



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE – CAA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

ISAURA MACÊDO ALVES

AVALIAÇÃO ENERGÉTICA E AMBIENTAL DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA
DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Caruaru
2018

ISAURA MACÊDO ALVES

AVALIAÇÃO ENERGÉTICA E AMBIENTAL DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA
DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental do Centro Acadêmico do Agreste da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. D.Sc. Saulo de Tarso Marques Bezerra

Coorientador: Prof. D.Sc. Gilson Lima da Silva

Caruaru
2018

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Simone Xavier - CRB/4 - 1242

A474a Alves, Isaura Macêdo.
 Avaliação energética e ambiental do ciclo de vida de um sistema de abastecimento
 de água. / Isaura Macêdo Alves. - 2018.
 70 f. ; il. : 30 cm.

 Orientador: Saulo de tarso Marques Bezerra
 Coorientador: Gilson Lima da Silva.
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de
 Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2018.
 Inclui Referências.

 1. Recursos hídricos. 2. Energia. 3. Água - desperdício. 4. Inventário. I. Bezerra,
 Saulo de Tarso Marques (Orientador). II. Silva, Gilson Lima da (Coorientador). Título.

620 CDD (23. ed.)

UFPE (CAA 2018-244)

ISAURA MACÊDO ALVES

AVALIAÇÃO ENERGÉTICA E AMBIENTAL DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA
DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovada em 12 de setembro de 2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof. D.Sc. Saulo de Tarso Marques Bezerra (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Prof. D.Sc. Henrique Leonardo Maranduba
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB)

Prof. D.Sc. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

A minha mãe Berlita Macêdo de
Farias Alves.

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, de onde vem as minhas forças. Nas horas mais difíceis na minha vida, senti que estava em Seus braços.

Aos meus pais e principalmente a minha Mãe Berlita, a ela dedico todo sucesso das minhas conquistas.

Aos meus irmãos, Stella, Jefferson e Bianca. Ao meu sobrinho Luan que nos momentos mais cansativos e exaustivos me fez sorrir.

Ao meu esposo, que mesmo em meio a toda tribulação esteve sempre ao meu lado.

A minha vó Margarida (*In memorian*) e meu avô Joaquim Pereira (*In memorian*), vocês sempre estarão presentes em meus pensamentos.

Aos meus amigos, em especial a minha amiga/irmã Lyanne por toda ajuda de uma vida, e minhas amigas de Boa Vista (Kecia, Marília e Samarinha) pelo apoio. A Whelton Brito, pela ajuda, disponibilidade e generosidade.

A minha família Pereira, em nome do meu primo Tércio Pereira pela ajuda e disponibilidade.

A minha família Macêdo por todo apoio e vibração por cada conquista.

A minha família da Caruaru que me acolheu e me fez sentir em casa: Lorena, Nestor e João Gabriel, vocês tornaram meus dias mais leves, me ajudaram nos momentos mais difíceis.

Ao meu orientador Prof. D.Sc. Saulo de Tarso Marques Bezerra, pela paciência e seriedade na orientação, todos os momentos de angústias e dúvidas foram amenizados em cada encontro para concretização dessa pesquisa.

Ao meu coorientador Prof. D.Sc. Gilson Lima da Silva pela generosidade, cursos e encontros. O senhor é uma inspiração a ser seguido, foi minha base no complexo mundo ACV.

Ao GAMA pelo apoio técnico, sem a estrutura e principalmente o companheirismo de toda equipe esta pesquisa não teria êxito. Principalmente a Armando pela paciência, generosidade e disponibilidade.

Aos colegas de curso pelo companheirismo. Dividimos angustias, mas multiplicamos alegrias. Muitos levarei para a vida como grandes amigos.

A Universidade Federal de Pernambuco Campus Agreste, principalmente a Prof.^a Sália Gavazza que no início do mestrado me deu suporte para continuar. Aos professores pela excelência nas aulas, a coordenação do Mestrado pelo apoio e, principalmente, ao secretário Marcelo por todos os momentos de ajuda.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental e ao CNPq pelos recursos oferecidos e apoio prestado.

Aos professores Dr. Anderson Paiva e Dr. Edevaldo Alves, pela importante colaboração científica no exame de qualificação.

A COMPESA, em nome do senhor José Leonardo Lemos da Silva, pelo apoio e disponibilização dos dados para a realização dessa pesquisa.

Aos Professores Dr. Anderson Paiva e Dr. Henrique Leonardo Maranduba por terem aceitado o convite e fazerem parte da banca de defesa, e pela excelente contribuição para finalização desta etapa.

A todos que me ajudaram direta ou indiretamente para a realização de mais uma conquista.

RESUMO

Energia e água são insumos que estão intrinsecamente conectados, a energia é imprescindível para tratar e transportar água para os diversos usuários, enquanto a água é indispensável como matéria-prima para a construção, operação e manutenção das usinas. Diversas pesquisas no mundo estão sendo desenvolvidas considerando onexo água-energia com base em uma perspectiva de segurança hídrica e energética, com o setor de saneamento requerendo atenção por ser um grande consumidor destes insumos. Neste contexto, esta pesquisa avaliou o desempenho energético e ambiental do sistema de abastecimento de água (SAA) de Caruaru-PE, considerando cenários de redução de perdas de água. Os impactos ambientais foram estimados pelo método de Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, considerando todo o ciclo de vida dos fluxos de energia e emissões de gases de efeito estufa – GEE (IPCC 100 anos) do SAA. A abordagem “berço ao portão” foi escolhida, iniciando com o subsistema de captação e terminando com a distribuição de água aos consumidores finais. Os dados do inventário foram adquiridos diretamente da companhia de saneamento, com a modelagem sendo realizada com o *software* SimaPro 8.0. Foram avaliados quatro cenários para o abastecimento com níveis de perda de água diferentes, onde o C0 correspondeu às condições de operação do sistema adutor e da distribuição de água apresentado pela companhia no ano de 2016, C1 admitiu uma redução das perdas de água no sistema distribuidor para 25%, C2 admitiu uma diminuição de 50% no índice de perdas do sistema produtor e de distribuição de água, e o C3 estabeleceu um índice de perdas de 5% para a adução e 10% para a distribuição. Os resultados demonstraram que os cenários C1, C2 e C3 proporcionariam uma diminuição anual na demanda energética acumulada de 38,4%, 43,6% e 54,8%, respectivamente, em relação ao C0; enquanto as emissões GEE reduziriam em 38,8%, 42,8% e 54,4%, respectivamente. Conclui-se que a ACV possibilitou avaliar satisfatoriamente os aspectos ambientais e potenciais impactos associados às perdas de água em sistemas de abastecimento de água.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Energia. Inventário. Perdas de água.

ABSTRACT

Energy and water are inputs that are intrinsically connected, energy is essential to treat and transport water to the various users, while water is indispensable as a raw material for the construction, operation and maintenance of the plants. Several researches around the world are being developed considering the water-energy nexus based on a water and energy security perspective, with the sanitation sector requiring attention as a major consumer of these inputs. In this context, this study evaluated the energy and environmental performance of the Caruaru-PE water supply system (WSS), considering scenarios to reduce water losses. The environmental impacts were estimated by the Life Cycle Assessment (LCA) method, considering the whole life cycle of energy flows and greenhouse gas emissions - GHG (IPCC 100 years) of WSS. The "crib at the gate" approach was chosen, starting with the catchment subsystem and ending with the distribution of water to final consumers. The inventory data was acquired directly from the sanitation company, with the modeling being performed with SimaPro 8.0 software. Four scenarios were evaluated for supply with different levels of water loss, where C0 corresponded to the conditions of operation of the adductor system and water distribution presented by the company in 2016, C1 admitted a reduction of water losses in the distributor system to 25%, C2 admitted a 50% decrease in the loss rate of the producer and water distribution system, and C3 established a loss rate of 5% for adduction and 10% for distribution. The results showed that scenarios C1, C2 and C3 would provide an annual decrease in accumulated energy demand of 38.4%, 43.6% and 54.8%, respectively, in relation to C0; while GHG emissions would reduce by 38.8%, 42.8% and 54.4%, respectively. It is concluded that the LCA made it possible to evaluate satisfactorily the environmental aspects and potential impacts associated with water losses in water supply systems.

Keywords: Water resources. Energy. Inventory. Water losses.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fases de uma ACV	20
Figura 2 – Representação dos resultados do ICV com as categorias de impacto	22
Figura 3 – Principais ações para controle de perdas reais.....	25
Figura 4 – Ciclo da conexão entre escassez de água e mudança climática.....	34
Figura 5 – Esquema do processo de estruturação	43
Figura 6 – Mapa da localização da área de estudo.....	44
Figura 7 – Esquema do SAA de Caruaru-PE em operação no ano de 2016	44
Figura 8 – Reservatório do Prata.....	45
Figura 9 – Estação Elevatória de Água Bruta I (EEABI)	45
Figura 10 – Conjuntos motor bomba da EEAB I.....	46
Figura 11 – Fluxograma da fronteira do sistema estudado	50
Figura 12 – Emissões de gases de efeito estufa de cada cenário proposto	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – O consumo de energia para tratamento de água em vários países	35
Tabela 2 – Características das EE do Sistema Adutor do Prata (ano base 2016).....	46
Tabela 3 – Consumo de energia das EE do Sistema Adutor do Prata (ano base 2016)	46
Tabela 4 – Quantidades de produtos químicos utilizados nas ETA Salgado e Petrópolis	47
Tabela 5 – Consumo de energia elétrica do SAA em 2016.....	51
Tabela 6 – Categorias de impactos utilizados no <i>software</i> SimaPro para energia elétrica	51
Tabela 7 – Categorias de impactos utilizados no <i>software</i> SimaPro para produtos químicos	52
Tabela 8 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C0.....	55
Tabela 9 – Estimativa dos impactos energéticos e ambientais das perdas de água no SAA.....	57
Tabela 10 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C1	58
Tabela 11 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C2.....	59
Tabela 12 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C3.....	60

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Balanço Hídrico proposto pela IWA/AWWA	26
Quadro 2 – Artigos internacionais aplicando ACV no tratamento de água de 2012 a 2017	41

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
AR	<i>Assessment Reports</i>
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
DEA	Demanda de Energia Acumulada
EEAB	Estação(ões) elevatória(s) de água bruta
ETA	Estação(ões) de tratamento de água
GAMA	Grupo de Gestão Ambiental Avançada
GEE	Gases de efeito estufa
GT	Grupo de trabalho
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
ICV	Inventário(s) de Ciclo de Vida
IE	Intensidade energética
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
IWA	<i>International Water Association</i>
OMM	Organização Meteorológica Mundial
OMS	Organização Mundial da Saúde
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
SAA	Sistema(s) de abastecimento de água
SIESE	Sistema Brasileiro de Informações Industriais para o Setor de Energia
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UB	Unidade básica
UF	Unidade funcional
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
WRI	<i>World Resource Institute</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVO GERAL	17
2.1	Objetivos específicos	17
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
3.1	Avaliação do Ciclo de Vida – ACV	18
3.1.1	Variantes do estudo de ACV	18
3.1.2	Tipos de ACV	19
3.1.3	Metodologia da avaliação do ciclo de vida	19
3.2	Perdas de água.....	23
3.3	Avaliação de gases de efeito estufa	27
3.4	Gases de efeito estufa – GEE.....	27
3.5	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC.....	28
4	REVISÃO DA LITERATURA	30
4.1	Perdas de água e energia	30
4.2	Nexo água-energia-carbono.....	32
4.3	Avaliação do ciclo de vida em sistemas de abastecimento de água	37
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	43
5.1	Caracterização da área de estudo.....	43
5.2	Demanda de Energia Acumulada – DEA	47
5.3	Cenários propostos.....	47
5.3.1	Cenário C0.....	48
5.3.2	Cenário C1	48
5.3.3	Cenário C2.....	48
5.3.4	Cenário C3.....	48
5.4	Aplicação da metodologia ACV	48
5.5	Definição de Objetivo e Escopo.....	49
5.5.1	Objetivo da ACV	49
5.5.2	Escopo da ACV	49
5.6	Inventário do Ciclo de Vida	50
5.6.1	ICV do consumo de energia elétrica	50

5.6.2 ICV dos produtos químicos	51
5.7 Avaliação de impacto do ciclo de vida.....	52
5.7.1 Tipo e fonte de dados	52
5.7.2 Qualidade dos dados.....	53
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES	54
7 CONCLUSÕES.....	61
REFERÊNCIAS	62
ANEXO A - TABELAS.....	68

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a urbanização são alguns fatores externos que impulsionam a demanda de água e seu uso de energia associado. Além disso, as mudanças climáticas estão impulsionando alterações na hidrologia global através de padrões extremos de precipitação ou seca. Neste contexto, o setor de saneamento requer atenção especial por ser um grande consumidor de água e energia. À medida que os centros urbanos se expandem, o consumo de água excede as reservas das áreas próximas aos consumidores, exigindo captações cada vez mais distantes.

O setor de saneamento no Brasil utiliza cerca de 2,5% do consumo total de eletricidade, o equivalente a mais de 10 bilhões de kWh/ano (BEZERRA *et al.*, 2015). Com frequência, as empresas de saneamento são as maiores consumidoras das concessionárias de energia elétrica. Em média, aproximadamente 80% da energia dos sistemas de abastecimento de água (SAA) é usada para transportar água de corpos d'água superficiais para áreas residenciais (JEONG *et al.*, 2018; OIKONOMOU & PARVANIA, 2018).

Nas últimas décadas, pela diminuição da disponibilidade hídrica, necessidade de sustentabilidade ambiental e pelo aumento dos custos com energia, as empresas de saneamento estão sendo submetidas a pressões pelo aumento da eficiência dos seus processos. Em contrapartida, os sistemas, em grande parte do mundo, ainda possuem perdas de água significativas e energia elétrica. Estas perdas ocorrem desde a captação de água até a distribuição nas ligações prediais, as quais acabam se traduzindo também em perdas de energia (JUNIOR *et al.*, 2016). O desperdício de energia e as perdas causadas por vazamentos estão entre as principais preocupações das concessionárias (ADEDEJI *et al.*, 2018). As empresas contrastam, no processo de distribuição de água, com vazamentos, grande volume de perdas, sistemas de bombeamentos inadequados e motores ineficientes.

Embora a redução de vazamentos seja claramente uma parte importante da gestão sustentável da água, os impactos devem ser reconsiderados em um objetivo mais amplo de proteção ambiental (PILLOT *et al.*, 2016). É bem compreendido que a geração de energia contribui para o esgotamento dos recursos e a degradação ambiental, especialmente porque os combustíveis fósseis são fontes básicas de energia para a maioria das atividades. Por conseguinte, alguns investigadores têm procurado reduzir a energia utilizada na fabricação de produtos ou prestação de serviços, no caso deste trabalho, o abastecimento de água potável. Para esta análise, os requisitos de energia bruta e de perdas de água no sistema de abastecimento de água foram selecionados como um indicador de triagem para revelar oportunidades de energia e redução de Gases de Efeito Estufa (GEE) ao longo do ciclo de vida do sistema.

Nos últimos anos, a avaliação do ciclo de vida assumiu um papel mais proeminente na formulação de políticas ambientais. Instituições renomadas, como o *World Resource Institute* (WRI), adotaram o conceito de ciclo de vida e há um número crescente de atores defendendo a redução do impacto ambiental associado ao consumo global (PRÉ CONSULTANTS, 2016). A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é um método bem estabelecido e padronizado, projetado para estimar e reduzir as cargas ambientais associadas a todas as fases da vida de um produto, processo ou serviço. Esta abordagem permite a estimativa dos potenciais impactos ambientais acumulados ao longo deste ciclo, oferecendo uma visão abrangente e possibilitando melhor compreensão dos sistemas. Tanto o setor de negócios quanto a indústria começaram a reconhecer a utilidade da ACV como uma ferramenta para economizar recursos naturais e energia, minimizando a poluição, o desperdício e os gastos financeiros. Na gestão de águas urbanas, a ACV é considerada a ferramenta mais dominante e apropriada para avaliar os impactos ambientais e, tem sido aplicada no setor de água em vários estudos (RACOVICIANU, 2007; GODSKESEN *et al.*, 2018).

A ACV pode ser usada para analisar e comparar produtos e sistemas “funcionalmente equivalentes” através de sua contribuição para verificação do impacto ambiental. A ACV foi incluída na ABNT por meio das normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044, que são ferramentas de apoio às decisões voltadas à gestão ambiental (MOHAMED-ZINE & HAMOUCHE, 2013; GODSKESEN *et al.*, 2018). Esta metodologia tem sido adotada para investigar processos relacionados à água desde 1995 e, ao longo do tempo, uma série de estudos de ACV foi produzida abrangendo muitos aspectos de recursos hídricos (BUCKLEY *et al.*, 2011). Os principais potenciais impactos ambientais avaliados no setor de água e esgoto pela comunidade técnica-científica são: o esgotamento dos recursos naturais, e liberação indireta de poluentes na água, terra e no ar por meio de produtos químicos, e consumo de energia. Além disso, o processo de conversão de energia gera emissões de CO₂, que agrava os impactos provocados pelas alterações climáticas.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho energético e ambiental do sistema de abastecimento de água de Caruaru-PE considerando diferentes cenários de redução de perdas de água.

2.1 Objetivos específicos

- Caracterizar a área de estudo e o sistema de abastecimento de água de Caruaru-PE;
- Inventariar os fluxos mássicos e energéticos do sistema;
- Caracterizar as emissões de gases de efeito estufa e a demanda de energia acumulado sistema;
- Avaliar os impactos energéticos e ambientais de cenários de melhorias, considerando a redução nas perdas de água no sistema.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Avaliação do Ciclo de Vida – ACV

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é um método sistemático e abrangente para quantificar entradas e saídas de um produto, processo ou sistema, incluindo a extração de matéria-prima e processamento, fabricação ou construção, transporte, armazenamento, uso, manutenção e tratamento de final de vida. Entradas tipicamente incluem materiais, energia, água e terra. As saídas incluem emissões de ar, água e terra, subprodutos e resíduos (OMID *et al.*, 2018; STOKES *et al.*, 2013; STEVANOVIC-CARAPINA *et al.*, 2011). Como instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo (GUTIERREZ, 2014).

A ACV é uma estrutura metodológica para estimar e avaliar os impactos ambientais atribuíveis ao ciclo de vida de um produto, processo ou serviço, como mudanças climáticas, depleção do ozônio estratosférico, ozônio troposférico (*smog*), eutrofização, acidificação, estresse toxicológico em humanos saúde e ecossistemas, esgotamento de recursos, uso da água, uso da terra e ruído – e outros (REBITZER *et al.*, 2004).

A ACV é uma metodologia amplamente aceita para a avaliação dos potenciais impactos ambientais dos sistemas econômicos, com duas características principais: i) abrangência, pois é responsável pela avaliação do ciclo de vida relacionado ao sistema estudado; ii) análise multicritério, uma vez que avalia uma ampla variedade de impactos ambientais (ELORRI, 2014).

3.1.1 Variantes do estudo de ACV

A metodologia de ACV não se restringe apenas a uma avaliação geral de toda a cadeia de impactos de um processo, o chamado do “berço-ao-túmulo”, esta avaliação também pode ser realizada em determinadas partes do ciclo de vida (BRONDANI, 2014). As variantes da ACV são:

- “Do berço-ao-portão” (*cradle-to-gate*): escopo que envolve extração de recursos, que pode incluir algumas operações de fabricação ou operações de serviço, mas excluindo todas as fases subsequentes;
- “Do berço-ao-túmulo” (*cradle-to-grave*): envolve todas as etapas do ciclo de vida, da extração de matérias primas até a disposição final;

- “Do portão ao portão” (*gate-to-gate*): escopo que envolve um processo em que todas as fases ocorrem dentro de uma fase de produção. O local pode ser geograficamente especificado, ou, no caso de dados genéricos, a especificação geográfica pode ser mais geral. Processos fora dos portões do local definido não estão incluídos;
- “Do portão ao túmulo” (*gate-to-grave*): escopo que inclui processos de distribuição, o uso e o descarte final do produto.

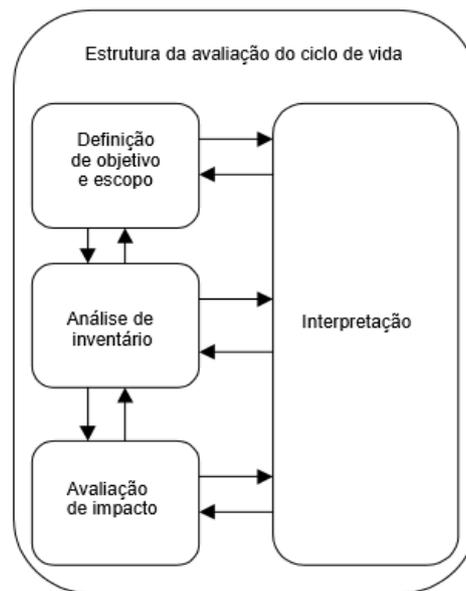
3.1.2 Tipos de ACV

Existem dois tipos de ACV – “ACV Atribucional” e “ACV Consequencial” – cada tipo adotado de acordo com o objetivo final da pesquisa. A ACV Atribucional é utilizada quando se pretende fazer descrição de um sistema de produto, fornece o conjunto de fluxos totais do sistema que são “associados” ou “atribuídos” à entrega de uma quantidade especificada da unidade funcional, foca na descrição dos fluxos ambientais (entradas e saídas) relevantes do ciclo de vida e seus subsistemas. O “ACV Consequencial” é uma estimativa da mudança em todo o sistema na poluição e fluxos de recursos que resultarão de uma mudança no nível das unidades funcionais produzidas, tem o objetivo de descrever como fluxos ambientalmente relevantes irão mudar em resposta a possíveis decisões. Nesse caso, os resultados podem depender da magnitude da alteração (REBITZER *et al.*, 2004).

A ACV Atribucional faz uso de dados históricos, baseados em fatos, dados mensuráveis de incerteza conhecida e inclui todos os processos que são identificados para contribuir de forma relevante para o sistema a ser estudado, enquanto que a ACV Consequencial, não está refletindo a cadeia de suprimentos específica ou real, ou previsto, mas a cadeia genérica de suprimentos hipotéticos que são modelados e, incluem interações políticas e mudanças no comportamento do consumidor (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

3.1.3 Metodologia da avaliação do ciclo de vida

De acordo com a NBR ISO 14044, a estrutura metodológica da Avaliação do Ciclo de Vida deve incluir quatro fases, a definição de objetivo e escopo, análise do inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados, conforme Figura 1.

Figura 1 – Fases de uma ACV

Fonte: Autora

Nota: Adaptado ABNT (2009b)

Fase I – Definição de objetivo e escopo

O escopo de uma ACV, incluindo a fronteira do sistema e o nível de detalhamento, depende do objeto e do uso pretendido para o estudo. A ACV por ser uma ferramenta iterativa, é permitida fazer mudanças no planejamento inicial. Ao se definir o objetivo de uma ACV, alguns itens devem ser declarados, como a aplicação pretendida, as razões para realização do estudo. Para se definir o escopo, os seguintes itens devem ser considerados e descritos de forma clara: o sistema de produto a serem estudadas, as funções do sistema de produto, e a unidade funcional (NBR ISO 14044/2009).

A função do sistema é a finalidade de uso do produto, que determina também sua unidade funcional, que é o conceito central na ACV. Trata-se da unidade que relaciona o consumo de recursos e os efeitos ambientais ao produto do sistema. Desta forma a unidade funcional descreve e quantifica a função que o produto desempenha na sociedade. Sua escolha é extremamente importante, pois todos os dados e informações serão apresentados para uma unidade funcional. Ademais, comparações entre produtos e processos somente são possíveis considerando-se a mesma base, ou a mesma unidade funcional (PEREIRA *et al.*, 2008).

As dimensões da ACV devem estar contidas no escopo, sendo: extensão (onde começa e termina o estudo de ciclo de vida), largura (número de subsistemas incluídos no estudo) e profundidade (nível de detalhamento do estudo). Estas dimensões devem ser compatíveis e atender ao estabelecido no objetivo do estudo (LOPES, 2014).

Ainda de acordo com Pereira *et al.* (2008), as fronteiras do sistema são definidas pelas etapas que serão incluídas no estudo. O ciclo de vida ideal inclui todas as etapas do ciclo do produto: aquisição de matéria prima, processamento, uso, reuso e reciclagem e tratamento dos resíduos. Entretanto, na maioria das vezes, devido ao escopo, a disponibilidade de dados ou aos recursos disponíveis, o estudo não inclui todas estas fases. Assim, os processos incluídos e excluídos devem ser definidos nesta etapa.

Em alguns casos, o objetivo e o escopo do estudo podem ser revisadas devido a limitações não previstas, restrições ou como resultado de informações adicionais. Convém que tais modificações, em conjunto com suas justificativas sejam documentadas.

Fase II – Análise do inventário do ciclo de vida

Para o uso da ACV, bancos de dados devem ser constituídos por informações de caráter ambiental, conhecidos como inventários de ciclo de vida (ICV). Estes ICV contêm, então, informações relacionadas ao gasto de energia, emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos, sobre a produção de bens de consumo, disponibilização de recursos energéticos e, ainda, a respeito da realização de serviços (ABNT, 2009a).

Segundo Vilela & Demajorovic (2013), nesta etapa há a quantificação das matérias e energia utilizadas, e o descarte de rejeitos associados ao ciclo de vida de um produto. Os dados podem ser coletados diretamente nos locais de produção (dados primários), como registro de produção, ou podem ser obtidos na literatura (dados secundários), como relatórios de associações e literatura técnica.

O primeiro passo do ICV é a preparação de um fluxograma do sistema em estudo na qual cada etapa do processo é identificada, a partir do fluxograma, são realizadas coletas de dados em cada um dos processos do sistema considerando as entradas e saídas do sistema. O produto do ICV é uma lista contendo os volumes consumidos de energia e de materiais e as quantidades de emissões poluentes ao meio ambiente.

Fase III – Avaliação de impacto do ciclo de vida

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida – AICV deve ser cuidadosamente planejada para satisfazer o objetivo e escopo de um estudo de ACV. Essa fase inclui a coleta de resultados dos indicadores para diferentes categorias de impacto, que em conjunto representam o perfil de AICV para o sistema de produto (ABNT, 2009b). A AICV é a terceira fase de uma ACV e seu objetivo é avaliar a importância dos potenciais impactos decorrentes das entradas e saídas na

lista de inventário. Também é destinada a reduzir a complexidade e o volume dos dados de inventário por traduzir esses dados em problemas ambientais (GUANAIS, 2015).

De acordo com a ABNT (2009b), existem elementos obrigatórios e opcionais para esta fase. Os elementos obrigatórios convertem os resultados do ICV em indicadores de categorias (perfil ambiental) para as diferentes categorias de impacto e os elementos opcionais servem para normalizar, agrupar, ponderar os resultados do indicador e técnicas de análise de qualidade dos dados. A escolha dos elementos dependerá do tipo de pesquisa e o que se pretende obter de resultado a partir do objetivo.

Os modelos de caracterização, conhecidos como métodos da AICV, possuem características específicas e apresentam duas formas de abordagem: *midpoint* e *endpoint*. No *midpoint* todos os fluxos listados no ICV são agregados em categorias de impacto de acordo com uma característica comum na cadeia de causa e efeito do mecanismo ambiental, são indicadores de impacto em potencial. A modelagem *endpoint* consiste em caracterizar as consequências das categorias de *midpoint* em áreas de proteção no ponto final do percurso ambiental, conectando os resultados do inventário com o respectivo impacto sobre as áreas de proteção (LOPES, 2014).

Os métodos estão integrados nos softwares utilizados para estudos de ACV, porém não existe uma metodologia ou orientações claras para a escolha dos métodos mais adequados para AICV. A escolha deve ser feita com base nas questões ambientais relevantes para o ciclo de vida e condizente com o objetivo do estudo (GUANAIS, 2015). A Figura 2 representa as Categorias de Impacto *midpoint* e *endpoint*, a escolha dependerá da representação dos resultados do ICV.

Figura 2 – Representação dos resultados do ICV com as categorias de impacto



Fonte: Autora

Nota: Adaptado de Lopes (2014)

Para cada categoria de impacto da AICV, é necessário: determinação do modelo e dos fatores de caracterização, identificação dos dados do ICV que podem ser relacionados à categoria de impacto, definição do indicador de categoria e identificação dos pontos finais de categoria (NBR ISO 14044/2009).

Fase IV – Interpretação dos resultados

Interpretação é a quarta e última fase na ACV na qual se quantifica todo o estudo realizado. A norma 14040/2009 define a interpretação como a fase da ACV na qual as constatações da análise do inventário e da avaliação de impacto são combinadas, de forma consistente, com o objetivo e o escopo definidos, visando alcançar conclusões e recomendações.

De acordo com a ISO 14044/2009, as três etapas principais da interpretação são: identificação dos problemas significativos com base no inventário e nas fases de avaliação de impacto da ACV, a avaliação e limites.

3.2 Perdas de água

As perdas de água, que se caracterizam como ineficiências técnicas, são inerentes a qualquer sistema de abastecimento de água (SAA). Entretanto, devido à escassez hídrica e aos altos custos de energia elétrica, a redução das perdas para níveis aceitáveis é um tema atual. As elevadas perdas de água tornam-se um dos maiores problemas dos sistemas de abastecimento brasileiros. A baixa capacidade institucional e de gestão dos sistemas, a pouca disponibilidade de recursos para investimentos, sobretudo em ações de desenvolvimento tecnológico na rede de distribuição e na operação dos sistemas contribuem para tal situação (MIRANDA, 2010). Diversos fatores influenciam no valor de índice de perdas. A eficiência da gestão administrativa e operacional dos SAA pode ser um destes, interferindo diretamente na detecção de vazamentos, na qualidade da operação das unidades, a topografia da cidade e a idade das tubulações, também constituem fatores predominantes (LIBÂNIO *et al.*, 2010).

As perdas se dividem em perdas aparentes e perdas reais. Essa distinção é importante, pois as ferramentas para a gestão e para o combate a cada uma das tipologias diferem sobremaneira (SNIS, 2016). Existem dois conceitos para perdas de água: a “perda de água física” ou “real”, que é quando o volume inicial de água disponibilizado no sistema de distribuição pelas operadoras de água é desperdiçado durante o processo de distribuição, e a “perda de água comercial” ou “aparente” quando, apesar da distribuição de água atingir o consumidor final, o

produto não é cobrado adequadamente tanto por problemas técnicos na medição dos hidrômetros quanto por fraude do consumidor (ABES, 2015).

As perdas aparentes são falhas decorrentes de erros de medição (hidrômetros inoperantes, com submedição, erros de leitura, fraudes, equívocos na calibração dos hidrômetros), ligações clandestinas, *by-pass* irregulares nos ramais das ligações (conhecidos como gatos), falhas no cadastro comercial e outras situações. Nesse caso, então, a água é efetivamente consumida, mas não é faturada. Enquanto que as perdas reais compreendem principalmente os vazamentos em tubulações da rede de distribuição, provocados especialmente pelo excesso de pressão, habitualmente em regiões com grande variação topográfica. Os vazamentos também estão associados à qualidade dos materiais utilizados, à idade das tubulações, à qualidade da mão-de-obra e à ausência de programas de monitoramento de perdas, dentre outros fatores (SNIS, 2016; MIRANDA, 2010; LIBÂNIO *et al.*, 2010).

Identificar e quantificar corretamente as perdas constitui-se em ferramenta essencial e indispensável para a implementação de ações de combate, logo, o gerenciamento das perdas exige, antes de tudo, o seu conhecimento pleno. As perdas de água nas unidades de produção (captação, estação elevatória, adutora de água bruta e estação de tratamento de água) enquadram-se no grupo das perdas reais. Os indicadores construídos com os volumes decorrentes de tais perdas são normalmente adotados para gerenciamento interno do próprio operador, retratando as condições operacionais de cada unidade do sistema (MIRANDA, 2010).

As perdas de água constituem-se em um problema mundial, gerando baixas performances à grande maioria dos sistemas, porém, alguns países ou cidades, com planejamento, conhecimento, recursos e gestão, conseguiram atingir e manter baixos níveis de perdas nos seus sistemas (TARDELLI, 2015).

Segundo o Portal Fator Brasil (2015), estudos apontam que cidades com padrão de excelência em perdas têm indicadores menores do que 15%. A Alemanha e o Japão conseguiram reduzir suas perdas para aproximadamente 10%, enquanto que países como a Austrália e Nova Zelândia conseguiram romper o patamar inferior a 10%. A média do Brasil tem diminuído ao longo dos anos e situa-se, atualmente, no patamar dos 38% (SNIS, 2016).

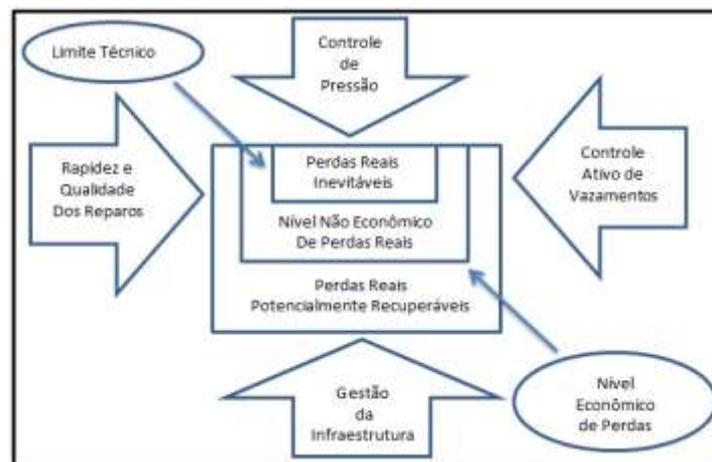
Até os anos 80, as perdas eram calculadas pela diferença entre os volumes macro e micromedido, foi a partir do ano de 93 que se iniciam os conceitos de perdas físicas e não físicas (BRASIL, 2014a). A definição de perdas variava muito nas diferentes empresas ao redor do mundo, o que tornava praticamente impossível realizar comparações confiáveis de desempenho dos sistemas (BEZERRA & GHEUNG, 2013).

Ainda que haja iniciativas para uniformizar as terminologias relacionadas às perdas de água, como as desenvolvidas pela *International Water Association (IWA)*, é possível perceber que ainda não se logrou uma linguagem técnica absolutamente comum, seja entre os diversos países, seja entre os diversos prestadores de um mesmo país. Essas iniciativas abrem espaço para a comparação entre diversos prestadores que atuam em realidades diferentes.

Segundo Bezerra & Gheung (2013), o nível econômico de perdas pode ser definido como a situação em que o custo marginal do controle de perdas equilibra o custo marginal de água perdida. O combate às perdas possui dois níveis, o Limite Técnico, aquele possível de utilizar todas as técnicas, tecnologias e recursos disponíveis (perdas inevitáveis). E o Limite Econômico, que é o nível de perdas em que o custo para recuperar um determinado volume supera o custo de produção e distribuição desse volume.

A metodologia proposta pelo grupo de trabalho sobre perdas de água da IWA, que considera que o volume de perdas reais pode ser significativamente reduzido através da implementação das principais ações para controle das perdas reais, conforme Figura 3. Cada seta representa um conjunto de métodos de intervenções contra perdas reais (BEZERRA & GHEUNG (2013)).

Figura 3 – Principais ações para controle de perdas reais.



Fonte: Autora

Nota: Adaptado de Bezerra & Cheung (2013)

O estabelecimento de ações contínuas de redução e controle de perdas assegura benefícios em curto, médio e longos prazos, com eficiência e eficácia. Ações relativamente simples para avaliação destas perdas consistem, por exemplo, em métodos como o do balanço hídrico (SNIS, 2015). Internacionalmente, o Balanço Hídrico é conhecido como aplicação *Top-Down*, justamente por iniciar a avaliação das perdas por meio do cálculo do balanço hídrico

de “cima para baixo”, ou seja, pelo volume de água que entra nos sistemas menos o volume de água efetivamente consumido (BEZERRA & GHEUNG, 2013).

Os indicadores de perda de água das operadoras de saneamento no Brasil mostram que ainda há muita ineficiência na produção da água (ABES, 2013). Teoricamente, deve haver equilíbrio entre o volume de água disponibilizado e o volume retirado do sistema. Neste sentido, a contribuição mais relevante na definição das perdas foi realizada pelos grupos especialistas da IWA. Em 1997, a IWA lança as bases para a uniformização dos conceitos e indicadores em nível mundial (BRASIL, 2014b) onde propuseram um método para classificar, padronizar e uniformizar uma terminologia para o tema. Esse método de análise denominou-se Balanço Hídrico (Quadro 1).

Quadro 1 – Balanço Hídrico proposto pela IWA/AWWA

Volume de água no sistema	Consumo autorizado	Consumo autorizado faturado	Consumo faturado medido (incluir água exportada)	Água faturada
			Consumo faturado não medido (estimados)	
		Consumo autorizado não faturado	Consumo não faturado medido (usos próprios, caminhão pipa etc.)	Água não faturada
			Consumo não faturado não medido (combate a incêndios, favelas etc.)	
	Perdas de água	Perdas aparentes	Uso não autorizado (fraudes e falhas de cadastro)	
			Erros de medição (micromedição)	
		Perdas reais	Vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição	
			Vazamentos e extravasamentos em reservatórios	
			Vazamentos em ramais prediais (a montante do ponto de medição)	

Fonte: Autora

Nota: Adaptado de IWA/AWWA, 2012

Segundo Tardelli (2015), a solução para problemas como consumo não medido e não faturado, extrapola a competência das companhias de saneamento. As Prefeituras são as responsáveis pelo uso do solo municipal, e delas é a responsabilidade pela execução dos processos de regularização fundiária, reurbanização ou reassentamento dessas populações.

Os benefícios de um projeto de redução de perdas são diversos. Com a redução das perdas físicas, a empresa pode produzir uma quantidade menor de água para abastecer a mesma quantidade de pessoas. Ao produzir uma quantidade menor de água, a operadora de saneamento reduz os custos com diversos itens, tais como: produtos químicos, energia elétrica, compra de água bruta (nos casos em que há cobrança pelo uso da água), e mão de obra (ABES, 2013).

Evidentemente que o cálculo completo do balanço de águas sem qualquer nível de erro é muito difícil, podendo haver um elevado nível de incerteza. Os erros ocorrem, em especial, na determinação das perdas aparentes, em cenários como existem no Brasil, em que sequer os volumes consumidos são medidos, com grande parte sendo estimado (MIRANDA, 2010).

3.3 Avaliação de gases de efeito estufa

Embora o efeito estufa seja um fenômeno natural, é possível que o efeito possa ser intensificado pela emissão de gases de efeito estufa na atmosfera como resultado da atividade humana. Desde o início da Revolução Industrial até o final do século 20, a quantidade de dióxido de carbono na atmosfera aumentou em cerca de 30% e a quantidade de metano mais que dobrou.

Vários cientistas previram que os aumentos relacionados ao homem no dióxido de carbono atmosférico e outros gases do efeito estufa poderiam levar, no final do século 21, a um aumento na temperatura média global de 0,3 a 4,8 ° C (0,5 a 8,6°F) para a média de 1986-2005. O aquecimento global pode alterar os climas da Terra e, assim, produzir novos padrões e extremos de seca e chuvas e possivelmente interromper a produção de alimentos em certas regiões (GREENHOUSE EFFECT, 2018).

3.4 Gases de efeito estufa – GEE

Os cenários da elevação da temperatura dependem principalmente de futuras concentrações de certos gases traço, chamados gases de efeito estufa, que foram injetados na baixa atmosfera em quantidades crescentes através da queima de combustíveis fósseis para uso industrial, transporte e residencial. O atual aquecimento global é o resultado de um aumento na magnitude do chamado efeito estufa, um aquecimento da superfície da Terra e uma atmosfera mais baixa causada pela presença de vapor d'água, dióxido de carbono, metano, óxidos nitrosos e outros gases de efeito estufa. De todos esses gases, o dióxido de carbono é o mais importante, tanto por seu papel no efeito estufa quanto por seu papel na economia humana. Estima-se que, no início da era industrial em meados do século XVIII, as concentrações de dióxido de carbono na

atmosfera eram de aproximadamente 280 partes por milhão (ppm). Em meados de 2014, as concentrações de dióxido de carbono haviam atingido brevemente 400 ppm e, se os combustíveis fósseis continuarem sendo queimados nas taxas atuais, eles devem atingir 560 ppm em meados do século 21 – essencialmente, a duplicação das concentrações de dióxido de carbono em 300 anos (GLOBAL WARMING, 2018).

Há quatro principais GEE regulados pelo Protocolo de Kyoto. O gás metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O), o hexafluoreto de enxofre (SF_6), mas é o dióxido de carbono (CO_2) o mais abundante dos GEE, sendo emitido como resultado de inúmeras atividades humanas. O CO_2 é utilizado como referência para classificar o poder de aquecimento global dos demais gases de efeito estufa.

Para que as emissões de cada GEE sejam transformadas em emissão de CO_2 eq utiliza-se o *Potencial de Aquecimento Global (Global Warming Potential – GWP)*. O GWP do dióxido de carbono é utilizado como indicador da categoria de impacto em GEE, sendo assim, todos os outros GEEs são convertidos para CO_2 e através dos fatores de emissão, descrito em diversas publicações do IPCC. Na contabilização das emissões de GEE de um estabelecimento, produto ou serviço são elaborados inventários a fim de levantar todas as emissões relacionadas a uma unidade de referência em estudo – tonelada de produto, quantidade de energia ou prestação de serviços – que resulta numa emissão final dada em massa de CO_2 (MEDEIROS *et al.*, 2013). O CO_2 equivalente é uma medida utilizada para comparar as emissões de vários gases de efeito estufa, baseada no potencial de aquecimento global de cada um. O dióxido de carbono equivalente é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas de GEE pelo seu GWP.

3.5 Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC

Dando voz a uma crescente convicção da maioria da comunidade científica, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas foi formado em 1988 pela Organização Meteorológica Mundial e pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Em 2013, o IPCC informou que o intervalo entre 1880 e 2012 viu um aumento na temperatura média da superfície global de aproximadamente $0,9^\circ\text{C}$. Previu também que até o final do século 21 a temperatura média global da superfície aumentaria de $0,3$ a $5,4^\circ\text{C}$ em relação à média de 1986-2005. Muitos cientistas do clima concordam que danos sociais, econômicos e ecológicos significativos resultariam se a temperatura média global aumentasse em mais de 2°C em tão pouco tempo. Esses danos incluiriam o aumento da extinção de muitas espécies de plantas e animais, mudanças nos padrões de agricultura e aumento do nível do mar (GLOBAL WARMING, 2018).

O IPCC é o principal órgão internacional para a avaliação das mudanças climáticas. Este foi criado para apresentar uma visão científica clara sobre o estado atual do conhecimento sobre mudanças climáticas e seus potenciais impactos ambientais e socioeconômico. O IPCC faz relatórios com base na literatura técnico-científica sobre as mudanças do Clima (*Assessment Reports*), estuda os efeitos das alterações climáticas, subsidiando as Partes da Convenção. Para realizar um trabalho abrangente, o IPCC dispõe de três grupos de trabalho (GT-I, II e III). O GT-I avalia os aspectos científicos do sistema climático e do fenômeno das mudanças do clima. Já o GT-II examina a vulnerabilidade dos sistemas humanos e naturais frente ao impacto das mudanças climáticas, as consequências dessas mudanças e analisa as possibilidades de adaptação a elas. E o GT-III, por sua vez, avalia as possibilidades de mitigação das mudanças climáticas e a limitação das emissões de gases de efeito estufa (BRASIL, 2010).

O *Pontecial de Aquecimento Global* publicado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas é o único método considerado na avaliação no nível do ponto médio. Fundamenta-se no modelo baseado em consenso mais atualizado e cientificamente robusto disponível, com incertezas descritas e calculadas. Existem três versões do método, abrangendo diferentes períodos de tempo (20, 100 e 500 anos). Em documentos de política, geralmente, o período de 100 anos é usado e, portanto, escolhido como melhor disponível, classificado como nível I (recomendado e satisfatório). No entanto, do ponto de vista científico/de sustentabilidade, pode ser preferível usar o horizonte de tempo de 500 anos, como neste caso, impactos relevantes adicionais são capturados (HAUSCHILD *et al.*, 2013).

Para Frischknecht (2007), a perspectiva de 500 anos é considerada longa para avaliar a maioria dos danos causados pelas substâncias com os tempos de fixação na atmosfera, enquanto os prazos de 100 e 20 anos capturam parcialmente o impacto de substâncias com uma vida útil longa. O período utilizado como base pelo Protocolo de Kyoto é de 100 anos, por isso é o mais recomendado.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Perdas de água e energia

Em um contexto de crescente escassez de água em todo o mundo, as empresas de serviços de água devem minimizar as perdas em suas redes de distribuição e elaborar planos de ação de redução de perdas de água. A redução é claramente uma parte importante da gestão sustentável da água, logo, seus impactos devem ser reconsiderados em um objetivo mais amplo de proteção ambiental do que estritamente às perdas em metros cúbicos de água (PILLOT *et al.*, 2016).

Nas últimas décadas, os preços da eletricidade aumentaram, fazendo com que as concessionárias de água tenham maiores interesse para a economia e recuperação de energia, procurando soluções ótimas para o gerenciamento de energia em sistemas integrados de água. Cada solução é ligada às características do sistema hídrico e, em particular, à disponibilidade e qualidade dos recursos, à topologia da rede, à topografia da área servida e processos nas estações de tratamento. Cada componente do sistema integrado de água contribui de forma diferente para o balanço energético e alguns procedimentos estão disponíveis a melhor configuração energética (D'ERCOLE *et al.*, 2016).

Os impactos ambientais dos sistemas de tratamento de água e esgoto resultam principalmente do consumo de eletricidade, as fontes de energia na geração de eletricidade desempenham um papel crítico na redução e estabilização dos impactos do ciclo de vida. No tratamento convencional de água, a demanda de eletricidade vem principalmente dos sistemas de bombeamento e distribuição (JEONG *et al.*, 2018).

Água perdida inclui não apenas o valor da água como recurso limitado, mas também o valor agregado para os tratamentos de água potável, em seguida, as despesas de tratamento com produtos químicos, o custo de executar o serviço de distribuição e também o impacto social de vazamentos que podem impedir a prestação de serviço de fornecimento suficiente aos clientes (D'ERCOLE *et al.*, 2016).

A grande preocupação das empresas de abastecimento de água sempre foram às perdas reais e financeiras de água, entretanto, com o aumento do custo da energia elétrica, a redução dos subsídios e com a evolução tecnológica dos motores e equipamentos de automação, as perdas de energia elétrica, assim como as perdas de água passaram a ganhar importância, e ser objeto de estudo e análise com o objetivo principal da redução de custos (JUNIOR *et al.*, 2016).

Na América do Norte, um documento de 2002, sobre programas de controle de perda de água e economia de energia avaliaram as perdas e o consumo de energia em um sistema de tubulação simplificado sob diferentes condições de vazamento e encontrado que o valor econômico da água perdida, incluindo energia, foi mais significativo do que os custos de consumo de energia adicional para operar um sistema de distribuição com vazamento (STOKES *et al.*, 2013).

O uso eficiente da energia elétrica e a redução das perdas de água, além de permitirem maior retorno financeiro pela diminuição dos custos de produção de água, possibilitam o melhor aproveitamento da infraestrutura civil e eletromecânica existente.

Em um contexto de crescente escassez de água em todo o mundo, as empresas de serviços de água devem minimizar as perdas em suas redes de distribuição e elaborar planos de ação de redução de perdas de água. Embora a redução de vazamentos seja claramente uma parte importante da gestão sustentável da água, seus impactos devem ser reconsiderados em um objetivo mais amplo de proteção ambiental do que estritamente as perdas evitadas em metros cúbicos de água (PILLOT *et al.*, 2016).

Segundo a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental do Brasil, é de grande importância e imprescindível que as concessionárias controlem e reduzam as perdas nos sistemas de abastecimento de água (ABES, 2015). O Nordeste brasileiro, onde é secular o convívio com crises hídricas, ostenta elevadas perdas nos sistemas de adução e distribuição nas suas áreas urbanas e rurais. Diante desta realidade as operadoras devem buscar novos patamares de desempenho operacional, de maneira a não comprometer drasticamente o seu desempenho econômico – financeiro e a qualidade dos serviços.

Vários estudos mostraram que a produção de água tem a maior contribuição para os impactos de todo o SAA (NESSI *et al.*, 2012; LEMOS *et al.*, 2013). A importância do consumo de energia elétrica na avaliação de ciclo de vida dos SAA tem sido relatada em muitos estudos (LEMOS *et al.*, 2013; GHIMIRE *et al.*, 2017), sendo um fator significativo nos subsistemas: na adução (BUCKLEY *et al.*, 2011), na produção através do tratamento de água doce (BUCKLEY *et al.*, 2011; RACOVICIANU *et al.*, 2007), na dessalinização (UCHE *et al.*, 2015) e no bombeamento (AMORES *et al.*, 2013).

Minimizar as perdas de distribuição melhora a eficiência energética, pois menos água deve ser extraída, tratada e transportada para atender o consumidor. Uma menor vazão limita a capacidade da planta de tratamento, tamanho da bomba e diâmetros do tubo (STOKES *et al.*, 2013).

4.2 Nexa água-energia-carbono

A água, a energia e as emissões de carbono estão interligadas e possuem interações complexas (NAIR *et al.*, 2014; THIEDE *et al.*, 2016; CHHIPI-SHRESTHA *et al.*, 2017). Prevê-se que as crises atuais dos recursos hídricos e energéticos aumentem progressivamente como resultado do aumento da população e das mudanças climáticas futuras. As intervenções de eficiência energética podem contribuir consideravelmente para reduzir o uso de água, reduzir as emissões e atender às metas de mitigação relacionadas ao clima. Entender e modelar a natureza complexa das interligações entre a água e a energia é essencial para o uso eficiente dos dois recursos (BASHEER & ELAGIB, 2018).

Existe uma forte ligação entre a água e a energia nos sistemas municipais de água, cada componente do sistema integrado de água contribui de maneira diferente para o balanço energético. As possíveis conexões (nexos) entre a água e a energia são vastas e estão sempre mudando, mas o conhecimento desses os elos da produção e do consumo de água são necessários para otimizar o impacto do uso desses recursos (D'ERCOLE *et al.*, 2016).

O rápido desenvolvimento de hoje eleva as demandas por alimentos, e combustíveis, e gera preocupações crescentes sobre a competição entre recursos terrestres, hídricos e energéticos, bem como consequências sobre as emissões de gases de efeito estufa (SILALERTRUKSA & GHEEWALA, 2018).

O nexa água-energia apresenta uma série de desafios técnicos e operacionais a nível local, regional e escalas nacionais. Os requisitos de energia para sistemas de água também têm variabilidade regional, com base na qualidade da fonte da água e necessidades de bombeamento. O consumo de energia elétrica é indispensável na gestão e operação dos sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário e originam uma despesa de exploração significativa (SNIS, 2015).

A comunidade global está buscando novas abordagens e soluções para a adaptação às mudanças climáticas e desafios de desenvolvimento como água e energia. Um dos maiores desafios enfrentados pela humanidade é como gerenciar o aquecimento global e mitigar seus efeitos adversos em sistemas humanos e naturais. As relações entre energia e água são dinâmicas. As ações em uma área geralmente têm impactos em um ou em ambos, com profundas implicações econômicas, ambientais e sociais (RASUL & SHARMA, 2016).

A importância da interdependência entre água e energia é amplamente reconhecida. A segurança energética do mundo é altamente dependente da disponibilidade de água, já que

quase todas as tecnologias de produção de energia, como energia nuclear, termoelétrica e hidrelétrica, exigem grandes quantidades de água (NAIR *et al.*, 2014).

Predominantemente, onexo água-energia tem sido estudado no que diz respeito aos desafios políticos e regulamentares e à sua interação com a oferta de alimentos, mudanças climáticas, crescimento e direitos da água. A partir da perspectiva de modelagem, este nexotem sido estudado usando múltiplas abordagens técnicas e econômicas, principalmente observando as instalações de coprodução, como o acoplamento de componentes entre as redes de água e energia (OIKONOMOU & PARVANIA, 2018).

O sistema climático é amplamente regulado pelo equilíbrio global da energia e da água e suas variações espaciais e temporárias, que envolve o fluxo de energia e água dentro do sistema climático e suas trocas com o espaço exterior e a superfície (ZHOU, 2015). Os fluxos de energia e água estão intrinsecamente interligados, em grande parte devido às características e propriedades da água que o tornam tão útil para produzir energia e os requisitos de energia para tratar e distribua água para uso humano (USDE, 2014).

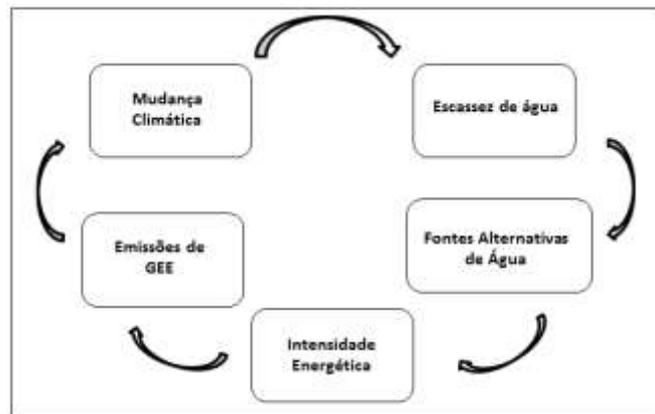
Água e energia são usadas e perdidas através da aquisição, processamento, transporte e uso final. Essas quantidades perdidas de água e energia raramente são consideradas quando contabilizamos consumo de recursos porque são praticamente invisíveis. O reconhecimento de que existe um nexou interrelação entre a água e a energia complica ainda mais esses fluxos de recursos urbanos (PERRONE, 2011). A crescente demanda por água de qualidade causa maior extração de água, transporte, tratamento e disposição, que por sua vez, exige mais uso de energia e emissões associadas de gases de efeito estufa (NAIR *et al.*, 2014).

Os países em desenvolvimento enfrentam um desafio difícil para atender à crescente demanda da população por água e energia, com o problema sendo agravado pelas mudanças climáticas. Compreender o nexoda água e da energia é fundamental para projetar uma adaptação efetiva de políticas e estratégias (RASUL & SHARMA, 2016).

Tradicionalmente, os sistemas de água e energia foram projetados e operados como dois sistemas desacoplados. No entanto, esses sistemas são mutuamente interdependentes. A água é utilizada, muitas vezes em grandes quantidades, no setor de energia para mineração, produção de combustível, energia hidrelétrica e resfriamento de usinas elétricas. Por outro lado, a energia é um componente indispensável para instalações de água, uma vez que a eletricidade é utilizada para bombear, tratar e distribuição de água. Esta inter-relação é frequentemente referida como o nexo água-energia e acopla estas infraestruturas críticas da qual depende a civilização humana (OIKONOMOU & PARVANIA, 2018).

Nair *et al.* (2014) ressaltou a importância de um pensamento moderno em relação ao aumento da oferta de água, destacando que a busca de fontes de água deve considerar medidas que contribuam para a mitigação da mudança climática, reduzindo o uso de energia e emissões de GEE. Maior intensidade energética leva ao aumento de emissões de carbono, contribuindo para o aquecimento e, conseqüentemente, impactando a escassez dos recursos hídricos, conforme Figura 4.

Figura 4 – Ciclo da conexão entre escassez de água e mudança climática



Fonte: Autora

Nota: Adaptado de NAIR *et al.*, 2014

Água é um recurso precioso e cada vez mais escasso. Isto é crítico para as funções do ecossistema (tanto como habitat e recurso) e igualmente essencial para os seres humanos. A água captada para propósitos humanos e produção agrícola pode ter significantes impactos sobre os sistemas e as espécies que sobrevivem na água doce. Apesar da importância da água doce, os impactos sobre seu uso têm sido pouco representados desde o início da metodologia de ACV. Provavelmente, porque esta metodologia foi inicialmente desenvolvida para os sistemas industriais (geralmente menos dependentes de recursos hídricos do que a agricultura) em países abundantes em água (CLAUDINO & TALAMINI, 2012).

A água é um recurso dos mais básicos e essenciais para as necessidades humanas. Os seres humanos não só consomem água diretamente, mas também a usam na produção de alimentos, lavagem, saneamento e várias conveniências industriais e domésticas. O equilíbrio da oferta e demanda de água é afetado regionalmente por uma ampla gama de fatores, incluindo o aumento da urbanização, as relações intergovernamentais, as escolhas políticas, os fatores sociais, o crescimento tecnológico e as incertezas do clima. Além dessas questões, o consumo de água afeta diretamente o consumo de energia (PLAPPALLY & LIENHARD, 2012).

Os dados históricos do SNIS (2015) apontam para uma tendência crescente de consumo energético no setor que geralmente acompanha os aumentos no consumo *per capita* e o atendimento com os serviços de água e esgotos. Entretanto, outros fatores, como o aumento do volume consumido ou a escassez hídrica, que influenciam a produção de água, podem causar impacto nestes indicadores. Além disso, o aumento da população residente torna necessário que os prestadores de serviço aumentem o volume de água produzido e de tratamento de efluentes.

O uso racional e eficiente da energia elétrica também é uma frente que certamente contribuirá muito para o contínuo atendimento à demanda. Devido aos altos custos para novos aproveitamentos energéticos somados ao aumento do consumo, e de políticas instáveis para o setor, o custo da energia elétrica no Brasil tem sido cada vez mais elevado, obrigando os consumidores a encontrar novas formas de promover o uso eficaz da energia elétrica (JUNIOR *et al.*, 2016).

Plappally & Lienhard (2012) relataram variações de gasto de energia no tratamento de água em vários países, conforme apresentado na Tabela 1. Pode-se notar que a Espanha é vista como superior no limite do consumo de energia para tratamento de água. Isso se dá devido ao tratamento de água que é por dessalinização por osmose, e esse processo de tratamento tem um alto consumo energético. O Canadá também tem uma alta intensidade de energia devido ao uso de processos de membrana de alta energia, como a ultrafiltração.

Tabela 1 – O consumo de energia para tratamento de água em vários países

Países	Consumo de energia (kWh/m ³)
Austrália	0,01 – 0,20
Taiwan	0,16 – 0,25
Estados Unidos	0,18 – 0,47
Canadá	0,38 – 1,44
Espanha	0,11 – 1,50
Nova Zelândia	0,15 – 0,44

Fonte: Autora

Nota: Adaptado de Plappally & Lienhard, 2012.

Para o abastecimento de água no Brasil, Nucase (2009) afirma que é necessário aproximadamente 0,6 kWh para produzir um metro cúbico de água potável. Isso mostra que a eficiência hidráulica e a eficiência energética são fundamentais para o bom gerenciamento dos sistemas de abastecimento de água.

De acordo com USDE (2014), a intensidade do uso da água e a energia dissipada variam de acordo com a geração e tecnologia, além disso, a disponibilidade de água afetará o futuro do nexo água-energia, pois a elevação das temperaturas tem o potencial de aumentar a demanda por eletricidade, além de aumentar o consumo de água para culturas agrícolas e uso doméstico. Essas mudanças e variações representam desafios para a infraestrutura energética.

O setor de água é um alvo emergente para a eficiência energética, por muitos anos concentraram-se neste setor programas focados no aumento da eficiência hidráulica e energética, por exemplo, bombas mais eficientes, tecnologias de tratamento e instalações. Apesar de esses programas manterem sua relevância, existe um grande potencial expandindo os limites da intervenção com o objetivo na conservação da água (SPANG & LOGE, 2015). Além do que, a energia desperdiçada em vazamentos envolve um ônus ambiental relacionado a muitos impactos associados à energia, produção e consumo, incluindo emissões de gases de efeito estufa, chuva ácida e esgotamento de recursos (D'ERCOLE *et al.*, 2016).

No Brasil, a energia elétrica é fornecida para as diversas regiões por um sistema interligado composto por empresas de energia elétrica, usinas hidrelétricas e termelétricas. Devido a essa enorme variação de empresas, o inventário de ciclo de vida para o mix de redes elétricas, desenvolvido por Coltro *et al.* (2003), foi alcançado com base na seguinte hierarquia: informações recebidas de empresas, dados do Sistema Brasileiro de Informações Industriais para o Setor de Energia (SIESE) e Ministérios Brasileiros.

Coltro *et al.* (2003), apresentaram a modelagem do inventário de ciclo de vida (ICV) para produção e entrega de energia elétrica no Brasil para o ano 2000 através da aplicação da norma ISO 14040. Os dados específicos do local e os dados de produção do setor foram combinados para construir um modelo de produção de energia, que foi aplicado à estimativa de emissões. Os dados de antecedentes de todas as entradas e saídas do sistema foram inventariados da seguinte forma: geração bruta de energia elétrica, capacidade de placa instalada, área inundada, perdas, emissões para ar/água, resíduos de processo, combustível usado, eficiência e uso do solo. Os pesquisadores tiveram como resultado que a produção e distribuição de 1.000 MJ de eletricidade pelo sistema interligado no Brasil requerem aproximadamente 1.600 MJ de energia de processo, 230 kg de água (evaporada nas térmicas), 116 m³ de fluxo de água através das turbinas, 13 kg de carvão, 5 kg de reservas bióticas e 0,25 m² de uso da terra. As emissões relacionadas com a energia distribuída de 1.000 MJ foram 18 kg de CO₂ não renovável, 17 kg de CO₂ renovável, 540 g de CH₄, 575 g de NO_x, 116 g de SO₂, 149 g de CO, entre outros. As usinas térmicas são os principais contribuintes para essas emissões, com exceção do CH₄ e do CO₂ renovável, que são contribuições da produção de carvão e das usinas hidráulicas, respectivamente.

4.3 Avaliação do ciclo de vida em sistemas de abastecimento de água

A ACV é um dos mais abrangentes métodos para avaliar o desempenho ambiental dos bens e serviços, para os sistemas de água e se concentram em diferentes fases da cadeia de abastecimento de água, incluindo a produção de água (captação, tratamento e dessalinização), distribuição, consumo, e em alguns casos, coleta, tratamento e recuperação de águas residuais (MERON *et al.*, 2016). A ACV é uma ferramenta versátil que pode ser adaptada para diferentes usos na indústria da água. Estes variam em estudos específicos (por exemplo, a escolha de materiais e/ou produtos químicos) para processar aplicações estratégicas regionais (FRIEDRICH *et al.*, 2009).

A ACV tem sido usada para analisar diversas questões urbanas da água, como sistemas completos de água urbana, incluindo tratamento e fornecimento de água e processamento de águas residuais. Estudos têm focado em sistemas de distribuição, propondo estratégias de manutenção preditiva ou analisando a seleção de materiais (STOKES *et al.*, 2013).

No Brasil, os estudos de ACV ainda são incipientes e ainda são raras as bases de dados disponíveis acerca da avaliação de impacto no país. É importante a realização de trabalhos locais, pois como a metodologia de ACV surgiu na Europa, e muitas das informações e aplicações nos estudos de casos e testes empíricos devem ser analisadas com uma abordagem regionalizada devido às características particulares do Brasil, como: condições climáticas, fatores de produção, sistemas produtivos, sistemas de gerenciamento, reciclagem de resíduos *etc.* (CLAUDINO & TALAMINI, 2012).

Dado o fato de que a aplicação da ACV no Brasil é um campo bastante novo, uma significativa escassez de estudos disponíveis na literatura é perceptível. Logo, não há muitos trabalhos técnico-científicos publicados com aplicação rigorosa nessa área. No entanto, o estado da arte concentra trabalhos internacionais desenvolvidos para a avaliação de desempenho de estações de tratamento de água e esgoto com aplicando a metodologia de ACV. Os estudos aplicados aos processos de estações de tratamento de água potável em países desenvolvidos e em desenvolvimento se destacam. Durante esta década, países da América Latina, como Argentina, Brasil, Colômbia e México, têm avançado na aplicação e capacitação de ACV em diferentes setores econômicos (RODRIGUEZ, 2016).

Segundo Buckley *et al.* (2011), a ACV é um instrumento valioso para o setor da água. A técnica pode ser adotada como uma ferramenta para aumentar a eficiência dos processos e/ou sistemas de água existentes, mas também como uma ferramenta "comparativa" para orientar a tomada de decisões. Os autores investigaram a captação de água de uma barragem local na

África do Sul, levando em consideração a produção de água potável, a distribuição dessa água potável em todo o município, a coleta e tratamento das águas residuais resultantes e a disposição final das águas residuais para o mar. E os resultados para todos os estudos individuais de ACV realizados mostraram que, para todos esses processos o principal contribuinte para encargos ambientais foi o uso de eletricidade, já o uso de produtos químicos desempenhou uma menor parcela.

Mohamed-Zine & Hamouche (2013) desenvolveram uma ferramenta baseada na abordagem ACV para avaliação ambiental de uma estação de tratamento de água – ETA na Argélia, região com alta densidade de ocupantes, muitas áreas agrícolas e indústrias. Os resultados revelam que a grande proporção do impacto potencial é devido à energia gasta pela eletricidade consumida por bombas e o consumo médio de eletricidade em uma instalação de tratamento de águas residuais, 0,47 kWh/m³ e entre 30 e 50% da eletricidade de bombeamento específica utilizada no sistema de distribuição de água, 0,5-0,7 kWh/m³.

Amores *et al.* (2013) usaram a metodologia de ACV para realizar uma análise ambiental de cada etapa do ciclo da água urbana em uma cidade mediterrânea da Espanha. No primeiro cenário, foram analisadas as etapas de captação de água, tratamento de água potável, bombeamento, rede de distribuição, coleta de esgoto e tratamento de águas residuais. O estudo também propôs cenários para melhorar o desempenho ambiental reduzindo o alto nível de estresse hídrico resultante da demanda crescente e recursos limitados: usando água recuperada e usando água dessalinizada e água recuperada para abastecimento durante uma seca. Os resultados apontaram que os principais impactos ambientais foram causados por 35,2% da rede de distribuição, 20,5% da coleta de bombeamento e 13,8% da estação de tratamento de águas residuais porque estas etapas terem alto consumo de energia. O consumo específico de energia do subsistema de captação foi de 0,29 kWh/m³, enquanto na ETA foi de 0,071 kWh/m³. Nos três cenários avaliados, a principal fonte de impacto foi à energia consumida através da coleta e bombeamento de água. Por causa disso, a geografia local e a distância da captação à ETA são aspectos importantes e devem ser levados em conta ao projetar o ciclo das águas urbanas.

Lemos *et al.* (2013) estudaram os impactos ambientais derivados do sistema urbano de água do município de Aveiro (Portugal), foram analisados neste estudo todo o sistema de água, incluindo os seguintes estágios: captação de água e tratamento, distribuição de água, coleta de esgoto, tratamento e disposição de águas residuais, utilizando a metodologia de ACV. Os resultados mostram que o estágio de captação e tratamento da água foi o mais relevante para a maioria das categorias de impacto porque a maior parte do consumo de energia elétrica ocorreu durante estas etapas. Os resultados apontaram que a captação e o tratamento de água

desempenharam um papel importante, contribuindo entre 39% e 45% dos impactos totais do sistema. O tratamento e eliminação de águas residuais também apresentaram contribuições importantes para as categorias de impacto, variando de 29% a 38% dos impactos totais. Em todas as etapas, a principal causa dessas contribuições foi a consumo elétrico. Para a categoria de impacto das mudanças climáticas, as emissões de CH₄ das ETAs e eliminação de lodo tiveram uma contribuição, representando cerca de 27% do impacto dos resíduos de tratamento de água e 10% do impacto total. Ainda sobre as alterações climáticas, foram emitidos 1,62 Kg CO₂eq/m³.

Estudos envolvendo ACV dominam a literatura denexo água-energia-GEE. Além do uso da energia a ACV permite a quantificação de uma ampla gama de vários outros impactos ambientais. No Reino Unido, a emissão anual de GEE em 2006/07 do consumo de energia no setor de água é de 5 milhões de toneladas de CO₂eq. Nesse contexto é desejável olhar a intensidade energética e a emissão de GEE dos sistemas urbanos de água (NAIR *et al.*, 2014).

Jeong *et al.* (2015) realizaram uma ACV para a cidade de Atlanta em um sistema de tratamento de água para entender as fontes de maiores impactos ambientais no sistema. Os limites do estudo de caso incluem o SAA, o sistema de coleta e tratamento de águas residuais, e o sistema de coleta de águas pluviais. Foi utilizado neste estudo o *software* SimaPro 7.3.3, e os processos foram inventariados utilizando a base de dados *Ecoinvent* 2.0. Segundo os pesquisadores, o consumo de eletricidade para transporte e tratamento de água causou pelo menos 38% do impacto em sete dos dez impactos estudados: depleção da camada de ozônio, aquecimento global, formação de poluição atmosférica, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade, depleção de combustível fóssil. Com base na análise do GWP, o sistema emitiu 1,97 Kg CO₂eq/m³, os autores afirmaram que o impacto ambiental aumentaria rapidamente com o crescimento populacional devido ao aumento do consumo de água. O consumo de eletricidade causou 54% do GWP em Atlanta. A quantidade de consumo de eletricidade foi de 0,613 kWh/m³ tanto para o sistema de abastecimento de água quanto para a coleta e tratamento de águas residuais.

Rodriguez *et al.* (2016) avaliaram os impactos referente ao aquecimento global de quatro estações de tratamento de água localizadas no Nordeste da Colômbia e, com base nos resultados, propuseram estratégias que permitissem atenuar os impactos ambientais dos processos de água potável atualmente utilizados nestas ETA. A ETA que emitiu as menores emissões (0,0139 kg CO₂eq) foi a que necessitou de menos bombeamento para ser captada e tratada, resultante do baixo consumo de energia e baixo teor de requisitos de agentes químicos para potabilidade da água.

Garfí *et al.* (2016) compararam os impactos ambientais e custos associados ao consumo de diferentes alternativas de água potável. Para este fim, foi realizada uma ACV considerando os seguintes cenários de água com tratamento convencional por osmose reversa, e água da torneira com tratamento convencional e osmose reversa doméstico, água mineral em garrafas plásticas e de vidro. Para esse estudo os resultados mostraram que o consumo de água da torneira foi a alternativa mais favorável, enquanto a água engarrafada apresentou os piores resultados devido ao maior uso de matérias-primas e insumos de energia necessários para a fabricação de garrafas, especialmente no caso das garrafas de vidro. A osmose reversa na estação de tratamento de água mostrou impactos quase duas vezes maiores do que o reverso doméstico, principalmente por causa de maiores entradas de energia. O consumo de eletricidade para produção de água potável pelo método convencional foi de 0,48 KWh/m³, já os cenários que utilizaram garrafas plásticas e de vidro, corresponderam à 12 KWh/m³. Os maiores impactos apresentados foram para os cenários que incluíram a osmose reversa em comparação com o tratamento de água convencional, quando a osmose reversa foi aplicada na estação de tratamento, o consumo de energia representou 95% do impacto total em todos os indicadores estudados.

Pillot *et al.* (2016) avaliaram dois conjuntos de impactos ambientais: os resultantes da produção e fornecimento de água que nunca chegará aos consumidores, e aqueles causados pelas atividades de redução de perdas, por meio da ACV. Os resultados mostraram que as ações de melhoria que partem de uma baixa eficiência do abastecimento de água são claramente benéficas para os ecossistemas, para a saúde humana e para a saúde humana.

A grande importância do estudo da ACV de sistemas de tratamento de água é destacada na literatura (MOHAMED-ZINE & HAMOUCHE, 2013). O Quadro 2 apresenta um resumo de artigos com a aplicação da ACV no tratamento de água, com a descrição do autor, ano e local, título, objetivo, escopo do trabalho com a fronteira do estudo e a unidade funcional, métodos de avaliação/*software* usado e por fim, os resultados obtidos.

Quadro 2 – Artigos internacionais aplicando ACV no tratamento de água de 2012 a 2017

Autor/Ano/ Local	Título	Objetivo	Escopo	Método/ software	Resultados
Nessi <i>et al.</i> , 2012. Itália.	ACV de atividades de prevenção de resíduos: um estudo de caso para água de beber na Itália.	Avaliar o desempenho energético e ambiental de diferentes alternativas de consumo de água na Itália.	UF: 152,1 L de água potável per capita. Limites: utilização de água da rede pública e de água engarrafada recarregável para fins de beber.	Software SimaPro	Para reduzir a geração de resíduos e obter economias potenciais significativas de recursos naturais, energia e emissões de gases de efeito estufa, recomenda-se uma redução no consumo de água engarrafada, sendo favorável a utilização de água de rede pública.
Mohamed-Zine <i>et al.</i> , 2013. Argélia.	O estudo do processo de tratamento de água potável na Argélia (estação de Boudouaou) pela aplicação da ACV.	ACV para a determinação e avaliação do impacto potencial de uma estação de água potável na Argélia.	Limites: Estação de tratamento de água convencional.	Eco-Indicator 99 SimaPro	Os maiores encargos ambientais são a preparação de coagulantes (30% para todos os impactos), o recurso mineral e o esgotamento da camada de ozônio. O consumo de energia é a principal fonte de impactos nas mudanças climáticas. O consumo de substâncias químicas (por exemplo, coagulantes, oxidantes) é a principal causa de impactos na depleção da camada de ozônio.
Del Borghi <i>et al.</i> , 2013. Itália.	Abastecimento de água e sustentabilidade: avaliação do ciclo de vida do serviço de coleta, tratamento e distribuição de água.	Descrever o desenvolvimento de um estudo de ACV do serviço de abastecimento de água potável na Sicília, Itália.	UF: 1 m ³ de água tratada. Limites: coleta, tratamento e distribuição de água potável através da rede regional.	Sistema Internacional EPD (Declarações de Produto Ambientais)	As categorias de impacto mais relevantes do ponto de vista gerencial e ambiental, resultaram em GEE, recursos energéticos não renováveis e consumo de água. Uma vez que os resultados dos recursos energéticos não renováveis estão estritamente ligados às emissões de GEE, e as perdas de água causam emissões de GEE devido às maiores quantidades de água a serem tratadas.
Elorri <i>et al.</i> , 2014. França.	Avaliação do ciclo de vida do tratamento da água: qual é a contribuição da infraestrutura e da operação ao nível do processo da unidade?	ACV baseada em informações detalhadas e dados de projeto de infraestrutura.	UF: 1 m ³ de água produzida. Limites: duas usinas de tratamento de água existentes, denominadas Site A (máximo de 40.000 m ³ /dia) e Site B (máximo de 25.000 m ³ /dia).	ReCiPe e I2002+	O impacto geral gerado pela cadeia de tratamento, independentemente do método AICV usado, é claramente impulsionado pelo consumo de recursos fósseis, principalmente relacionado à produção de eletricidade e carbono ativo.

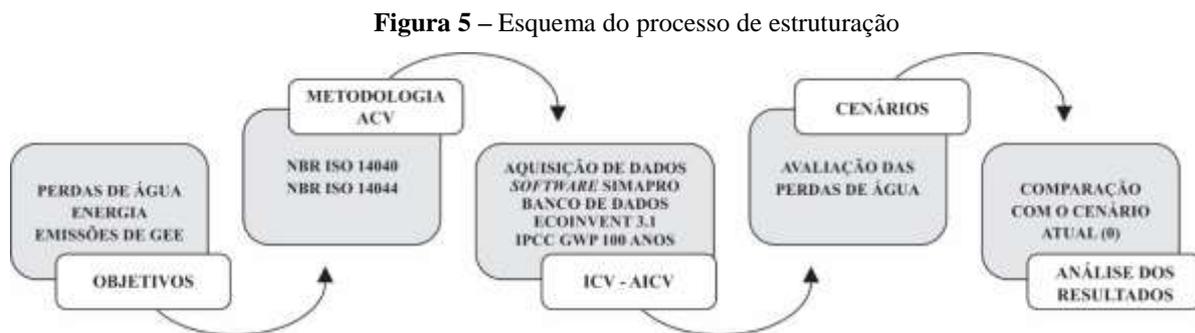
Quadro 2 (continuação)

Uche <i>et al.</i> , 2015. Colômbia.	Impacto ambiental do abastecimento de água e do uso da água em uma região mediterrânea ressaltada pela água	Analisar o uso de água na área de estresse hídrico, a fim de comparar os impactos utilizando a ACV.	UF: 1 m ³ de água na porta do usuário. Limites: transferências de água e dessalinização.	Eco-Indicator 99 SimaPro	A dessalinização da água do mar tem o impacto mais alto, mas as soluções externas, como a transferência de água do Tajo-Segura, também estão afetando as soluções quando são fornecidos baixos volumes de água.
Jeong <i>et al.</i> , 2015. Estados Unidos.	Avaliação do ciclo de vida da cidade de Atlanta, sistema de água centralizado da Geórgia.	Realizar uma ACV do sistema de água para entender as fontes de maiores impactos ambientais no sistema da cidade de Atlanta.	UF: 1 m ³ de água distribuída. Limites: SAA, sistema de coleta e tratamento de águas residuais, e o sistema de coleta de águas pluviais.	TRACI v2.1. Software SimaPro.	Os quatro impactos principais do sistema de água centralizado da cidade de Atlanta foi efeitos cancerígenos, ecotoxicidade, efeitos não cancerígenos e eutrofização.
Garfí <i>et al.</i> , 2016. Espanha.	Avaliação do ciclo de vida da água potável: comparação de tratamento convencional de água, osmose reversa e água mineral em vidro e garrafas plásticas.	Impactos ambientais causados pelo consumo de água potável em Barcelona (Espanha) usando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).	UF: 1 m ³ de água.	SimaPro	O consumo de água da torneira foi a alternativa mais favorável, enquanto a água engarrafada apresentou os piores resultados devido ao maior matérias-primas e insumos de energia necessários para a fabricação de garrafas, especialmente no caso do vidro garrafas.
Rodriguez <i>et al.</i> , 2016. Colômbia.	Avaliação do ciclo de vida de quatro estações de tratamento de água potável localizado no nordeste da Colômbia.	Aplicar a metodologia ambiental de ACV para avaliar os impactos ambientais de quatro estações de tratamento de água potável, localizadas no nordeste da Colômbia.	UF: 1 m ³ de água potável produzida. Limites: Ponto de captação, coagulação, floculação, sedimentação, filtração, desinfecção, armazenamento antes da rede de distribuição.	Software LCADData Manager®	O processo de floculação tem a maior carga ambiental, o consumo de energia elétrica foi identificado como sendo a maior fonte de impacto.
Ghimire <i>et al.</i> , 2017. Estados Unidos.	Avaliação do ciclo de vida de um sistema comercial de captação de água de chuva em comparação com um SAA.	Conduzir uma ACV de um sistema comercial e compará-lo a um sistema municipal de abastecimento de água.	UF: 1 m ³ de água da chuva e do SAA para banheiros e mictórios em um prédio comercial de 4 andares com 1000 funcionários.	TRACI 2.1	O uso comercial de energia de bombeamento foi o componente mais dominante; portanto, eliminar ou reduzir a energia de bombeamento é fundamental para reduzir os impactos dos SAA. Uma mistura de energia alternativa (por exemplo, solar) pode minimizar os impactos de um contribuinte de liberação dominante.

Fonte: Autora

5 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia aplicada nessa pesquisa pode ser resumida conforme o esquema mostrado na Figura 5. A estrutura metodológica da ACV é fundamentada na NBR ISO 14044 e é composta por quatro fases – definição de objetivo e escopo, análise do inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados –; enquanto o ciclo do processo inclui a adução, o processamento, o tratamento e a distribuição.

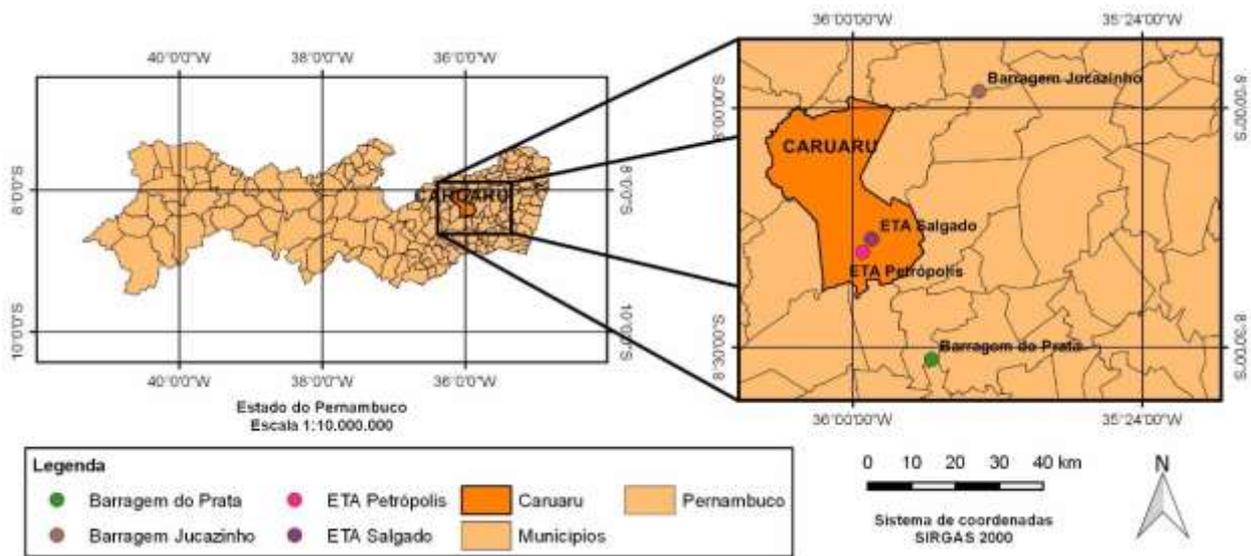


Fonte: Autora

5.1 Caracterização da área de estudo

A cidade de Caruaru (Figura 6) situa-se na bacia hidrográfica do Rio Ipojuca e do Rio Capibaribe, o clima é semiárido, possui verões quentes e secos, e invernos amenos e relativamente chuvosos, está a cerca de 130 km do Recife. A sede municipal tem uma temperatura média anual de 22,7°C e a vegetação predominante é a caatinga, tendo remanescentes de Mata Atlântica em brejo de altitude. Caruaru situa-se a 08°17'00" de latitude sul e 35°58'34" de longitude oeste. Os municípios limítrofes são Brejo da Madre de Deus e São Caetano, a oeste; Toritama, Vertentes e Frei Miguelinho, a norte; Riacho das Almas e Bezerros, a leste; e Altinho e Agrestina, a sul. A população residente em Caruaru é aproximadamente de 350 mil habitantes, distribuídos em uma área territorial de 921 Km². O abastecimento da cidade de Caruaru está sob responsabilidade da Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA. O principal reservatório da cidade é o Prata, que abastece uma população de cerca de 550 mil pessoas em seis cidades do Agreste – Caruaru, Altinho, Agrestina, Ibirajuba, Cachoeirinha e Santa Cruz do Capibaribe.

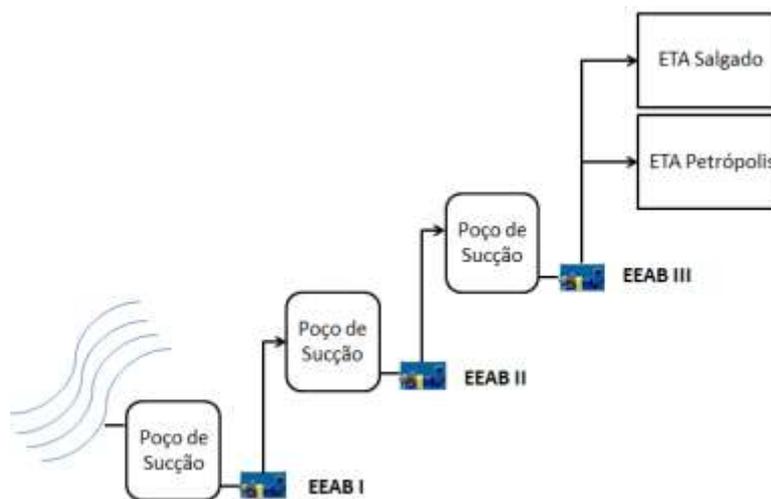
Figura 6 – Mapa da localização da área de estudo



Fonte: Autora

O sistema de abastecimento de água de Caruaru, em operação em 2016, era composto pelo reservatório do Prata, o sistema adutor do Prata e as ETA Salgado e Petrópolis (Figura 7). A Barragem do Rio do Prata (Figura 8) foi construída em 1998, possui capacidade de acumulação de 42,1 milhões de m³, e está localizada no município de Bonito-PE. O Rio do Prata está inserido na bacia hidrográfica do Rio Una, cuja área de drenagem é de 151 km² (COMPESA, 2016). O sistema adutor do Prata possui três estações elevatórias de água bruta (EEAB), e é responsável pelo abastecimento as duas Estações de Tratamento de Água de Caruaru, ETA Petrópolis e ETA Salgado.

Figura 7 – Esquema do SAA de Caruaru-PE em operação no ano de 2016



Fonte: Autora

Figura 8 – Reservatório do Prata

Fonte: Autora

O sistema adutor do Prata abastece as duas Estações de Tratamento de Água de Caruaru, ETA Petrópolis e ETA Salgado, e compreende unidades de captação e adução por recalque e gravidade. A captação é por gravidade em uma adutora com comprimento de aproximadamente 100 m que interliga a barragem a Estação Elevatória de Água Bruta I – EEAB-01 (Figuras 9 e 10) do Prata localizada próxima da Barragem. A vazão média captada na barragem é cerca de 700 L/s.

Figura 9 – Estação Elevatória de Água Bruta I (EEABI)

Fonte: Autora

A Estação Elevatória – 01 é o ponto de partida para o transporte da água bruta para a EEAB-02, e na sequência ocorre adução de água bruta para EEAB-03, que tem por destino final as Estações de Tratamento Água na cidade de Caruaru-PE. A Tabela 2 apresenta as características das estações elevatórias do sistema adutor, enquanto a Tabela 3 mostra a energia elétrica consumida por estas.

Figura 10 – Conjuntos motor bomba da EEAB I

Fonte: Autora

Tabela 2 – Características das EE do Sistema Adutor do Prata (ano base 2016)

Discriminação	EEAB-01	EEAB-02	EEAB-03
Origem da água	Barragem da Prata	EEAB-01	EEAB-02
Destino da água	EEAB-02	EEAB-03	ETA Petrópolis
Quantidade de conjuntos motor-bomba	3 + 1 (reserva)	3 + 1 (reserva)	3 + 1 (reserva)
Potência nominal dos motores	750 CV	750 CV	750 CV
Vazão	325 L/s	450 L/s	356,94 L/s
Altura manométrica	98,00 m	95,92 m	130,00 m

Fonte: Autora

Nota: Adaptado de COMPESA, 2016

Tabela 3 – Consumo de energia das EE do Sistema Adutor do Prata (ano base 2016)

ID EEAB	EEAB I	EEAB II	EEAB III
Consumo (kWh)	11.075.296,32	11.755.224,61	14.525.677,44

Fonte: Autora

Nota: Adaptado de COMPESA, 2016

De acordo com a Compesa (2016), as estações elevatórias do SAA de Caruaru estão entre as dez maiores consumidoras de energia elétrica da concessionária, demonstrando a importância da realização de estudos de eficiência energética nas unidades dos sistemas citados. No ano de 2016, o abastecimento da cidade operava apenas com o Sistema adutor do Prata, visto que a barragem de Jucazinho entrou em colapso em novembro de 2015.

As ETA Petrópolis e Salgado estão localizadas em Caruaru, e adotam um sistema de tratamento convencional composto das seguintes etapas: clarificação (mistura rápida/coagulação, mistura lenta/floculação, decantação e filtração), desinfecção, correção de pH, reservação e

distribuição. No ano de 2016, as ETA trataram um volume total de 19,4 milhões de m³, os produtos químicos utilizados para tal tratamento foram o cloro e sulfato de alumínio, conforme Tabela 4.

Tabela 4 – Quantidades de produtos químicos utilizados nas ETA Salgado e Petrópolis

ETA	Cloro (Kg)	Sulfato de alumínio (Kg)
ETA Salgado	59.400	333.150
ETA Petrópolis	144.000	879.140
Total (Kg)	203.400	1.212.290

Fonte: Autora

Nota: Adaptado de COMPESA, 2016

5.2 Demanda de Energia Acumulada – DEA

Para calcular a energia em todo sistema, os inventários foram modelados no *software* SimPro 8.0 através do banco de dados *Ecoinvent* 3.1 para o método de Demanda de Energia Acumulada (*Cumulative Energy Demand – CED*).

5.3 Cenários propostos

Um SAA é um sistema dinâmico composto de ativos de várias idades com diferentes expectativas de vida. Em um dado momento, o nível de perdas de água depende de muitos fatores, incluindo a condição da infraestrutura (consequência de ações passadas), o nível de equipamento e os modos de operação (afetando o presente e o futuro). Portanto, os efeitos de um plano de ação para redução de vazamentos não podem ser medidos em termos absolutos.

Neste estudo, foram propostos quatro cenários para o SAA de Caruaru com diferentes índices de perdas de água para avaliar a intensidade energética e, conseqüentemente, a emissão de gases de efeito estufa do sistema. A porcentagem proposta para cada cenário foi baseada em índices que indicam: bom gerenciamento de perdas para realidade brasileira, excelente gerenciamento de perdas, realidade internacional e meta do PLANSAB para o ano de 2033. Este estudo desconsiderou o impacto ambiental resultante da implantação das medidas de combate as perdas, pois o nível de perdas de água depende de muitos fatores, incluindo a condição da infraestrutura (consequência de ações passadas), o nível tecnológico dos equipamentos e os procedimentos de operação (afetando o presente e o futuro). Os cenários avaliados foram:

5.3.1 Cenário C0

Corresponde ao cenário real, ou seja, este cenário adota às condições atuais de operação do sistema adutor (índice de perdas de 12,19%) e do sistema de distribuição de água (índice de perdas de 54,09%) no ano de 2016.

5.3.2 Cenário C1

Corresponde a situação em que o índice de perda do sistema produtor permanece inalterado e admite uma redução das perdas de água no sistema distribuidor para o valor de 25%.

5.3.3 Cenário C2

O Cenário C2 admite uma redução de 50% no índice de perdas de água do sistema produtor e do sistema de distribuição de água.

5.3.4 Cenário C3

Estabelece uma redução no índice de perdas para 5% no sistema adutor e admite um índice de perdas no sistema distribuidor de 10%.

5.4 Aplicação da metodologia ACV

A pesquisa foi fundamentada na metodologia ACV apresentada nas normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), por meio do *software* desenvolvido pela empresa holandesa *Pré Consultant*, SimaPro 8.0.1, que dispõe de um amplo banco de dados e métodos de avaliação de impacto. O *software* SimaPro vem sendo aplicado amplamente por diversos pesquisadores, por exemplo, Nessi *et al.* (2012), Mohamed-Zine *et al.* (2013), Uche *et al.* (2015), Garfí *et al.* (2016) e Rodriguez *et al.* (2016). Segundo Pillot *et al.* (2016), o SimaPro é um *software* de ACV que permite construir um modelo do sistema estudado para inserir o inventário (manualmente ou usando bancos de dados de ACV) e calcular os impactos usando diferentes métodos de AICV. A avaliação foi caracterizada como sendo “Do berço-ao-portão” (*cradle-to-gate*), ou seja, o objetivo do estudo foi analisar a parte do sistema composto pela captação, que representa a extração de recursos, o sistema de tratamento e a distribuição até a porta do consumidor, excluindo todas as fases subsequentes (uso, coleta de esgoto, tratamento, descarga de esgoto tratado).

O ICV do sistema de abastecimento de água em estudo foi compilado por meio do banco de dados do *Ecoinvent* 3.1. O tipo de ACV utilizado nessa pesquisa foi o Consequencial. Para quantificar as emissões de GEE, a categoria de impacto *midpoint* foi Mudança Climática, enquanto o método empregado foi o IPCC 2013 GWP 100a, versão 1.01. Para calcular a energia em todo sistema, foi utilizado o método de Demanda de Energia Acumulada V1.09 (*Cumulative Energy Demand*).

5.5 Definição de Objetivo e Escopo

A definição correta do objetivo e escopo é imprescindível e devem ser consistentes com a aplicação pretendida, no entanto, podem ser alterados durante o estudo devido à natureza iterativa e subjetiva da ACV.

5.5.1 Objetivo da ACV

Avaliar os potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida do “berço ao portão” do sistema de abastecimento de água da cidade de Caruaru-PE e compará-los com os potenciais impactos ambientais de cenários prospectivos de melhorias.

5.5.2 Escopo da ACV

O escopo foi definido para assegurar a extensão do estudo para que sejam compatíveis e suficientes para atender o objetivo estabelecido na NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a). Este foi definido do seguinte modo:

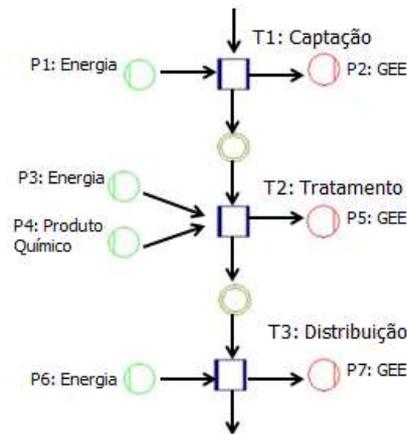
Sistema estudado – Foi estudado um sistema de abastecimento de água composto pela captação, estações elevatórias, estações de tratamento de água e sistema de distribuição.

Função – A função do sistema é captar, tratar e distribuir água tratada para a população de Caruaru-PE.

Unidade Funcional – A unidade funcional foi definida como um metro cúbico de água captada, tratada e distribuída. Na literatura, esta unidade funcional é amplamente adotada para a avaliação de ciclo de vida em sistemas de abastecimento de água (DEL BORGHI *et al.*, 2013; ELORRI *et al.*, 2014; UCHE *et al.*, 2015; JEONG *et al.*, 2015; GARFÍ *et al.*, 2016; RODRIGUEZ *et al.*, 2016).

Fronteira do Sistema – A fronteira do sistema, conforme a Figura 11 foi delimitada da captação de água bruta ao tratamento de água, incluindo o consumo de energia elétrica, a utilização de produtos químicos e a distribuição de água para a cidade de Caruaru-PE, no ano de 2016.

Figura 11 – Fluxograma da fronteira do sistema estudado



Fonte: Autora

5.6 Inventário do Ciclo de Vida

Nesse estudo foi utilizado um ICV para a produção de 1 m³ de água fornecida na base de dados *Ecoinvent* 3.1 que contempla todo o estoque de energia, processos, equipamentos, materiais de consumo e infraestrutura usados para captação, tratamento e distribuição de água potável. A infraestrutura da rede de distribuição de água incluída neste ICV foi excluída, pois não é diretamente impactada por reduções de perdas (ou seja, as tubulações existentes não serão substituídas por tubulações menores devido à redução da perda de água).

A coleta dos dados operacionais do SAA avaliado foi realizada diretamente com a empresa de distribuição de água COMPESA. Foram inventariados consumo de energia elétrica e produtos químicos, conforme a fronteira do sistema. Para a aplicação do ICV, os dados coletados foram processados para quantificar as emissões GEE e a DEA para todos os processos dentro dos contornos do sistema do produto.

5.6.1 ICV do consumo de energia elétrica

Foram inventariados os consumos de energia elétrica das estações elevatórias, das Unidades Setoriais da ETA Petrópolis e ETA Salgado e da distribuição de água para a cidade de Caruaru-PE no ano de 2016. Na Tabela 5 encontram-se os dados do consumo de energia elétrica das etapas de captação, tratamento e distribuição do sistema.

Tabela 5 – Consumo de energia elétrica do SAA em 2016

Consumo de energia elétrica	Energia (kWh/ano)
Captação	37.356.198,37
Tratamento	3.828.890,71
Distribuição	14.000,00
Total	41.199.089,08

Fonte: Autora

Nota: Adaptado de COMPESA, 2016

Os fatores de caracterização da Categoria de Impacto permitem comparar quantitativamente a contribuição de cada fluxo elementar para o indicador de categoria de impacto. A Categoria de Impacto nesse estudo foi Potencial de Aquecimento Global – GWP, a classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados AICV podem ser associados, ou seja, para esse estudo o método IPCC 100 anos foi escolhido levando em consideração a categoria IPCC GWP 100 (Tabela 6). Para os encargos energéticos foi utilizado a *Cumulative Energy Demand V1.09*.

Tabela 6 – Categorias de impactos utilizados no *software* SimaPro para energia elétrica

Subsistema	Categoria de impacto	Processo no SimaPro
EEAB I, II, III	<i>IPCC GWP 100% Cumulative Energy Demand V1.09</i>	<i>Electricity, medium voltage {BR} market for Conseq, U</i>
ETA Salgado e ETA Petrópolis	<i>IPCC GWP 100% Cumulative Energy Demand V1.09</i>	<i>Electricity, medium voltage {BR} market for Conseq, U</i>
Distribuição	<i>IPCC GWP 100% Cumulative Energy Demand V1.09</i>	<i>Electricity, medium voltage {BR} market for Conseq, U</i>

Fonte: Autora

5.6.2 ICV dos produtos químicos

Através do tipo e da quantidade de produto químico utilizado em Kg/m³ de água tratada foi possível obter diretamente do banco de dados *Ecoinvent* 3.1 a quantidade de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) do sistema. A base de dados internacional *Ecoinvent* reúne componentes elementares, tais como, material existente, energia, processos, transportes e equipamentos. As entradas de recursos e materiais inseridas no *software* SimaPro foram oriundas de dados internos da Companhia de Água e processados com os bancos de dados do *Ecoinvent* categoria IPCC GWP 100a (Tabela 7).

Os produtos químicos usados no tratamento de água consistem principalmente de produtos para desinfecção, coagulação e floculação. A fabricação de produtos químicos requer energia e, portanto, produz emissões de GEE. Este tipo de energia é referido como energia incorporada, considerado na ACV. O uso de produtos químicos para tratamento de água foi determinado usando os dados brutos fornecidos pelas comunidades participantes do estudo. A energia necessária para fabricar os produtos químicos foi determinada usando valores publicados na literatura e foi combinada com dados de uso de produtos químicos para estabelecer a intensidade de energia incorporada nos valores para cada produto químico.

Tabela 7 – Categorias de impactos utilizados no *software* SimaPro para produtos químicos

Produtos químicos	Categoria de impacto	Processo no SimaPro
Cloro	<i>IPCC GWP 100% Cumulative Energy Demand V1.09</i>	<i>Chlorine, liquid {GLO} market for Conseq, U</i>
Sulfato de alumínio	<i>IPCC GWP 100% Cumulative Energy Demand V1.09</i>	<i>Aluminium sulfate, powder {GLO} market for Conseq, U</i>

Fonte: Autora

5.7 Avaliação de impacto do ciclo de vida

Existe subjetividade na fase da avaliação de impacto do ciclo de vida, tal como a escolha, a modelagem e a avaliação de categorias de impacto, logo, a escolha deverá ser realizada de acordo com o ICV e ao que se pretende analisar. Para a aplicação da ACV o *software* SimaPro, que avalia às emissões como o impacto gerado pelo produto final, dispõe de um grande banco de dados e métodos de avaliação de impacto, entre eles, acidificação, aquecimento global, depleção abiótica, eutrofização. Para a caracterização das emissões de gases de efeito estufa, o presente estudo selecionou o método do IPCC (2007) 100 anos. Esse método possui uma abordagem *Midpoint*, e foi embasado a partir do banco de dados *Ecoinvent* 3.1, disponível no *software* SimaPro 8.0.

5.7.1 Tipo e fonte de dados

Os dados coletados para o estudo foram obtidos a partir de dados reais (ano base 2016) do sistema que abastece a cidade de Caruaru-PE, disponibilizados pela COMPESA. Todos os dados utilizados nessa pesquisa encontram-se nos Anexos.

5.7.2 Qualidade dos dados

Segundo a norma ISO 14044 (ABNT, 2009b), os requisitos de qualidade dos dados devem ser atendidos quando se pretende utilizar o estudo em afirmações comparativas, no entanto, o presente estudo não tem caráter comparativo, logo, os requisitos considerados nesse estudo foram:

- a) **Cobertura temporal:** os dados coletados são do ano de 2016 e as planilhas contém dados mensais desse ano;
- b) **Cobertura geográfica:** o sistema adutor fica localizado no município de Bonito-PE, as ETA, e a distribuição de água do município Caruaru-PE;
- c) **Cobertura tecnológica:** Estações Elevatórias de Água Bruta, Estação de Tratamento de Água – ETA Petrópolis e ETA Salgado, e Distribuição de água;
- d) **Representatividade:** os dados para o estudo foram adquiridos e coletados no local de funcionamento das unidades em estudo, através de relatórios internos refletindo a verdadeira situação do sistema estudado.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A estimativa dos impactos das perdas de água no sistema de abastecimento de água da cidade de Caruaru-PE, considerando o nexo água-energia-carbono, foram avaliados para cada cenário proposto. A interpretação dos resultados representa a quarta fase da Avaliação do Ciclo de Vida. Conforme a metodologia proposta, a Intensidade Energética em kWh/m³ foi calculada utilizando o método de Demanda de Energia Acumulada, direto do *software* SimaPro 8.0, com a quantificação das emissões GEE em KgCO₂eq/m³ sendo quantificada com base nos dados do *Ecoinvent* 3.1. Este banco de dados é comumente adotado na literatura (por exemplo, GUANAIS, 2015; JEONG *et al.*, 2015; PILLOT *et al.*, 2016), pois fornece informações detalhadas para milhares de produtos e processos, descrevendo o consumo de recursos naturais e/ou emissões de poluentes no ar, na água ou nos solos durante todo o seu ciclo de vida (PILLOT *et al.*, 2016). Por fim, os resultados para cada cenário foram consolidados utilizando a média ponderada para o cálculo do consumo de energia, intensidade energética e emissões de gases de efeito estufa.

De acordo com o SNIS (2016), o consumo médio *per capita* da cidade em 2016 foi 92,1 L/hab./dia. Logo, considerando o consumo de energia específico de 0,71 kWh/m³, pode-se afirmar que a energia incorporada na água consumida mensalmente em uma residência com quatro pessoas seria de 8 kWh. Esse valor representa 6% do consumo mensal de energia em uma residência no estado do Pernambuco, que correspondeu 127,4 kWh/mês em 2016 (EPE, 2017).

O Cenário C0 representa as condições reais de operação do SAA de Caruaru para o ano de 2016. Estimou-se que o sistema emitiu em 2016 mais de 4 milhões de KgCO₂eq em 2016. A Demanda de Energia Acumulada está distribuída em 1,75 kWh/m³ para a captação e distribuição de água bruta, 0,22 kWh/m³ para o tratamento e 0,00075 kWh/m³ para a distribuição. Os altos valores da captação são corroborados com o estudo de Pillot *et al.* (2016), cujos resultados indicaram que a principal fonte de impacto dos SAA é a energia consumida através da coleta e bombeamento da água. Logo, destaca-se que a geografia local e a distância da captação à ETA são aspectos importantes e devem ser levados em conta ao projetar o ciclo das águas urbanas. A rede de distribuição do SAA de Caruaru possui contribuição insignificante nos resultados, pois não foram consideradas intervenções nas tubulações e a topologia local favorece a distribuição por gravidade (praticamente todo o fornecimento de água tratada é realizado por gravidade). A Tabela 8 apresenta os resultados da quantidade de energia do ciclo de vida e a emissão de gases de efeito estufa para 1 m³ do SAA para o Cenário C0.

Tabela 8 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C0

Água consumida	8.899.266 m ³			
CAPTAÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água captada	22.075.200 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	37.356.198 kWh	1,692	(6,31 MJ)	0,416
TOTAL			1,75 KWh/m ³	0,416 KgCO ₂ eq/m ³
TRATAMENTO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água tratada	19.383.485 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	3.828.891 kWh	0,198	(0,804 MJ)	0,049
Cloro liquefeito	203.400 Kg	0,0105		0,029
Sulfato de alumínio	1.212.290 Kg	0,0625		0,046
TOTAL			0,223 KWh/m ³	0,124 KgCO ₂ eq/m ³
DISTRIBUIÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água distribuída	19.383.485 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	14.000 kWh	0,000722	(0,00269 MJ)	0,0002
TOTAL			0,000747 KWh/m ³	0,0002 KgCO ₂ eq/m ³
SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA (TOTAL)				
Intensidade energética				0,71 KWh/m ³
Demanda de energia acumulada				15.673 MWh
Quantidade de emissões de gases de efeito estufa				4,21 tCO ₂ eq

Fonte: Autora

Estudos de Garfí *et al.* (2016) mostraram que o consumo de eletricidade para produção de água potável varia entre 0,48 kWh/m³ e 12 kWh/m³. Visto que os maiores impactos apresentados em seus estudos estão relacionados aos sistemas de tratamentos mais sofisticados como a osmose reversa em comparação com o tratamento de água convencional, quando a osmose reversa foi aplicada na estação de tratamento, o consumo de energia representou 95% do impacto total em todos os indicadores estudados.

As emissões GEE, considerado a categoria de impacto escolhida no método IPCC 100 anos, foram de 0,19 KgCO₂eq para cada metro cúbico de água distribuído no Cenário C0. Os resultados foram compatíveis com os de Meron *et al.* (2016), que afirmaram que o potencial de aquecimento global varia entre 0,16 e 3,4 KgCO₂eq/m³ de água fornecida.

A etapa de captação e adução foi responsável pela emissão GEE de 0,42 KgCO₂eq/m³, o tratamento de 0,12 KgCO₂eq/m³ e a distribuição de 0,0002 KgCO₂eq/m³. Pode-se justificar a baixa emissão de KgCO₂eq na distribuição devido ao baixo uso de energia para bombeamento comparado com o sistema de adução, que requer um alto quesito de energia, devido as condições topográficas do sistema adutor do Prata. Isso é justificado também por Rodriguez *et al.* (2016), que demonstraram que as condições topográficas da localização das ETA influenciaram significativamente nos resultados. No referido estudo, a ETA que apresentou topologia menos favorável emitiu 0,38 kgCO₂eq, dos quais 86% correspondeu ao consumo prolongado de energia durante o processo de bombeamento.

As ETA emitiram as menores emissões GEE (0,0139 kgCO₂eq), pois o consumo energético é pequeno e o teor de requisitos de agentes químicos para potabilidade da água tem baixo impacto. Na etapa de tratamento, destaca-se dentre os produtos químicos e energia, o sulfato de alumínio, responsável pelo maior encargo ambiental, 37,5%. Esse fato é abordado em estudo de Mohamed-Zine *et al.* (2013), ou seja, os maiores encargos ambientais são a preparação de coagulantes (mais de 30% para todos os impactos).

Em todas as etapas analisadas do SAA, os maiores impactos estão relacionados ao consumo de energia elétrica. Esse resultado se assemelham aos resultados dos estudos de Mohamed-Zine *et al.* (2013), Lemos *et al.* (2013), Elorri *et al.* (2014), Rodriguez *et al.* (2016), que avaliaram o perfil ambiental do setor da água com base na ACV em diferentes regiões e afirmaram que os maiores impactos desses sistemas são atribuíveis ao consumo de energia.

A estimativa dos impactos das perdas de água no sistema de abastecimento de água da cidade de Caruaru-PE, considerando o nexos água-energia-carbono, são apresentados na Tabela 9. Na Figura 12, encontram-se as emissões GEE de cada cenário proposto, onde observa-se que quanto maior a redução de perdas, mais significativo será a redução de emissões.

No Cenário C1, as condições atuais de operação do sistema adutor (índice de perdas igual a 12,19%) permanecem inalteradas, enquanto há uma redução no índice de perdas no sistema de distribuição de água para 25%. Os resultados para este cenário são apresentados na Tabela 9. O C1 resultou o mesmo valor de emissões GEE por metro cúbico (0,19 KgCO₂eq/m³), entretanto, o total de emissões foi de 2,57 milhões de kgCO₂eq por ano, uma redução de 38,8%

em comparação ao C0. De acordo com D'ercole *et al.* (2016), mesmo um pequeno aumento na eficiência operacional pode resultar em economias significativas para concessionárias de água.

No cenário C2, ao reduzir o índice de perdas de água do sistema em 50% do valor relativo ao ano de 2016, haveria uma economia na demanda de energia acumulada e emissões GEE de 43,6% e 42,8%, respectivamente. Os resultados deste cenário estão apresentados na Tabela 10.

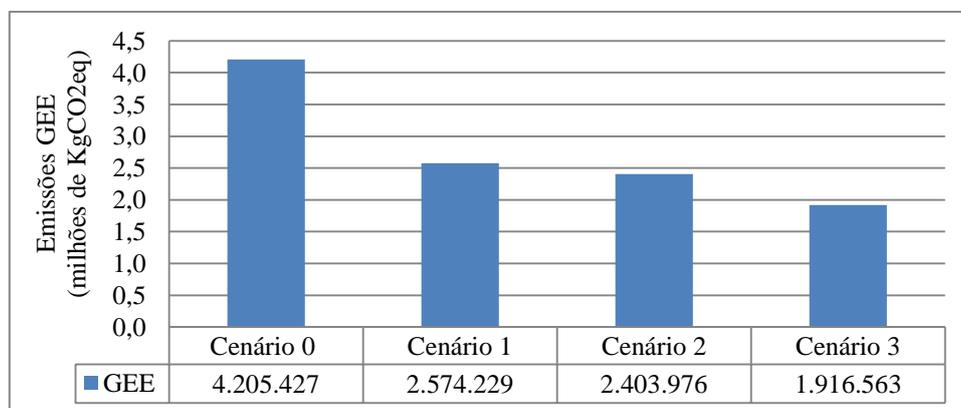
O Cenário C3 é o que considera a maior redução da perda de água e, conseqüentemente, a melhor eficiência hidráulica e energética. Este estabelece um índice de perdas de 5% para o sistema adutor e admite um índice de perdas de água no sistema distribuidor de 10%. Os resultados apontaram uma redução superior à 50% na demanda energética acumulada e nas emissões GEE do cenário C3 em relação ao C0, o que corrobora com a afirmação de Basheer & Elagib (2018), que destacaram que intervenções de eficiência energética no setor de saneamento podem contribuir consideravelmente para reduzir o uso de água, diminuir as emissões de GEE e para o atendimento de metas de mitigação relacionadas ao clima. Os resultados do Cenário C3 estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 9 – Estimativa dos impactos energéticos e ambientais das perdas de água no SAA

Cenário	Volume captado (m ³)	Energia (MWh)	Volume tratado (m ³)	Energia (kWh)	Volume distribuído (m ³)	Demanda de energia acumulada (MWh)	Emissões GEE (KgCO ₂ eq)
C0	22.075.200	37.356	19.383.485	3.828.891	19.383.485	15.673	4.205.427
C1	13.512.912	22.864	11.865.688	2.343.872	11.865.688	9.594	2.574.229
C2	12.990.038	21.982	12.198.295	2.409.574	12.198.295	8.833	2.403.976
C3	10.408.498	17.614	9.888.073	1.953.227	9.888.073	7.078	1.916.563

Fonte: Autora.

Figura 12 – Emissões de gases de efeito estufa de cada cenário proposto



Fonte: Autora

Tabela 10 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C1

Água consumida	8.899.266 m ³			
CAPTAÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água captada	13.512.912 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	22.863.847 (kWh)	1,692	(6,31 MJ)	0,416
TOTAL			1,75 KWh/m ³	0,416 KgCO ₂ eq/m ³
TRATAMENTO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água tratada	11.865.688 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	2.343.872 kWh	0,198	(0,804 MJ)	0,049
Cloro liquefeito	124.512 Kg	0,0105		0,029
Sulfato de alumínio	742.108 Kg	0,0625		0,046
TOTAL			0,223 KWh/m ³	0,124 KgCO ₂ eq/m ³
DISTRIBUIÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água distribuída	11.865.688 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	8.570 kWh	0,000722	(0,002691MJ)	0,0002
TOTAL			0,000747 KWh/m ³	0,0002 KgCO ₂ eq/m ³
SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA (TOTAL)				
Intensidade energética				0,71 KWh/m ³
Demanda de energia acumulada				9.594 MWh
Quantidade de emissões de gases de efeito estufa				2,57 tCO ₂ eq

Fonte: Autora

Tabela 11 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C2

Água consumida	8.899.266 m ³			
CAPTAÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água captada	12.990.038 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	21.982.062 kWh	1,692	(6,31 MJ)	0,416
TOTAL			1,75 KWh/m ³	0,416 KgCO ₂ eq/m ³
TRATAMENTO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água tratada	12.198.295 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	2.409.574 kWh	0,198	(0,804MJ)	0,049
Cloro liquefeito	128.002 Kg	0,0105		0,029
Sulfato de alumínio	762.910 Kg	0,0625		0,046
TOTAL			0,223 KWh/m ³	0,124 KgCO ₂ eq/m ³
DISTRIBUIÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água distribuída	12.198.295 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m ³)	Intensidade energética (KWh/m ³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO ₂ eq/m ³)
Eletricidade	8.810 kWh	0,000722	(0,002691MJ)	0,0002
TOTAL			0,000747 KWh/m ³	0,0002 KgCO ₂ eq/m ³
SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA (TOTAL)				
Intensidade energética				0,68 KWh/m ³
Demanda de energia acumulada				8.833 MWh
Quantidade de emissões de gases de efeito estufa				2,40 tCO ₂ eq

Fonte: Autora

Tabela 12 – Resultados dos impactos energéticos e ambientais do Cenário C3

Água consumida	8.899.266 m ³			
CAPTAÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água captada	10.408.498 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m³)	Intensidade energética (KWh/m³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO₂eq/m³)
Eletricidade	17.613.517 kWh	1,692	(6,31 MJ)	0,416
TOTAL			1,75 KWh/m ³	0,416 KgCO ₂ eq/m ³
TRATAMENTO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água tratada	9.888.073 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m³)	Intensidade energética (KWh/m³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO₂eq/m³)
Eletricidade	1.953.227 kWh	0,198	(0,804MJ)	0,041
Cloro liquefeito	103.760 Kg	0,0105		0,029
Sulfato de alumínio	618.423 Kg	0,0625		0,046
TOTAL			0,223 KWh/m ³	0,124 KgCO ₂ eq/m ³
DISTRIBUIÇÃO				
Saída conhecida para a esfera tecnológica (produtos e coprodutos)				
Água distribuída	9.888.073 m ³			
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)				
Material	Quantidade	Consumo Específico (KWh/m³)	Intensidade energética (KWh/m³)	Quantidade de emissões GEE (KgCO₂eq/m³)
Eletricidade	7.141 kWh	0,000722	(0,002691MJ)	0,0002
TOTAL			0,000747 KWh/m ³	0,0002 KgCO ₂ eq/m ³
SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA (TOTAL)				
Intensidade energética				1,97 KWh/m ³
Quantidade de emissões GEE				0,54 KgCO ₂ eq/m ³
SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA (TOTAL) COM MÉDIA PONDERADA				
Intensidade energética				0,68 KWh/m ³
Demanda de energia acumulada				7.078 MWh
Quantidade de emissões de gases de efeito estufa				1,92 tCO ₂ eq

Fonte: Autora

7 CONCLUSÕES

Em um contexto de crescente escassez de água em todo o mundo, a redução de perdas de água é um objeto chave para garantir a gestão sustentável da água. Diante das condições hidrológicas na qual o Nordeste está inserido, esta região necessita de um posicionamento ainda mais efetivo ao combate à redução de perdas em sistemas de abastecimento de água. O nexo água-energia-carbono surge a partir de uma perspectiva de segurança da água, segurança energética e sustentabilidade ambiental. O estudo apontou que as ações de controle de perdas de água são expressivamente positivas para o meio ambiente e o setor de saneamento. O cenário mais eficiente proposto no estudo apresentaria uma redução na demanda energética acumulada e na emissão GEE superior a 50% em relação as estimativas para o ano de 2016.

A ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida possibilitou avaliar os aspectos ambientais e potenciais impactos associados ao SAA permitindo identificar as emissões GEE para a atmosfera e a demanda acumulada de energia de todo o sistema estudado. A adutora é responsável pela maior parte da emissão GEE e demanda de energia elétrica, pois possui as maiores estações elevatórias do sistema. Na fase de tratamento de água, o principal elemento foi o sulfato de alumínio, que representou 37% dos encargos ambientais. Os dados referentes a este produto foram retirados do banco de dados do *Ecoinvent 3.1*. As informações deste banco podem não representarem fielmente a realidade brasileira; sendo assim, evidencia-se a importância da coleta de dados específicos para o tratamento de água no Brasil. O sistema de distribuição de água tem baixo impacto ambiental e energético, pois o fornecimento de água é realizado quase por completo por gravidade.

O estudo destaca a importância da incorporação da ACV a outras ferramentas de avaliação de impacto para auxiliar na tomada de decisão dos gestores, visto que a maioria dos estudos no setor de saneamento envolvem apenas os sistemas de tratamento de águas residuárias. A ACV confirma que os benefícios ambientais da redução das perdas de água e energia irão aumentar à medida que a eficiência do sistema aumenta. Os resultados mostram que as ações de melhoria que começam de uma alta eficiência do abastecimento de água são claramente positivas para o meio ambiente. Ao diminuir reduções de perdas e energia, foi possível perceber de fato que as ações são claramente benéficas ao meio ambiente e ao setor de saneamento.

O aumento da eficiência energética destes sistemas representa uma oportunidade significativa para reduzir o consumo de energia elétrica, aumentar a produtividade e reduzir a emissão de gases de efeito estufa. A redução do índice de perdas leva à diminuição na necessidade de produção de água que, por sua vez, implica na redução do consumo de energia.

REFERÊNCIAS

- ABES – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Perdas em sistemas de abastecimento de água: diagnóstico, potencial de ganhos com sua redução e propostas de medidas para o efetivo combate. 2013.
- ABES – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Controle e redução de perdas nos sistemas públicos de abastecimento de água. 2015.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2009a.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro: 2009b.
- ACHON, C. L. Ecoeficiência de sistemas de tratamento de água à luz dos conceitos da ISO 14001. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- ADEDEJI, K. B.; HAMAM, Y.; ABE, B. T.; ABU-MAHFOUZ, A. M. Pressure management strategies for water loss reduction in large-scale water piping networks: a review. **Advances in Hydroinformatics**, p. 465-480, 2018.
- AMORES, M. J.; MENESES, M.; PASQUALINO, J.; ANTON, A.; CASTELLS, F. Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. **Journal of cleaner production**, v. 43, p. 84-92, 2013.
- BASHEER, M.; ELAGIB, N. A. Sensitivity of water-energy nexus to dam operation: a water-energy productivity concept. **Science of the Total Environment**, v. 616-617, p. 918-926, 2018.
- BENEDET, G. J. Avaliação de incertezas em inventários do ciclo de vida. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 78p, 2007.
- BEZERRA, S. T. M.; CHEUNG, P. B. Perdas de água: tecnologias de controle. João Pessoa: UFPB, 2013.
- BEZERRA, S. T. M.; SILVA, S. A, GOMES, H. P; SALVINO, M. M. Energy savings in pumping systems: application of fuzzy system. **Science & Engineering Journal**, p. 71-78, 2015.
- BRASIL. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETA. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília, Funasa, 2014a.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Redução de perdas em sistemas de abastecimento de água. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. 2. ed. Brasília, Funasa, 2014b.

- BRASIL. Painel intergovernamental sobre mudança do clima - IPCC. Ministério do Meio Ambiente, 2010.
- BRONDANI, M. Avaliação do ciclo de vida (ACV) da produção de bioetanol hidratado em pequena escala: abrangência agrícola e industrial. Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2014.
- BUCKLEY, C; FRIEDRICH, E; BLOTTNITZ, H.V. Life-cycle assessments in the South African water sector: A review and future challenges. **Water SA**, v. 37, n. 5, p. 719-726, 2011.
- CHHIPI-SHRESTHA, G; HEWAGE, K; SADIQ, R. Impacts of neighborhood densification on water-energy-carbon nexus: Investigating water distribution and residential landscaping system. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 786-795, 2017.
- CLAUDINO, E. S; TALAMINI, E. Análise do ciclo de vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p.77-85, 2012.
- COLTRO, L; GARCIA, E. E. C; QUEIROZ, G. de C. Life cycle inventory for electric energy system in Brazil. **LCA Case Studies**, 2003.
- COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento. Diagnóstico técnico-operacional do SSA de Caruaru/PE Sistema Jucazinho e Prata, 2016.
- COONEY, C. LCA finally takes water into account. **Environmental Science and Technology**, v. 43, p. 3986, 2009.
- D'ERCOLE, M; RIGHETTIA, M; UGARELLIB, R. M; BERARDIC, L; BERTOLAD, P. An integrated modeling approach to optimize the management of a water distribution system: improving the sustainability while dealing with water loss, energy consumption and environmental impacts. **Procedia Engineering**, v. 162, p. 433-440, 2016.
- DEL BORGHI, A; STRAZZA, C; GALLO, M; MESSINEO, S; NASO, M. Water supply and sustainability: life cycle assessment of water collection, treatment and distribution service. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 5, p. 1158-1168, 2013.
- DIEESE – Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos. Visão geral dos serviços de água e esgotamento sanitário no Brasil. **Estudos e Pesquisas**, n. 82. 2016.
- EICKER, U, STRZALKA, A, ALAM, N; DUMINIL, E; COORS, V. Large scale integration of fotovoltaic in cities. **Applied Energy**, v. 93, p. 413-421, 2012.
- ELORRI, I; DALLE, A; TIRUTA-BARNA, L; BENETTO, E. BAUDIN, I; MERY, Y. Life cycle assessment of water treatment: what is the contribution of infrastructure and operation at unit process level? **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 424-431, 2014.

- EUROPEAN COMMISSION. ILCD Handbook: International reference life cycle data system: general guide for life cycle assessment. **Publications Office of the European Union**, n. 1, 2010.
- FRANCISCO, A. A.; POHLMANN, P. H. M.; FERREIRA, M. A. Tratamento convencional de águas para abastecimento humano: uma abordagem teórica dos processos envolvidos e dos indicadores de referência. **Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Londrina, 2011.
- FRIEDRICH, E; PILLAY, S; BUCKLEY, C. A. Environmental life cycle assessments for water treatment processes a South African case study of an urban water cycle. **Water SA**, v. 35, n. 1, p. 73-84, 2009.
- FRISCHKNECHT R; JUNGBLUTH N; ALTHAUS H.J; DOKA G; HECK T; HELLWEG S; HISCHIER R; NEMECEK T; REBITZER G; SPIELMANN M; WERNET G. Overview and methodology. **Swiss Centre for Life Cycle Inventories**, Dübendorf, 2007.
- GARFÍ, M; CADENA, E; SANCHEZ-RAMOS, D; FERRER, I. Life cycle assessment of drinking water: comparing conventional water treatment, reverse osmosis and mineral water in glass and plastic bottles. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 997-1003, 2016.
- GHIMIRE, S. R; JOHNSTON, J. M; INGWERSEN, W. W; SOJKA, S. Life cycle assessment of a comercial rainwater harvesting system compared with a municipal water supply system. **Jornal of Cleaner Production**, v. 151, p. 74-86, 2017.
- GLOBAL WARMING. Britannica Academic, Encyclopædia Britannica, 2018. Disponível em: academic-britannica.ez13.periodicos.capes.gov.br/levels/collegiate/article/global-warming/37044. Acesso em: 26 Julho 2018.
- GODSKESEN, B.; HAUSCHILD M.; ALBRECHTSEN J.; RYGAARD, M. ASTA - a method for multi-criteria evaluation of water supply technologies to assess the most sustainable alternative for Copenhagen. **Science of the Total Environment**. v. 618, p. 399-408, 2018.
- GREENHOUSE EFFECT. Britannica Academic, Encyclopædia Britannica, 2018. Disponível em: academic-eb-britannica.ez13.periodicos.capes.gov.br/levels/collegiate/article/greenhouse-effect/37976. Acesso em: 26 Julho 2018.
- GUANAIS, A. L. S. R. Avaliação energética e das emissões de gases de efeito estufa do Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana. Universidade Estadual de Feira de Santana, Bahia, 2015.
- GUTIERREZ, K. G. Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

- HAMOUCHE, A; KRIM, L; MOHAMED-ZINE, M. B. The study of potable water treatment process in Algeria (Boudouaou Station) - By the application of life cycle assessment (LCA). **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 11, n. 1, p. 37, 2013.
- HAUSCHILD, M. Z; GOEDKOOOP, M; GUINÉE, J; HEIJUNGS, R; HUIJBREGTS, M; JOLLIET, O; MARGNI, M; SCHRYVER, A; HUMBERT, S; LAURENT, A; SALA, S; PANT, R. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **International Journal Life Cycle Assessment**, p. 683-697, 2013.
- IWA/AWWA, Water Audit Method. American Water Works Association, 2012.
- JEONG, H; BROESICKE, O. A; DREW, B; CRITTENDEN, J. Life cycle assessment of small scale greywater reclamation systems combined with conventional centralized water systems for the City of Atlanta, Georgia. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 333-342, 2018.
- JEONG, H; MINNE, E; CRITTENDEN, J. C. Life cycle assessment of the City of Atlanta, Georgia's centralized water system. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 880-891, 2015.
- JUNIOR, O.B; BARBOSA, P. S. F; DE BARROS DEANTONI, V. Variáveis relativas a eficiência energética em estações elevatórias de água. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 12, n. 4, 2016.
- LACERDA, J. S; COUTO, H. T. Z; HIROTA, M. M; PASISHNYK, N; POLIZE, J. L. Estimativa da biomassa e carbono em áreas restauradas com plantio de essências nativas. **METRVM-Mendabis Mensvram Silvarvm**, v. 5, p. 1-23, 2009.
- LEMONS, D; DIAS, A. C; GABARRELL, X; ARROJA, L. Environmental assessment of an urban water system. **Journal of cleaner production**, v. 54, p. 157-165, 2013.
- LIBANIO, M; NETO, M. L. F; PRINCE, A. A; SPERLING, M. V; HELLER, L. Abastecimento de água para consumo humano. **Editora UFMG**, v. 1, n. 2, 2010.
- LOPES, T. A. S. Avaliação do ciclo de vida de uma ETE composta por reator UASB seguido de Wetlands construídos. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.
- MAAS, C. Greenhouse gas and energy co-benefits of water conservation. **Polis Research Report**, 2009.
- MERON, N; BLASS, V; GARB, Y, KAHANE, Y, THOMA, G. Why going beyond standard LCI databases is important: lessons from a meta-analysis of potable water supply system LCAs. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 8, p. 1134-1147, 2016.
- MIRANDA, E. C. Abastecimento de água para consumo humano. **Editora UFMG**, n. 2, 2010.

- NAIR, S; GEORGEA, B; MALANO, H. M.; ARORA, M; NAWARATHNA, B. Water-energy-greenhouse gas nexus of urban water systems: Review of concepts, state-of-art and methods. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 89, p. 1-10, 2014.
- NESSI, S; RIGAMONTI, L; GROSSO, M. LCA of waste prevention activities: a case study for drinking water in Italy. **Journal of environmental management**, v. 108, p. 73-83, 2012.
- NUCASE – Núcleo Sudeste de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. Construção, operação e manutenção de redes de distribuição de água. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, 2009.
- OIKONOMOU, K; PARVANIA, M. Optimal coordination of water distribution energyflexibility whit power systems operation. **IEEE Transaction on Smart Grid**, 2018.
- OMID, S; DERAKHSHAN, Z; MOKHTARI, M. Using life cycle assessment for municipal solid waste management in Tehran Municipality Region 20. **Environmental Health Engineering and Management**, v. 4, p. 123-129, 2018.
- PEREIRA, C. L. F. Avaliação da sustentabilidade ampliada de produtos agroindustriais, estudo de caso: suco de laranja e etanol. Universidade de Campinas, 2008.
- PILLOT, J; CATEL, L; AUGÉARD, B; ROUX, P. Up to what point is loss reduction environmentally friendly?: The LCA of loss reduction scenarios in drinking water networks. **Water Research**, v. 104, p. 231-241, 2016.
- PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico. Mais saúde com qualidade de vida e cidadania. Ministérios das Cidades. Brasília, 2013.
- PLAPPALLY, A. K; LIENHARD V, J.H. Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 7, p. 4818-4848, 2012.
- PORTAL FATOR BRASIL, 2015. As perdas de água nos sistemas de distribuição afetam direta e significativamente a gestão hídrica no País. Disponível em <http://www.revistafatorbrasil.com.br/ver_noticia.php?not=298448> Acesso em: 26/05/2017.
- PRÉ CONSULTANTS. Introduction to LCA with SimaPro 8. Califórnia, 2016.
- RACOVICÉANU, A. I; KARNEY, B.W; ASCE; M; KENNEDY, C.A; COLOMBO, A.F. Life-cycle energy use and greenhouse gas emissions inventory for water treatment systems. **Journal of Infrastructure Systems**, v. 13, n. 4, p. 261-270, 2007.
- REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D. W. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, p. 701-720, 2004.

- RODRIGUEZ, O. O. O; VILLAMIZAR-GALLARDO, R. A; GARCÍA, R. G. Life cycle assessment of four potable water treatments plants in northeastern Colombia. **Revista Ambiente & Agua**, v. 11, p. 268, 2016.
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos 2015. Ministério das Cidades, 2017.
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos 2016. Ministério das Cidades, 2018.
- SPANG, Edward S; LOGE, Frank, J. A High. Resolution approach to mapping energy flows through water infrastructure systems. **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, p. 656-666, 2015.
- STEVANOVIC-CARAPINA, HD; STEPANOV, J; SAVIC, DC; MIHAJLOV, A. Emission of toxic components as a factor of the best practice options for waste management – application of life cycle assessment. **Hemijaska Industrija**, v. 65, p. 205-209, 2011.
- STOKES, J.R; HORVATH, A.; STURNM, R. Water loss control using pressure management: life cycle energy and air emission effects. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 10771, 2013.
- UCHE, J; MARTÍNEZ-GRACIAA, A; CÍREZ, F; CARMONA, U. Environmental impact of water supply and water use in a Mediterranean water stressed region. **Journal of Cleaner Production**, v. 88, p. 196-204, 2015.
- USDE – U.S. Department of Energy. The water-energy nexus: challenges and opportunities. 2014.
- VILELA, A. J; DEMAJOROVIC, J. Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações. **Editora Senac**, n. 1, 2013.
- ZHOU, L; BAO, Q; LIU, Y; WU, G; WANG, W; WANG, X; HE, B; YU, H; LI, J. Global energy and water balance: characteristics from finite-volume atmospheric model of the IAP/LASG (FAMIL1). **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, v. 7, n. 1, p. 1-20, 2014.

ANEXO A - TABELAS

Tabela A1 – Consumo de produtos químicos das ETA (ano base 2016)

Meses	ETA Salgado		ETA Petrópolis	
	Cloro (kg)	Sulfato de alumínio (kg)	Cloro (kg)	Sulfato de alumínio (kg)
Jan	5.400	11.980	18.000	36.820
Fev	7.200	34.270	7.200	59.830
Mar	1.800	28.980	12.600	99.540
Abr	3.600	44.130	10.800	120.050
Mai	7.200	29.370	14.400	70.350
Jun	5.400	26.450	12.600	177.760
Jul	7.200	26.450	12.600	82.910
Ago	5.400	26.810	14.400	122.060
Set	5.400	26.270	14.400	52.690
Out	3.600	17.920	7.200	26.170
Nov	3.600	31.520	7.200	16.580
Dez	3.600	29.000	12.600	14.380
Total	59.400	333.150	144.000	879.140

Fonte: Adaptado COMPESA, 2017

Tabela A2 – Consumo de energia elétrica das ETA (ano base 2016)

Meses	ETA Salgado		ETA Petrópolis	
	Consumo (kW)	Fatura (R\$)	Consumo (kW)	Fatura (R\$)
Jan	52.676,80	18.364,16	243.029,95	84.189,64
Fev	55.389,36	19.073,18	273.407,62	83.320,77
Mar	56.908,00	18.400,18	209.761,92	70.700,88
Abr	53.670,64	16.247,53	248.687,23	73.487,65
Mai	57.163,84	17.177,23	214.941,89	68.751,66
Jun	54.530,00	17.731,67	214.941,89	71.603,13
Jul	49.203,28	17.077,33	188.755,34	67.366,95
Ago	49.462,40	16.482,57	202.106,30	69.860,34
Set	48.120,88	16.050,09	480.853,61	154.639,59
Out	53.959,28	17.649,13	286.694,21	98.043,56
Nov	58.790,72	19.124,94	291.570,62	103.407,78
Dez	74.029,60	23.677,02	310.235,33	106.921,90
Total	663.904,80	217.055,03	3.164.985,91	1.052.293,85

Fonte: Adaptado COMPESA, 2017

Tabela A3 – Volume de água tratada (ano base 2016)

Meses	Volume tratado (m ³)	
	ETA Salgado	ETA Petrópolis
Jan	422.654	1.169.141
Fev	428.172	1.160.597
Mar	507.849	1.143.420
Abr	462.575	1.194.123
Mai	542.510	1.213.469
Jun	416.642	1.243.119
Jul	445.264	1.163.507
Ago	459.203	1.080.499
Set	446.174	1.086.183
Out	462.298	1.130.963
Nov	465.167	1.099.770
Dez	469.153	1.171.033
Total	5.527.661	13.855.824

Fonte: Adaptado COMPESA, 2017

Tabela A4 – Consumo de energia nas EEAB (ano base 2016)

Meses	Consumo de Energia Elétrica (kWh)		
	EEAB I	EEAB II	EEAB III
Jan	965.170,08	988.886,40	1.221.956,16
Fev	874.579,68	887.091,84	1.268.615,04
Mar	768.322,08	804.812,77	1.100.672,64
Abr	760.024,80	785.309,76	1.067.620,80
Mai	915.114,24	937.572,48	1.259.016,96
Jun	929.504,16	989.582,40	1.172.640,00
Jul	933.973,92	1.007.663,04	1.203.769,92
Ago	1.036.575,36	1.119.337,92	1.294.484,16
Set	938.831,04	1.025.844,48	1.206.983,04
Out	1.016.362,08	1.111.026,24	1.291.920,00
Nov	961.983,36	1.044.069,12	1.209.471,36
Dez	974.855,52	1.054.028,16	1.228.527,36
Total	11.075.296,32	11.755.224,61	14.525.677,44

Fonte: Adaptado COMPESA, 2017

Tabela A5 – Volume distribuído e consumido (ano base 2016)

Meses	Volume de água distribuído (m³)	Consumo medido (m³)
Jan	1.591.795	804.694
Fev	1.588.769	721.877
Mar	1.651.269	720.320
Abr	1.656.698	763.321
Mai	1.755.979	757.093
Jun	1.659.761	748.438
Jul	1.608.771	667.642
Ago	1.539.702	699.076
Set	1.532.357	725.209
Out	1.593.261	776.834
Nov	1.564.937	742.881
Dez	1.640.186	771.881
Total	19.383.485	8.899.266

Fonte: Adaptado COMPESA, 2017