrem da incorporação de melhor quadro técnico na operação, menor possibilidade de conflitos de interesses e usos (em parte devido às questões relativas ao deslocamento de passivos), otimização dos investimentos, possibilidade de criação de modelos sustentáveis de financiamentos e, por consequência, preservação dos recursos hídricos. Já Jütting *et al.* (2004) destacam também que instituições de maior porte são

¹⁵ Ao usar como critério o consumo residencial, esse instrumento falhava em seu fim de beneficiar a quem mais precisava.

menos vulneráveis à ingerência política.

É importante destacar que a regionalização dos serviços requer a colaboração horizontal entre os diferentes titulares dos serviços e, em alguns casos, também a colaboração vertical entre diferentes níveis de governo. Neste contexto, cabe aos níveis mais elevados de governo atuar como mediadores dessas colaborações, sem as quais a capacidade para atingir o máximo de economia de escala ficará comprometida (Defra, 2007), limite este que Kim e Clark (1988) alegam ainda não ser claro. Mais além, ao menos para alguns serviços, não é claro se há economia e deseconomia de escala, uma vez que diversos estudos apontam para essa segunda opção (Ipart, 2007).

Nesta linha, deve-se destacar que muitos pontos de vista apoiam a descentralização da prestação de serviços de saneamento para a escala local, considerando que ao aproximar a tomada de decisões às demandas, pode-se aumentar a equidade e a transparência global – tanto das decisões quanto da prestação de contas – (Un-Habitat, 2003), conferindo ao processo maior participação e empoderamento social e assim contribuindo para um melhor alcance dos objetivos do milênio (Cleaver, 2004; Gine e Perez-Foguet, 2008). Esses benefícios fizeram a União Europeia adotar como diretriz oficial o gerenciamento de serviços de água e esgoto na menor esfera administrativa, o que também é válido para diversos outros países (e.g. Estados Unidos, Canadá, Colômbia, México e Peru) e até mesmo defendido por organizações financeiras internacionais como estratégia para melhorar os serviços de águas. Contudo, ao menos parte desse apoio das instituições financeiras pode ser encarada sob a ótica da privatização dos serviços (Heller, 2012).

Mais além, mesmo em um contexto de monopólio natural, como é o caso

do saneamento, Pollitt e Steer (2012) destacam que a existência de múltiplos prestadores locais pode ser mais interessante do que um único prestador regional por estimular a eficiência por meio da concorrência entre si.

Estudos realizados em outras partes do globo também questionam os benefícios da economia de escala, ao menos para os serviços de água, usando como argumento a própria ineficiência do setor, aliada aos dilemas de titularidade e à natureza de monopólio natural desses serviços (Marques e De Witte, 2011).

Mundialmente, a descentralização dos serviços de saneamento, quase sempre envolvendo os serviços de água e esgoto, ocorreu em diferentes momentos e contextos e, possivelmente, interesses. Em países desenvolvidos, a descentralização foi motivada pela ineficiência da iniciativa privada que priorizava ganhos financeiros em detrimentos dos objetivos do saneamento básico. Em países em desenvolvimento, a descentralização foi motivada pela ineficiência do sistema de monopólios nacionais e incentivada por organismos internacionais para promover a privatização dos serviços (Heller, 2012).

Contudo, o processo de descentralização da prestação de serviços de saneamento requer que as instituições governamentais estejam de fato preparadas e robustas o suficiente para realizar esse processo, sob pena de se ter a inversão dos benefícios. Para tanto, é necessário que, além de vontade, as instituições também trabalhem com transparência, coerência política intersetorial, combate à corrupção e autonomia em relação às elites locais (Jütting, Kauffmann *et al.*, 2004).

1.3. O SNIS

A Lei Federal nº 11.445 (Brasil, 2007) apresenta como um de seus princípios fundamentais – Art. 2º, inciso IX – a “transparência das ações, baseada em sistemas de informações e processos decisórios institucionalizados”, sistemas esses cujo Art. 53 da mesma lei se incumbe de detalhar com a seguinte redação:

“Art. 53 - Fica instituído o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico - SINISA, com os objetivos de:

- I - coletar e sistematizar dados relativos às condições da prestação dos serviços públicos de saneamento básico;
- II - disponibilizar estatísticas, indicadores e outras informações relevantes para a caracterização da demanda e da oferta de serviços públicos de saneamento básico;
- III - permitir e facilitar o monitoramento e avaliação da eficiência e da eficácia da prestação dos serviços de saneamento básico.

§ 1º As informações do SINISA são públicas e acessíveis a todos, devendo ser publicadas por meio da internet.

§ 2º A União apoiará os titulares dos serviços a organizar sistemas de informação em saneamento básico, em atendimento ao disposto no inciso VI do caput do art. 9º desta Lei.”

O Decreto 7.217, de 2010, (Brasil, 2010), que regulamenta essa lei, ratifica os objetivos do SINISA sob a denominação de competências e adiciona a estas a avaliação dos resultados e impactos dos planos e ações voltados ao setor. Mais além, define que o SINISA seja desenvolvido e implementado de forma articulada ao Sistema Nacional de Informações em Recursos Hídricos (SNIRH) e ao Sistema Nacional de Informações em Meio Ambiente (SINIMA) e que incorpore indicadores do Plano Nacional de Saneamento Básico e de planos regionais, tudo sob a tutela do Ministério das Cidades, conforme transcrição abaixo:

“Art. 66. - Ao SINISA, instituído pelo art. 53 da Lei no 11.445, de 2007, compete:

- I - coletar e sistematizar dados relativos às condições da prestação dos serviços públicos de saneamento básico;
- II - disponibilizar estatísticas, indicadores e outras informações relevantes para a caracterização da demanda e da oferta de serviços públicos de saneamento básico;
- III - permitir e facilitar o monitoramento e a avaliação da eficiência e da eficácia da prestação dos serviços de saneamento básico; e
- IV - permitir e facilitar a avaliação dos resultados e dos impactos dos planos e das ações de saneamento básico.

§ 1º As informações do SINISA são públicas e acessíveis a todos, independentemente da demonstração de interesse, devendo ser publicadas por meio da internet.

§ 2º O SINISA deverá ser desenvolvido e implementado de forma articulada ao Sistema Nacional de Informações em Recursos Hídricos - SNIRH e ao Sistema Nacional de Informações em Meio Ambiente - SINIMA.

Art. 67. - O SINISA será organizado mediante instrução do Ministro de Estado das Cidades, ao qual competirá, ainda, o estabelecimento das diretrizes a serem observadas pelos titulares no cumprimento do disposto no inciso VI do art. 9º da Lei no 11.445, de 2007, e pelos demais participantes.

§ 1º O SINISA deverá incorporar indicadores de monitoramento, de resultados e de impacto integrantes do PNSB e dos planos regionais.

§ 2º O Ministério das Cidades apoiará os titulares, os prestadores e os reguladores de serviços públicos de saneamento básico na organização de sistemas de informação em saneamento básico articulados ao SINISA”.

Não obstante os cerca de seis anos da publicação da lei e quase três anos da publicação do decreto regulamentador, o SINISA ainda não foi de fato implantando. Contudo, apesar desta ausência, os objetivos e competência do SINISA já são parcialmente atendidos por outro sistema de informações oficial, o SNIS (Campos e Montenegro, 2011), hoje vinculado à Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério das Cidades.

O SNIS foi criado em 1994 como parte do Programa de Modernização do Setor Saneamento (PMSS) do governo federal com o intuito de apresentar dados sobre o diagnóstico da prestação de serviços de água e esgoto com base em informações repassadas pelas companhias estaduais e por algumas empresas municipais de água e esgoto. Assim, a partir de 1995, passou a apresentar os dados do diagnóstico de uma pequena amostra de municípios e iniciou sua expansão gradual de abrangência, tanto no tamanho amostral quanto no escopo dos dados. A partir de 2002, também passou a realizar coleta de dados sobre limpeza pública e manejo de resíduos sólidos urbanos, incorporados como um segundo módulo do Sistema (SNIS, 2012a).

Parece ser consensual que haverá uma evolução do SNIS para o SINISA (De Miranda, 2009; Campos e Montenegro, 2011; SNIS, 2012a), de modo que o momento da transformação de um para outro é uma mera questão taxonômica e, como tal, artificial e arbitrária, o que leva à inferência de que hoje o SNIS é o sistema de informações preconizado pela lei 11.445 em seu estado inicial, como o próprio Ministério das Cidades ratifica ao responder sobre o estabelecimento legal do SNIS, citando o SINISA (SNIS, 2012a).

A coleta de dados dos SNIS é feita de forma auto-declaratória e, apesar de ainda não estar se fazendo cumprir o dever dos titulares dos serviços em estabelecer sistema de informações e outros princípios definidos pela lei 11.445, os municípios que quiserem ter acesso a recursos financeiros do governo federal deverão enviar regularmente os dados solicitados pelo atual sistema (MCidades.SNSA, 2011b; SNIS, 2012a).

Para o ano de referência de 2009, a coleta de dados foi feita preferencialmente por meio de um aplicativo baixado da *website* do próprio

SNIS. Porém, havia também a possibilidade de baixar apenas o formulário eletrônico e enviá-lo por meio digital ou impresso, atendendo assim aos municípios que, por alguma razão, não pudessem utilizar o aplicativo disponibilizado via eletrônica (MCidades.SNSA, 2011a). A partir da coleta do ano de referência de 2010, o preenchimento das informações passou a ser diretamente no *website* do SNIS por meio de um sistema *on line* chamado SNISWEB (SNIS, 2012b).

No Diagnóstico de Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos (DMRSU), o preenchimento deve ser feito pelos órgãos municipais responsáveis pela gestão desses serviços, cabendo a estes, caso haja concessões ou terceirizações dos serviços, a obtenção dos dados junto aos terceiros. Já no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (DSAE) as informações são declaradas diretamente pelas instituições prestadoras dos serviços, sejam elas empresas (estaduais, municipais ou privadas), autarquias ou departamentos da gestão municipal (SNIS, 2012a).

Diferente de outras pesquisas, como o Censo e a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, ambas do IBGE¹⁶, a coleta de dados para o SNIS é anual e a cada coleta seu banco de dados torna-se mais robusto, tanto pelo aperfeiçoamento da sistemática de coleta e organização dos dados, quanto pela expansão da amostra. A coleta do ano referência de 2009, foi a primeira a convidar todos os municípios brasileiros a enviarem informações sobre seus serviços, o que gerou uma grande expansão da amostra (MCidades.SNSA, 2011b; a). Este fato resultou que, no DSAE para a versão de formulários

¹⁶ Além do SNIS, apenas a PNAD coleta dados oficiais anualmente sobre o saneamento básico no Brasil.

completos¹⁷, houve o retorno de 4.891 municípios atendidos por serviços de abastecimento de água e 1.739 municípios atendidos por serviços de esgotamento sanitário. Este montante representa, respectivamente, 87,9% e 31,2% dos municípios brasileiros, abrangendo também respectivamente 97,2% e 77,6% de toda população urbana do país; e no DMRSU 1.964 municípios, totalizando 35,2% de representatividade, o que abrange 68,6% da população brasileira.

Desta forma, mesmo com uma relativa abstenção, que têm motivos variados, incluindo desde desinteresse à dificuldade de obtenção de dados (MCidades.SNSA, 2011a), após 17 anos de experiência do DSAE e 10 anos do DMRSU, o SNIS já está relativamente maduro o suficiente para apresentar-se como fonte de dados para o debate sobre saneamento básico, o que somado à disponibilidade pública e ao atendimento à política nacional de saneamento básico, motivou a escolha desse banco de dados como base para este estudo.

¹⁷ O SNIS disponibiliza também formulários simplificados para municípios que declarem a não existência de serviços públicos de abastecimento de água ou de esgotamento sanitário.

2. HIPÓTESE

O aumento de escala ou escopo melhora a eficiência da prestação de serviços de saneamento básico no contexto brasileiro.

3. OBJETIVO

O objetivo direto deste estudo é, utilizando-se os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), avaliar se há ganhos de escala e escopo na prestação de serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos¹⁸ considerando os grupos de variáveis: Despesas, Produtividade dos funcionários, Sustentabilidade financeira, Custos ao consumidor, Variáveis relacionadas à quantidade de produto, Cobertura dos serviços e Qualidade dos produtos.

Adicionalmente, pretende-se também contribuir para debates mais aprofundados a respeito da utilização do SNIS em seu contexto da política nacional de saneamento básico, com ênfase no atendimento aos princípios básicos de controle social e transparência da gestão.

¹⁸ O serviço de drenagem urbana não está no escopo dessa pesquisa por ainda não possuir dados no SNIS.

4. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Essa pesquisa optou pelo uso de dados do SNIS por ser considerado o maior banco de dados brasileiro sobre saneamento (De Miranda, 2009) e, principalmente, por ser público, gratuito e de fácil acesso, características que além de possibilitar a reprodutibilidade dos resultados, vai ao encontro da política nacional de saneamento básico e seus princípios fundamentais de controle social e transparência das ações (Brasil, 2007), que apenas poderão ser atingidos por meio de um sistema de informações com essas características.

Os dados foram coletados por meio do download dos bancos de dados referentes ao Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (DMRS) e ao Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (DSAE), do último ano de referência disponível no site do SNIS no momento da coleta, que, na ocasião, eram aqueles referentes ao ano 2009. Ambos os bancos de dados são disponibilizados em arquivos formato “xls” e oferecem tanto microdados quanto indicadores, de forma desagregada.

O SNIS denomina como *informações* os microdados fornecidos pelos prestadores e titulares, já as ponderações feitas pelo sistema por meio de cruzamentos desses dados são chamadas de *indicadores*. No banco de dados do DMRSU são apresentadas 274 informações e 46 indicadores (Anexo I), enquanto que, no banco de dados do DSAE, são apresentadas 201 informações e 74 indicadores (Anexo II).

Ambos os bancos apresentam também algumas outras descrições gerais dos prestadores, como seu código no SNIS, região a que pertencem,

abrangência geográfica¹⁹ e tipos de serviços prestados. Foi com base nessas descrições que os bancos de dados foram alinhados neste trabalho, a fim de encontrar a correspondência entre os prestadores do DSAE e DMRSU.

O primeiro passo foi o alinhamento com base no código do município. Durante esse procedimento constatou-se que 171 municípios apresentaram dois prestadores dos serviços de água e esgoto, alguns contando com um prestador para os serviços de água e outro para os serviços de esgoto, alguns apresentando um prestador de água e esgoto e outro só de água ou só de esgoto e alguns possuindo dois prestadores para os serviços de água. Para manter a base de comparação, foram eliminados das análises estatísticas os 36 municípios nos quais havia mais de um prestador para o mesmo serviço, permanecendo assim 135 municípios, que, conseqüentemente, representavam 135 prestadores de água e 135 prestadores de esgotos. Destes 135 municípios, 82 responderam também o DSAE, dos quais 52 responderam que o responsável pelo manejo de resíduos sólidos é também responsável pela prestação dos serviços de esgoto, 4 responderam que o responsável pelo manejo de resíduos sólidos também é responsável pela prestação de serviços de água e esgoto, 2 que o responsável pelo manejo de resíduos sólidos também é responsável pela prestação de serviços de água e 24 declararam que o responsável pelo manejo de resíduos sólidos não respondem por nenhum serviço de água e esgoto.

Assim feito, os 52 prestadores que no DMRSU informaram serem também responsáveis pelos serviços de esgoto foram associados com os dados do prestador de esgoto daquele município do DSAE, assim, classificado

¹⁹ Disponível apenas no Somento para o DSAE.

em ambos os bancos como um prestador de serviços de esgotamento sanitário e de manejo de resíduos sólidos (ER). O mesmo vale para os 2 prestadores que declararam serem responsáveis também pelos serviços de água, então classificados como prestadores de serviços de abastecimento de água e de manejo de resíduos sólidos (AR). Já os 4 que declararam corresponsabilidade pelos serviços de água e esgoto foram eliminados da análise, pelo evidente conflito gerado no confronto entre os dois bancos.

Assim como esse, outros conflitos entre as informações dos dois bancos de dados foram detectados, como por exemplo: dos municípios nos quais o prestador respondeu ao DSAE como responsável apenas pelos serviços de abastecimento de água, 159 responderam ao DMRSU informando que também são responsáveis pelo esgotamento sanitário e 70 que são responsáveis por esgotamento sanitário e abastecimento de água, o que evidencia uma contradição entre as informações dos dois bancos.

Possivelmente essas contradições foram geradas por erro no preenchimento de um dos questionários, o que pode ter diversas origens, por vezes não propositais, como erros de digitação, ou por vezes propositais, como a não menção a um serviço devido à indisponibilidade de dados. No caso exemplificado, é menos provável que o erro esteja no preenchimento do DSAE, primeiro porque o prestador estaria errando em uma informação sobre si próprio (lembrando que, segundo o SNIS, o questionário do DSAE é preenchido pelo próprio prestador) e segundo porque a ausência de dados sobre serviços de esgotamento sanitário no DSAE corrobora que de fato o serviço não é prestado, ao contrário do que informa o DMRSU.

Assim, diante da análise circunstancial dos dados, ainda para as

entradas conflitantes, seria razoável usar as informações do questionário DMRSU, por meio de uma recategorização das informações sobre os serviços prestados com base no conjunto de dados apresentados. Contudo, a opção desta tese foi pela eliminação das entradas conflitantes, o que apesar de diminuir a amostra, traz maior confiabilidade às análises por eliminar mais uma fonte de erros.

Após esses cortes, puderam ser definidos os seguintes grupos para os testes estatísticos:

AER – Prestadores que respondem pelos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos;

AE – Prestadores que respondem pelos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário;

AR – Prestadores que respondem pelos serviços de abastecimento de água e manejo de resíduos sólidos;

ER – Prestadores que respondem pelos serviços de esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos;

A – Prestadores que respondem apenas pelos serviços de abastecimento de água;

E – Prestadores que respondem apenas pelos serviços de esgotamento sanitário; e

R – Prestadores que respondem apenas pelos serviços manejo de resíduos sólidos.

Na presente pesquisa avaliou-se que a fusão entre os dois bancos de

dados não traria benefícios metodológicos, visto que grande parte dos prestadores não compartilham as atividades desses dois escopos (DSAE e DMRSU), de modo que, mais do que agregar dados às entradas existentes, tal procedimento essencialmente criaria novas entradas e com conjunto de dados distinto. Assim, o que se fez foi alinhar os bancos de dados primeiro por meio dos municípios participantes da pesquisa e depois por meio da atuação desses prestadores, culminando com a criação de uma variável independente, conforme o escopo de atuação de cada prestador acima mencionado (AER, AE, AR, ER, A, E e R).

Para a análise de escala adotou-se a variável *abrangência* apresentada no DSAE, a qual define a escala geográfica de atuação do prestador (regional, microrregional e local)²⁰ e que representa a segunda variável independente desse estudo. Dado que essa variável é exclusiva ao DSAE, as variáveis dependentes desse estudo também se restringiram ao conjunto de indicadores desse banco de dados e, desta forma, dentre os agrupamentos de prestadores por escopo acima, não haverá grupo de escopo R.

Vale destacar que a variável abrangência não representa uma variável de escala *strictu sensu*, pois não trata diretamente da escala de produção, mas sim da escala de abrangência do prestador dos serviços, aqui considerada mais relevante ao contexto dos modelos de gestão do saneamento brasileiro. Malgrado essa distinção, ainda que indiretamente, a escala de abrangência reflete a escala de produção, visto que apenas 11 prestadores classificados como de abrangência Local atendem, com abastecimento de água, populações

²⁰ Prestadores regionais: “as chamadas companhias estaduais, prestadores que atendem a considerável número de municípios no mesmo estado, limítrofes ou não, uns dos outros”; Prestadores microrregionais “prestadores que atendem a dois ou mais municípios limítrofes uns dos outros no mesmo estado” e Prestadores locais: “prestadores que atendem a um único município” (MCIDADES.SNSA, 2011b).

maiores do que 500.000 habitantes (Campinas, Cuiabá, Belém, Porto Alegre, Guarulhos, Santo André, Uberlândia, Sorocaba, Ribeirão Preto, Manaus e Campo Grande), ao passo que apenas quatro companhias regionais atendem, com o mesmo serviço, populações menores do que esse número (CAER, COSAMA, COPANOR e DEAS).

O uso da abrangência como variável independente de escala também traz consigo a vantagem de diminuir a interferência dos subsídios cruzados nos resultados desse trabalho, dado que essa variável tem foco no prestador e não no município, agrupando assim, em um mesmo grupo, os municípios entre os quais esses subsídios são trocados. Na hipótese da análise de escala ser feita com base no porte dos municípios, poderiam haver falsos resultados de municípios nos quais alguns indicadores, como os cobertura e qualidade, fossem ótimos devido aos investimentos custeados por subsídios externos e não propriamente devido à eficiência interna da prestação nesta localidade.

Na seleção das variáveis dependentes buscaram-se os melhores indicadores que representassem as seguintes características: Despesas, Produtividade dos funcionários, Custos ao consumidor, Sustentabilidade Financeira, Variáveis relacionadas à quantidade de produto, Cobertura do serviço, Continuidade do serviço e Qualidade dos produtos, o que resultou na seguinte seleção:

- Despesas
 - IN003 - Despesa total com os serviços por metro cúbico faturado
 - IN026 - Despesa de exploração por metro cúbico
 - IN027 - Despesa de exploração por economia
 - IN008 - Despesa média anual por empregado

- Produtividade dos funcionários
 - IN019 – Índice de produtividade: economias ativas por pessoal total (equivalente)
- Custos ao consumidor
 - IN005 – Tarifa média de água
 - IN006 – Tarifa média de esgoto
- Sustentabilidade Financeira
 - IN012 – Indicador de desempenho financeiro
 - IN029 – Índice de evasão de receitas
- Variáveis relacionadas à quantidade de produto (Disponibilidade, hidrometração, consumo e perda)
 - IN025 – Volume de água disponibilizado por economia
 - IN009 – Índice de hidrometração
 - IN017 – Consumo de água faturado por economia
 - IN051 – Índice de perdas por ligação
- Cobertura do serviço
 - IN023 – Índice de atendimento urbano de água
 - IN015 – Índice de coleta de esgoto
 - IN046 – Índice de esgoto tratado referido à água consumida
 - IN047 – Índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com esgoto
- Continuidade do serviço
 - IN071 – Economias atingidas por paralisações
 - IN072 – Duração média das paralisações
 - IN073 – Economias atingidas por intermitências

- IN074 – Duração média das intermitências
- IN082 – Extravasamentos de esgotos por extensão de rede
- Qualidade do Produto
 - IN075 – Incidência das análises de cloro residual fora do padrão
 - IN076 – Incidência das análises de turbidez fora do padrão
 - IN084 – Incidência das análises de coliformes totais fora do padrão

Para os testes estatísticos, primeiramente foi empregado o teste de Shapiro-Wilk, para averiguar o enquadramento das variáveis ao modelo Gaussiano de distribuição e foi analisada a homocedasticidade²¹ das variâncias. A esfericidade²² foi verificada por meio do teste de Maucly's. Diante dos resultados apresentados por este teste, constatou-se que nem todas as variáveis numéricas apresentam distribuição assimétrica.

Posteriormente, foi realizada análise de variâncias (ANOVA) Kruskal-Wallis. O teste post-hoc de Bonferroni foi utilizado, quando necessário, para identificar as diferenças. As análises foram desenvolvidas com a utilização do software Stata versão 12.0, e foi estabelecida significância estatística²³ de 5%.

²¹ Homocedasticidade é a “suposição de que as variáveis dependentes exibem níveis iguais de variância ao longo do domínio da(s) variável(is) preditor(a)s” (Hair, 1998).

²² Esfericidade é uma condição para que o teste F seja válido (Everitt, 2002). A condição de esfericidade requer que as variâncias das diferenças entre todos os pares de medidas repetidas sejam iguais (Weinfurt, 2000).

²³ Nível de significância é o nível de probabilidade com a qual é aceito será rejeitada, convencionalmente de 0.05 (Everitt, 2002).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. DESCRIÇÃO GERAL DA AMOSTRA

A amostra resultante do alinhamento das entradas do banco de dados de água e esgoto com as entradas do banco de dados de resíduos sólidos apresentou 3738 localidades atendidas por prestadores regionais de serviços (Anexo III), 15 localidades atendidas por prestadores microrregionais (Anexo III) e 940 prestadores locais.

Tamanho predomínio da prestação regional, por um lado reflete a predominância desse modelo de companhia na prestação dos serviços de água e esgoto induzido pelo PLANASA e, por outro, reflete a própria história do SNIS. A coleta de dados do SNIS foi iniciada por essas companhias, de modo que se espera que o fornecimento de informações ao sistema seja mais familiar e já esteja introduzida na cultura dessas instituições.

No outro extremo, cabe observar a baixa representatividade dos prestadores microrregionais, o que, como será visto adiante, faz com que os testes de comparação estatística tenham pouca ou nenhuma relevância estatística para esse grupo.

Em relação à variável de escopo dos serviços, a amostra apresentou 255 prestadores no grupo AER, 112 prestadores no grupo AR, 1290 prestadores no grupo AE, 55 prestadores no grupo ER, 2900 prestadores no grupo A e 81 prestadores no grupo E. Vale destacar que não há prestadores apenas de serviços de manejo de resíduos sólidos, pois nesta pesquisa se optou por usar como variável independente a abrangência da prestação dos serviços, variável presente apenas para os prestadores que responderam ao DSAE.

5.2. ANÁLISE DOS INDICADORES

A seguir serão apresentados os resultados e discussões por grupo de indicadores selecionados. Para cada grupo, primeiro são apresentadas as estatísticas descritivas e os resultados dos testes estatísticos de cada indicador e, sem seguida, a discussão, feita para o conjunto de indicadores do grupo. Os principais resultados do conjunto de indicadores analisados também podem ser visualizados nas compilações apresentadas na Tabela 1 (análise de escala) e Tabela 2 (análise de escopo).

Tabela 1 - Apresentação dos principais resultados da análise de escala: ordenamento das médias dos grupos, resultado do teste de comparação pareada (Bonferroni) e fenômeno observado.

Indicador	Tendência desejada	Ordenamento das médias	Teste Pareado			Principal Fenômeno Observado
			R x L	R x M	M x L	
Despesas						
IN003	Quanto menor melhor *	R > M > L	≠	=	=	Perda de escala
IN026	Quanto menor melhor *	R > M > L	≠	=	=	Perda de escala
IN027	Quanto menor melhor *	R > M > L	≠	=	=	Perda de escala
IN008	Quanto menor melhor *	R > M > L	≠	≠	=	Perda de escala
Produtividade dos funcionários						
IN019	Quanto maior melhor *	R > L > M	≠	=	=	Ganho de escala
Custos ao consumidor						
IN012	Quanto maior melhor *	M > R > L	=	=	=	nada
IN029	Quanto menor melhor	R > L > M	=	=	=	nada
Sustentabilidade Financeira						
IN005	Quanto menor melhor *	M > R > L	≠	=	≠	Perda de escala
IN006	Quanto menor melhor *	R > M > L	≠	=	=	Perda de escala
Variáveis relacionadas à quantidade de produto (Disponibilidade, hidrometração, consumo e perda)						
IN025	Quanto maior melhor *	L > M > R	≠	=	=	Perda de escala
IN009	Quanto maior melhor	M > R > L	≠	=	≠	Ganho de escala
IN017	**	L > M > R	≠	=	≠	Local consome mais
IN051	Quanto menor melhor	M > R > L	=	=	=	nada
Cobertura do serviço						
IN023	Quanto maior melhor	M > L > R	≠	=	=	Perda de escala
IN047	Quanto maior melhor	L > R > M	≠	≠	=	Perda de escala
IN015	Quanto maior melhor	M > L > R	≠	≠	=	Perda de escala
IN046	Quanto maior melhor *	M > R > L	≠	≠	≠	Ganho de escala
Continuidade do serviço						
IN071	Quanto menor melhor	L > R > M	≠	=	=	Ganho de escala
IN072	Quanto menor melhor	R > L > M	≠	=	=	Perda de escala
IN073	Quanto menor melhor	L > R	=	---	---	nada
IN074	Quanto menor melhor	R > L > M	=	=	=	nada
IN082	Quanto menor melhor	R > M > L	=	=	=	nada
Qualidade do produto						
IN075	Quanto menor melhor	L > R > M	=	=	=	nada
IN076	Quanto menor melhor	R > L > M	=	=	=	nada

* Indicadores que apesar de terem uma tendência desejada apontada neste trabalho, possivelmente possuem valores ótimos, variáveis conforme contexto, abaixo e acima dos quais há perda de eficiência.

** Indicador para o qual não se pôde apontar uma tendência desejada

R - Prestação de serviços Regional; M - Prestação de serviços Microrregional; L - Prestação de serviços Local

≠ Ausência de diferenças estatística no teste de Bonferroni; = Presença de diferenças estatística no teste de Bonferroni

Tabela 2 - Compilação dos principais resultados da análise de escopo: ordenamento das médias dos grupos, resultado do teste de comparação pareada (Bonferroni) e fenômeno observado.

Indicador	Tendência desejada	Ordenamento das médias	Teste Pareado																Principais Fenômenos Observados
			AER x AE	AER x AR	AER x ER	AER x E	AER x A	AE x AR	AE x ER	AE x E	AE x A	AR x ER	AR x A	AR x E	ER x A	ER x E	A x E		
Despesas																			
IN003	Quanto menor melhor *	A > AR > AE > ER > AER > E	=	=	=	=	≠	=	=	=	≠	=	=	=	=	=	=	Ganho de escopo: de combinações de AE em relação a A	
IN026	Quanto menor melhor *	A > AR > AE > ER > AER > E	=	=	=	=	≠	=	=	=	≠	=	=	=	=	=	=	Ganho de escopo: de combinações AE em relação a A	
IN027	Quanto menor melhor *	A > E > AR > AE > AER > ER	≠	=	=	=	≠	=	≠	=	≠	≠	=	=	≠	=	=	Perda de escopo: de combinações AE em relação a A e de AER em relação a AE	
IN008	Quanto menor melhor *	AE > A > AR > AER > E > ER	=	=	=	=	=	=	=	=	≠	=	=	=	=	=	=	Perda de escopo: de AE em relação a E	
Produtividade dos funcionários																			
IN019	Quanto maior melhor *	ER > AE > AER > E > A > AR	≠	=	≠	=	=	≠	=	=	≠	≠	=	=	≠	≠	=	Perda de escopo: de combinações de AE em relação a A ou E	
Sustentabilidade Financeira																			
IN012	Quanto maior melhor *	AE > A > AER > AR > E > ER	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	nada	
IN029	Quanto menor melhor	E > AR > ER > AER > AE > A	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	nada	
Custos ao consumidor																			
IN005	Quanto menor melhor *	A > AE > AR > AER	---	≠	≠	---	≠	=	---	---	≠	---	≠	---	---	---	---	Ganho de escopo: de AER em relação a AE e de AE em relação a A	
IN006	Quanto menor melhor *	AE > AER > E > ER	≠	---	=	=	---	---	=	≠	---	---	---	---	---	=	---	Ganho de escopo: de AER em relação de AE Perda de escopo: de AE em relação a E	
Variáveis relacionadas à quantidade de produto (Disponibilidade, hidrometração, consumo e perda)																			
IN025	Quanto maior melhor *	AER > AR > AE > A	≠	≠	---	---	≠	=	---	---	=	---	=	---	---	---	---	Ganho de escopo: de AER em relação aos demais	
IN009	Quanto maior melhor	AE > AER > A > AR	≠	≠	---	---	=	≠	---	---	≠	---	≠	---	---	---	---	Ganho de escopo: de combinações de AE em relação às combinações de A sem E Perda de escopo: de AER em relação a AE	
IN017	**	AER > AE > AR > A	=	=	---	---	≠	=	---	---	≠	---	=	---	---	---	---	indefinido	
IN051	Quanto menor melhor	AER > A > AE > AR	=	=	---	---	=	=	---	---	=	---	=	---	---	---	---	nada	
Cobertura do serviço																			
IN023	Quanto maior melhor	AER > AE > AR > A	=	≠	---	---	≠	=	---	---	≠	---	=	---	---	---	---	Ganho de escopo: de combinações de AE em relação às combinações de A sem E	
IN047	Quanto maior melhor	AER > ER > E > AE	≠	---	=	=	---	---	≠	≠	---	---	---	---	---	=	---	indefinido	
IN015	Quanto maior melhor	AER > AE	≠	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	Ganho de escopo: de AER em relação a AE	
IN046	Quanto maior melhor *	AE > AER	=	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	nada	
Continuidade do serviço																			
IN071	Quanto menor melhor	AER > AE > A > AR	≠	=	---	---	≠	=	---	---	=	---	=	---	---	---	---	Perda de escopo: de AER em relação a AE ou E	
IN072	Quanto menor melhor	AR > A > AE > AER	=	≠	---	---	≠	=	---	---	=	---	=	---	---	---	---	Ganho de escopo: de AER em relação a AR ou A	
IN073	Quanto menor melhor	AE > AER > A > AR	=	=	---	---	=	=	---	---	≠	---	=	---	---	---	---	Perda de escopo: de AE em relação a A	
IN074	Quanto menor melhor	AE > A > AR > AER	=	=	---	---	=	=	---	---	=	---	=	---	---	---	---	nada	
IN082	Quanto menor melhor	E > AE > AER > ER	=	---	=	=	---	---	=	=	---	---	---	=	---	---	---	nada	
Qualidade do produto																			
IN075	Quanto menor melhor	AR > A > AER > AE	=	≠	---	---	=	≠	---	---	≠	---	≠	---	---	---	---	Ganho de escopo: de AE em relação a A e de AER em relação a AR Perda de escopo: de A em relação a AR.	
IN076	Quanto menor melhor	AR > A > AE > AER	=	=	---	---	≠	=	---	---	≠	---	=	---	---	---	---	Ganho de escopo: de AE e AER em relação a A	

* Indicadores que apesar de terem uma tendência desejada apontada neste trabalho, possivelmente possuem valores ótimos, variáveis conforme contexto, abaixo e acima dos quais há perda de eficiência.

** Indicador para o qual não se pôde apontar uma tendência desejada

AER – Prestadores que respondem pelos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos; AE – Prestadores que respondem pelos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário; AR – Prestadores que respondem pelos serviços de esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos; ER – Prestadores que respondem pelos serviços de esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos; A – Prestadores que respondem apenas pelos serviços de abastecimento de água; E – Prestadores que respondem apenas pelos serviços de esgotamento sanitário; R – Prestadores que respondem apenas pelos serviços de manejo de resíduos sólidos

≠ Ausência de diferenças estatística no teste de Bonferroni; = Presença de diferenças estatística no teste de Bonferroni

5.2.1. Despesas

- **DESPESA TOTAL COM OS SERVIÇOS POR METRO CÚBICO FATURADO – Indicador IN003**

Formulação: (Despesas totais com os serviços / (volume de água faturado + volume de esgoto faturado)) / 1000. Unidade de medida: R\$/m³.

O valor médio ($\pm$ DP) da despesa total com os serviços por metro cúbico faturado foi de R\$ 2,66 ($\pm$ 6,68, n = 3889).

Na análise de escala, a prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 2,90/m³ ($\pm$ 7,14, n = 3371), seguida pela prestação Microrregional com R\$ 1,33/m³ ($\pm$ 0,91, n = 8) e, por fim, a Local com R\$ 1,05/m³ ($\pm$ 0,62, n = 510), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores locais e regionais (P = 0,000).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços apenas de A foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 3,13/m³ ($\pm$ 0,16, n = 2496), seguida pelas prestações de AR com R\$ 2,20/m³ ($\pm$ 0,22, n = 60), AE R\$ 1,90/m³ ($\pm$ 0,03, n = 1162), ER com R\$ 1,18/m³ ($\pm$ 0,89, n = 2), AER com R\$ 1,17/m³ ($\pm$ 0,05, n = 167) e, por fim, de E com R\$ 0,66/m³ ($\pm$ 0,56, n = 2), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores A e AE e entre A e AER, conforme mostrado na Tabela 3.

Tabela 3 – Níveis de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa total com os serviços por metro cúbico faturado.

Grupos	A	AE	AER	AR	E
AE	0,000				
AER	0,004	1,000			
AR	1,000	1,000	1,000		
E	1,000	1,000	1,000	1,000	
ER	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

- **DESPESA DE EXPLORAÇÃO POR METRO CÚBICO – Indicador IN026**

Formulação: Despesas de exploração / ((volume de água faturado + volume de esgoto faturado) x 1000). Unidade de medida: R\$/m³

O valor médio ($\pm$ DP) da despesa de exploração por metro cúbico foi R\$ 2,12 ($\pm$ 3,42, n = 4265).

Na análise de escala, a prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 2,29/m³ ($\pm$ 3,62, n = 3722), seguida pela prestação Microrregional com R\$ 1,03/m³ ($\pm$ 0,29, n = 8) e, por fim, Local com R\$ 0,98/m³ ($\pm$ 0,58, n = 535), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores locais e regionais (P = 0,000).

Na análise de escopo, a prestação de serviços apenas de A foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 2,43/m³ ($\pm$ 0,08, n = 2792), seguida pelas prestações de AR com R\$ 1,84/m³ ($\pm$ 0,16, n = 69), ÁE com R\$ 1,58/m³ ($\pm$ 0,02, n = 1226), ER com R\$ 1,17/m³ ($\pm$ 0,9, n = 2), AER com R\$ 1,03/m³ ($\pm$ 0,04, n = 174) e, por fim, de E com R\$ 0,44/m³ ($\pm$ 0,34, n = 2), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob >

F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores A e AE e entre A e AER, tal como mostrado na Tabela 4.

Tabela 4 – Níveis de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa de exploração por metro cúbico.

Grupos	A	AE	AER	AR	E
AE	0,000				
AER	0,000	0,658			
AR	1,000	1,000	1,000		
E	1,000	1,000	1,000	1,000	
ER	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

• **DESPESA DE EXPLORAÇÃO POR ECONOMIA – Indicador IN027**

Formulação: Despesas de exploração / (Média entre a quantidade de economias ativas de água do ano corrente e do ano anterior + Média entre a quantidade de economias ativas de esgoto do ano corrente e do ano anterior). Unidade de medida: R\$/ano/econ..

O valor médio ($\pm$ DP) da despesa de exploração por economia foi R\$ 289,15/ano ($\pm$ 299,95, n = 4409).

Na análise de abrangência, a prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 311,55/ano/econ. ($\pm$ 311,58, n = 3731), seguida pela prestação Microrregional com R\$ 178,74/ano/econ. ($\pm$ 105,31, n = 11) e, por fim, Local com, R\$ 165,70/ano/econ. ($\pm$ 182,59, n = 667), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores locais e regionais (P=0,000).

Na análise de escopo, a prestação de A foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 319,15/ano/econ. ($\pm$ 350,95, n = 2810), seguida pelas

prestações de E com R\$ 291,21/ano/econ. ($\pm 914,38$, $n = 2$), AR com R\$ 256,71/ano/econ. ($\pm 254,94$, $n = 78$), AE com R\$ 247,79/ano/econ. ($\pm 118,82$, $n = 1213$), AER com R\$ 164,69/ano/econ. ($\pm 85,70$, $n = 177$) e, por fim, de ER com R\$ 42,84/ano/econ. ($\pm 52,67$, $n = 1$), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0000$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores de A e AE, A e AER, A e ER, AE e AER, AE e ER e AR e ER, tal como mostrado na Tabela 5.

Tabela 5 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa de exploração por economia.

Grupos	A	AE	AER	AR	E
AE	0,000				
AER	0,000	0,004			
AR	0,838	1,000	0,251		
E	1,000	1,000	1,000	1,000	
ER	0,000	0,009	0,794	0,023	0,116

• **DESPESA MÉDIA ANUAL POR EMPREGADO – Indicador IN008**

Formulação: Despesa com pessoal próprio / Média entre a quantidade total de empregados próprios do ano corrente e do ano anterior. Unidade de medida: R\$/empregado.

O valor médio ($\pm$ DP) da despesa média anual por empregado foi R\$ 58456,40 ($\pm 55678,02$, $n = 4366$).

A prestação Regional foi aquela que apresentou maior média ($\pm$ DP), com R\$ 67337,76/empregado ($\pm 57973,90$, $n = 3549$), seguida pela prestação Microrregional com R\$ 32938,55/empregado ($\pm 12013,63$, $n = 15$) e, por fim, Local com R\$ 19632,00/empregado ($\pm 11522,23$, $n = 802$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente

significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou não haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores Regionais e Locais (P = 0,000) e Regionais e Microrregionais (P = 0,034).

Na análise de escopo, a prestação de AE foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 69663,33/empregado ($\pm$ 41758,54, n = 1250), seguida pelas prestações de A com R\$ 57965,41/empregado ($\pm$ 62067,04, n = 2716), AR com R\$ 30938,8/empregado ($\pm$ 39675,94, n = 95), AER com R\$ 29487,15/empregado ($\pm$ 26533,05, n = 235), E com R\$ 12516,11/empregado ($\pm$ 8072,73, n = 37) e, por fim, de ER com R\$ 11383,91/empregado ($\pm$ 7067,29, n = 33), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou que os prestadores dos serviços de A e AE possuem diferenças estatisticamente significativa entre si e em relação aos demais prestadores, tal como mostrado na Tabela 6.

Tabela 6 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador despesa média anual por empregado.

Grupos	A	AE	AER	AR	E
AE	0,000				
AER	0,000	0,000			
AR	0,000	0,000	1,000		
E	0,000	0,000	1,000	1,000	
ER	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000

Na análise de escala, todos os quatro indicadores mostraram que a prestação regional apresenta maiores custos do que a prestação local, ou seja, apontam para a existência de deseconomia de escala para os custos em questão. Contudo, algumas considerações devem ser feitas:

- Em primeiro lugar, há, como será desenvolvido adiante, imperfeições no banco de dados do SNIS (Venturieri, 2004), as quais merecem ser analisadas sob a ótica de seu comportamento em relação à escala do prestador;
- Em segundo lugar, naturalmente há diversas inter-relações entre os indicadores que não podem ser ignoradas, sob a pena, neste caso específico, de uma análise crua dos indicadores de custos poder advogar a favor da prestação de serviços de baixa qualidade, uma vez que para se obter melhor qualidade é necessário a utilização de mais recursos, que por sua vez se traduz em maiores custos (Gonzalez-Gomez e Garcia-Rubio, 2008) e
- Por último, na mesma linha da consideração anterior, mas com especial destaque, definir qual a tendência desejada para o indicador IN008 (despesa média anual por empregado) é uma tarefa difícil, visto que menores despesas com empregados pode indicar o uso de mão de obra menos especializada. Neste contexto, vale destacar a argumentação de Pinheiro e Sugahara (2001) que, em geral, o funcionalismo público municipal possui menor remuneração do que o estadual, esferas nas quais residem, respectivamente, as prestações de serviços de saneamento local e regional. Esta constatação também foi feita por outros pesquisadores (Matias-Pereira, 2004; Ipea, 2009), que destacam ainda o menor grau de escolaridade e, por consequência, de qualificação, da mão de obra na esfera municipal. A menor qualificação da mão de obra pode também estar relacionada ao primeiro apontamento, visto que a qualificação da mão de obra é fundamental

para gerar dados de qualidade e alimentar o sistema corretamente.

Para a análise de escopo, os três primeiros indicadores apontam que os custos por metro cúbico ou por economia na prestação apenas dos serviços de A são estatisticamente maiores do que os custos de prestação dos serviços de AE ou dos serviços de AER, sinalizando assim para uma economia de escopo, não obstante os indicadores IN0003 (despesa total com os serviços por m³ faturado) e IN0026 (despesa de exploração por m³) apontarem, ainda que sem significância estatística, o que talvez se deva ao baixo número amostral, que a prestação dos serviços de E possuem os menores custos. Estes resultados podem estar associados a uma prestação parcial dos serviços de E, ou seja, coleta e afastamento sem tratamento, o que diminui seu custo de operação.

5.2.2. Produtividade dos funcionários

- **ÍNDICE DE PRODUTIVIDADE: ECONOMIAS ATIVAS POR PESSOAL TOTAL (EQUIVALENTE) – Indicador IN019**

Formulação: (Média da quantidade de economias ativas de água do ano corrente e do ano anterior + Média entre a quantidade de economias ativas de esgoto do ano corrente e do ano anterior) / quantidade equivalente de pessoal total. Unidade de medida: econ./emp. eqv..

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de produtividade: economias ativas por pessoal total foi 370,17 econ./emp. eqv. ($\pm$ 210,67, n = 4184).

A prestação Regional foi aquela que apresentou maior média ($\pm$ DP), com 386,96 econ./emp. eqv. ($\pm$ 208,85, n = 3484), seguida pela prestação Local com 286,88 econ./emp. eqv. ($\pm$ 200,52, n = 689) e, por fim, Regional com 268,09 econ./emp. eqv. ($\pm$ 136,03, n = 11), valores para os quais a análise de

variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores Regionais e Locais (P = 0,000).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços de ER foi aquela que apresentou maior média, com 569,75 econ./emp. eqv. ($\pm$ 591,07, n = 19), seguida pelas prestações de AE com 437,67 econ./emp. eqv. ($\pm$ 213,69, n = 1216), AER com 357,84 econ./emp. eqv. ($\pm$ 191,60, n = 207), E com 343,00 econ./emp. eqv. ($\pm$ 262,26, n = 19), A com 341,37 econ./emp. eqv. ($\pm$ 195,10, n = 2637) e, por fim, de AR com 290,36 econ./emp. eqv. ($\pm$ 258,45, n = 86), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver algumas diferenças estatisticamente significativas entre A e AE, A e ER, AE e EAR, AE e AR, AER e ER, AR e ER e E e ER, tal como mostrado na Tabela 7.

Tabela 7 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de produtividade: economias ativas por pessoal total (equivalente).

Grupos	A	AE	AER	AR	E
AE	0,000				
AER	1,000	0,000			
AR	0,354	0,000	0,158		
E	1,000	0,697	1,000	1,000	
ER	0,000	0,082	0,000	0,000	0,010

Este indicador mostra um ganho de eficiência considerável e estatisticamente significativa no modelo de prestação regional, da ordem de 1/3

superior ao apresentado pela prestação local.

Vale destacar que a produtividade dos funcionários, apesar de ser apenas um fator parcial de produtividade (Abbott e Cohen, 2009), apresenta grande relevância para a produtividade geral das instituições, a ponto de Crain e Zardkoohi (1978) atribuírem a esse fator os maiores custos apresentados pelos prestadores públicos de serviços de abastecimento de água, quando comparados aos prestadores privados.

É também interessante notar que a produtividade da prestação local aqui exposta (286,88 econ./emp. eqv.) se assemelha muito ao valor de produtividade na prestação de serviços de abastecimento de água por entidade pública encontrado por Houtsma e Sackville (2003), que obtiveram uma média de 3,49 empregados para cada 1,000 ligações (ou seja, 286,53 ligações/empregado). Esses mesmos autores encontraram que, quando a prestação é feita pela iniciativa privada, a média é de 1,62 funcionários para cada 1,000 ligações (ou seja, 617,28 ligações/empregado).

5.2.3. *Sustentabilidade Financeira*

- **INDICADOR DE DESEMPENHO FINANCEIRO – Indicador IN012**

Formulação: ((Receita operacional direta de água + receita operacional direta de esgoto + receita operacional direta de água exportada (bruta ou tratada) + receita operacional direta de esgoto bruto importado) / despesas totais com os serviços) x 100.
Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) do indicador de desempenho financeiro foi 107,07% ($\pm$ 377,67, n = 4057).

Na análise de escala, a prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com 205,53% ($\pm$ 192,48, n = 11), seguida pela

prestação Regional com 109,18% ($\pm 412,63$, $n = 3383$) e, por fim, Local com 94,71% ($\pm 56,28$, $n = 663$), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,4579$).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços de AE foi aquela que apresentou maior média, com 124,38% ($\pm 695,52$, $n = 1172$), seguida pelas prestações de A com 101,92% ($\pm 63,80$, $n = 2547$), AER com 97,66% ($\pm 48,69$, $n = 202$), AR com 88,20% ($\pm 56,53$, $n = 78$), E com 55,22% ($\pm 80,16$, $n = 30$) e, por fim, de ER com 28,03% ($\pm 49,68$, $n = 28$), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,4100$).

- **ÍNDICE DE EVASÃO DE RECEITAS – Indicador IN029**

Formulação: $((\text{Receita operacional total (direta + indireta)} - \text{arrecadação total}) / \text{receita operacional total (direta + indireta)}) \times 100$. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de evasão de receitas foi R\$ -3,36% ($\pm 213,29$, $n = 4126$).

A prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com 6,18% ($\pm 7,51$, $n = 15$), seguida pela prestação Local com 1,45% ($\pm 15,21$, $n = 680$) e, por fim, Regional com -4,36% ($\pm 233,79$, $n = 3431$), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,7978$).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços E foi aquela que apresentou maior média, com 7,30% ($\pm 23,48$, $n = 19$), seguida pelas prestações de AR com 4,32% ($\pm 26,41$, $n = 82$), ER com 2,32% ($\pm 14,157$, $n = 15$), AER com 1,27% ($\pm 12,01$, $n = 215$), AE com 1,22% ($\pm 38,40$, $n = 1212$) e,

por fim, de A com -6,26% ($\pm 268,19$, $n = 2583$), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,9350$).

Ambos os indicadores apresentaram grande desvio padrão para quase todos os grupos, o que demonstra uma grande variabilidade do desempenho financeiro e na habilidade de receber suas contas mesmo dentro de cada grupo (especialmente para o grupo de prestadores regionais) e explica a não detecção de diferenças estatisticamente significativas, mesmo com acentuadas diferenças entre as médias dos grupos. Não obstante, ainda que careçam de significância estatística, essas diferenças não podem ser ignoradas e, como tendência, mostram que o aumento da escala pode trazer benefício financeiro, especialmente ao se notar, no indicador de desempenho financeiro (IN012) que a prestação local foi a única que apresentou um desempenho menor que 100%, ou seja, cujas despesas ultrapassaram a receita da prestação do serviço.

É importante mencionar que na formulação do indicador de desempenho financeiro, o denominador “despesas totais com os serviços”, pela definição do SNIS, contempla, “valor anual das despesas de depreciação do ativo imobilizado operacional (máquinas, equipamentos e instalações em serviço) e das despesas de amortização do ativo diferido (despesas de instalação e organização que contribuem para o resultado de mais de um exercício). Inclui, também, provisão para devedores duvidosos constituída anualmente para prevenir perdas no item contas a receber”, ou seja, contempla custos de investimentos e instalações, como não poderia deixar de ser, sob pena de

comprometer a relevância deste indicador e seu reflexo sobre a capacidade de expansão dos serviços (Solo, 1999).

O índice de evasão de receitas é um fator importante que afeta diretamente o desempenho das empresas de saneamento por representar uma parcela da receita operacional que deixou de ser arrecadada (Sampaio e Sampaio, 2007). Neste sentido, é oportuno destacar a existência de valores negativos, que, portanto, significam uma arrecadação maior do que a receita. Possivelmente esses valores estão relacionados à dinâmica entre faturamento e arrecadação, principalmente à ocorrência de pagamentos de contas em atraso, renegociações de dívidas e mudanças na data de vencimento das contas, que, em alguns casos, pode gerar a existência de 12 receitas e 13 arrecadações no ano de referência (SNIS Ae, 2013).

5.2.4. Custos ao consumidor

- **TARIFA MÉDIA DE ÁGUA – Indicador IN005**

Formulação: Receita operacional direta de água / ((volume de água faturado - volume de água bruta exportada - volume de água tratada exportado) x 1000). Unidade de medida: R\$/m³.

O valor médio ($\pm$ DP) da tarifa média de água foi R\$ 2,21/m³ ($\pm$ 1,68, n = 4033).

A prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 3,00/m³ ($\pm$ 1,61, n = 15), seguida pela prestação Regional com R\$ 2,40/m³ ($\pm$ 1,73, n = 3418) e, por fim, Local com R\$ 1,16/m³ ($\pm$ 0,66, n = 600), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores locais e

regionais ($P = 0,000$) e entre prestadores locais e microrregionais ($P = 0,000$).

Na análise de escopo, a prestação apenas de serviços de A foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 2,41/m³ ($\pm 1,90$, $n = 2558$), seguida pelas prestações de AE com R\$ 1,99/m³ ($\pm 1,09$, $n = 1200$), AR com R\$ 1,83/m³ ($\pm 1,34$, $n = 75$) e, por fim, AER com R\$ 1,19/m³ ($\pm 1,19$, $n = 200$), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0000$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre todos os grupos de prestadores, com exceção a AR e AE, tal como mostrado na Tabela 8.

Tabela 8 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador

Grupos	A	AE	AER
AE	0,000		
AER	0,000	0,000	
AR	0,018	1,000	0,023

• TARIFA MÉDIA DE ESGOTO – Indicador IN006

Formulação: Receita operacional direta de esgoto / ((volume de esgoto faturado - volume de esgoto bruto importado) x 1000). Unidade de medida: R\$/m³.

O valor médio ($\pm$ DP) da tarifa média de esgoto foi R\$ 1,35/m³ ($\pm 0,78$, $n = 1374$).

A prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 1,50/m³ ($\pm 0,73$, $n = 1038$), seguida pela prestação Microrregional com R\$ 1,16/m³ ($\pm 0,89$, $n = 5$) e, por fim, Local com R\$ 0,87/m³ ($\pm 0,72$, $n = 331$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,000$). O teste de comparação

pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores locais e regionais ($P = 0,000$).

Na análise de escopo, a prestação apenas do AE foi aquela que apresentou maior média, com R\$ 1,41/m³ ($\pm 0,77$, $n = 1201$), seguida pelas prestações de AER com R\$ 0,91/m³ ($\pm 0,61$, $n = 168$), E com R\$ 0,22/m³ ($\pm 1,08$, $n = 3$) e, por fim, de ER com R\$ 0,19/m³ ($\pm 0,12$, $n = 2$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0000$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores AE e AER e AE e E, tal como mostrado na Tabela 9.

Tabela 9 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador tarifa média de esgoto.

Grupos	AE	AER	E
AER	0,000		
E	0,038	0,697	
ER	0,138	1,000	1,000

Chama a atenção o baixo número de prestadores que forneceram os dados que compõem esse indicador, que apresentou um número amostral cerca de 2/3 menor do que os indicadores anteriores.

Em ambos os indicadores, as tarifas pagas pelos usuários da prestação local são estatisticamente menores do que a prestação regional. Contudo, se por um lado, tarifas mais baixas permitem maior acessibilidade aos serviços de saneamento, por outro podem não cobrir os custos da prestação dos serviços e levar a desperdício de recursos hídrico por meio de consumo excessivo e

desnecessário de água (Carvalho, Simões *et al.*, 2010), o que pode ser o fenômeno observado neste trabalho, dado que a prestação Local foi aquela que apresentou a menor tarifa, mas também o pior desempenho financeiro e o maior consumo, o que põe em cheque a vantagem da prestação local nos indicadores de custos ao consumidor.

5.2.5. Variáveis relacionadas à quantidade de produto **(Disponibilidade, hidrometração, consumo e perda)**

- **VOLUME DE ÁGUA DISPONIBILIZADO POR ECONOMIA – Indicador IN025**

Formulação: $(\text{Volume de água produzido} + \text{volume de água tratada importado} - \text{volume de água tratada exportado}) \times 12 / ((\text{Média da quantidade de economias ativas de água do ano de referência e do ano anterior}) \times 1000)$. Unidade de medida: m³/mês/econ..

O valor médio ($\pm$ DP) do volume de água disponibilizado por economia foi 19,75 m³/mês ($\pm$ 12,48, n = 4104).

A prestação Local foi aquela que apresentou maior média, com 26,20 m³/mês/econ. ($\pm$ 15,72, n = 684), seguida pela prestação Microrregional com 19,11 m³/mês/econ. ($\pm$ 11,21, n = 10) e, por fim, Regional com 18,46 m³/mês/econ. ($\pm$ 11,30, n = 3410), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores regionais e locais (P = 0,000).

Na análise de escopo, a prestação do serviço AER foi aquela que apresentou maior média, com 25,74 m³/mês/econ. ($\pm$ 13,65, n = 219), seguida pelas prestações de AR com 20,71 m³/mês/econ. ($\pm$ 14,15, n = 93), AE com

19,73 m³/mês/econ. ($\pm 10,61$, $n = 1207$) e, por fim, de A com 19,22 m³/mês/econ. ($\pm 12,98$, $n = 2585$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0000$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores AER e os demais contemplados na amostra, tal como mostrado na Tabela 10.

Tabela 10 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador volume de água disponibilizado por economia.

Grupos	A	AE	AER
AE	1,000		
AER	0,000	0,000	
AR	1,000	1,000	0,006

- **ÍNDICE DE HIDROMETRAÇÃO – Indicador IN009**

Formulação: ((Média entre a quantidade de ligações ativas de água micromedidas do ano de referência e do ano anterior) / (Média entre a quantidade de ligações ativas de água do ano de referência e do ano anterior)) x 100. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de hidrometração foi 83,48% ($\pm 28,59$, $n = 4469$).

A prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com 95,31% ($\pm 6,02$, $n = 15$), seguida pela prestação Regional com 85,09% ($\pm 26,21$, $n = 3736$) e, por fim, Local com 74,85% ($\pm 37,73$, $n = 718$), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,000$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores regionais e locais ($P = 0,000$) e microrregionais e locais ($P = 0,017$).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços de AE foi aquela que apresentou maior média, com 92,97% ($\pm 17,98$, $n = 1276$), seguida pelas prestações de AER com 80,72% ($\pm 35,23$, $n = 229$), A com 80,04% ($\pm 30,22$, $n = 2864$) e, por fim, de AR com 67,33% ($\pm 40,86$, $n = 100$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre todos os grupos, com exceção aos prestadores de A e AER, tal como mostrado na Tabela 11.

Tabela 11 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de hidrometração.

Grupos	A	AE	AER
AE	0,000		
AER	1,000	0,000	
AR	0,000	0,000	0,000

- **CONSUMO DE ÁGUA FATURADO POR ECONOMIA – Indicador IN017**

Formulação: ((volume de água faturado - volume de água tratada exportado) / (Média da quantidade de economias ativas de água do ano de referência e do ano anterior) x 1000) / 12. Unidade de medida: m³/mês/econ..

O valor médio ($\pm$ DP) do consumo de água faturado por economia foi 12,60 m³/mês ($\pm 6,00$, $n = 4083$).

A prestação Local foi aquela que apresentou maior média, com 16,52 m³/mês/econ. ($\pm 12,57$, $n = 642$), seguida pela prestação Microrregional com 12,26 m³/mês/econ. ($\pm 2,89$, $n = 15$) e, por fim, Regional com 11,86 m³/mês/econ. ($\pm 3,15$, $n = 3426$), valores para os quais a análise de variância

mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores regionais e locais (P = 0,000) e microrregionais e locais (P = 0,014)

Na análise de escopo, a prestação dos serviços de AER foi aquela que apresentou maior média, com 14,81 m³/mês ($\pm$ 6,66, n = 208), seguida pelas prestações de AE com 13,73 m³/mês ($\pm$ 5,96, n = 1209), AR com 12,81 m³/mês ($\pm$ 9,66, n = 84) e, por fim, de A com 11,88 m³/mês ($\pm$ 5,69, n = 2582), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores A e AE e A e EAR, como mostrado na Tabela 12.

Tabela 12 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador consumo de água faturado por economia.

Grupos	A	AE	AER
AE	0,000		
AER	0,000	0,089	
AR	0,928	1,000	0,055

- **ÍNDICE DE PERDAS POR LIGAÇÃO – Indicador IN051**

Formulação: (((volume de água produzido + volume de água tratada importado - volume de água de serviço - volume de água consumido) x 1000) / (Média entre a quantidade de ligações ativas de água do ano corrente e do ano anterior)) x 1000 / 365.
Unidade de medida: l/dia/lig..

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de perdas por ligação foi 260,69 l/dia ($\pm$ 383,11, n = 4380).

A prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com

284,55 l/dia/lig. ($\pm$ 404,71, n = 10), seguida pela prestação Regional com 262,37 l/dia/lig. ($\pm$ 397,52, n = 3716) e, por fim, Local com 250,80 l/dia/lig. ($\pm$ 287,90, n = 654), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,7610).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços AER foi aquela que apresentou maior média, com 278,38 l/dia/lig. ($\pm$ 295,70, n = 213), seguida pelas prestações de A com 265,36 l/dia/lig. ($\pm$ 422,05, n = 2818), AE com 254,45 l/dia/lig. ($\pm$ 304,37, n = 1259) e, por fim, de AR com 160,01 l/dia/lig. ($\pm$ 231,37, n = 90), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0595).

A disponibilidade de água tem grande influência nos padrões de higiene domiciliar e pessoal e nas condições de preparo de alimentos, que por serem determinantes de agravos a saúde, tornam a disponibilidade desse recurso um importante fator de risco à saúde (Razzolini e Günther, 2008). Devido a essas relações, a Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda, para um nível ótimo de higiene doméstica, a disponibilidade mínima de 100 L *per capita* por dia de água no domicílio, mínimo este que, dependendo das circunstâncias, deve ser elevado para quantidades superiores a 300 L *per capita* por dia (Howard e Bartram, 2003).

Os valores encontrados para todos os níveis de prestação de serviços atendem ao mínimo de 100 L *per capita* por dia, uma vez que, aplicando-se a média de 3,3 habitantes por domicílio, apresentada no último censo (IBGE, 2011), tem-se 264,65 L *per capita* por dia na prestação Local, 186,46 L *per capita* por dia na prestação regional, 260 L *per capita* por dia para a prestação

conjunta de AER e 194,14 L *per capita* por dia para a prestação de A. Destaca-se que tanto a prestação local quanto a prestação conjunta de AER apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação ao demais, apontando assim para um ganho de escopo e perda de escala para esse indicador.

Os resultados do indicador de disponibilidade acompanham de forma muito parecida as relações entre os grupos apresentadas pelo indicador de consumo (IN017 – consumo de água faturado por economia), novamente apresentando que tanto a prestação local quanto a prestação conjunta da AER apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação ao demais, suscitando assim um questionamento sobre se a disponibilidade é um determinante do consumo ou vice-versa, visto que, em uma condição de abundância do recurso natural (água bruta), o consumo pode determinar a produção (água distribuída). Sobre esse assunto, Von Sperling, Santos *et al.* (2002) encontraram que a disponibilidade hídrica de uma região, estimada como a precipitação média anual, possui uma correlação com o consumo *per capita*. Já Andey e Kelkar (2009), encontraram que a intermitência pode interferir no consumo, mas apenas em situações nas quais, além de intermitência no fornecimento, também não se satisfazia as demandas de consumo. Assim, dado a grande diferença entre disponibilidade e consumo (a favor da disponibilidade) apresentada pelos dados dos SNIS, é pouco provável que a disponibilidade esteja definindo o consumo.

Já Arbués *et al.*, (2003) atribuem como principais variáveis a afetar o consumo de água: preço, renda e composição familiar, o que parcialmente também se verifica neste estudo (apenas por observação, já que essa análise

não estava no escopo dos testes estatísticos), dado que a prestação local apresenta as menores tarifas (IN005) e também apresentou os maiores consumos. Não obstante, esses mesmos autores mencionam que muitos estudos apontam a demanda por água como inelástica²⁴.

Apesar da relativa abundância na disponibilidade de água aqui encontrada, há que se pesar que a demanda crescente por água das grandes cidades associada à escassez e deterioração dos mananciais e ao envelhecimento das redes de distribuição de água, fazem cada vez mais o controle de perdas ganhar importância tanto para a eficiência econômica dos prestadores quanto para a garantia da continuidade do abastecimento (Soares, Cheung *et al.*, 2004; Lansey, 2006).

As perdas podem ser consideradas como físicas ou não-físicas, também chamadas de comerciais (Moreira, 1996; Soares, Cheung *et al.*, 2004; Palini Junior, 2008). As perdas físicas são aquelas decorrentes de vazamentos em qualquer parte do sistema, da captação à distribuição, e do consumo operacional, como lavagens de filtros e descargas de rede. Já as perdas comerciais, também chamadas de aparentes, são aquelas decorrentes de ligações clandestinas, ligações não cadastradas ou falhas nos sistemas de medições (Palini Junior, 2008), incluindo também aspectos da própria política de hidrometração, como a instalação ou não de medidores (Trow e Farley, 2006).

O SNIS, em seu indicador IN051 (índice de perdas por ligação), traz especificamente o conceito de perdas por vazamentos, já que trabalha com a diferença entre os volumes produzido e importado em relação aos volumes de

²⁴ Demanda inelástica é aquela que não responde às variações no preço dos produtos.

águas de serviços e o consumido. Para este indicador, a prestação local apresentou melhores resultados do que a prestação regional, apesar dessa diferença não ter sido apontada como estatisticamente significativa. Resultados semelhantes foram encontrados por Heller (2012) que, usando dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico e do Censo de 2010 encontrou menores índices de perdas quando a prestação era feita pela administração direta (nível local) do que quando a prestação era feita pelas companhias regionais.

Não obstante aos resultados isolados dos três indicadores acima, deve-se também analisá-los à luz da hidrometração. Hoje, a medição individual é vista como elemento fundamental para a correta cobrança pelos serviços, tanto em termos de justiça social quanto empresarial, além de ser um poderoso instrumento para a operação do sistema de distribuição (Sanchez, 1997) e uma forma eficaz de disciplinar e reduzir o consumo de água (Souza Filho, Cavalcanti *et al.*, 2005).

Como pode ser visto nos resultados do indicador IN009 (índice de hidrometração), a prestação local apresenta resultados significativamente menores de hidrometração. Resultados mais uma vez semelhantes àqueles encontrados por (Heller, 2012), que utilizando outro banco de dados encontrou que os prestadores regionais possuem índices de hidrometração superiores àqueles encontrados quando a prestação é feita diretamente pela administração direta (nível local) e ao mesmo tempo semelhantes aos níveis apresentados pelas empresas privadas, sugerindo que isso se deve ao fato de que as empresas privadas e companhias regionais são regidas por lógicas empresariais semelhantes. Assim exposto, há que se refletir se os menores

índices de perda e maiores volumes disponibilizados e consumidos apresentados pelo grupo dos prestadores locais não são, em algum grau, reflexo das estimativas feitas na ausência de uma medição real.

5.2.6. Cobertura dos serviços

- **ÍNDICE DE ATENDIMENTO URBANO DE ÁGUA – Indicador IN023**

Formulação: (População urbana atendida com abastecimento de água / população urbana residente nos municípios com abastecimento de água) x 100. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de atendimento urbano de água foi 92,02% ($\pm$ 16,11, n = 4532).

A prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com 98,90% ($\pm$ 2,49, n = 15), seguida pela prestação Local com 96,53% ($\pm$ 10,41, n = 797) e, por fim, Regional com 91,02% ($\pm$ 16,95, n = 3720), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores regionais e locais (P = 0,000).

Na análise de escopo, a prestação combinada dos serviços de AER foi aquela que apresentou maior média, com 96,17% ($\pm$ 10,75, n = 253), seguida pelas prestações de AE com 94,63% ($\pm$ 11,13, n = 1287), AR com 90,88% ($\pm$ 18,94, n = 112) e, por fim, de A com 90,53% ($\pm$ 17,95, n = 2880), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores A e AE, A e AER e AER e AR, conforme mostrado na Tabela 13.

Tabela 13 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de atendimento urbano de água.

Grupos	A	AE	AER
AE	0,000		
AER	0,000	0,979	
AR	1,000	0,102	0,021

- **ÍNDICE DE ATENDIMENTO URBANO DE ESGOTO REFERIDO AOS MUNICÍPIOS ATENDIDOS COM ESGOTO – IN047**

Formulação: (População urbana atendida com esgotamento sanitário / população urbana residente nos municípios com esgotamento sanitário) x 100. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com esgoto foi 65,74% ($\pm$ 34,27, n = 1667).

A prestação Local foi aquela que apresentou maior média, com 78,85% ($\pm$ 30,47, n = 610), seguida pela prestação Regional com 58,22% ($\pm$ 34,15, n = 1045) e, por fim, Microrregional com 54,42% ($\pm$ 28,37, n = 12), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores regionais e locais (P = 0,000) e regionais e microrregionais (P = 0,032).

Na análise de escopo, a prestação combinada dos serviços de AER foi aquela que apresentou maior média, com 79,11% ($\pm$ 29,96, n = 253), seguida pelas prestações de ER com 78,65% ($\pm$ 31,85, n = 55), E com 72,42% ($\pm$ 32,59, n = 79) e, por fim, de AE com 62,13% ($\pm$ 34,46, n = 1280), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente

significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores AE e os demais grupos, conforme mostrado na Tabela 14.

Tabela 14 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com esgoto.

Grupos	AE	AER	E
AER	0,000		
E	0,050	0,739	
ER	0,002	1,000	1,000

- **ÍNDICE DE COLETA DE ESGOTO – Indicador IN015**

Formulação: (Volume de esgoto coletado / (volume de água consumido - volume de água tratada exportado)) x 100. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de coleta de esgoto foi 55,66% ($\pm$ 29,26, n = 1368).

A prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com 77,76% ($\pm$ 47,90, n = 9), seguida pela prestação Local com 69,41% ($\pm$ 31,15, n = 377) e, por fim, Regional com 50,18% ($\pm$ 26,37, n = 982), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores regionais e locais (P = 0,000) e regionais e microrregionais (P = 0,010).

Na análise de escopo, a prestação apenas do AER foi aquela que apresentou maior média, com 70,03% ($\pm$ 32,79, n = 196), seguida pelas prestações de AE com 53,23% ($\pm$ 27,94, n = 1171). A prestação de serviços de

E apresentou $n = 1$ com valor de 79,68%, portanto, não foi considerada nas análises. A análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0000$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores AE e AER.

- **ÍNDICE DE ESGOTO TRATADO REFERIDO À ÁGUA CONSUMIDA –**

- Indicador IN046**

Formulação: $(\text{Volume de esgoto tratado} / (\text{volume de água consumido} - \text{volume de água tratada exportado})) \times 100$. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) do índice de esgoto tratado referido à água consumida foi 38,06% ($\pm$ 32,91, $n = 1392$).

A prestação Microrregional foi aquela que apresentou maior média, com 77,76% ($\pm$ 47,90, $n = 9$), seguida pela prestação Regional com 39,95% ($\pm$ 30,083749, $n = 987$) e, por fim, Local com 32,44% ($\pm$ 37,84, $n = 396$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0000$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores regionais e locais ($P = 0,000$), regionais e microrregionais ($P = 0,002$) e microrregionais e locais ($P = 0,000$).

Na análise de escopo, a prestação apenas do AE foi aquela que apresentou maior média, com 38,31% ($\pm$ 31,62, $n = 1187$), seguida pela prestação de AER com 36,75% ($\pm$ 39,66, $n = 204$). A prestação de serviços de E apresentou $n = 1$ com valor de 2,98%. A análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,4663$).

De Lima (2005) analisa os determinantes da cobertura dos serviços de saneamento por meio de dois níveis de análise: nível domiciliar, relacionado à demanda pelos serviços, e nível municipal, relacionado à oferta dos serviços. No nível domiciliar, as principais variáveis condicionantes para a disponibilidade de rede são: localização, renda agregada, tamanho do domicílio e características socioeconômicas de seus responsáveis. No nível municipal, as condicionantes envolvem: localização regional, situação econômica e forma de gestão dos serviços (entendida como o tipo de instituição prestadora dos serviços). Todavia, a autora destaca que as variáveis de oferta possuem maior impacto que as variáveis de demanda, quanto à presença ou ausência das redes de distribuição de água e coleta de esgoto.

Por fim, De Lima (2005) encontrou que o modelo de gestão baseado na prestação dos serviços de água e esgoto pelas autarquias municipais levam a maior cobertura desses serviços. Resultados semelhantes aos encontrados por Heller (2012), que, usando a mesma fonte de dados que esta autora, observou que as CESBs possuem os piores valores de cobertura. Tais resultados são aqui corroborados, usando uma fonte de dados diferente desses dois estudos, pelos indicadores IN023 (índice de atendimento urbano de água) e IN047 (índice de atendimento urbano de esgoto referido aos municípios atendidos com esgoto). Ambos apresentando resultados estatisticamente melhores para a prestação local em relação à prestação regional, os dois principais grupos dessa pesquisa, dada a representatividade da amostra.

Vale mencionar, apesar de não ser o escopo dessa pesquisa, que tal como também apresentado por esses dois autores, os dados aqui analisados apontaram a existência de grande diferença entre a cobertura dos serviços de

abastecimento de água, com média de 92,02% ($\pm 16,11$, $n = 4532$) e a cobertura dos serviços de coleta de esgoto, com média de apenas 65,74% ($\pm 34,27$, $n = 1667$).

5.2.7. Continuidade do serviço

- **ECONOMIAS ATINGIDAS POR PARALISAÇÕES²⁵ – Indicador IN071**

Formulação: Quantidade de economias ativas atingidas por paralisações / quantidade de paralisações no sistema de distribuição de água. Unidade de medida: econ./paralis..

O número médio ($\pm$ DP) de economias atingidas por paralisações foi 1386,34 ($\pm 8107,91$, $n = 1142$).

A prestação Local foi aquela que apresentou maior média, com 4089,08 econ./paralis. ($\pm 14378,05$, $n = 346$), seguida pela prestação Regional com 212,05 econ./paralis. ($\pm 274,59$, $n = 794$) e, por fim, Microrregional com 4,09 econ./paralis. ($\pm 1,87$, $n = 2$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores regionais e locais (P = 0,000).

Na análise de escopo, a prestação apenas do AER foi aquela que apresentou maior média, com 4146,32 econ./paralis. ($\pm 13081,76$, $n = 106$), seguida pelas prestações de AE com 1617,71 econ./paralis. ($\pm 7884,07$, $n = 450$), A com 720,45 econ./paralis. ($\pm 7123,25$, $n = 553$) e, por fim, de AR com

²⁵ PARALISAÇÃO: “Interrupção no fornecimento de água ao usuário pelo sistema de distribuição, por problemas em qualquer das unidades do sistema de abastecimento, desde a produção até a rede de distribuição, que tenham acarretado prejuízos à regularidade do abastecimento de água. Inclui, dentre outras, as interrupções decorrentes de reparos e queda de energia. Para efeito do SNIS, consideram-se paralisações somente as interrupções que tenham acarretado 6 horas ou mais de interrupção no fornecimento de água” (Mcidades.SNSA, 2011b).

524,51 econ./paralis. ($\pm 770,70$, $n = 33$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0008$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores AER e A e AER e AE, conforme mostrado na Tabela 15.

Tabela 15 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador economias atingidas por paralisações.

Grupos	A	AE	AER
AE	0,478		
AER	0,000	0,022	
AR	1,000	1,000	0,146

• DURAÇÃO MÉDIA DAS PARALISAÇÕES – Indicador IN072

Formulação: Duração das paralisações / quantidade de paralisações no sistema de distribuição de água. Unidade de medida: horas/paralis..

O valor médio ($\pm$ DP) da duração média por paralisação foi 13,90 horas ($\pm 21,01$, $n = 1189$).

A prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com 15,69 horas/paralis. ($\pm 17,87$, $n = 795$), seguida pela prestação Local com 10,32 horas/paralis. ($\pm 25,94$, $n = 392$) e, por fim, Microrregional com 2,92 horas/paralis. (± 106 , $n = 2$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0001$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores regionais e locais ($P = 0,000$).

Na análise de escopo, a prestação apenas do AR foi aquela que apresentou maior média, com 20,71 horas/paralis. ($\pm 72,66$, $n = 44$), seguida

pelas prestações de A com 15,41 horas/paralis. ($\pm 19,22$, $n = 565$), AE com 12,52 horas/paralis. ($\pm 12,84$, $n = 460$) e, por fim, AER com 9,55 horas/paralis. ($\pm 7,64$, $n = 120$), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,0020$). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores AER e A e AER e AR, conforme mostrado na Tabela 16.

Tabela 16 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador duração média das paralisações.

Grupos	A	AE	AER
AE	0,166		
AER	0,032	0,997	
AR	0,634	0,079	0,015

- **ECONOMIAS ATINGIDAS POR INTERMITÊNCIAS²⁶ – Indicador IN073**

Formulação: Quantidade de economias ativas atingidas por interrupções sistemáticas / quantidade de interrupções sistemáticas. Unidade de medida: econ./interrup..

O valor médio ($\pm$ DP) de economias atingidas por intermitências foi 1532,36 ($\pm 5256,09$, $n = 661$).

A prestação Local foi aquela que apresentou maior média, com 2096,21 econ./interrup. ($\pm 6499,80$, $n = 197$), seguida pela prestação Regional com 1292,96 econ./interrup. ($\pm 4615,63$, $n = 464$) valores para os quais a análise de

²⁶ INTERMITÊNCIA PROLONGADA: “Supressão no fornecimento de água da rede de distribuição do município por problemas de produção, de pressão na rede, de subdimensionamento das canalizações, de manobra do sistema, dentre outros, que provoca racionamento ou rodízio, decorrente de interrupção sistemática, normalmente prolongada. Para efeito do SNIS consideram-se intermitência prolongada somente às interrupções que tenham acarretado 6 horas ou mais de interrupção no fornecimento de água” (Mcidades.SNSA, 2011b).

variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0723).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços combinados de AE foi aquela que apresentou maior média, com 2514,81 econ./interrup. ($\pm$ 6454,85, n = 227), seguida pelas prestações de AER com 1996,13 econ./interrup. ($\pm$ 4962,54, n = 55), A com 912,99 econ./interrup. ($\pm$ 4454,09, n = 358) e, por fim, de AR com 256,52 econ./interrup. ($\pm$ 346,12, n = 21), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0021). O teste de comparação pareada mostrou haver diferença estatisticamente significativa entre os prestadores A e AE, conforme mostrado na Tabela 17.

Tabela 17 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador economias atingidas por intermitências.

Grupos	A	AE	AER
AE	0,002		
AER	0,910	1,000	
AR	1,000	0,347	1,000

- **DURAÇÃO MÉDIA DAS INTERMITÊNCIAS – Indicador IN074**

Formulação: Duração das interrupções sistemáticas / quantidade de interrupções sistemáticas. Unidade de medida: horas/interrup..

O valor médio ($\pm$ DP) da duração média das intermitências foi 13,22 horas/interrup. ($\pm$ 62,66, n = 711).

A prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com 15,58 horas/interrup. ($\pm$ 76,67, n = 471), seguida pela prestação Local com 8,60 horas/interrup. ($\pm$ 8,31, n = 240), valores para os quais a análise de variância

mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,1608).

Na análise de escopo, a prestação dos serviços combinados de AE foi aquela que apresentou maior média, com 13,92 horas/interrup. ($\pm 70,31$, n = 244), seguida pelas prestações de A com 13,62 horas/interrup. ($\pm 65,15$, n = 372), AR com 11,02 horas/interrup. ($\pm 15,37$, n = 31) e, por fim, de AER com 9,34 horas/interrup. ($\pm 6,85$, n = 64), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,9548).

- **EXTRAVASAMENTOS DE ESGOTOS POR EXTENSÃO DE REDE –**

- Indicador IN082**

- Formulação: Quantidade de extravasamentos de esgotos registrados (em número de eventos) / extensão da rede de esgoto. Unidade de medida: extrav./Km.

O valor médio ($\pm$ DP) de extravasamentos de esgoto por extensão de rede foi 4,70 extrav./Km ($\pm 18,80$, n = 1110).

A prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com 5,28 extrav./Km ($\pm 20,26$, n = 701), seguida pela prestação Microrregional com 3,8 extrav./Km ($\pm 8,50$, n = 5) e, por fim, Local com 3,71 extrav./Km ($\pm 16,03$, n = 404), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,4086).

Na análise de escopo, a prestação apenas do serviço E foi aquela que apresentou maior média, com 12,677 extrav./Km ($\pm 50,93$, n = 30), seguida pelas prestações de AE com 4,69 extrav./Km ($\pm 18,34$, n = 869), AER com 3,76

extrav./Km ($\pm 10,89$, $n = 180$) e, por fim, de ER com 2,72 extrav./Km ($\pm 6,57$, $n = 31$), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas ($\text{Prob} > F = 0,1023$).

Os indicadores de duração de paralisações, duração de intermitências e extravasamentos de esgoto apresentaram valores melhores quando a prestação é feita ao nível local (apesar de não haver diferença estatisticamente significativa para o indicador de extravasamento). Já os indicadores de número de economias afetadas por paralisação e número de economias afetadas por intermitências apresentaram melhores resultados na prestação regional (apesar de não haver diferença estatisticamente significativa para o número por intermitência). É importante notar que esses dois últimos indicadores são naturalmente mais favoráveis aos municípios de pequeno porte, pois é natural esperar que o número de econômicas afetadas seja maior quando uma interrupção no abastecimento ocorra em municípios de maior porte, onde a paralisação de estruturas de grande porte, como as grandes adutoras, pode impactar um grande número de economias.

Vale destacar que, com exceção aos serviços de drenagem urbana, a continuidade dos serviços de saneamento básico, além de ser um princípio recomendado por alguns autores (Heller, 2012), também é uma exigência legal, na medida em que a lei federal nº 7.783 (Brasil, 1989) define em seu artigo 10:

“São considerados serviços ou atividades essenciais:

I - tratamento e abastecimento de água; produção e distribuição de energia elétrica, gás e combustíveis;

...

VI - captação e tratamento de esgoto e lixo;”

Assim, esses três componentes do saneamento básico, definidos como serviços essenciais, enquadram-se também no artigo 22 da lei federal nº 8,078 (Brasil, 1990), conhecida como código de defesa do consumidor, que determina:

“Os órgãos públicos, por si ou suas empresas, concessionárias, permissionárias ou sob qualquer outra forma de empreendimento, são obrigados a fornecer serviços adequados, eficientes, seguros e, quanto aos essenciais, contínuos”.

Por sua vez, a definição de continuidade, pode ser parcialmente depreendida do artigo 6º da lei federal nº 8.987, que dispõe sobre o regime de concessão e permissão da prestação de serviços públicos e define que:

“Toda concessão ou permissão pressupõe a prestação de serviço adequado ao pleno atendimento dos usuários, conforme estabelecido nesta Lei, nas normas pertinentes e no respectivo contrato.

§ 1º Serviço adequado é o que satisfaz as condições de regularidade, continuidade, eficiência, segurança, atualidade, generalidade, cortesia na sua prestação e modicidade das tarifas.

...

§ 3º Não se caracteriza como descontinuidade do serviço a sua interrupção em situação de emergência ou após prévio aviso, quando:

I - motivada por razões de ordem técnica ou de segurança das instalações; e,

II - por inadimplemento do usuário, considerado o interesse da coletividade”.

Adicionalmente, a própria lei 11.445 (Brasil, 2007) diz que “a prestação dos serviços atenderá a requisitos mínimos de qualidade, incluindo a regularidade, a continuidade e aqueles relativos aos produtos oferecidos, ao atendimento dos usuários e às condições operacionais e de manutenção dos sistemas, de acordo com as normas regulamentares e contratuais”. Contudo, o amplo emprego de reservatórios domiciliares (tanques de armazenamento

privados), estruturas cuja existência, salvo exceções como os condomínios verticais, só faz sentido devido às interrupções do serviço (Criminisi, Fontanazza *et al.*, 2009; De Marchis, Fontanazza *et al.*, 2011), indica que no Brasil ainda não há continuidade dos serviços. Este fato é relativamente comum também em outros países em desenvolvimento, onde, apesar de, em geral, os sistemas de abastecimento de água serem projetados para operar continuamente, na prática, devido a problemas de ordem financeira e de disponibilidade inadequada de recurso hídrico, operam de forma intermitente (Andey e Kelkar, 2009).

Como exposto no item 1.2.1., a intermitência gera vulnerabilidade hidráulica e põe em risco os padrões de qualidade da água e, por conseguinte, expõe os usuários a situações de risco à saúde. Não obstante, além dos impactos aos usuários, as intermitências do sistema de abastecimento de água também afetam a eficiência financeira dos prestadores dos serviços (e também dos prestadores de serviços de esgoto, na medida em que o faturamento destes, em geral, se faz proporcionalmente à água consumida), uma vez que os hidrômetros, principalmente aqueles com mais tempo de uso, costumam apresentar erro de submedição dos fluxos de partida, levando a perdas comerciais quando da interrupção do abastecimento (Criminisi, Fontanazza *et al.*, 2009).

5.2.8. Qualidade do produto

- **INCIDÊNCIA DAS ANÁLISES DE CLORO RESIDUAL FORA DO PADRÃO – Indicador IN075**

Formulação: (Quantidade de amostras analisadas para aferição de cloro residual livre

com resultados fora do padrão / quantidade de amostras analisadas para aferição de cloro residual livre) x 100. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) de incidência das análises de cloro residual fora do padrão foi 5,36% ($\pm$ 14,17, n = 4154).

A prestação Local foi aquela que apresentou maior média, com 6,10% ($\pm$ 17,98, n = 677), seguida pela prestação Regional com 5,24% ($\pm$ 13,33, n = 3462) e, por fim, Microrregional com 1,35% ($\pm$ 2,09; n = 15), valores para os quais a análise de variância mostrou não haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,1923).

Na análise de escopo, a prestação apenas do AR foi aquela que apresentou maior média, com 12,77% ($\pm$ 26,54, n = 94), seguida pelas prestações de A com 6,12% ($\pm$ 14,67, n = 2585), AER com 4,35% ($\pm$ 14,55, n = 224) e, por fim, AE com 3,42% ($\pm$ 11,09, n = 1251), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores A e AE e entre AR e os demais, conforme mostrado na Tabela 18.

Tabela 18 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador incidência das análises de cloro residual fora do padrão.

Grupos	A	AE	AER
AE	0,000		
AER	0,429	1,000	
AR	0,000	0,000	0,000

- **INCIDÊNCIA DAS ANÁLISES DE TURBIDEZ FORA DO PADRÃO –**

Indicador IN076

Formulação: (Quantidade de amostras analisadas para aferição de turbidez com resultados fora do padrão / quantidade de amostras analisadas para aferição de turbidez) x 100. Unidade de medida: porcentagem.

O valor médio ($\pm$ DP) da incidência das análises de turbidez fora do padrão foi 6,66% ($\pm$ 15,24, n = 4137).

A prestação Regional foi aquela que apresentou maior média, com 6,87% ($\pm$ 14,76, n = 3452), seguida pela prestação Local com 5,68% ($\pm$ 17,58, n = 670) e, por fim, Microrregional com 0,265% ($\pm$ 0,59, n = 15), valores para os quais a análise de variância mostrou diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0482), valor bem próximo ao nível de confiança e que levou a que o teste de comparação pareada não fosse capaz de apontar entre quais grupos estava diferença.

Na análise de escopo, a prestação apenas do AR foi aquela que apresentou maior média, com 8,09% ($\pm$ 21,86, n = 93), seguida pelas prestações de A com 7,98% ($\pm$ 16,54, n = 2575), AE com 4,25% ($\pm$ 11,17, n = 1247) e, por fim, de AER com 4,18% ($\pm$ 13,96, n = 222), valores para os quais a análise de variância mostrou haver diferenças estatisticamente significativas (Prob > F = 0,0000). O teste de comparação pareada mostrou haver diferenças estatisticamente significativas entre os prestadores A e AE e A e AER, conforme mostrado na Tabela 19.

Tabela 19 – Nível de significância do teste comparativo entre os grupos da análise de escopo do indicador

Grupos	A	AE	AER
AE	0,000		
AER	0,002	1,000	
AR	1,000	0,110	0,219

Os indicadores acima mostram que a prestação local apresenta uma maior porcentagem média de amostra fora do padrão de cloro residual, ao passo que a prestação regional apresenta uma maior porcentagem média de amostra fora do padrão turbidez, contudo, ambos sem significância estatística.

A análise de cloro residual e turbidez são parâmetros importantes, visto que a cloração é uma das técnicas mais práticas de desinfecção, processo obrigatório para toda água fornecida coletivamente para consumo humano (Brasil, 2011). A presença de cloro residual fornece proteção contra eventuais contaminações que ocorram na rede de distribuição e a turbidez interfere neste processo, na medida em que sua ocorrência evita o contato dos agentes contaminantes com as formas ativas de cloro, o que pode comprometer a processo de desinfecção (Preston, Lantagne *et al.*, 2010). Neste contexto vale citar que Coulibaly e Rodriguez (2004), estudando pequenos prestadores a abastecimento de água do Canadá, cuja única técnica de tratamento aplicado era a cloração, encontraram que, apesar da qualidade da água bruta ter grande influência na qualidade de água distribuída, as características da operação, manutenção e a infraestrutura disponível também exerciam papel fundamental.

5.3. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Não há tendências unânimes apontadas pelos 24 indicadores analisados. Na análise de escala, quatro indicadores apresentaram alguma evidência estatística de ganho de escala e em 11 se observaram evidências de perda de escala (Tabela 1). Na análise de escopo, 11 indicadores apresentaram ganho de escopo em algumas das combinações e oito tendem a apresentar algum tipo de perda de escopo (Tabela 2).

É oportuno apontar que, para o ano de referência de 2009, 4.891 municípios responderam ao questionário completo do DSAE, destes, após a eliminação de dados conflitantes, restaram 3.738 prestadores²⁷ nesta pesquisa. Este número, evidentemente, não contempla todo o universo de 5.565 municípios brasileiros (IBGE, 2010) e é razoável supor, ainda que não tenha sido investigado, que grande parte dos municípios ausentes represente prestadores locais de municípios pequenos, uma vez que é amplamente conhecido que, em geral, os prestadores de serviços de saneamento de pequeno porte carecem de recursos técnicos, gerenciais e financeiros (Coulibaly e Rodriguez, 2004). Essa ausência pode ter alguma influência nos resultados.

Em relação à titularidade, essa definição será fundamental para os debates sobre a escala de abrangência da prestação de serviços de saneamento em regiões críticas, visto que, ao contrário dos serviços de energia e telecomunicações, cujas titularidades sempre foram federais, tradicionalmente os serviços de saneamento são tratados como incumbência do poder local. Todavia, a Constituição Federal (Brasil, 1988), apesar de

²⁷ Incluindo localidades diferentes de um mesmo prestador.

apontar para a titularidade a esse nível de governo, o faz não explicitamente por meio do seguinte texto:

“Art. 30. Compete aos **Municípios**:

...

V - organizar e **prestar**, diretamente ou sob regime de concessão ou permissão, os serviços públicos de **interesse local**, incluído o de transporte coletivo, que tem caráter essencial;”
(grifos nossos)

Mais além, traz ainda os seguintes trechos:

“Art. 21. Compete à **União**:

...

XX - **instituir diretrizes** para o desenvolvimento urbano, inclusive habitação, **saneamento básico** e transportes urbanos;”

“Art. 23. É **competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios**:

...

IX - promover programas de construção de moradias e a melhoria das condições habitacionais e de **saneamento básico**;”
(grifos nossos)

Dessa forma, entende-se que as diretrizes do setor de saneamento devem ser definidas pela União; que União, estados e municípios podem desenvolver programas de saneamento e que a titularidade dos serviços é, via de regra, dos municípios (Correa, 2009). Contudo, não é raro ocorrer situações em que o interesse sobre os serviços de saneamento não sejam apenas locais, como é o caso das regiões metropolitanas, onde a discussão sobre a titularidade é mais complexa. Nestes casos, por se descaracterizar o interesse apenas local, existe o entendimento, por critério de exclusão e não por uma

definição legal clara e direta, de que a titularidade nessas áreas é estadual (Araújo, 1999).

Em relação às questões relacionadas ao fato dos serviços de saneamento serem intrinsecamente ligadas a monopólios naturais, Pollitt e Steer (2012) argumentam que, a despeito de natureza, uma política bem estruturada para o setor aliada a uma regulação coerente, pode haver algumas formas de concorrência no setor, como por meio do desmembramento da cadeia de suprimentos, conjecturando que a verticalização dos setores de água e esgoto na Inglaterra podem ser decorrentes do baixo número de prestadores. Neste sentido, a ausência dos ganhos de escopo seria compensada pelos ganhos de eficiência oriundo dos processos de competição. Mais além, essa questão também deve ser debatida à luz da teoria de Stigler (1951), que argumenta que a integração vertical é uma característica típica de indústrias jovens, onde as entradas se apresentam como singulares levando à necessidade de atendê-las internamente. Contudo, o ciclo natural de mercado levaria à ampliação da produção e consequente desverticalização, pois a demanda de tarefas especializadas torna-se grande o suficiente para que sejam executadas, de forma mais econômica, por firmas especializadas. Restaria assim saber se o mercado brasileiro teria condições e atores suficientes para que a desverticalização fosse viável e, de fato, representasse uma estratégia benéfica ao setor.

A despeito da polêmica sobre os ganhos de escala, dois aspectos a respeito desse tema devem ser destacados: (1) é relativamente consensual que há uma escala mínima abaixo da qual dificilmente a prestação de serviços de saneamento será eficiente (Marques e De Witte, 2011) e (2) não se pode

debater o assunto sem que a política de subsídios cruzados esteja em pauta, sem a qual é improvável que se atinja a meta de universalização do saneamento (Peixoto, 2009). Neste contexto, vale lembrar que a possibilidade de operar os mecanismos de subsídios cruzados foi uma das principais razões de criação das CESB e que, ainda hoje, a lei 11.445 define subsídios como “instrumento econômico de política social para garantir a universalização do acesso ao saneamento básico, especialmente para populações e localidades de baixa renda” (Brasil, 2007).

Esse instrumento ganha ainda mais relevância quando se observa que grande parte do déficit de cobertura pelos serviços de saneamento está localizada em municípios do interior das regiões norte, nordeste e centro-oeste, que além do pequeno porte, sofrem com a baixa densidade e com a falta de recursos financeiros, além, claro, das periferias das grandes cidades, onde uma parcela da população teria dificuldade de pagar pelos serviços (De Lima, 2005). Nestes casos, políticas de subsídios seriam importantes ferramentas para se obter sustentabilidade financeira, contudo, isso deve ser corretamente operacionalizado (Araújo, 1999), algo que hoje possui um norteador instituído no capítulo VI da Lei Federal 11.445 (“dos aspectos econômicos e sociais”) (Brasil, 2007).

É oportuno ressaltar que, mesmo com o uso da abrangência do prestador como variável independente de escala, deve-se sempre ter em mente que a existência ou não de subsídios cruzados influencia diretamente os resultados encontrados neste trabalho, uma vez que se espera de cidades de maior porte, presumidamente mais rentáveis, que não fazem parte das CESBs e, portanto, não são fontes de subsídios para municípios menos rentáveis, que

haja maior disponibilidade de recursos para serem investidos na melhoria de sua própria eficiência na prestação de serviços de saneamento.

Não foi objetivo desse trabalho propor se as empresas de saneamento deveriam ser incentivadas a ampliar suas escalas ou escopos de atuação – visto que não existe padrão ou consenso global sobre a melhor forma de gerir serviços de saneamento básico (Pollitt e Steer, 2012) e assim também será para um território do tamanho e heterogeneidade do Brasil –, mas sim lançar luz sobre a análise de eficiência na prestação de serviços de saneamento sob a perspectiva da utilização de dados e indicadores de domínio público hoje disponibilizados pelo SNIS e, futuramente, pelo SINISA.

A utilização de indicadores é uma ferramenta fundamental para efetiva execução dos mecanismos de planejamento, monitoramento e controle, fundamentais no processo de tomada de decisão (Mota, 2002; Magalhães Jr, Cordeiro Netto *et al.*, 2003). No setor saneamento, que naturalmente é complexo e multiatores, existem nuances que conferem ainda mais importância ao uso de indicadores (De Miranda, 2009), como a transparência das ações e a regulação dos serviços. No primeiro caso, a divulgação dos indicadores possibilita maior controle social sobre o planejamento e execução de ações relacionadas à prestação de serviços de saneamento básico (De Miranda, 2009), ambos princípios fundamentais da Lei 11.445 (Brasil, 2007), no segundo, é fundamental para o exercício mais efetivo do papel do titular na regulação dos serviços (De Miranda, 2009).

O SNIS hoje é peça-chave para o setor de saneamento no Brasil, por ser o maior banco de dados brasileiro sobre o setor (Silva, 2006), por ser público e gratuito (De Miranda, 2009) e por ser o embrião do sistema de informações

previsto na política nacional de saneamento básico. Contudo, Salles e Melamed (2009) chamam a atenção ao fato que, sendo um sistema auto-declaratório, inerentemente o banco de dados no SNIS possui imperfeições devido às falhas no preenchimento e às omissões na participação.

Mota (2002) destaca que a qualidade da informação define seu valor ao processo de tomada de decisão, de modo que as estratégias de captação e produção de dados são fundamentais para a definição dessa qualidade e valor, as quais, por sua vez, são definidas por fatores como “disponibilidade, custos, oportunidade, qualidade dos dados, transparência, suficiência e pertinência do conteúdo da informação”. Portanto, caberá ao governo federal e demais níveis de governo, dentro de suas responsabilidades, garantir que tais fatores sejam progressivamente melhorados para que de fato o SNIS/SINISA cumpra seu papel.

À luz dessa discussão, duas questões de responsabilidade sobre o fornecimento de dados ao SNIS também devem ser destacadas: a primeira diz respeito ao relacionamento do prestador com os usuários dos serviços e a segunda tem relação com os interesses econômicos (públicos ou privados), relacionados à concessão dos serviços.

Na perspectiva do relacionamento com o usuário, a discussão sobre disponibilidade e qualidade dos dados fornecidos ao SNIS orbita em torno dos já mencionados princípios da transparência e controle social, conforme previstos na lei federal 11.445 (Brasil, 2007), a qual assegura aos usuários dos serviços públicos de saneamento, “amplo acesso a informações sobre os serviços prestados”, cuja viabilização é dever do titular dos serviços por meio do estabelecimento de “sistema de informações sobre os serviços, articulado

com o Sistema Nacional de Informações em Saneamento”. Assim posto, atribuindo a responsabilidade do estabelecimento do sistema de informações ao titular, é razoável interpretar que cabe também ao titular zelar pela confiabilidade da qualidade dos dados de entrada no sistema.

A perspectiva do relacionamento com o usuário deve ainda incluir a própria regulação, visto que esta é o instrumento que garante que os serviços sejam executados em condições (preço, qualidade, investimentos, etc.) adequadas ao usuário. Contudo, ao mesmo tempo em que o exercício da regulação é calcado na disponibilidade de dados a respeito da prestação, é de amplo conhecimento que as relações entre regulador e regulado são marcadas por uma grande assimetria de informações a favor do regulado, visto que este, salvo exceções, é quem gera e disponibiliza os dados para o regulador exercer seu papel (Pinto Jr e Pires, 2000; Galvão Jr e Paganini, 2009). Sobre isso, a lei federal 11.445 (Brasil, 2007) determina que os prestadores de serviços públicos de saneamento básico, não importa se titular ou delegado, “deverão fornecer à entidade reguladora todos os dados e informações necessários para o desempenho de suas atividades, na forma das normas legais, regulamentares e contratuais” e que “os contratos não poderão conter cláusulas que prejudiquem as atividades de regulação e de fiscalização ou o acesso às informações sobre os serviços contratados”.

Já na perspectiva dos interesses econômicos relacionados à concessão dos serviços, a responsabilidade sobre a disponibilização e qualidade dos dados ganha dimensões ainda maiores, visto que a análise da viabilidade do negócio e a composição dos preços pelos concorrentes de uma eventual concorrência são feitas com base nos dados gerados e/ou disponibilizados por

um dos possíveis interessados em direcionar o processo licitatório (ou a favor se si próprio, se já for o prestador dos serviços, ou a favor de um dos concorrentes, caso for o titular), de tal modo que há que se pesar os riscos da manipulação dos dados e a responsabilização sobre essas manobras.

Além das questões expostas, o SNIS vem preenchendo uma lacuna quanto à disponibilização de dados em quantidade e relativa qualidade para a área de saneamento (Salles e Melamed, 2009), o que faz com que esse sistema, ou seu aguardado sucessor, o SINISA, venha cada vez mais ser para o saneamento o que o DataSus já é, consagradamente, para a Saúde. Opinião que parece ser compartilhada por De Miranda (2009) que afirma que “o SINISA deve ter a vocação inerente para a articulação com a academia e os agentes públicos e privados com atuação no setor, sejam aqueles diretamente vinculados à execução das políticas públicas sejam outros com atuação na fiscalização e controle social” e que “órgãos colegiados, universidades e entidades do setor devam ter espaço privilegiado no acesso e uso das informações e indicadores, assegurando a crítica independente às políticas públicas, programas e ações de Governo”. Complementarmente a esse autor, acreditamos que o espaço de críticas da academia deve se estender ao próprio SNIS, pois como qualquer sistema desse porte, a melhora só se dará sob análises críticas sistemáticas e maciças de terceiras partes, que só serão feitas na medida em que o sistema seja utilizado e sem o qual os dados disponibilizados serão apenas letra morta.

6. CONCLUSÕES

Não há ganho ou perda de escala ou escopo unânime no conjunto de dados analisados, alguns indicadores evidenciaram perdas e outros ganhos de eficiência em relação a essas duas variáveis, sendo que a maioria apresentou perda de escala e ganho de escopo.

O SNIS forneceu dados relativamente confiáveis para a realização desse estudo e, da mesma forma, pode fornecer informações importantes para a transparência e controle social da prestação de serviços de saneamento básico, não obstante ainda ser passível de melhorias como: estímulo à maior participação dos municípios e prestadores, criação de mecanismos que estimulem a responsabilização no fornecimento dos dados com vista ao aumento da confiabilidade das informações e inclusão de drenagem urbana na coleta de dados.

Como recomendações para trabalhos que possam aprofundar os resultados aqui encontrados, pode-se citar:

- A realização de análises utilizando-se um número menor de variáveis de desfecho e maior número de variáveis determinantes. É esperado que os resultados, apresentados pelos prestadores, sejam determinados por processos complexos que envolvem a interação de diversas variáveis. Deste modo, a compreensão de como essas variáveis se inter-relacionam para a obtenção dos resultados que envolvem uma variável específica traria grande contribuição para a prática da prestação de serviços de saneamento. Estudos nesses moldes poderiam, inclusive, ajudar na melhor apreensão dos impactos do subsídio cruzado, tanto na prestação de serviços que origina o

recurso, quanto na prestação de serviços que recebe o recurso.

- A avaliação sobre como a atuação do titular, no exercício de suas atribuições, afeta a eficiência da prestação dos serviços de saneamento básico.
- A avaliação, sob a perspectiva do direito público, dos deveres e implicações em relação à responsabilidade sobre o fornecimento de dados aos sistemas de informações públicos relacionados à prestação dos serviços de saneamento básico. Evidentemente, essa análise deverá abordar também temas relacionados à capacitação dos funcionários, na rotina do trabalho com indicadores, de forma a garantir não só o correto repasse aos sistemas de informações, mas também estimular uma mudança de cultura relacionada a essa ferramenta, que inclui desde o esmero na coleta das informações até o uso interno efetivo desses dados, em prol de uma gestão adequada dos serviços.

7. REFERÊNCIAS

- AB GHANI, A. et al. Flow pattern and hydraulic performance of the REDAC Gross Pollutant Trap. **Flow Measurement and Instrumentation**, v. 22, n. 3, p. 215-224, Jun 2011. ISSN 0955-5986. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000291283100008 >.
- ABBOTT, M.; COHEN, B. Productivity and efficiency in the water industry. **Utilities Policy**, v. 17, n. 3-4, p. 233-244, Sep-Dec 2009. ISSN 0957-1787. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000207909900003 >.
- ABNT. **Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. TÉCNICAS, A. B. D. N. Rio de Janeiro. NBR 9648, 1986.
- ABREU, M. D. A. Cidade brasileira: 1870-1930. In: SPOSITO, M. E. (Ed.). **Urbanização e cidades: perspectivas geográficas**. Presidente Prudente: UNESP, 2001. p.35-44.
- ACIL TASMAN. **Size and scope economies in water and wastewater services**. Melbourne: ACIL Tasman Pty Ltd, 2007.
- ALLISON, R. A. et al. **From roads to rivers: gross pollutant removal from urban waterways**. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Victory. 1998.
- ALVAREZ, A. M. S.; PHILIPPI JR, A.; ALVARENGA, A.T. O pensamento complexo e desafios aos processos investigativos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, p. 254-259, 2010.
- ANDEY, S. P.; KELKAR, P. S. Influence of Intermittent and Continuous Modes of Water Supply on Domestic Water Consumption. **Water Resources Management**, v. 23, n. 12, p. 2555-2566, Sep 2009. ISSN 0920-4741. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000269060300011 >.
- ARAÚJO, R. **Regulação da prestação de serviços de saneamento básico: abastecimento de água e esgotamento sanitário**. IPEA, p.47-74. 1999.
- ARBUÉS, F.; GARCÍA-VALIÑAS, M. A. Á.; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R. Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. **The Journal of Socio-Economics**, v. 32, n. 1, p. 81-102, 3// 2003. ISSN 1053-5357. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1053535703000052 >.
- ARMITAGE, N. The removal of urban solid waste from stormwater drains. International Workshop on Global Developments in Urban Drainage Management, 2003, Bombay, Mumbai India. p.5-7.
- ARMITAGE, N.; ROOSEBOOM, A. The removal of urban litter from stormwater conduits and streams: Paper 1 - The quantities involved and catchment litter management options. **Water Sa**, v. 26, n. 2, p. 181-187, Apr 2000. ISSN 0378-4738. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000087101400007 >.
- ARTINA, S. et al. Simulation of a storm sewer network in industrial area: Comparison between models calibrated through experimental data. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 8, p. 1221-1228, Aug 2007. ISSN 1364-8152. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000246308900015 >.
- ATLAS, E.; GIAM, C. S. AMBIENT CONCENTRATION AND PRECIPITATION SCAVENGING OF ATMOSPHERIC ORGANIC POLLUTANTS. **Water Air and Soil Pollution**, v. 38, n. 1-2, p. 19-36, Mar 1988. ISSN 0049-6979. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:A1988P648000002 >.
- BAKER, A. et al. Detecting river pollution using fluorescence spectrophotometry: case studies from the Ouseburn, NE England. **Environmental Pollution**, v. 124, n. 1, p. 57-70, 2003. ISSN 0269-7491. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000182868900007 >.
- BAYNES, A. et al. Additional Treatment of Wastewater Reduces Endocrine Disruption in Wild Fish-A

Comparative Study of Tertiary and Advanced Treatments. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 10, p. 5565-5573, May 2012. ISSN 0013-936X. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000303964700042 >.

BAZZO, W. A. A pertinência de abordagens CTS na educação tecnológica. **Revista Iberoamericana de Educación**, n. 28, p. 83-100, 2002. ISSN 1022-6508.

BENDATI, M. M.; CYBIS, L. F. Estudo de indicadores para avaliação da operação de sistema de coleta e tratamento de esgotos: caso do SES Belém Novo (Porto Alegre, RS). **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005, Campo Grande.

BENDER, G. M.; TERSTRIEP, M. L. EFFECTIVENESS OF STREET SWEEPING IN URBAN RUNOFF POLLUTION-CONTROL. **Science of the Total Environment**, v. 33, n. FEB, p. 185-192, 1984. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:A1984SF21500018 >.

BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L. Stormwater pollutant loads modelling: epistemological aspects and case studies on the influence of field data sets on calibration and verification. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 4, p. 1-17, 2007. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000245786200002 >.

BESNER, M.-C.; PREVOST, M.; REGLI, S. Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges. **Water Research**, v. 45, n. 3, Jan 2011. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000287054500001 >.

BOARINI, M. L.; YAMAMOTO, O. H. Higienismo e eugenia: discursos que não envelhecem. **Psicol. rev**, v. 13, n. 1, p. 59-71, 2004. ISSN 1413-4063.

BRASIL. **Dispõe sobre aplicações de recursos pelo (bnh) nas operações de financiamento para saneamento e dá outras providências**. 949. Brasília: DOU 1969.

_____. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília: DOU 1988.

_____. **Dispõe sobre o exercício do direito de greve, define as atividades essenciais, regula o atendimento das necessidades inadiáveis da comunidade, e dá outras providências**. Lei 7.783 1989.

_____. **Dispõe sobre a proteção do consumidor e dá outras providências**. lei 8.078. Brasília 1990.

_____. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989..** lei 9.433. Brasília 1997.

_____. **Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências**. 11.107. Brasília: DOU 2005.

_____. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências**. 11.445. Brasília: DOU. 11.445 2007.

_____. **Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências**. . 7217. Brasília: DOU 2010.

_____. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Portaria nº 2.914. Brasília 2011.

BREITHOLTZ, M. et al. An evaluation of free water surface wetlands as tertiary sewage water treatment of micro-pollutants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 63-71, Apr 2012. ISSN 0147-

6513. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000301316500010 >.

BRITES, A. P. Z. **Avaliação da qualidade da água e dos resíduos sólidos no sistema de drenagem urbana**. 2005. 177 (Mestrado). Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS.

BROMBACH, H.; WEISS, G.; FUCHS, S. A new database on urban runoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 2, p. 119-128, 2005. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000228442500015 >.

CALDEIRA, M. M.; REZENDE, S.; HELLER, L. Estudo dos determinantes da coleta de resíduos sólidos urbanos em Minas Gerais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 391-400, 2009.

CALIMAN, F. A.; GAVRILESCU, M. Pharmaceuticals, Personal Care Products and Endocrine Disrupting Agents in the Environment - A Review. **Clean-Soil Air Water**, v. 37, n. 4-5, p. 277-303, Apr 2009. ISSN 1863-0650. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000265873500012 >.

CAMPANA, N. A.; BERNARDES, R. S. Qualidade do escoamento na rede de drenagem pluvial urbana: a situação de Brasília-DF. **Revista de Gestão de Águas da América Latina**, v. 7, n. 2, p. 53-65, 2007.

CAMPBELL, N. S. **Diffuse pollution: an introduction to the problems and solutions**. International Water Assn, 2004. ISBN 1900222531.

CAMPOS, H. K. T.; MONTENEGRO, M. H. **Panorama do saneamento básico no Brasil**. Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil. REZENDE, S. C. Brasília: Ministério das Cidades, 2011.

CARVALHO, J. F.; POLISEL, K. C. Padronização de serviços: plano de contingência para extravasamento de esgoto. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, ABES. p.1-7.

CARVALHO, P.; SIMÕES, P.; MARQUES, R. C. Acessibilidade e capacidade para pagar pelos serviços de água e de esgotamento sanitário em Portugal. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, p. 325-336, 2010. ISSN 1413-4152. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522010000400005&nrm=iso >.

CASTIEL, L. D. O que é Saúde Pública? , Rio de Janeiro, 2008. Acesso em: 02/11/2012.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, Jun 2001. ISSN 0883-2927. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000168093700001 >.

CLEAVER, F. From the local to the global: does the micro-level matter in policy making for the Millennium Development Goals. water consensus-identifying the gaps, ESRC Seminar Series November, 2004, Bradford. p.2004.

CORREA, J. L. D. A aplicação do Modelo de Excelência da Gestão Pública no setor saneamento brasileiro XIV Congreso Internacional del CLAD sobre la Reforma del Estado y de la Administración Pública, 2009, Salvador.

COULIBALY, H. D.; RODRIGUEZ, M. J. Development of performance indicators for small Quebec drinking water utilities. **Journal of Environmental Management**, v. 73, n. 3, p. 243-255, Nov 2004. ISSN 0301-4797. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000224669900008 >.

CRAGGS, R. J. et al. A controlled stream mesocosm for tertiary treatment of sewage. **Ecological Engineering**, v. 6, n. 1-3, p. 149-169, May 1996. ISSN 0925-8574. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:A1996UU94700009 >.

CRAIN, W. M.; ZARDKOOHI, A. Test of the Property-Rights Theory of the Firm: Water Utilities in the United States, A. **Journal of Law & Economics** v. 21, n. 2, p. 395-408, 1978.

CRIMINISI, A. et al. Evaluation of the apparent losses caused by water meter under-registration in intermittent water supply. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 9, p. 2373-2382, 2009. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000271936500019 >.

CRUZ, M. A. S.; SOUZA, C. F.; TUCCI, C. E. M. **Controle da drenagem urbana no Brasil: avanços e mecanismos para sua sustentabilidade**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo 2007.

CUNHA, A. S. **Saneamento Básico no Brasil: Desenho Institucional e Desafios Federativos**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada-IPEA. Rio de Janeiro, 2011

DE CARVALHO, S. C. P.; CARDEN, K. J.; ARMITAGE, N. P. Application of a sustainability index for integrated urban water management in Southern African cities: Case study comparison - Maputo and Hermanus. **Water Sa**, v. 35, n. 2, p. 144-151, 2009 2009. ISSN 0378-4738. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000266491800002 >.

DE LIMA, S. C. R. B. **Aspectos demográficos da cobertura de serviços de saneamento no Brasil urbano contemporâneo**. 2005. 153 (Doutorado). Demografia do Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

DE MARCHIS, M. et al. Analysis of the impact of intermittent distribution by modelling the network-filling process. **Journal of Hydroinformatics**, v. 13, n. 3, p. 358-373, 2011. ISSN 1464-7141. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000292538300006 >.

DE MIRANDA, E. C. **Do SNIS ao SINISA: a evolução do monitoramento e da avaliação de políticas públicas de Saneamento Básico no Brasil** Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor saneamento (PMSS) Brasília, 2009

DE TOFFOL, S.; ENGELHARD, C.; RAUCH, W. Combined sewer system versus separate system - a comparison of ecological and economical performance indicators. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 4, p. 255-264, 2007. ISSN 0273-1223. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000245786200028 >.

DEFRA. **Economies of scale - waste management optimisation study by aea technology final report**. Department for Environment, Food and Rural Affairs. London, 2007

DEVESA, F. et al. Scenario analysis for the role of sanitation infrastructures in integrated urban wastewater management. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, n. 3, p. 371-380, Mar 2009. ISSN 1364-8152. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000261872800007 >.

DIAS, A. P.; ROSSO, T. C. D. A.; GIORDANO, G. **Os Sistemas de saneamento na cidade do Rio de Janeiro**. ROSSO, T. C. D. A. e GIORDANO, G. Rio de Janeiro: COAMB, FEN, UERJ 2012.

DOS SANTOS, A. D. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da Região Metropolitana de São Paulo**. 2003. (Mestrado). Departamento de Engenharia de Construção Civil, Universidade de São Paulo, São Paulo.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, E. **Combined Sewer Overflow Management Fact Sheet: Sewer Separation**. Washington: United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.

EPA. **Preliminary data summary of urban storm water best management practices**. United States Environmental Protection Agency. Washington. 1999

_____. **Protocol for developing pathogen TMDLs**. United States Environmental Protection Agency. Washington, 2001

EVERITT, B.S. **The cambridge dictionary of statistics**. 2ª. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. ISBN 052181099.

FESTI, A. V. **Estimativa da influência da infiltração e do afluxo devidos à precipitação na rede de esgoto sanitário em municípios de pequeno porte**. 2006. 97 (Mestrado). Festi - Estimativa da infiltração e do afluxo devidos à precipitação na rede, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

FEW, R. Flooding, vulnerability and coping strategies: local responses to a global threat. **Progress in Development Studies**, v. 3, n. 1, p. 43-58, 2003. ISSN 1464-9934.

FUNASA. **Manual de saneamento**. 3ª ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde - FUNASA, 2006. ISBN 8573460458.

GAFFIELD, S. J. et al. Public health effects of inadequately managed stormwater runoff. **Journal Information**, v. 93, n. 9, 2003.

GALVÃO JR, A. D. C.; PAGANINI, W. D. S. Aspectos conceituais da regulação dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, p. 79-88, 2009. ISSN 1413-4152. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000100009&nrm=iso >.

GERMAN, J.; SVENSSON, G. Street sweeping as a pollutant control measure. Proceedings of the 4th international conference on innovative technologies in urban drainage, 2001, Lyon, France. p.383-390.

GEYER, A. L. B. **Contribuição ao Estudo da Disposição Final e Aproveitamento da Cinza de Lodo de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários como Adição ao Concreto**. 2001. 216 (Doutorado). Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

GINE, R.; PEREZ-FOGUET, A. Sustainability assessment of national rural water supply program in Tanzania. **Natural Resources Forum**, v. 32, n. 4, p. 327-342, Nov 2008. ISSN 0165-0203. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000261070700006 >.

GLEICK, P. H. The changing water paradigm - A look at twenty-first century water resources development. **Water International**, v. 25, n. 1, p. 127-138, Mar 2000. ISSN 0250-8060. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000085987900013 >.

GOERGEN, P. Ensino superior e formação: elementos para um olhar ampliado de avaliação. **Avaliação: Revista da Avaliação da Educação Superior**, v. 6, n. 04, p. 63-76, 2001. ISSN 1414-4077.

GONZALEZ-GOMEZ, F.; GARCIA-RUBIO, M. A. Efficiency in the management of urban water services. What have we learned after four decades of research? **Hacienda Publica Espanola-Review of Public Economics**, n. 185, p. 39-67, 2008. ISSN 0210-1173. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000265743800002 >.

GROWITSCH, C.; JAMASB, T.; POLLITT, M. Quality of service, efficiency and scale in network industries: an analysis of European electricity distribution. **Applied Economics**, v. 41, n. 20, p. 2555-2570, 2009. ISSN 0003-6846. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000268702100004 >.

GÜNTHER, W. M. R. **Resíduos sólidos no contexto da saúde ambiental**. 2008. 136 (Livre docência). Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo.

HAILE, R. W. et al. The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff. **Epidemiology**, v. 10, n. 4, p. 355-363, Jul 1999. ISSN 1044-3983. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000080987100004 >.

HAIR, J.F. et al. **Análise multivariada de dados**. 5ª. Porto Alegre: Bookman, 1998. ISBN 0130177067.

HALLSTRÖM, J. **Constructing a pipe-bound city: A history of water supply, sewerage, and excreta removal in Norrköping and Linköping, Sweden, 1860-1910**. 2002. Dept. of Water and Environmental Studies, Linköping University

HANCHETT, S.; AKHTER, S.; KHAN, M. H. Water, sanitation and hygiene in Bangladeshi slums: an evaluation of the WaterAid-Bangladesh urban programme. **Environment and Urbanization**, v. 15, n. 2, p. 43-55, Oct 2003. ISSN 0956-2478. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000186456700004 >.

HELLER, P. G. B. **Modelos de prestação dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário: uma avaliação comparativa do desempenho no conjunto dos municípios brasileiros**. 2012. 109 (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

HOUTSMA, J.; SACKVILLE, N. B. Water Supply in California: Economies of Scale, Water Charges, Efficiency, and Privatization. ERS 2003 Congress, 2003, Jyväskylä. European Congress of the Regional Science Association

HOWARD, G.; BARTRAM, J. **Domestic water quantity, service level, and health**. World Health Organization. Geneva, p.33. 2003

HRANOVA, R. K. **Diffuse pollution of water resources: principles and case studies in the Southern African region**. Taylor & Francis, 2006. ISBN 0415383919.

IBGE. **Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente**. Rio de Janeiro: O Departamento, 2004. ISBN 8524008903.

_____. **Censo demográfico 2010 - Características da população e dos domicílios: resultados do universo**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 2011. (0104-3145)

IEL.NC/SENAI.DN. Inova Engenharia: propostas para a modernização da educação em engenharia no Brasil. **Brasília: IEL. NC/SENAI. DN**, 2006.

IPART. INDEPENDENT PRICING AND REGULATORY TRIBUNAL. **Underlying costs and industry structures of metropolitan water industries**. Independent Pricing and Regulatory Tribunal, p.74. 2007

IPEA. **Comunicado da Presidência nº 7: Salários no setor público versus salários no setor privado no Brasil**. Brasília: Instituto de Pesquisas Econômicas e Aplicadas 2009.

JACOBI, P. Dilemas Socioambientais na gestão metropolitana: do risco à busca da sustentabilidade urbana. **Revista de Ciências Sociais**, n. 25, p. 115-134, 2006.

JÜTTING, J. et al. **Decentralization and poverty in developing countries: exploring the impact**. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). Paris, p.59. 2004

KANG, J. H.; DEBATS, S. R.; STENSTROM, M. K. Storm-Water Management Using Street Sweeping. **Journal of Environmental Engineering-Asce**, v. 135, n. 7, p. 479-489, Jul 2009. ISSN 0733-9372. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000267055100001 >.

KIM, H. Y.; CLARK, R. M. ECONOMIES OF SCALE AND SCOPE IN WATER-SUPPLY. **Regional Science and Urban Economics**, v. 18, n. 4, p. 479-502, Nov 1988. ISSN 0166-0462. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:A1988T809800003 >.

KISTEMANN, T. et al. Effect of sewage treatment plants and diffuse pollution on the occurrence of protozoal parasites in the course of a small river. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 215, n. 6, p. 577-583, Nov 2012. ISSN 1438-4639. Disponível em: < <Go to

ISI>://WOS:000309297500006 >.

KUNDZEWICZ, Z. W. Non-structural flood protection and sustainability. **Water International**, v. 27, n. 1, Mar 2002. ISSN 0250-8060. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000175455700002 >.

LABRA, M. E. **O movimento sanitaria nos anos 20: da " conexão sanitária internacional" à especialização em Saúde Pública no Brasil**. 1985. (Mestrado em Administração). Cadernos de Saúde Pública, Escola Brasileira de Administração Pública, Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation - a way to solve global sanitation problems? **Environment International**, v. 31, n. 3, p. 433-444, Apr 2005. ISSN 0160-4120. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000227587600011 >.

LANSEY, K. E. The evolution of optimizing water distribution system applications. 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium, 2006, Cincinnati, Ohio, USA.

LEE, J. H.; BANG, K. W. Characterization of urban stormwater runoff. **Water Research**, v. 34, n. 6, p. 1773-1780, Apr 2000. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000085867500002 >.

MAGALHÃES JR, A. P.; CORDEIRO NETTO, O. M.; NASCIMENTO, N. O. Os Indicadores como Instrumentos Potenciais de Gestão das Águas no Atual Contexto Legal-Institucional do Brasil-Resultados de um Painel de Especialistas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 49-68, 2003.

MALLIN, M. A.; JOHNSON, V. L.; ENSIGN, S. H. Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban, and a rural stream. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 159, n. 1-4, p. 475-491, Dec 2009. ISSN 0167-6369. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000271530400037 >.

MALTA, T. S. **Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do município de Rio das Ostras, RJ**. 2001. 67 (Mestrado). Engenharia Sanitária e Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz/Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro.

MANKIW, N. G. **Principios de economía**. Madrid: McGraw-Hill, 2002.

MANTA, D. S. et al. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. **Science of the Total Environment**, v. 300, n. 1-3, p. 229-243, Dec 2002. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000180003900020 >.

MARQUES, R. C.; DE WITTE, K. Is big better? On scale and scope economies in the Portuguese water sector. **Economic Modelling**, v. 28, n. 3, p. 1009-1016, May 2011. ISSN 0264-9993. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000290005600028 >.

MARSALEK, J.; ROCHFORD, Q. Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 67, n. 20-22, p. 1765-1777, 2004. ISSN 1528-7394.

MARTINEZ, E. S.; ESCOLERO, O.; WOLF, L. Total Urban Water Cycle Models in Semiarid Environments-Quantitative Scenario Analysis at the Area of San Luis Potosi, Mexico. **Water Resources Management**, v. 25, n. 1, Jan 2011. ISSN 0920-4741. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000285469200013 >.

MATIAS-PEREIRA, J. Administração pública no Brasil: políticas de revalorização das carreiras típicas de Estado como fator de atração de novos talentos para o serviço público federal. **Observatorio de la Economía Latinoamericana**, v. 12, n. 1, p. 1-29, 2004.

MAXIMIANO, A. C. A. **Teoria geral da administração: da revolução urbana à revolução digital**. 5ª. São Paulo: Atlas, 2005. ISBN 8522445184.

MCIDADES.SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2009**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2011a

_____. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2009**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, p.616. 2011b

MENDEZ-FAJARDO, S. et al. Metodología para la apropiación de tecnologías de saneamiento básico en comunidades indígenas. **Cuadernos De Desarrollo Rural**, v. 8, n. 66, p. 153-176, Jan-Jun 2011. ISSN 0122-1450. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000292138500006 >.

MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P.; CARNEIRO, P. R. F. Sustainable Drainage Systems: An Integrated Approach, Combining Hydraulic Engineering Design, Urban Land Control and River Revitalisation Aspects. In: JAVAID, M. S. (Ed.). **Drainage Systems**. Rijeka/Croatia: InTech - Open Access Publisher, 2012.

MOREIRA, T. Saneamento básico: desafios e oportunidades. **Revista BNDES, Brasília**, n. 6, p. 1-18, 1996.

MORIN, E. **A cabeça bem feita**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.

MOTA, E. Debatedores: Informações em Saúde para a Gestão do SUS. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 7, p. 637-639, 2002. ISSN 1413-8123. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232002000400003&nrm=iso >.

MULLER, K. et al. Point- and nonpoint-source pesticide contamination in the Zwester Ohm catchment, Germany. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 1, p. 309-318, Jan-Feb 2002. ISSN 0047-2425. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000173484300035 >.

NAVAL, L. P.; BARROS, D. S. B. **Aplicação de métodos de avaliação de impactos ambientais a uma ETE operando em escala real com a respectiva proposição de medidas mitigadoras**. XXIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. San Juan: 1-13 p. 2004.

NIEMCZYNOWICZ, J. Urban hydrology and water management—present and future challenges. **Urban water**, v. 1, n. 1, p. 1-14, 1999. ISSN 1462-0758.

O'SULLIVAN, A.; WICKE, D.; COCHRANE, T. Heavy metal contamination in an urban stream fed by contaminated air-conditioning and stormwater discharges. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, n. 3, p. 903-911, Mar 2012. ISSN 0944-1344. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000303546900029 >.

OLIVEIRA, V. F. Crescimento, evolução eo futuro dos cursos de engenharia. **Revista de Ensino em engenharia**, v. 24, n. 2, 2008. ISSN 2236-0158.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p. 306-311, 2004. ISSN 1413-4152. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522004000400007&nrm=iso >.

PAIVA, L. G. D.; GÜNTHER, W. M. R. Participação Social enquanto Instrumento da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. Congreso Mundial ISWA 2005: Hacia un Sistema Integral de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, 2005, ISWA. p.1-10.

PALINI JUNIOR, L. **Perdas físicas de agua em sistemas de abastecimento: metodo de diagnostico, controle e redução atraves de sistema de informações geograficas**. 2008. 176 (Mestrado). FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and**

Systematics, v. 32, 2001. ISSN 0066-4162. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000172908800012 >.

PAZ, M. F. **Estudo comparativo da carga de lavagem em bacias urbana e rural**. 2004. 162 (Mestrado). Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS.

PEIXOTO, J. B. **Sustentabilidade econômica e remuneração da prestação dos serviços de abastecimento de água e deesgotamento sanitário: regulação econômica e fontes de financiamento**. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor saneamento (PMSS). Brasília, 2009.

PINHEIRO, S. S.; SUGAHARA, T. **Perfil dos funcionários públicos ativos nas áreas federal, estadual e municipal: comparação com bases disponíveis: RAIS, PNAD e SIAPE; Profile os actives public services in federal, state and municipal areas: compararison of basis available**. IPEA. Rio de Janeiro, 2001.

PINTO JR, H. Q.; PIRES, M. C. P. **Assimetria de informações e problemas regulatórios**. Rio de Janeiro: Agência Nacional do Petróleo, Nota Técnica 2000.

POLLITT, M. G.; STEER, S. J. Economies of scale and scope in network industries: Lessons for the UK water and sewerage sectors. **Utilities Policy**, v. 21, Jun 2012. ISSN 0957-1787. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000304641700002 >.

POSSAMAI, F. P. et al. Lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina: análise dos riscos à saúde pública e ao meio ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, p. 171-179, 2007. ISSN 1413-8123. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232007000100020&nrm=iso >.

PRADO, G. S. **Concepção e estudo de uma unidade compacta para tratamento preliminar de esgoto sanitário composta por separador hidrodinâmico por vórtice e grade fina de fluxo tangencial**. 2011. 246 (Doutorado). Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Carlos, São Carlos.

PRESTON, K. et al. Turbidity and chlorine demand reduction using alum and moringa flocculation before household chlorination in developing countries. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 1, p. 60-70, 2010. ISSN 1477-8920. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000275310700007 >.

QURESHI, A. A.; DUTKA, B. J. Microbiological studies on the quality of urban stormwater runoff in southern Ontario, Canada. **Water Research**, v. 13, n. 10, p. 977-985, 1979. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:A1979HK15300004 >.

RAJAL, V. B. et al. Molecular quantitative analysis of human viruses in California stormwater. **Water Research**, v. 41, n. 19, p. 4287-4298, Nov 2007. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000250960600002 >.

RAM, J. L. et al. Identification of pets and raccoons as sources of bacterial contamination of urban storm sewers using a sequence-based bacterial source tracking method. **Water Research**, v. 41, n. 16, p. 3605-3614, Aug 2007. ISSN 0043-1354. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000249060100009 >.

RAZZOLINI, M. T. P.; GÜNTHER, W. M. R. Impactos na saúde das deficiências de acesso a água. **Saúde e Sociedade**, v. 17, p. 21-32, 2008. ISSN 0104-1290. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-12902008000100003&nrm=iso >.

RODRIGUES, R. B. **SSD RB-sistema de suporte a decisão proposto para a gestão quali-quantitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água**. 2005. 155 (Doutorado). Departamento de engenharia hidráulica e sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SALLES, M. J.; MELAMED, C. **Sistemas de informação em Saneamento Básico no Brasil: década**

de 1990 aos anos 2000 Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor saneamento (PMSS). Brasília, 2009.

SAMPAIO, B.; SAMPAIO, Y. Influências políticas na eficiência de empresas de saneamento brasileiras. **Economia Aplicada**, v. 11, p. 369-386, 2007. ISSN 1413-8050. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-80502007000300003&nrm=iso >.

SANCHEZ, J. G. Dimensionamento de hidrômetros e análise de traço. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, Foz do Iguaçu. ABES. p.15.

SANDRONI, P. **Novíssimo dicionário de economia**. São Paulo: Editora Best Seller, 1999.

SANSALONE, J. J.; CRISTINA, C. M. First flush concepts for suspended and dissolved solids in small impervious watersheds. **Journal of Environmental Engineering-Asce**, v. 130, n. 11, Nov 2004. ISSN 0733-9372. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000224773300009 >.

SANTOS, I. N. D. et al. Influência de um aterro sanitário e de efluentes domésticos nas águas superficiais do rio Tarumã e afluentes - AM. **Acta Amazonica**, v. 36, p. 229-235, 2006. ISSN 0044-5967. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672006000200013&nrm=iso>.

SARTOR, J. D.; GABOURY, D. R. Street sweeping as a water-pollution control measure - lessons learned over the past 10 years. **Science of the Total Environment**, v. 33, n. FEB, p. 171-183, 1984. ISSN 0048-9697. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:A1984SF21500017 >.

SARTORATO, J. et al. Implantação e avaliação do modelo de gerenciamento da rotina de trabalho do dia-a-dia nos sistemas de esgoto sanitário da grande Florianópolis-Santa Catarina. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 4, 2001, ABES. p.1-22.

SCALIZE, P. S. et al. **Problemas decorrentes da obstrução nas redes e ramais de esgotos sanitários**. XIV SILUBESA (Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental). Porto: 1-15 p. 2010.

SELVAKUMAR, A.; BORST, M. Variation of microorganism concentrations in urban stormwater runoff with land use and seasons. **J Water Health**, v. 4, p. 109-124, 2006.

SHIRAIWA, S. et al. Estudos geofísicos integrados no lixão de Cuiabá, MT, Brasil: resultados preliminares. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 20, p. 181-186, 2002. ISSN 0102-261X. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-261X2002000300004&nrm=iso >.

SILVA, A.; CANOZZO, M. A. R.; FEHR, M. Modelo gerencial da rede de esgoto do município ideal de Toribaté. **Caminhos de Geografia**, v. 5, n. 13, p. 221-240, 2004.

SILVA, R. T. Aspectos Conceituais e Teóricos. In: GALVÃO JUNIOR, A. C. e SILVA, A. C. (Ed.). **Indicadores para a prestação de serviços de água e esgoto**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2006. p.29.

SILVEIRA, A. L. L. D. Hidrologia urbana no Brasil. In: BRAGA, B.;TUCCI, C. E. M., et al (Ed.). **Drenagem Urbana: Gerenciamento, Simulação, Controle**. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 1998. p.7-25.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 12, p. 515-523, 1996. ISSN 0102-311X. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X1996000400010&nrm=iso >.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. 2012a. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/faq.php> >. Acesso em: 12/10/2012.

_____. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. 2012b. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=86> >. Acesso em: 26/11/2012.

SNIS AE. **Dúvidas Dados do SNIS**. TANIGUSHI, D. 2013.

SOARES, A. K. et al. Avaliação das perdas físicas de um setor da rede de abastecimento de Água de Campo Grande-MS via modelo inverso. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 9, p. 312-321, 2004. ISSN 1413-4152. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522004000400008&nrm=iso >.

SOARES, P. R. R. Modernidade urbana e dominação da natureza: o saneamento de Pelotas nas primeiras décadas do século XX. **Anos 90 (UFRGS)**, v. 14, p. 184-201, 2000.

SOLO, T. M. Small-scale entrepreneurs in the urban water and sanitation market. **Environment and Urbanization**, v. 11, n. 1, p. 117-131, Apr 1999. ISSN 0956-2478. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000080654000009 >.

SOUZA FILHO, A. F. et al. **A hidrometração individualizada como instrumento disciplinador de consumo**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande 2005.

SOUZA, U. R. D.; BRAGA, M. J.; FERREIRA, M. A. M. Fatores associados à eficiência técnica e de escala das cooperativas agropecuárias paranaenses. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 49, p. 573-597, 2011. ISSN 0103-2003. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-20032011000300003&nrm=iso >.

SPANHOFF, B. et al. Assessing the impact of effluents from a modern wastewater treatment plant on breakdown of coarse particulate organic matter and benthic macroinvertebrates in a lowland river. **Water Air and Soil Pollution**, v. 180, n. 1-4, p. 119-129, Mar 2007. ISSN 0049-6979. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000244030000012 >.

STIGLER, G. J. THE DIVISION OF LABOR IS LIMITED BY THE EXTENT OF THE MARKET. **Journal of Political Economy**, v. 59, n. 3, p. 185-193, Jun 1951. ISSN 0022-3808. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:000205837300001 >.

_____. THE ECONOMIES OF SCALE. **Journal of Law & Economics**, v. 1, n. OCT, p. 54-71, 1958. ISSN 0022-2186. Disponível em: < <Go to ISI>://WOS:A1958CHK3700003 >.

TROW, S.; FARLEY, M. Developing a strategy for managing losses in water distribution networks. In: BUTLER, D. e MEMON, F. (Ed.). **Water Demand Management**. London: IWA Publishing, 2006. p.141-179.

TSUTIYA, M. T.; BUENO, R. C. R. Contribuição de águas pluviais em sistemas de esgoto sanitário no Brasil. **Agua Latinoamérica**, v. 4, n. 4, p. 20-25, 2004.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do estado de São Paulo. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 2001, João Pessoa. p.1-9.

TUCCI, C. E. M. A necessidade do planejamento da drenagem urbana. **Revista Rio Águas**, v. 1, n. 1, p. 36-37, 2000.

TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. **Inundações urbanas na América do Sul**. Porto Alegre: ABRH, GWP, WMO, 2003.

TUROLLA, F. A. **Política de saneamento básico: avanços recentes e opções futuras de políticas públicas**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada-IPEA, 2002.

UN-HABITAT. **Water and Sanitation in the World's Cities: Local action for global goals**. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT). London. 2003.

VARELA, P. S.; MARTINS, G. D. A.; FÁVERO, L. P. L. Desempenho dos municípios paulistas: uma avaliação de eficiência da atenção básica à saúde. **Revista de Administração (São Paulo)**, v. 47, p. 624-637, 2012. ISSN 0080-2107. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0080-21072012000400009&nrm=iso>.

VENTURIERI, A. V. **Avaliação da implantação de um sistema de informações geográficas no SNIS-Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. 2004. 81 (Mestrado). Engenharia Urbana, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

VON SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 111-132, 1998.

VON SPERLING, M. et al. **Investigação de fatores de influência no consumo per capita de água em estados brasileiros e em cidades de Minas Gerais**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória 2002.

WEINFURT, K. Repeated measures analysis: ANOVA, MANOVA, and HLM. In L. Grimm & P. Yarnold (Eds.) *Reading and understanding more multivariate statistics*. Washington: APA, 2000.

WHELPDALE, D. M.; SUMMERS, P. W.; SANHUEZA, E. A global overview of atmospheric acid deposition fluxes. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 48, n. 3, p. 217-247, Dec 1997. ISSN 0167-6369. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:A1997YD40700001 >.

WHO. Water Sanitation and Health (WSH). 2012. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/mdg1/en/index.html>. Acesso em: 02/12/2012.

WOLF, L.; ZWIENER, C.; ZEMANN, M. Tracking artificial sweeteners and pharmaceuticals introduced into urban groundwater by leaking sewer networks. **Science of the Total Environment**, v. 430, p. 8-19, Jul 2012. ISSN 0048-9697. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000306583700002 >.

WORLD BANK GROUP. **Pollution Prevention and Abatement Handbook**. 1998.

WRIGHT, M. E. et al. Microbial load from animal feces at a recreational beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 11, p. 1649-1656, Nov 2009. ISSN 0025-326X. Disponível em: <<Go to ISI>://WOS:000271847500019 >.

8. ANEXO I – CLASSIFICAÇÃO DOS INDICADORES DA PESQUISA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO SNIS

Indicadores Gerais

I001 TAXA DE EMPREGADOS EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I002 DESPESA MÉDIA POR EMPREGADO ALOCADO NOS SERVIÇOS DO MANEJO DE RSU
I003 INCIDÊNCIA DAS DESPESAS COM O MANEJO DE RSU NAS DESPESAS CORRENTES DA PREFEITURA
I004 INCIDÊNCIA DAS DESPESAS COM EMPRESAS CONTRATADAS PARA EXECUÇÃO DE SERVIÇOS DE MANEJO RSU NAS DESPESAS COM MANEJO DE RSU
I005 AUTO-SUFICIÊNCIA FINANCEIRA DA PREFEITURA COM O MANEJO DE RSU
I006 DESPESA PER CAPITA COM MANEJO DE RSU EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I007 INCIDÊNCIA DE EMPREGADOS PRÓPRIOS NO TOTAL DE EMPREGADOS NO MANEJO DE RSU
I008 INCIDÊNCIA DE EMPREGADOS DE EMPRESAS CONTRATADAS NO TOTAL DE EMPREGADOS NO MANEJO DE RSU
I010 INCIDÊNCIA DE EMPREGADOS GERENCIAIS E ADMINISTRATIVOS NO TOTAL DE EMPREGADOS NO MANEJO DE RSU
I011 RECEITA ARRECADADA PER CAPITA COM TAXAS OU OUTRAS FORMAS DE COBRANÇA PELA PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS DE MANEJO DE RSU

Indicadores sobre Coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares e Públicos

I015 TAXA DE COBERTURA DO SERVIÇO DE COLETA DE RDO EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO TOTAL (URBANA + RURAL) DO MUNICÍPIO
I016 TAXA DE COBERTURA DO SERVIÇO DE COLETA DE RDO EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I017 TAXA DE TERCEIRIZAÇÃO DO SERVIÇO DE COLETA DE RDO+RPU EM RELAÇÃO À QUANTIDADE COLETADA
I018 PRODUTIVIDADE MÉDIA DOS EMPREGADOS NA COLETA (COLETADORES + MOTORISTAS) NA COLETA (RDO + RPU) EM RELAÇÃO À MASSA COLETADA
I019 TAXA DE EMPREGADOS (COLETADORES + MOTORISTAS) NA COLETA (RDO + RPU) EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I021 MASSA COLETADA (RDO + RPU) PER CAPITA EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I022 MASSA (RDO) COLETADA PER CAPITA EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO ATENDIDA COM SERVIÇO DE COLETA
I023 CUSTO UNITÁRIO MÉDIO DO SERVIÇO DE COLETA (RDO + RPU)
I024 INCIDÊNCIA DO CUSTO DO SERVIÇO DE COLETA (RDO + RPU) NO CUSTO TOTAL DO MANEJO DE RSU
I025 INCIDÊNCIA DE (COLETADORES + MOTORISTAS) NA QUANTIDADE TOTAL DE EMPREGADOS NO MANEJO DE RSU
I026 TAXA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL (RCD) COLETADA PELA PREFEITURA EM RELAÇÃO À QUANTIDADE TOTAL COLETADA DE RDO + RPU
I027 TAXA DA QUANTIDADE TOTAL COLETADA DE RESÍDUOS PÚBLICOS (RPU) EM RELAÇÃO À QUANTIDADE TOTAL COLETADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS (RDO)
I028 MASSA DE RESÍDUOS DOMICILIARES E PÚBLICOS (RDO+RPU) COLETADA PER CAPITA EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO TOTAL (URBANA E RURAL) ATENDIDA (DECLARADA) PELO SERVIÇO DE COLETA
I029 MASSA DE RCD PER CAPITA EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA

Indicadores sobre Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos

I031 TAXA DE RECUPERAÇÃO DE MATERIAIS RECICLÁVEIS (EXCETO MATÉRIA ORGÂNICA E REJEITOS) EM RELAÇÃO À QUANTIDADE TOTAL (RDO + RPU) COLETADA
I032 MASSA RECUPERADA PER CAPITA DE MATERIAIS RECICLÁVEIS (EXCETO MATÉRIA ORGÂNICA E REJEITOS) EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I033 TAXA DE MATERIAL RECOLHIDO PELA COLETA SELETIVA (EXCETO MAT. ORGÂNICA) EM RELAÇÃO À QUANTIDADE TOTAL COLETADA DE RESÍDUOS SÓL. DOMÉSTICOS
I034 INCIDÊNCIA DE PAPEL E PAPELÃO NO TOTAL DE MATERIAL RECUPERADO
I035 INCIDÊNCIA DE PLÁSTICOS NO TOTAL DE MATERIAL RECUPERADO
I038 INCIDÊNCIA DE METAIS NO TOTAL DE MATERIAL RECUPERADO
I039 INCIDÊNCIA DE VIDROS NO TOTAL DE MATERIAL RECUPERADO
I040 INCIDÊNCIA DE OUTROS MATERIAIS (EXCETO PAPEL, PLÁSTICO, METAIS E VIDROS) NO TOTAL DE MATERIAL RECUPERADO
I053 TAXA DE MATERIAL RECOLHIDO PELA COLETA SELETIVA (EXCETO MAT. ORGÂNICA) EM RELAÇÃO À QUANTIDADE TOTAL COLETADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS
I054 MASSA PER CAPITA DE MATERIAIS RECICLÁVEIS RECOLHIDOS VIA COLETA SELETIVA

Indicadores sobre Coleta de Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde

I036 MASSA DE RSS COLETADA PER CAPITA EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I037 TAXA DE RSS COLETADA EM RELAÇÃO À QUANTIDADE TOTAL COLETADA

Indicadores sobre Serviço de Varrição

I041 TAXA DE TERCEIRIZAÇÃO DOS VARREDORES

I042 TAXA DE TERCEIRIZAÇÃO DA EXTENSÃO VARRIDA
I043 CUSTO UNITÁRIO MÉDIO DO SERVIÇO DE VARRIÇÃO (PREFEITURA + EMPRESAS CONTRATADAS)
I044 PRODUTIVIDADE MÉDIA DOS VARRÉDORES (PREFEITURA + EMPRESAS CONTRATADAS)
I045 TAXA DE VARREDORES EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I046 INCIDÊNCIA DO CUSTO DO SERVIÇO DE VARRIÇÃO NO CUSTO TOTAL COM MANEJO DE RSU
I047 INCIDÊNCIA DE VARREDORES NO TOTAL DE EMPREGADOS NO MANEJO DE RSU
I048 EXTENSÃO TOTAL ANUAL VARRIDA PER CAPITA

Indicadores Sobre Serviços de Capina e Roçada

I051 TAXA DE CAPINADORES EM RELAÇÃO À POPULAÇÃO URBANA
I052 INCIDÊNCIA DE CAPINADORES NO TOTAL EMPREGADOS NO MANEJO DE RSU

9. ANEXO II – CLASSIFICAÇÃO DOS INDICADORES DA PESQUISA DE ÁGUA E ESGOTO DO SNIS

Indicadores Econômicos - Financeiros e Administrativos

IN002 ÍNDICE DE PRODUTIVIDADE: ECONOMIAS ATIVAS POR PESSOAL PRÓPRIO
IN003 DESPESA TOTAL COM OS SERVIÇOS POR M3 FATURADO
IN004 TARIFA MÉDIA PRATICADA
IN005 TARIFA MÉDIA DE ÁGUA
IN006 TARIFA MÉDIA DE ESGOTO
IN007 INCIDÊNCIA DA DESP. DE PESSOAL E DE SERV. DE TERC. NAS DESPESAS TOTAIS COM OS SERVIÇOS
IN008 DESPESA MÉDIA ANUAL POR EMPREGADO
IN012 INDICADOR DE DESEMPENHO FINANCEIRO
IN018 QUANTIDADE EQUIVALENTE DE PESSOAL TOTAL
IN019 ÍNDICE DE PRODUTIVIDADE: ECONOMIAS ATIVAS POR PESSOAL TOTAL (EQUIVALENTE)
IN026 DESPESA DE EXPLORAÇÃO POR M3 FATURADO
IN027 DESPESA DE EXPLORAÇÃO POR ECONOMIA
IN029 ÍNDICE DE EVASÃO DE RECEITAS
IN030 MARGEM DA DESPESA DE EXPLORAÇÃO
IN031 MARGEM DA DESPESA COM PESSOAL PRÓPRIO
IN032 MARGEM DA DESPESA COM PESSOAL TOTAL (EQUIVALENTE)
IN033 MARGEM DO SERVIÇO DA DÍVIDA
IN034 MARGEM DAS OUTRAS DESPESAS DE EXPLORAÇÃO
IN035 PARTICIPAÇÃO DA DESPESA COM PESSOAL PRÓPRIO NAS DESPESAS DE EXPLORAÇÃO
IN036 PARTICIPAÇÃO DA DESPESA COM PESSOAL TOTAL (EQUIVALENTE) NAS DESPESAS DE EXPLORAÇÃO
IN037 PARTICIPAÇÃO DA DESPESA COM ENERGIA ELÉTRICA NAS DESPESAS DE EXPLORAÇÃO
IN038 PARTICIPAÇÃO DA DESPESA COM PRODUTOS QUÍMICOS NAS DESPESAS DE EXPLORAÇÃO
IN039 PARTICIPAÇÃO DAS OUTRAS DESPESAS NA DESPESA DE EXPLORAÇÃO
IN040 PARTICIPAÇÃO DA RECEITA OPERACIONAL DIRETA DE ÁGUA NA RECEITA OPERACIONAL TOTAL
IN041 PARTICIPAÇÃO DA RECEITA OPERACIONAL DIRETA DE ESGOTO NA RECEITA OPERACIONAL TOTAL
IN042 PARTICIPAÇÃO DA RECEITA OPERACIONAL INDIRETA NA RECEITA OPERACIONAL TOTAL
IN045 ÍNDICE DE PRODUTIVIDADE: EMPREGADOS PRÓPRIOS POR 1000 LIGAÇÕES DE ÁGUA
IN048 ÍNDICE DE PRODUTIVIDADE: EMPREGADOS PRÓPRIOS POR 1000 LIGAÇÕES DE ÁGUA + ESGOTO
IN054 DIAS DE FATURAMENTO COMPROMETIDOS COM CONTAS A RECEBER
IN060 ÍNDICE DE DESPESAS POR CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA NOS SISTEMAS DE ÁGUA E ESGOTOS
IN101 ÍNDICE DE SUFICIÊNCIA DE CAIXA
IN102 ÍNDICE DE PRODUTIVIDADE DE PESSOAL TOTAL (EQUIVALENTE)

Indicadores Operacionais - Água

IN001 DENSIDADE DE ECONOMIAS DE ÁGUA POR LIGAÇÃO
IN009 ÍNDICE DE HIDROMETRAÇÃO
IN010 ÍNDICE DE MICROMEDIDAÇÃO RELATIVO AO VOLUME DISPONIBILIZADO
IN011 ÍNDICE DE MACROMEDIDAÇÃO
IN013 ÍNDICE DE PERDAS FATURAMENTO
IN014 CONSUMO MICROMEDIDO POR ECONOMIA
IN017 CONSUMO DE ÁGUA FATURADO POR ECONOMIA
IN020 EXTENSÃO DA REDE DE ÁGUA POR LIGAÇÃO
IN022 CONSUMO MÉDIO PERCAPITA DE ÁGUA
IN023 ÍNDICE DE ATENDIMENTO URBANO DE ÁGUA
IN025 VOLUME DE ÁGUA DISPONIBILIZADO POR ECONOMIA
IN028 ÍNDICE DE FATURAMENTO DE ÁGUA
IN043 PARTICIPAÇÃO DAS ECONOMIAS RESIDENCIAIS DE ÁGUA NO TOTAL DAS ECONOMIAS DE ÁGUA
IN044 ÍNDICE DE MICROMEDIDAÇÃO RELATIVO AO CONSUMO
IN049 ÍNDICE DE PERDAS NA DISTRIBUIÇÃO
IN050 ÍNDICE BRUTO DE PERDAS LINEARES
IN051 ÍNDICE DE PERDAS POR LIGAÇÃO
IN052 ÍNDICE DE CONSUMO DE ÁGUA
IN053 CONSUMO MÉDIO DE ÁGUA POR ECONOMIA
IN055 ÍNDICE DE ATENDIMENTO TOTAL DE ÁGUA
IN057 ÍNDICE DE FLUORETAÇÃO DE ÁGUA
IN058 ÍNDICE DE CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA EM SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Indicadores Operacionais - Esgotos

IN015 ÍNDICE DE COLETA DE ESGOTO
IN016 ÍNDICE DE TRATAMENTO DE ESGOTO
IN021 EXTENSÃO DA REDE DE ESGOTO POR LIGAÇÃO
IN024 ÍNDICE DE ATENDIMENTO URBANO DE ESGOTO REFERIDO AOS MUNICÍPIOS ATENDIDOS COM ÁGUA
IN046 ÍNDICE DE ESGOTO TRATADO REFERIDO À ÁGUA CONSUMIDA

IN047 ÍNDICE DE ATENDIMENTO URBANO DE ESGOTO REFERIDO AOS MUNICÍPIOS ATENDIDOS COM ESGOTO

IN056 ÍNDICE DE ATENDIMENTO TOTAL DE ESGOTO REFERIDO AOS MUNICÍPIOS ATENDIDOS COM ÁGUA

IN059 ÍNDICE DE CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA EM SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Indicadores de Balanço

IN061 LIQUIDEZ CORRENTE

IN062 LIQUIDEZ GERAL

IN063 GRAU DE ENDIVIDAMENTO

IN064 MARGEM OPERACIONAL COM DEPRECIAÇÃO

IN065 MARGEM LÍQUIDA COM DEPRECIAÇÃO

IN066 RETORNO SOBRE O PATRIMÔNIO LÍQUIDO

IN067 COMPOSIÇÃO DE EXIGIBILIDADES

IN068 MARGEM OPERACIONAL SEM DEPRECIAÇÃO

IN069 MARGEM LÍQUIDA SEM DEPRECIAÇÃO

Indicadores de Qualidade

IN071 ECONOMIAS ATINGIDAS POR PARALISAÇÕES

IN072 DURAÇÃO MÉDIA DAS PARALISAÇÕES

IN073 ECONOMIAS ATINGIDAS POR INTERMITÊNCIAS

IN074 DURAÇÃO MÉDIA DAS INTERMITÊNCIAS

IN075 INCIDÊNCIA DAS ANÁLISES DE CLORO RESIDUAL FORA DO PADRÃO

IN076 INCIDÊNCIA DAS ANÁLISES DE TURBIDEZ FORA DO PADRÃO

IN077 DURAÇÃO MÉDIA DOS REPAROS DE EXTRAVASAMENTOS DE ESGOTOS

IN079 ÍNDICE DE CONFORMIDADE DA QUANTIDADE DE AMOSTRAS - CLORO RESIDUAL

IN080 ÍNDICE DE CONFORMIDADE DA QUANTIDADE DE AMOSTRAS - TURBIDEZ

IN082 EXTRAVASAMENTOS DE ESGOTOS POR EXTENSÃO DE REDE

IN083 DURAÇÃO MÉDIA DOS SERVIÇOS EXECUTADOS

IN084 INCIDÊNCIA DAS ANÁLISES DE COLIFORMES TOTAIS FORA DO PADRÃO

IN085 ÍNDICE DE CONFORMIDADE DA QUANTIDADE DE AMOSTRAS - COLIFORMES TOTAIS

10. ANEXO III – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PRESTADORES REGIONAIS E MICRORREGIONAIS

Abrangência	Sigla	Empresa	Número de localidades atendidas
Regionais	AGESPISA	Águas e Esgotos do Piauí S/A	150
	CAEMA	Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão	132
	CAER	Companhia de Águas e Esgotos de Roraima	15
	CAERD	Companhia de Águas e Esgotos de Rondônia	39
	CAERN	Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte	146
	CAESA	Companhia de Água e Esgoto do Amapá	16
	CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará	140
	CAGEPA	Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba	162
	CASAL	Companhia de Saneamento de Alagoas	74
	CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento	179
	CEDAE	Companhia Estadual de Águas e Esgotos	52
	CESAN	Companhia Espírito-Santense de Saneamento	47
	COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento	156
	COPANOR	Copasa Serviços de Saneamento Integrado do Norte e Nordeste de Minas Gerais S/A	18
	COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais	532
	CORSAN	Companhia Rio-Grandense de Saneamento	288
	COSAMA	Companhia de Saneamento do Amazonas	12
	COSANPA	Companhia de Saneamento do Pará	53
	DEAS	Departamento Estadual de Água e Saneamento	19
	DESO	Companhia de Saneamento de Sergipe	63
	EMBASA	Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A.	335
	SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo	362
	SANEAGO	Saneamento de Goiás S/A	217
	SANEATINS	Companhia de Saneamento do Tocantins	126
	SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná	339
	SANESUL	Empresa de Saneamento de Mato Grosso do Sul S/A	66
Microrregionais	CAJ	Concessionária Águas de Juturnaíba S/A	2
	PROLAGOS	Prolagos S/A - Concessionária de Serviços Públicos de Água e Esgoto	5
	SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto	2
	SETAE	Serviço de Tratamento de Água e Esgoto	3
	SIMAE	Serviço Intermunicipal de Água e Esgoto	3

11. CURRÍCULO LATTES

Página Inicial do Currículo Lattes do Autor

Daniel Gouveia Tanigushi
Endereço para contato: e-mail: DTanigushi@usp.br / Telefone: (11) 9111-1000
Última atualização da currículo em 03/03/2012

Resumo informado pelo autor

Pós-graduação em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo (2005) e título de Mestre em Ciências pelo Departamento de Ciências da mesma universidade. Tem especialidade nas áreas de Fisiologia, Ecologia Química, Saúde Ambiental, Gestão Ambiental e Gestão da Inovação.
(Texto informado pelo autor)

Linha para Outras Bases:
[Lattes - Atualizar meu currículo](#)

Dados pessoais

Nome: Daniel Gouveia Tanigushi
Nascimento: 01/01/1983 – Itaquera/SP – Brasil
CPF: 353.003.040-00

Formação acadêmica/titulação

2006 **Doutorado em Ciências Biológicas**
Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil
Título: Análise dos efeitos da dieta e da dieta na eficiência da produção das larvas de transgênicos
Orientador: Wanda Maria Lima Góes

2005 - 2007 **Mestrado em Ciências Biológicas (Biotecnologia)**
Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil
Título: Efeito da dieta sobre a produção de larvas de transgênicos em larvas de transgênicos
Orientador: Wanda Maria Lima Góes

2002 - 2003 **Graduação em Ciências Biológicas**
Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil
Título: Análise de base de dados, análise de dados e análise de dados de transgênicos em larvas de transgênicos
Orientador: Wanda Maria Lima Góes

Formação complementar

2008 - 2008 **Atuação em Projetos de Pesquisa**
Inter-Institucional: Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil

2008 - 2008 **Atuação em Projetos de Pesquisa**
Inter-Institucional: Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil

2008 - 2008 **Atuação em Projetos de Pesquisa**
Inter-Institucional: Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil

2006 - 2006 **Programa de Aperfeiçoamento em Ciências Superiores**
Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil
Orientador: Wanda Maria Lima Góes

2004 - 2004 **Atuação em Projetos de Pesquisa**
Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil

Atuação profissional

1. Departamento de Inovação, Universidade de São Paulo - USP/USP

Vínculo Institucional
2011 - Atual **Mestre em Ciências, Departamento de Inovação, USP, São Paulo, Brasil**

2. Instituto de Física - USP

Vínculo Institucional
2005 - 2007 **Mestre em Ciências, Departamento de Inovação, USP, São Paulo, Brasil**

http://www.cnpq.br/cv/lattesweb/plg_imp_cv.html

Página Inicial do Currículo Lattes do Orientador

28/10/12

Currículo do Sistema de Currículos Lattes (Wanda Maria Risso Günther)

Wanda Maria Risso Günther
 Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq - Nível 2
 Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/3519732743883340>
 Última atualização do currículo em 16/09/2012

Graduada em Engenharia Civil-IMT (1981) e Ciências Sociais-FFLCH/USP (1986), especialização Engenharia de Saúde Pública (1985), mestrado (1993) e doutorado em Saúde Pública (1998) pela Universidade de São Paulo. Atualmente é professora associada da Faculdade de Saúde Pública/USP, prefeita do Quadrilátero Saúde/Direito da USP, vice-coordenadora da Área de Concentração Saúde Ambiental do Programa de Pós-graduação em Saúde Pública, Coordenadora do Programa USP Recicla-PSP e representante titular da USP no Conselho Estadual de Saneamento-CONESAN. Ministra disciplinas na graduação e pós-graduação, desenvolve pesquisas e orientações na pós-graduação com ênfase em questões de resíduos sólidos, gestão ambiental, saúde ambiental e saúde pública. Tem experiência na área de Saúde Pública, com ênfase na Inter-relação Ambiente - Saúde, atuando principalmente nos temas: saneamento ambiental, resíduos sólidos, gestão ambiental, saúde ambiental, políticas públicas e educação ambiental. (Texto informado pelo autor)

Identificação

Nome	Wanda Maria Risso Günther
Nome em citações bibliográficas	GÜNTHER, W. M. R.; Günther, Wanda Maria Risso; Günther, Wanda M.R.; Risso Günther, Wanda
Sexo	Feminino

Endereço

Endereço Profissional	Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, Departamento de Saúde Ambiental Av. Dr. Arnaldo, 715 Cerqueira César 01246-904 - São Paulo, SP - Brasil Telefone: (11) 30617889 Fax: (11) 30617732 URL da Homepage: www.fsp.usp.br
------------------------------	---

Formação acadêmica/titulação

2008	Livre-docência. Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Resíduos sólidos no contexto da saúde ambiental, Ano de obtenção: 2008. Palavras-chave: Resíduos Sólidos; Saúde Ambiental; Gestão de Resíduos Sólidos. Grande área: Ciências da Saúde / Área: Saúde Coletiva. Grande Área: Ciências da Saúde / Área: Saúde Coletiva / Subárea: Saúde Pública / Especialidade: Saúde Ambiental. Setores de atividade: Saúde e Serviços Sociais.
2010 - 2011	Pós-Doutorado, Universidade Autónoma de Madrid.

lattes.cnpq.br/3519732743883340

1/62