



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

SÉRGIO RODRIGUES ROCHA

**A BALANÇA COMERCIAL E AS TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUA VIRTUAL:
ANÁLISE DO SETOR AGRÍCOLA NO CEARÁ**

FORTALEZA

2014

SÉRGIO RODRIGUES ROCHA

A BALANÇA COMERCIAL E AS TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUA VIRTUAL:
ANÁLISE DO SETOR AGRÍCOLA NO CEARÁ

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Gestão de Recursos Hídricos. Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ticiano Marinho de Carvalho Studart

FORTALEZA

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Pós-Graduação em Engenharia - BPGE

-
- R576b Rocha, Sérgio Rodrigues.
A balança comercial e as transferências de água virtual: análise do setor agrícola no Ceará / Sérgio Rodrigues Rocha. – 2014.
170 f. : il. , enc. ; 30 cm.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Fortaleza, 2014.
Área de Concentração: Recursos Hídricos.
Orientação: Profa. Dra. Ticiano Marinho de Carvalho Studart.

1. Recursos Hídricos. 2. Gestão de águas. I. Título.

SÉRGIO RODRIGUES ROCHA

A BALANÇA COMERCIAL E AS TRANSFERÊNCIAS DE ÁGUA VIRTUAL:
ANÁLISE DO SETOR AGRÍCOLA NO CEARÁ

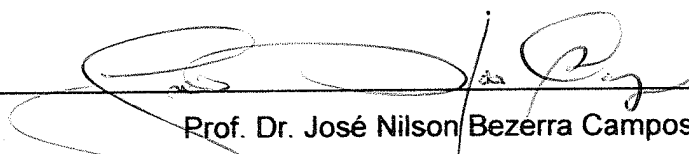
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Gestão de Recursos Hídricos. Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Aprovada em: 23 / 04 / 2014

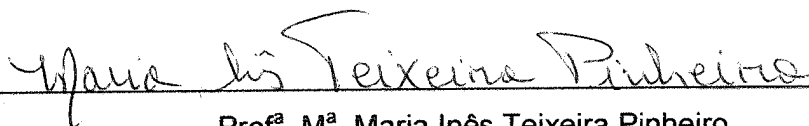
BANCA EXAMINADORA



Prof^a. Dr^a. Ticiania Marinho de Carvalho Studart (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)



Prof. Dr. José Nilson Bezerra Campos
Universidade Federal do Ceará (UFC)



Prof^a. M^a. Maria Inês Teixeira Pinheiro
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

À Professora Ticiano Marinho de Carvalho Studart, minha orientadora, pelo apoio, pela confiança, pela disponibilidade de tempo, pelos conhecimentos compartilhados e pela capacidade de estímulo – em momentos difíceis – ao desenvolvimento e aprimoramento desta Dissertação, ao longo de toda a trajetória do Curso; além da sincera amizade.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-graduação em Gestão de Recursos Hídricos da Universidade Federal do Ceará e, em especial, a todos os seus professores, pelos ensinamentos compartilhados, durante esses anos de Mestrado.

À Sra. Teresinha Alves da Silva pela dedicação na condução das atividades acadêmicas na Secretaria do Curso de Mestrado.

Ao professor, e amigo, Luis Antônio Rabelo Cunha, pelo apoio prestado ao desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Dr. Edgard Dias de Medeiros Neto pelas orientações quanto à forma de realização das pesquisas para este trabalho.

A todos os órgãos oficiais e autores de livros e artigos científicos, que foram fontes de dados e informações para o desenvolvimento deste trabalho.

A todas as demais pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste Mestrado.

In memoriam: aos meus pais, Paulo e Maria,
e à minha querida irmã Teresinha.

“A disputa pela posse da água pode provocar guerras.” (Boutros Boutros-Ghali, ex-Secretário-geral da Organização das Nações Unidas, em 2005)

RESUMO

Os conceitos de água virtual e pegada hídrica estão sendo, cada vez mais, usados como relevantes ferramentas de gestão e indicadores de apropriação de consumo de recursos hídricos. A água virtual é a quantidade de água doce incorporada ao processo produtivo de quaisquer bens ou serviços consumidos pelas pessoas. O objetivo desta pesquisa é mensurar o saldo da balança comercial de água virtual, de 1997 a 2012, do estado do Ceará. Para esse fim, foram selecionados os principais produtos básicos agrícolas das pautas de exportação e importação de *commodities*; bem como foi utilizada a metodologia da pegada hídrica, que contempla os consumos direto e indireto de água, em todos os locais em que ocorrem as cadeias produtivas dos bens e serviços. Como resultado da quantificação, para o estudo de caso do Ceará, que está localizado no semiárido da Região Nordeste do Brasil e enfrenta problemas de escassez hídrica, as importações superam as exportações em 44.629.598,5 milhões de litros de água virtual. O Ceará é, portanto, importador líquido de água virtual. Os Estados Unidos são o principal destino das exportações cearenses de água virtual (12.188.074,6 milhões de litros). A Argentina é a principal origem das importações cearenses de água virtual (42.219.370,0 milhões de litros). Considerando-se o volume total comercializado de água virtual, em litros, os principais produtos de exportação (castanha de caju) e importação (trigo) apresentam, em litros por quilograma, padrões de pegadas hídricas totais de, respectivamente, 39.549,9 e 4.411,2. Com a finalidade de reduzir a pegada hídrica, dos produtos cearenses, podem ser empregadas medidas no setor agrícola para: aumentar a produtividade da pegada verde (água da chuva) na agricultura de sequeiro; acrescer a produção total na agricultura de sequeiro; aumentar a produtividade da pegada azul (água superficial ou subterrânea) na agricultura irrigada; diminuir a relação entre as pegadas hídricas azul e verde; reduzir a pegada cinza (água poluída), por meio da diminuição do uso de fertilizantes e pesticidas artificiais. Para que os consumidores sejam conscientizados, com relação aos produtos que consomem, pode ser útil colocar informações sobre a pegada hídrica nos rótulos das mercadorias.

Palavras-chave: Água virtual. Pegada hídrica. Commodities agrícolas. Exportações e importações. Ceará/Brasil.

ABSTRACT

The concepts of virtual water and water footprint are being increasingly used as management tools and relevant indicators to the appropriation of water resources consumption. Virtual water is the amount of fresh water incorporated into the production process of any goods or services consumed by people. The objective of this research is to measure the balance of trade of virtual water, from 1997 to 2012, in the state of Ceará. For this purpose, were selected the main agricultural commodities of export tariffs and import of commodities; well as was used to water footprint methodology, which includes direct and indirect consumption of water, at all locations in which occur the productive chains of goods and services. As a result of quantification, for the case study of Ceará, which is located in the semiarid Northeast Brazil and faces problems of water shortages, imports exceed exports in 44,629,598.5 million liters of virtual water. Ceará is, therefore, a net importer of virtual water. The United States is the main destination of Ceará exports of virtual water (12,188,074.6 million liters). The Argentina is the principal source of imports of Ceará of virtual water (42,219,370.0 million liters). Considering the total volume traded of virtual water, in liters, the main export products (cashews) and import (wheat) present, in liters per kilogram, patterns of total water footprints, respectively, 39,549.9 and 4,411.2. With the purpose of reducing the water footprint, of Ceará products, may be employed in the agricultural sector for measures: increasing productivity green footprint (rainwater) in rainfed agriculture; add the total production in rainfed agriculture; increase productivity of blue footprint (surface or underground water) on irrigated agriculture; decrease the relationship between blue and green water footprints; reduce the footprint gray (polluted water), through the reduction of the use of artificial fertilizers and pesticides. So that consumers are made aware, with respect to the products they consume, it may be useful to put information about the water footprint on the labels of the goods.

Keywords: Virtual water. Water footprint. Agricultural Commodities. Exports and imports. Ceará/Brazil.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1 – Esquema representativo dos componentes da pegada hídrica.....	23
Figura 2.2 – Fases da avaliação da pegada hídrica	28
Figura 2.3 – Fluxograma das etapas para a estimativa do comércio mundial de água virtual.....	46

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 5.1 – Distribuição das exportações do Ceará por tipo de água virtual (1997–2012).....	115
Gráfico 5.2 – Exportação cearense de água virtual total embebida no produto castanha de caju por país de destino (1997–2012).....	120
Gráfico 5.3 – Distribuição das importações do Ceará por tipo de água virtual (1997–2012).....	123
Gráfico 5.4 – Importação cearense de água virtual total embebida no complexo trigo por país de origem (1997–2012)	128
Gráfico 5.5 – Evolução do saldo da balança comercial cearense de água virtual por mês (1997–2012).....	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Maiores estoques de água na Terra (2002).....	10
Tabela 2.2 – Relação entre disponibilidade de água potável e população do mundo (2010).....	11
Tabela 2.3 – Distribuição dos países de acordo com seus níveis de potencial de disponibilidade hídrica (D.H.) e uso (N.U.), em m ³ /habitante/ano (1998)..	13
Tabela 2.4 – Países com dependência de água gerada fora de seus territórios (1993)	14
Tabela 2.5 – Países com escassez de água (1990/2025).....	15
Tabela 2.6 – Maiores países exportadores de água virtual (1995 a 1999).....	48
Tabela 2.7 – Maiores países importadores de água virtual (1995 a 1999).....	49
Tabela 2.8 – Exportação anual de água virtual por Continente/Região (1995 a 1999) ..	49
Tabela 2.9 – Importação anual de água virtual por Continente/Região (1995 a 1999) ..	50
Tabela 2.10 – Balanço anual de água virtual por Continente/Região (1995 a 1999).....	51
Tabela 2.11 – Consumo de água doce por continentes/regiões e setores de atividade (2004).....	56
Tabela 4.1 – Principais produtos agrícolas básicos exportados pelo estado do Ceará (1997–2012).....	92
Tabela 4.2 – Produtos selecionados da pauta de exportação do estado do Ceará (1997–2012).....	93
Tabela 4.3 – Produtos selecionados da pauta de importação do estado do Ceará (1997–2012).....	94
Tabela 4.4 – Municípios, tipos de lavoura e modos de satisfação da necessidade hídrica por produto da pauta de exportação do estado do Ceará (1997–2012)....	95
Tabela 4.5 – Municípios, tipos de lavoura e modos de satisfação da necessidade hídrica por produto de importação do estado do Ceará (1997–2012)	96
Tabela 4.6 – Estações meteorológicas selecionadas por município do Ceará (1997–2012).....	101
Tabela 4.7 – Postos pluviométricos selecionados por município do estado do Ceará (1997–2012).....	102

Tabela 5.1 – Produtividades, coeficientes e períodos de plantio e colheita das culturas e taxas de aplicação de fertilizantes, pesticidas e inseticidas por produto de exportação do Ceará (1997–2012)	109
Tabela 5.2 – Produtividades, coeficientes e períodos de plantio e colheita das culturas e taxas de aplicação de fertilizantes, pesticidas e inseticidas por produto de importação do Ceará (1997–2012)	110
Tabela 5.3 – Precipitações mensais médias por município do Ceará (1997–2012)	111
Tabela 5.4 – Evapotranspiração de referência por município selecionado do Ceará (1997–2012).....	112
Tabela 5.5 – Evapotranspiração da cultura por produto de exportação do Ceará (1997–2012).....	112
Tabela 5.6 – Evapotranspiração da cultura por produto de importação do Ceará (1997–2012).....	113
Tabela 5.7 – Padrão de consumo de água virtual por produto de exportação do Ceará (1997–2012).....	114
Tabela 5.8 – Exportação cearense de água virtual por ano (1997–2012)	116
Tabela 5.9 – Exportação cearense de água virtual por produto (1997–2012)	117
Tabela 5.10 – Exportação cearense de água virtual por país (1997–2012)	118
Tabela 5.11 – Exportação cearense de água virtual classificada por bloco econômico (1997–2012).....	121
Tabela 5.12 – Padrão de consumo de água virtual por produto de importação do Ceará (1997–2012).....	122
Tabela 5.13 – Importação cearense de água virtual por ano (1997–2012)	124
Tabela 5.14 – Importação cearense de água virtual por produto (1997–2012)	125
Tabela 5.15 – Importação cearense de água virtual por país (1997–2012)	127
Tabela 5.16 – Importação cearense de água virtual classificada por bloco econômico (1997–2012).....	129
Tabela 5.17 – Saldo da balança comercial cearense de água virtual por ano (1997–2012).....	130
Tabela 5.18 – Saldo da balança comercial cearense de água virtual por bloco econômico (1997–2012)	132

Tabela 5.19 – Padrão de consumo de água virtual por produto de exportação do Ceará (1997–2012) e de países selecionados (1996–2005).....	133
Tabela 5.20 – Padrão de consumo de água virtual por produto de importação do Ceará (1997–2012) e de países selecionados (1996–2005).....	134
Tabela 5.21 – Padrão de consumo por tipo água virtual da castanha de caju produzida no Ceará (1997–2012) e em países selecionados (1996–2005).....	135

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Adagri	Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Ceará
Adece	Agência do Desenvolvimento do Estado do Ceará
AliceWeb	Sistema de Análise das Informações de Comércio Exterior
Cogerh	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará
Conab	Companhia Nacional de Abastecimento
Ematerce	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
Funceme	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Inmet	Instituto Nacional de Meteorologia
Ipece	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
Mapa	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MDIC	Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior
NCM	Nomenclatura Comum do Mercosul
ONU	Organização das Nações Unidas
SDA	Secretaria do Desenvolvimento Agrário do Estado do Ceará
WFN	<i>Water Footprint Network</i>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA	1
1.2 OBJETIVOS DA PESQUISA	6
1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO	7
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
2.1 ÁGUA NA TERRA	9
2.1.1 <i>Maiores estoques de água na Terra.....</i>	<i>10</i>
2.1.2 <i>Disponibilidade e consumo de água nos continentes e países.....</i>	<i>10</i>
2.2 ÁGUA VIRTUAL	16
2.3 PEGADA HÍDRICA.....	20
2.3.1 <i>Avaliação da pegada hídrica</i>	<i>27</i>
2.3.2 <i>Tipos de pegada hídrica</i>	<i>29</i>
2.3.2.1 Pegadas hídricas interna e externa	29
2.3.2.2 Pegadas hídricas direta e indireta	30
2.3.2.3 Pegadas hídricas verde, azul, cinza e total	31
2.3.3 <i>Limitações da pegada hídrica</i>	<i>35</i>
2.3.4 <i>Autossuficiência versus dependência nacional de recursos hídricos.....</i>	<i>37</i>
2.3.5 <i>Comércio mundial de água virtual</i>	<i>38</i>
2.3.5.1 Estimativas mundiais de exportação e importação de água virtual	45
2.3.5.2 Maiores países exportadores de água virtual.....	48
2.3.5.3 Maiores países importadores de água virtual	48
2.3.5.4 Balanço de água virtual entre continentes/regiões	49
2.3.5.5 Eficiência de uso da água no comércio internacional de alimentos.....	51
2.3.5.6 Poupança de água no comércio mundial	53
2.4 BALANÇA COMERCIAL	53
2.5 AGRICULTURA	55
2.5.1 <i>Consumo de água na Terra</i>	<i>56</i>
2.5.2 <i>Água virtual na agricultura brasileira</i>	<i>57</i>
2.5.3 <i>Tipos de lavoura</i>	<i>57</i>
2.5.4 <i>Modos de satisfação da necessidade hídrica da cultura.....</i>	<i>58</i>
3 MEDIDAS PARA DIMINUIÇÃO DA PEGADA HÍDRICA.....	59
3.1 GESTORES POLÍTICOS	59

3.2 EMPRESÁRIOS	72
3.3 PECUARISTAS	79
3.4 CONSUMIDORES	79
3.5 INVESTIDORES	84
3.6 AGRICULTORES	87
4 METODOLOGIA	90
4.1 FONTES DE PESQUISA E DADOS.....	90
4.2 ÁREA DE ESTUDO	91
4.3 PRODUTOS SELECIONADOS.....	92
4.4 MUNICÍPIOS, TIPOS DE LAVOURA E MODOS DE SATISFAÇÃO DA NECESSIDADE HÍDRICA DA CULTURA	94
4.5 PRODUTIVIDADES, COEFICIENTES E PERÍODOS DE PLANTIO E COLHEITA DAS CULTURAS	97
4.6 EVAPOTRANSPIRAÇÃO DE REFERÊNCIA.....	99
4.7 PRECIPITAÇÃO	101
4.8 MÉTODO DE CÁLCULO DA PEGADA HÍDRICA	102
4.8.1 <i>Quantificação do padrão de pegada hídrica verde de uma cultura ou árvore</i>	103
4.8.2 <i>Quantificação do padrão de pegada hídrica azul de uma cultura ou árvore</i>	104
4.8.3 <i>Quantificação do padrão de pegada hídrica cinza de uma cultura ou árvore</i>	105
4.8.4 <i>Quantificação do padrão de pegada hídrica total de uma cultura ou árvore</i>	106
4.8.5 <i>Cálculo do volume de água virtual por produto exportado ou importado</i>	107
4.9 SALDO DA BALANÇA COMERCIAL.....	107
4.10 PROCESSAMENTO DOS DADOS	108
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	109
5.1 PRODUTIVIDADES, COEFICIENTES E PERÍODOS DE PLANTIO E COLHEITA DAS CULTURAS E TAXAS DE APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES, PESTICIDAS E INSETICIDAS	109
5.2 PRECIPITAÇÕES MENSAIS MÉDIAS POR MUNICÍPIO.....	110
5.3 EVAPOTRANSPIRAÇÃO DE REFERÊNCIA POR MUNICÍPIO	111
5.4 EVAPOTRANSPIRAÇÃO DA CULTURA POR MUNICÍPIO.....	112
5.5 EXPORTAÇÃO DE ÁGUA VIRTUAL.....	113
5.6 IMPORTAÇÃO DE ÁGUA VIRTUAL.....	121
5.7 SALDO DA BALANÇA COMERCIAL DE ÁGUA VIRTUAL	129
5.8 COMPARAÇÃO COM RESULTADOS DE OUTRAS PESQUISAS	132
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	137
REFERÊNCIAS.....	140

1 INTRODUÇÃO

A água, que é indispensável à vida dos animais e vegetais, é um recurso natural singular. A Terra tem quase 70% de sua extensão territorial coberta por água, sendo que as águas salgadas representam 97,47% do volume total. Portanto, somente 2,53% dessas águas – que se encontram distribuídas do seguinte modo: glaciares (1,73%), águas subterrâneas (0,75%), vapores de água (0,0009%), incorporados na biota (0,0001%), rios (0,0002%) e lagos (0,0066%) – podem ser potencialmente usadas para consumo do homem (GEO-3, 2002). Em decorrência da relevância da água – e tendo esta disponibilidade circunscrita, temporal e espacialmente, na Terra – é imprescindível usá-la de modo equilibrado e racional, evitando-se o esbanjamento, por intermédio da execução de procedimentos que visam ao seu emprego eficiente e com economicidade. Além disso, os recursos hídricos estão suscetíveis a pressões, cada vez mais crescentes, resultantes de maiores demandas e associadas à maneira como são usados e, também, poluídos.

1.1 Formulação do problema

Aproximadamente a terça parte dos habitantes do Planeta vive em países dotados de um grau moderado a elevado de estresse hídrico, sendo previsto que em 2025 dois terços estejam classificados nessa faixa. Como um fator que pode agravar esse quadro, a explosão populacional, cada vez mais crescente, projeta um cenário em que a problemática da água possa vir a ser uma das graves questões do século XXI. Vale destacar que durante o século XX a população mundial triplicou, enquanto que o consumo de água, para fins humanos, foi multiplicado em seis vezes. Hodiernamente, a utilização doméstica de recursos hídricos para beber, cozinhar, tomar banho e limpar o ambiente familiar – embora fundamentais – é apenas uma pequena parte do uso total. Em todo o mundo, as indústrias utilizam cerca de duas vezes mais água do que as famílias, principalmente para a produção de eletricidade. Ademais, muito mais água é necessária para produzir alimentos e fibras (carnes, cereais, frutas, algodões) e manter o ambiente natural (WWC, 2000).

Pode-se admitir, por hipótese, que o aumento da população, o desenvolvimento da economia, o processo de urbanização, as alterações nas dietas e as modificações climáticas possam provocar, em um futuro não muito distante, um acréscimo substancial das demandas de recursos hídricos para produção de alimentos (FADER *et al.*, 2011).

As modificações climáticas podem provocar o acréscimo da temperatura e a redução da precipitação, que se concentra nos meses de inverno. Tudo isso pode acarretar a diminuição das reservas potenciais e a deterioração da qualidade da água – o que pode propiciar a ocorrência de altos índices de estresse hídrico em um número cada vez maior de nações (KAYAGA; SMOUT; AL-MASKATI, 2007).

Além disso, dá-se pouca importância ao fato de que a água usada, e da mesma forma poluída, relaciona-se com o tipo de produto e a quantidade consumida de *commodities*, bem como com a estrutura econômica global que fornece os diversos bens e serviços demandados por todas as sociedades. Em decorrência disso, existe pouca percepção de que a organização e as características de uma cadeia produtiva e de abastecimento podem exercer bastante influência sobre os volumes e as distribuições espacial e temporal dos bens produzidos. Portanto, a água usada e poluída pode ser plenamente correlacionada ao consumo final dos produtos (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Consoante Suweis *et al.* (2012), o crescimento vegetativo da população humana é, de modo geral, limitado pela capacidade de produção de uma quantidade cada vez maior de alimentos; que, por outro lado, depende do acesso à água. Em vista disso, uma demanda crescente por alimentos implica uma maior procura por água, o que provoca uma disputa por esse recurso natural (GERBENS-LEENES; HOEKSTRA, 2012). Ademais, uma maior conscientização por parte das pessoas, com relação aos aspectos ambientais, tem feito, segundo Chapagain e Hoekstra (2007), com que elas façam, assiduamente, a interrogação: quais recursos naturais estão “escondidos” na cadeia produtiva de uma mercadoria?

Na visão de Zapelini (2012), a gestão de recursos hídricos é um processo que, sob o aspecto técnico, abrange informações e decisões relacionadas à utilização desse bem natural, tendo-se em conta seu fluxo, seu estoque, seu uso pelos diferentes atores – usuários, políticos, empresários, reguladores e gestores (CHAPAGAIN; ORR,

2009) – e sua conservação, de modo a garantir sua disponibilidade, tanto quantitativa quanto qualitativamente, para as gerações atual e futuras.

Segundo Carmo *et al.* (2005), a estrutura que tem sido projetada para a área de recursos hídricos, nos últimos vinte anos, parte de pressupostos políticos e econômicos para classificar, explicar e abrandar a poluição e a escassez desse bem natural. A partir disso, propostas de gestão e controle de águas têm sido planejadas como alternativas de resolução de conflitos, atuais ou futuros, relativos à utilização, à qualidade e ao volume alocado de recursos hídricos.

Uma dessas propostas abrange os conceitos de água virtual – que é o volume de água necessário para a produção de um bem ou serviço – e de pegada hídrica – que é um indicador de apropriação de uso direto e indireto de água doce, determinado geográfica e temporalmente, bem como por fontes (águas superficiais ou subterrâneas) e volumes poluídos. Portanto, a pegada hídrica abrange o volume total de água doce indispensável à produção, em uma localidade específica e ao longo de toda a cadeia produtiva, dos bens e serviços utilizados para satisfação das necessidades de uma pessoa ou comunidade (WANG *et al.*, 2012). Além disso, a inovação principal dessas premissas reside no fato de que elas não se concentraram no comércio direto de recursos hídricos; mas, sim, nas transações comerciais envolvendo águas embutidas nas cadeias de produção dos bens e serviços (SCHENDEL *et al.*, 2007). Esses conceitos estão ganhando, na visão de Wichelns (2011), credibilidade entre profissionais da área de recursos hídricos e pesquisadores. Para comprovar isso, muitos destes defendem, em seus artigos científicos, que as políticas públicas de distribuição de água, para a agropecuária e o comércio mundial, devem considerar a quantificação da pegada hídrica.

De acordo com Zeng *et al.* (2012), a escassez crescente de recursos hídricos faz com que a determinação da pegada hídrica, em vários níveis, adquira uma importância notável. Enquanto Stoeglehner *et al.* (2011) afirmam que a pegada hídrica é um indicador de sustentabilidade muito útil, que deve ser levado em consideração quando da elaboração de políticas estratégicas de recursos hídricos.

As metodologias, as abordagens e os indicadores empregados para avaliação dos impactos de utilização de água doce ainda se encontram em evolução. Entretanto, o desenvolvimento do conceito de pegada hídrica representa um passo importante desse processo evolutivo (JESWANI; AZAPAGIC, 2011).

Pode-se visualizar, por intermédio do conhecimento do volume de água incorporado nas mercadorias, o caráter mundial da água doce, bem como calcular os resultados do consumo e do comércio em termos de utilização de recursos hídricos. Esse entendimento pode ser útil para o planejamento e a execução de uma eficiente gestão de recursos hídricos em toda a Terra. Por meio do conhecimento da conexão invisível existente entre o consumo e a utilização de água pode ser constituída uma base sólida para identificação, e conseqüente formulação, de estratégias inovadoras que possam ser empregadas na gestão de recursos hídricos (HOEKSTRA; CHAPAGAIN, 2008).

Impelida pelo aumento do comércio internacional de *commodities*, que responde por um consumo alto de recursos hídricos, segundo Carr *et al.* (2012), a água é, cada vez mais, um recurso mundial. Os mercados locais, regionais, nacionais, continentais e global transacionam mercadorias que necessitam de uso intensivo de água para serem produzidas, sobretudo aquelas oriundas da pecuária e agricultura. No entanto, os governos não têm uma noção abrangente do nível de sustentabilidade de seu consumo nacional. Diversas nações têm 'externalizado' suas pegadas hídricas sem observar que as mercadorias importadas estão relacionadas com o esgotamento da água ou, até mesmo, com sua poluição nos países exportadores.

Em vista disso, a compreensão sobre o nível de dependência de recursos hídricos, provenientes de outros países, é importante para qualquer governo nacional, não apenas sob o aspecto da avaliação de sua política de sustentabilidade ambiental, mas, outrossim, quanto à análise da segurança alimentar de seus habitantes (HOEKSTRA; CHAPAGAIN, 2008); que depende, sobremaneira, do modo como os recursos hídricos disponíveis, em uma região, contribuem para indicar, com exatidão, a quantidade máxima de alimentos que essa área pode produzir (CARR *et al.*, 2012).

De acordo com Ercin, Mekonnen e Hoekstra (2013), torna-se cada vez mais evidente que, em uma localidade, a depleção da água e a poluição gerada estão, muitas vezes, intimamente ligadas à estrutura econômica global. Estima-se que 20% do consumo de água e da poluição, em todo o globo, relacionam-se com a produção de mercadorias exportáveis.

O comércio internacional é, na concepção de Dalin *et al.* (2012), um meio de permuta de recursos hídricos entre as regiões. Desse modo, os países exportadores de gêneros alimentícios são, de acordo com a análise de Yang *et al.* (2006), fontes de

água virtual. Portanto, o comércio mundial está associado a uma transferência, sob a forma virtual, de água necessária para produzir bens e serviços (CARR *et al.*, 2013). Pode-se considerar que a pegada hídrica de um país é aumentada quando seus habitantes consomem produtos com alto teor de água virtual (TAN *et al.*, 2009).

Além disso, a poluição de recursos hídricos representa, consoante Vörösmarty *et al.* (2010), uma ameaça à segurança global da água doce e da biodiversidade dos rios. Cerca de 80% das pessoas encontram-se expostas, em todo o mundo, a graus elevados de ameaças à segurança hídrica.

Na visão de Launiainen *et al.* (2014), as ferramentas disponíveis para execução de uma gestão sustentável dos recursos hídricos devem, a todo o momento, contextualizar os usos da água e os possíveis impactos que possam provocar pressões sobre a disponibilidade de recursos hídricos e sustentabilidade ambiental.

Os problemas de disponibilidade, uso e gestão de recursos hídricos têm sido tratados, geralmente, em escalas local, regional ou nacional. Na fase de elaboração de seus planos nacionais de águas, os governos têm levado em consideração, sistematicamente, uma perspectiva meramente nacional, visando somente ao provimento de recursos hídricos para satisfação das necessidades de água doce das suas populações (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2010a).

A partir do entendimento de que os recursos hídricos estão sujeitos a modificações globais, deve-se defender a relevância de se debater a problemática da água em um contexto mundial. Segundo Hoekstra (2011), o reconhecimento da dimensão internacional da água doce pode ser considerado como uma alternativa viável para resolução de algumas das questões mais relevantes da área de recursos hídricos.

Novos desenvolvimentos de técnicas de alocação de recursos hídricos vão, segundo Schendel *et al.* (2007), desde a gestão local da água para irrigação até o comércio mundial de água por meio do conceito de água virtual, que é o recurso hídrico necessário à produção de uma cultura ou de qualquer outro tipo de produto. O teor de água virtual, para muitos produtos, já está disponível em escalas nacional e global. Embora esses cálculos sejam significativos nos debates internacionais sobre comércio, eles podem não ser muito úteis aos gestores locais da área de águas, pois as particularidades regionais de clima e de manejo de culturas são altamente variáveis,

sobretudo quando comparadas às condições de outros países ou de outras áreas do próprio país, ao qual essa região pertence.

Schendel *et al.* (2007) afirmam que a serventia do conceito de água virtual pode ser constatada por meio de uma comparação de culturas agrícolas produzidas nas regiões agroclimáticas mais secas e mais úmidas do Canadá. Os resultados desse confronto são – quando cotejados com os cálculos nacionais, de outros países e global – bastante sensíveis às condições locais. Portanto, os dados coletados e calculados, em uma localidade, precisam ser agregados e comparados, a fim de que sejam úteis aos gestores de recursos hídricos e planejadores de uso da terra.

Em vista disso, a aplicabilidade dos conceitos de água virtual e pegada hídrica nas cadeias de produção de *commodities* agrícolas, em localidades brasileiras, pode ser considerada relevante; sobretudo quanto a grandes quantidades exportáveis – como são os casos dos produtos agrícolas básicos do Ceará. Ademais, esse estado do semiárido nordestino é o maior produtor e exportador brasileiro de castanha de caju (MDIC, 2013), que é uma mercadoria que demanda um alto uso de recursos hídricos para ser produzida.

Ressalte-se que, apesar de a pegada hídrica ser um método abrangente e bastante benquisto nos meios científico, acadêmico e empresarial, no Brasil, até agora, são poucas as pesquisas envolvendo essa metodologia.

1.2 Objetivos da pesquisa

O principal objetivo deste trabalho consiste na determinação do saldo da balança comercial de água virtual, em milhões de litros, por intermédio da aplicação da metodologia da pegada hídrica, considerando-se o volume de recursos hídricos demandado na cadeia produtiva dos produtos básicos agrícolas mais relevantes das pautas de exportação e importação, de 1997 a 2012, do estado do Ceará; que se situa no semiárido da Região Nordeste do Brasil.

Para este presente estudo, também foram estabelecidos os objetivos específicos seguintes:

- a) determinar os valores dos componentes azul, verde, cinza e total do padrão de pegada hídrica de cada um dos principais produtos básicos agrícolas cearenses de exportação e importação;
- b) identificar os fluxos de água virtual, resultantes do comércio do Ceará com outros países, para os principais produtos básicos agrícolas cearenses de exportação e importação;
- c) comparar as medições de padrões de pegada hídrica dos principais produtos básicos agrícolas cearenses, das pautas de exportação e importação, com os respectivos padrões de diversos países, bem como com as médias mundiais; e
- d) propor medidas para diminuição do valor mensurado do padrão de consumo da pegada hídrica dos produtos agrícolas cearenses.

1.3 Estrutura do trabalho

Esta pesquisa está dividida em seis capítulos. No primeiro é realizada uma introdução do tema, com a justificativa da relevância dos conceitos de água virtual e pegada hídrica; bem como são apresentados os objetivos geral e específicos e a estrutura do trabalho.

Enquanto o segundo capítulo trata da revisão bibliográfica, realizada tanto em publicações nacionais quanto, sobretudo, em internacionais, com o intuito de embasar o entendimento da temática abordada. Foi feita uma contextualização da disponibilidade e demanda de recursos hídricos e da evolução da temática de água virtual e pegada hídrica, dentro da gestão de recursos hídricos, levando-se em consideração, também, a questão ambiental.

Ainda no segundo capítulo é feita uma revisão dos aspectos importantes das abordagens 'água virtual' e 'pegada hídrica', com a indicação dos tipos de pegada hídrica, da metodologia para sua quantificação e das limitações a que esta ferramenta está sujeita. Além disso, são revisados aspectos inerentes ao comércio mundial de água virtual e de autossuficiência e dependência nacional de recursos hídricos. Na

conclusão desse capítulo, abordam-se conceitos vigentes nas áreas de comércio exterior brasileiro e de produção agrícola.

O terceiro capítulo trata das medidas que podem ser tomadas pelos atores envolvidos (gestores políticos, empresários, pecuaristas, consumidores, investidores e agricultores) com a finalidade de redução dos padrões de consumo da pegada hídrica dos produtos e de mitigação dos impactos gerados.

A metodologia empregada, nesta pesquisa, para mensuração da quantidade de água virtual por meio da abordagem da pegada hídrica é descrita no quarto capítulo; assim como os procedimentos adotados para a escolha da área do estudo de caso, dos produtos selecionados, dos municípios produtores, dos tipos de lavoura e dos demais parâmetros utilizados.

No quinto capítulo são apresentados os resultados dos cálculos de padrões de consumo (litros/kg) e volumes totais (litros) das pegadas hídricas dos produtos de exportação e importação, com o respectivo saldo da balança comercial de água virtual, sob a forma de tabelas e gráficos – por produto, ano, país e bloco econômico –, que são discutidos e analisados.

O sexto, e último, capítulo trata das conclusões, deste estudo, e apresenta recomendações para trabalhos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A água, que é um constituinte indissociável do processo produtivo de mercadorias agrícolas, passa a fazer parte de um comércio mundial; que explora a carência (ou a fartura) de recursos hídricos como um dos pontos basilares para a tomada de decisão, com relação a escolhas do local de produção e do bem a produzir. Além disso, as estatísticas de comércio internacional comprovam que o comércio direto de água, entre países, pode ser considerado insignificante. Todavia, um volume muito significativo de água, que é transacionado – de forma invisível e de acordo com as concepções de água virtual e pegada hídrica –, apresenta-se embebido nas cadeias produtivas das *commodities* comercializadas entre as nações. Esse comércio indireto de água identifica e divide, ao mesmo tempo, “o que” e “onde” produzir, conforme o volume de água disponível e consumido durante o processo produtivo (CARMO *et al.*, 2007) de um bem ou serviço. Por conseguinte, essas transações comerciais podem contrabalançar os países, de modo a fornecer uma diversidade de mercadorias às nações com escassez hídrica; que não podem produzir com o volume de água disponível, em seus territórios, sem prejuízo ao provimento prioritário de seus povos. Portanto, a função mais importante desse mecanismo de equilíbrio pode ser a de possibilitar, às diversas regiões, uma produção de bens consoante parâmetros de sustentabilidade, de forma a não sobrecarregar seus recursos e, simultaneamente, propiciar o fluxo comercial entre as que têm fartura e as que têm carência de recursos hídricos.

2.1 Água na Terra

A quantidade de recursos hídricos da Terra permanece, nos últimos quinhentos milhões de anos, praticamente constante; e, em todo esse tempo, em movimentação no ciclo hidrológico. De acordo com Tundisi (2003), as condições ambientais do Planeta possibilitam a existência da água sob as formas líquida, sólida e gasosa, que são estados físicos da matéria. Sua distribuição nos oceanos, nos continentes e na atmosfera – que são os três reservatórios mais importantes – é mantida em consequência de fenômenos naturais, caracterizados por mudanças ininterruptas de estados físicos, quando da ocorrência do ciclo da água.

2.1.1 Maiores estoques de água na Terra

A quantidade total de água, em nosso Planeta, é de 1.351 milhões de km³, sendo que, somente, 2,53% (35 milhões de km³) correspondem à água doce (Tabela 2.1). A maior porção dessa água não se encontra disponível para consumo humano, em virtude de estar retida na Groenlândia e na Antártida – sob as formas de gelo ou neve permanentes – ou em aquíferos subterrâneos profundos. As principais fontes usadas para consumo humano são provenientes dos rios, dos lagos, das águas retidas no solo e dos aquíferos subterrâneos relativamente rasos, o que corresponde a, aproximadamente, 200.000km³ (0,57% do volume total de água doce e, não mais que, 0,01% de toda a água do Planeta). Entretanto, grande parte da água, de que se pode dispor, para consumo do homem encontra-se distante das populações e, muitas vezes, poluída pela ação antrópica (GEO-3, 2002).

Tabela 2.1 – Maiores estoques de água na Terra (2002)

Água	Volume (10 ³ km ³)	% do total de água	% do total de água doce
Salgada	1.350.955,0	97,4726	
Oceanos	1.338.000,0	96,5379	
Água subterrânea salina/salobra	12.870,0	0,9286	
Lagos de água salgada	85,0	0,0061	
Doce (águas interiores)	35.029,1	2,5274	100,0000
Geleiras e coberturas de neves eterna	24.064,0	1,7362	68,6971
Água doce subterrânea	10.530,0	0,7597	30,0607
Gelos subterrâneos	300,0	0,0216	0,8564
Lagos de água doce	91,0	0,0066	0,2598
Umidade do solo	16,5	0,0012	0,0471
Vapor de água atmosférico	12,9	0,0009	0,0368
Áreas úmidas e pântanos	11,5	0,0008	0,0328
Rios	2,1	0,0002	0,0061
Incorporada na biota	1,1	0,0001	0,0032
Total	1.385.984,1	100,0000	

Fonte: Adaptada pelo autor de GEO-3 (2002).

2.1.2 Disponibilidade e consumo de água nos continentes e países

Cerca de um terço da população mundial vive em países que se encontram na faixa de moderado a alto nível de estresse hídrico, em que o consumo de água é

10% superior aos recursos de água doce renovável. Aproximadamente oitenta países – que representam 40% da população mundial – sofriam com grave escassez de recursos hídricos em meados da década de 1990 (CSD, 1997a). Estima-se que no ano de 2020 dois terços da população global possa estar vivendo sob essas condições de elevada escassez; sendo que a utilização de água pode aumentar 40% e, além disso, podem ser necessários mais 17% de água para produção de alimentos, visando ao atendimento das necessidades da crescente população (CSD, 1997b).

Com o aumento da população mundial, o cenário agrava-se; ainda mais porque não há uma repartição equitativa de recursos hídricos em termos global, continentais, nacionais, regionais e locais. Conforme a relação entre disponibilidade de água potável e população mundial (Tabela 2.2), para o ano de 2010, a Oceania é o continente que possui situação mais favorável. África, Europa e Ásia apresentam índices que causam preocupações aos gestores de águas, em decorrência de serem continentes em que se concentram grandes contingentes populacionais (SEIXAS, 2011).

Tabela 2.2 – Relação entre disponibilidade de água potável e população do mundo (2010)

Continentes	Disponibilidade mundial de água potável (%)	População mundial (%)	Relação entre disponibilidade e população
Oceania	5	1	5,00
América do Sul	26	6	4,33
Américas do Norte e Central	15	8	1,88
África	10	13	0,77
Europa	8	12	0,67
Ásia	36	60	0,60
Total	100	100	

Fonte: Adaptada pelo autor de CML (2010).

Ademais, no interior de cada continente existem distribuições desiguais de recursos hídricos. Extensas partes da África e da Oceania – bem como algumas regiões da América do Sul, do Oriente Médio e dos Estados Unidos da América do Norte – apresentam zonas desérticas ou semidesérticas (SEIXAS, 2011).

Margat (1998) ordena os países, conforme aparecem na Tabela 2.3, por classes de disponibilidade hídrica, a começar pelos muito pobres de água doce

(disponibilidades menores do que 500 m³/habitante/ano) até os muito ricos (disponibilidades maiores do que 100.000 m³/habitante/ano). Ao passo que seus níveis de uso de recursos hídricos enquadram-se entre muito baixos (níveis menores do que 100 m³/habitante/ano) e muito altos (níveis maiores do que 2.000 m³/habitante/ano).

Além disso, ainda segundo Margat (1998), os países com carência de água têm disponibilidade hídrica menor do que 500 m³/habitante/ano. Analisando-se a Tabela 2.3, observa-se que Malta (muito pobre em disponibilidade de recursos hídricos e com muito baixo nível de utilização de água doce) e Argélia, Emirados Árabes, Catar e Tunísia (muito pobres em disponibilidade de recursos hídricos e com nível baixo de uso de água) apresentam problemas de escassez de água. Já os países com estresse hídrico apresentam disponibilidade de água entre 500 e 1.000 m³/habitante/ano, sendo representados, dentre outros países, por Quênia (pobre em disponibilidade de água doce e com nível muito baixo de utilização de recursos hídricos), Cabo Verde (pobre em disponibilidade de água doce e com nível baixo de uso de recursos hídricos) e Egito (pobre em disponibilidade de água doce e com nível alto de utilização de recursos hídricos).

Tabela 2.3 – Distribuição dos países de acordo com seus níveis de potencial de disponibilidade hídrica (D.H.) e uso (N.U.), em m³/habitante/ano (1998)

D.H. N.U.	Muito pobre <500	Pobre 500–1000	Regular 1000–2000	Suficiente 2000–10000	Rico 10000–100000	Muito rico >100000
Muito baixo <100	Bahamas, Cingapura, Malta.	Quênia.	Burkina Faso, Etiópia.	Costa do Marfim, Gana, Nigéria, Tanzânia.	Angola, Camarões, Chade, Congo, Indonésia, Vietnã, Zaire.	Gabão, Papua.
Baixo 100–500	Argélia, Emirados Árabes, Gaza, Iêmen, Israel, Jordânia, Catar, Tunísia.	Cabo Verde.	África do Sul, Haiti, Líbano, Marrocos, Omã, Polônia, Rep. Tcheca, Senegal, Somália, Zimbábue.	Belarus, China.	Áustria, Bangladesh, Bolívia, BRASIL, Colômbia, Mali, Suécia, Venezuela.	Guiana Francesa, Islândia.
Moderado 500–1000	Arábia Saudita, Líbia.		Bélgica, Chipre, Ucrânia.	Alemanha, Cuba, Espanha, França, Holanda, Índia, Itália, Japão, México, Peru, Síria, Sudão, Suíça, Ingle- terra, Turquia.	Albânia, Iugoslávia, Malásia, Nova Zelândia, Rússia.	
Alto 1000–2000		Egito.	Paquistão.	Afeganistão Bulgária, EUA, Filipinas, Irã.	Argentina, Austrália, Canadá, Chile, Madagascar.	
Muito alto >2000		EUA (Baixo Colo- rado).		Azerbaijão, Cazaquistão, Iraque, Uzbequistão.	Turquistão, EUA (Colorado).	Sibéria (Rússia), Suriname.

Fonte: Adaptada pelo autor de Margat (1998).

Egito, Hungria e Mauritânia são, dentre os países discriminados na Tabela 2.4, as três nações com maior dependência de água gerada fora de seus territórios. Em situação oposta, Israel, Bélgica e Senegal são os três países com menor dependência de água gerada externamente a seus territórios (GLEICK, 1993).

Tabela 2.4 – Países com dependência de água gerada fora de seus territórios (1993)

País	Descarga gerada fora de seu território (%)	Descarga gerada dentro de seu território (%)	Relação entre descarga gerada fora e dentro de seu território
Egito	97	3	32,33
Hungria	95	5	19,00
Mauritânia	95	5	19,00
Botsuana	94	6	15,67
Bulgária	91	9	10,11
Holanda	89	11	8,09
Gâmbia	86	14	6,14
Camboja	82	18	4,56
Romênia	82	18	4,56
Luxemburgo	80	20	4,00
Síria	79	21	3,76
Congo	77	23	3,35
Sudão	77	23	3,35
Paraguai	70	30	2,33
Níger	68	32	2,13
Iraque	66	34	1,94
Albânia	53	47	1,13
Uruguai	52	48	1,08
Alemanha	51	49	1,04
Portugal	48	52	0,92
Bangladesh	42	58	0,72
Tailândia	39	61	0,64
Áustria	38	62	0,61
Paquistão	36	64	0,56
Jordânia	36	64	0,56
Venezuela	35	65	0,54
Senegal	34	66	0,52
Bélgica	33	67	0,49
Israel	21	79	0,27

Fonte: Adaptada pelo autor de Gleick (1993).

A Tabela 2.5 apresenta as situações de diversos países, em 1990, de acordo com Gleick (1993), com relação à disponibilidade de água, avaliadas em

m³/habitante/ano; bem como as projeções de suas situações para 2025. Observa-se que, quase todos os países podem estar em situação mais desfavorável em 2025 do que estavam em 1990.

Tabela 2.5 – Países com escassez de água (1990/2025)

Continente	País	Volume (m ³ /habitante/ano)	
		Ano de 1990	Ano de 2025
África	Argélia	750	380
	Burundi	660	280
	Cabo Verde	500	220
	Camarões	2.040	790
	Djibuti	750	270
	Egito	1.070	620
	Etiópia	2.360	980
	Quênia	590	190
	Lesoto	2.220	930
	Líbia	160	60
	Marrocos	1.200	680
	Nigéria	2.660	1.000
	Ruanda	880	350
	Somália	1.510	610
	África do Sul	1.420	790
América Central	Tanzânia	2.780	900
	Tunísia	530	330
América do Sul	Barbados	170	170
	Haiti	1.690	960
América do Sul	Peru	1.790	980
Ásia/Oriente Médio	Chipre	1.290	1.000
	Irã	2.080	960
	Israel	470	310
	Jordânia	260	80
	Kuwait	<10	<10
	Líbano	1.600	960
	Omã	1.330	470
	Catar	50	20
	Arábia Saudita	160	50
	Cingapura	220	190
	Emirados Árabes Unidos	190	110
	Iêmen	240	80
Europa	Malta	80	80

Fonte: Adaptada pelo autor de Gleick (1993).

2.2 Água virtual

Em 1992, na Conferência sobre Água e Meio Ambiente, realizada na cidade de Dublin, a água foi classificada, pela comunidade internacional, como sendo um recurso escasso, limitado e com alto valor, em termos econômicos. A partir disso, esse recurso passa a ser propriedade de um mercado que obedece às leis da oferta e da procura; condições essas que apresentam a característica de poderem ser reguladas pelos preços praticados no mercado. Em decorrência desse novo contexto, as transferências de bens, realizadas por meio do comércio mundial, adquirem uma nova diretriz no sentido de buscar a manutenção, ao longo do tempo, da sustentabilidade dos recursos hídricos dos países (ALLAN, 2003) importadores e exportadores. Já no ano de 1993, com o objetivo de dimensionar, sob o aspecto econômico, as relações entre países, John Anthony Allan – professor do Departamento de Geografia do *King's College London and the School of Oriental and African Studies* – desenvolve o conceito da água virtual; que surge após esse pesquisador admitir que o termo *embedded water*, idealizado por ele, não obteve sucesso porque não foi bem aceito pelos gestores de águas.

Os mais relevantes componentes do conceito de água virtual foram sistematizados por John Allan, ao enfatizar a necessidade de consumo de um volume maior de água, em consequência dos aumentos da população e do padrão de consumo de alimentos; que, por sua vez, apresentam implicações diretas quanto às formas de uso de recursos hídricos (ALLAN, 1998). Segundo Lunardi e Figueiró (2012), o pesquisador Allan demonstra como milhões de litros do chamado 'ouro azul' são utilizados na produção de alimentos e, depois, transacionados no mercado internacional, sem receber a devida remuneração.

Vale destacar que, questões relacionadas à água virtual têm chamado muita atenção da comunidade de pesquisadores e da esfera política, desde meados da década de 1990 (YANG; ZEHNDER, 2007).

O emprego do termo água virtual dissemina-se, de modo rápido, após 1995 (ALLAN, 2003). Entretanto, o conceito somente obteve o reconhecimento internacional em 2002, quando o assunto foi discutido em Delft, na Holanda, no *International Expert Meeting on Virtual Water Trade*.

No mesmo ano de 2002, a expressão *virtual water* passa a ser mais reconhecida; quando o grupo chefiado pelo professor Arjen Y. Hoekstra, da *University of Twente, Department of Water Engineering & Management*, na Holanda – que também é cofundador e diretor científico da *Water Footprint Network (WFN)* – e pesquisadores ligados ao *Institute for Water Education* – da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (Unesco) – realizaram um trabalho de identificação e cálculo do fluxo de comércio de água virtual entre as nações, o que fez com que o conceito se tornasse mais operacional (HOEKSTRA; HUNG, 2002).

Já no ano seguinte, o *3rd World Water Forum* (3º Fórum Mundial da Água), realizado em Kyoto, Shiga e Osaka – no Japão – dedica uma sessão especial ao tema relacionado ao comércio de água virtual (ALLAN, 2011).

A tese da água virtual começa, então, a tomar o centro do palco dos debates sobre segurança global da água. Desde sua origem, foi concebida como um instrumento conceitual empregado no combate contra o argumento sombrio de que a escassez de recursos hídricos pode levar a guerras pela posse da água. Em decorrência disso, essa abordagem é cada vez mais vista como uma robusta ferramenta prescritiva, que pode ser empregada com o objetivo de redistribuir água de regiões ricas para áreas pobres em recursos hídricos (WARNER; JOHNSON, 2007).

Há uma relativa anuência, a partir do momento em que foi concebido, de que o conceito de água virtual está profundamente relacionado com o uso de recursos hídricos; daí a veloz difusão da abordagem, pois possibilita relacionar água, produção de alimentos e comércio mundial (SEIXAS, 2011).

Além disso, a estratégia da água virtual pressupõe que nações com pouca disponibilidade hídrica importem produtos que demandam alto uso intensivo de água, para serem produzidos, e exportem mercadorias com pequena intensidade de utilização de recursos hídricos. Essa concepção está sendo admitida, paulatinamente, como uma das opções viáveis para a solução da crise de água, em áreas severamente atingidas pela escassez hídrica (ZHAO *et al.*, 2010). Também pode ser considerada um instrumento complementar bastante útil, quando da realização de análises de disponibilidade e utilização de recursos hídricos, em uma região (HANASAKI *et al.*, 2010).

O comércio de água virtual tem sido visto como uma ferramenta que pode ser empregada para resolver a carência de água de um país, ou de algumas de suas

regiões. No contexto do comércio mundial de alimentos, esse conceito tem sido, cada vez mais, aplicado ao processo de otimização do fluxo de mercadorias, considerando-se as dotações de água de cada nação. Dessa forma, os países ricos em águas devem produzir *commodities* exportáveis que demandam alta utilização de água, incorporada em suas cadeias produtivas, para suprir países que apresentam escassez hídrica; o que pode permitir que estes países possam conseguir desviar seus limitados recursos hídricos para alternativas de usos prioritários (VERMA *et al.*, 2009).

Hunt *et al.* (2014) declaram com firmeza que *commodities* – em particular aquelas que, para serem produzidas, dependam da terra e água – são, cada vez mais, reconhecidas como sendo potencialmente sensíveis, em escala mundial, às modificações climáticas. Isso pode indicar que a dimensão global é preponderante quando se consideram futuras suscetibilidades de nações dependentes da importação e do fornecimento desses produtos, como é o caso do Reino Unido.

O termo água virtual pode ser conceituado, igualmente, considerando-se duas abordagens: produção e consumo (HOEKSTRA, 2002). A primeira determina a medida da água virtual como sendo aquela usada no local em que a mercadoria será produzida. Enquanto na segunda, o teor de água virtual é equivalente ao volume de água que teria sido demandado para produzir a *commodity* no lugar em que será consumida. Esta avaliação é muito vantajosa quando se tem por meta quantificar a poupança de utilização do recurso hídrico por meio da importação de uma mercadoria, em vez de produzi-la no local em que será consumida. Em qualquer uma das duas abordagens, a medição da água virtual depende das condições específicas de produção, incluindo-se local, tempo e eficiência de uso de recursos hídricos (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2003).

Antonelli, Roson e Sartori (2012) reconhecem que o termo água virtual refere-se à quantidade de água usada na produção de um bem ou serviço. Dessa maneira, o comércio de água virtual pode ser representado pela quantidade de água embutida na cadeia produtiva de *commodities*; que são transferidas de um local para outro, em decorrência de transações comerciais. Vale destacar que, por exemplo, produzir uma tonelada de grãos, de uma determinada mercadoria, em um país árido pode demandar o dobro do volume de recursos hídricos, ou muito mais, do que produzi-la em um país úmido (HOEKSTRA, 2002). Por conseguinte, o teor de água virtual, de cada cultura, varia de região para região, devido a desigualdades nas

condições climáticas e de produtividade de recursos hídricos. Ademais, a alta evaporação, em zonas áridas e semiáridas, faz com que a produtividade da água usada na produção agrícola seja baixa (ARABI *et al.*, 2012).

Na visão de Hoekstra e Chapagain (2008), a água virtual representa uma medição indireta de recursos hídricos consumidos para a produção de um bem ou serviço, em decorrência de estar embebida nos produtos ou serviços, não somente no aspecto visível ou físico; mas, da mesma forma, no sentido virtual, ao se considerar toda a água indispensável aos processos produtivos. Além disso, as discussões técnicas caminham na direção de que esse indicador possa ser considerado um instrumento estratégico, quando da concepção de políticas públicas e privadas que contemplem o uso dos recursos hídricos.

Portanto, essa 'água' pode ser descrita como 'virtual' em razão de se estender para além da água fisicamente contida no produto (DANIELS; LENZEN; KENWAY, 2011) ou serviço. Em vista disso, a água que é usada em qualquer processo de produção é chamada de 'água virtual' contida na mercadoria (HOEKSTRA; HUNG, 2005).

De acordo com estudos feitos por Roth e Warner (2008), a água virtual, que é necessária à produção de culturas, está sendo integrada ao mundo das políticas de recursos hídricos. Ademais, a importação de água virtual, demandada na cadeia produtiva de alimentos, é recomendada, cada vez mais, como sendo uma boa política pública a ser adotada em regiões com carência hídrica. Dessa forma, esse conceito globaliza debates sobre a escassez hídrica, a sustentabilidade ecológica, a segurança alimentar e o consumo de produtos.

Para Allan (2003), a água virtual pode ser considerada politicamente silenciosa e economicamente invisível. Além disso, Wichelns (2010) adverte que as discussões que envolvem o conceito de água virtual têm sido eficazes na linha de dar incentivos a funcionários públicos e cidadãos para que se concentrem em gestões estratégicas sobre problemas de escassez hídrica. Entretanto, esse conceito não pode ser empregado como critério único para a seleção de políticas públicas tidas em boa conta como ótimas.

A compreensão do significado do comércio de água virtual pode ser, consoante El-Sadek (2010), uma importante estratégia para formulação de políticas que visam à melhoria, em diversos níveis, da eficiência de utilização dos recursos

hídricos. No entanto, antes da adoção da aplicação do conceito de água virtual, deve-se ter uma visão clara e um conhecimento preciso de suas vantagens e, sobretudo, desvantagens, de acordo com as condições intrínsecas de cada lugar. Portanto, a aplicabilidade desse novo conceito, em uma nação ou região, exige muita pesquisa e profundo entendimento dos impactos resultantes e das interações locais; levando-se em consideração, dentre outros, os aspectos ambiental, social, econômico, cultural e político.

2.3 Pegada hídrica

Têm sido elaboradas abordagens, nos últimos vinte anos, com o escopo de determinar a quantidade do impacto ambiental resultante das atividades de produção e consumo, por meio da elaboração de um conjunto de indicadores de acompanhamento da pressão exercida, pelo ser humano, sobre os recursos hídricos da Terra (GALLI *et al.*, 2012); que são finitos e, portanto, devem ser utilizados de modo sustentável.

Uma dessas abordagens é a da pegada hídrica, que foi concebida em 2002, pelo professor Arjen Y. Hoekstra, como um novo indicador ligado, estruturalmente, ao consumo de água. Mingyu *et al.* (2011) afirmam que Hoekstra inspirou-se na concepção de pegada ecológica para criar o conceito de pegada hídrica.

Considerando-se o campo da Economia Ecológica, a inevitabilidade de utilização de indicadores físicos para examinar minuciosamente processos econômicos serve como ferramenta ao processo de tomada de decisão. Desse modo, água virtual e pegada hídrica são dois indicadores proveitosos para o alcance desse objetivo: o primeiro sob o ponto de vista da produção; o segundo, do consumo. Essa diferença, entre eles, é importante, pois pode permitir a identificação dos atores que são responsáveis pelo consumo de água – produtores ou consumidores –, bem como pode revelar o potencial dos dois indicadores para subsidiar a elaboração de políticas de gestão de recursos hídricos (VELÁZQUEZ; MADRID; BELTRÁN, 2011).

A pegada hídrica mensura o volume de água usado para elaboração dos bens e serviços que são consumidos pelos moradores de um país ou de uma região; levando em consideração, também, o comércio mundial. Esse conceito da pegada hídrica inclui informação baseada na concepção de água virtual, bem como demonstra o volume real de água necessário para satisfação das demandas consumistas das

peças (HOEKSTRA *et al.*, 2011) e quantifica o impacto ambiental das atividades de consumo (WANG *et al.*, 2013) e de produção.

Para o caso da agricultura, segundo Sun *et al.* (2013), a pegada hídrica pode dar ensejo para que se tenha um novo método de avaliação da utilização da água. Kongboon e Sampattagul (2012) afirmam que a pegada hídrica da produção agrícola de um produto específico pode variar, consideravelmente, de uma região para outra, em decorrência de diferenças climáticas e de sistemas produtivos. Em se tratando de consumo global, por pessoa, a média mundial da pegada hídrica é de 1.385 m³/habitante/ano (WFN, 2013). Esse valor médio pode variar, substancialmente, de país para país e, dentro de uma mesma nação, de região para região.

De acordo com Lunardi e Figueiró (2012), o conceito de água virtual pode ser empregado na pegada hídrica de modo mais abrangente – e não apenas por meio da avaliação da água consumida diretamente por pessoas ou empresas. Além disso, a pegada hídrica inclui, também, as dimensões temporal e espacial; sendo um instrumento de gestão de recursos hídricos que leva em consideração o consumo de recursos hídricos em suas distintas utilizações diretas e indiretas. Dessa maneira, esse método pode permitir a determinação da quantidade de recurso hídrico demandada, direta ou indiretamente, para a elaboração de determinado produto ou serviço, ao longo de toda a sua cadeia produtiva. Do que foi exposto, conclui-se que a pegada hídrica é uma ferramenta multidimensional, que identifica os volumes consumidos de água, geográfica e temporalmente, por origens (fontes) e, também, tipos de poluição.

Para Ge *et al.* (2011), a pegada hídrica pode ser tida como um indicador abrangente de apropriação de recursos de água doce, da mesma forma que a medida tradicional de retirada de água. Em vista disso, a pegada hídrica pode ser empregada, com bastante êxito, como um instrumento de gestão de recursos hídricos; em decorrência de ser uma ferramenta que leva em consideração outras partes constituintes, que na abordagem tradicionalmente empregada para avaliação do consumo de água, geralmente, não são contabilizadas.

A aplicação do conceito de água virtual pode ser útil para avaliar a gestão de águas, uma vez que pode permitir a comparação de sistemas de produção, em diversos locais, de *commodities* agrícolas e forragens para consumo do gado, a partir da perspectiva de água incorporada nas diversas cadeias produtivas. Ademais, os resultados dos cálculos de água virtual podem fornecer informações para auxiliar os

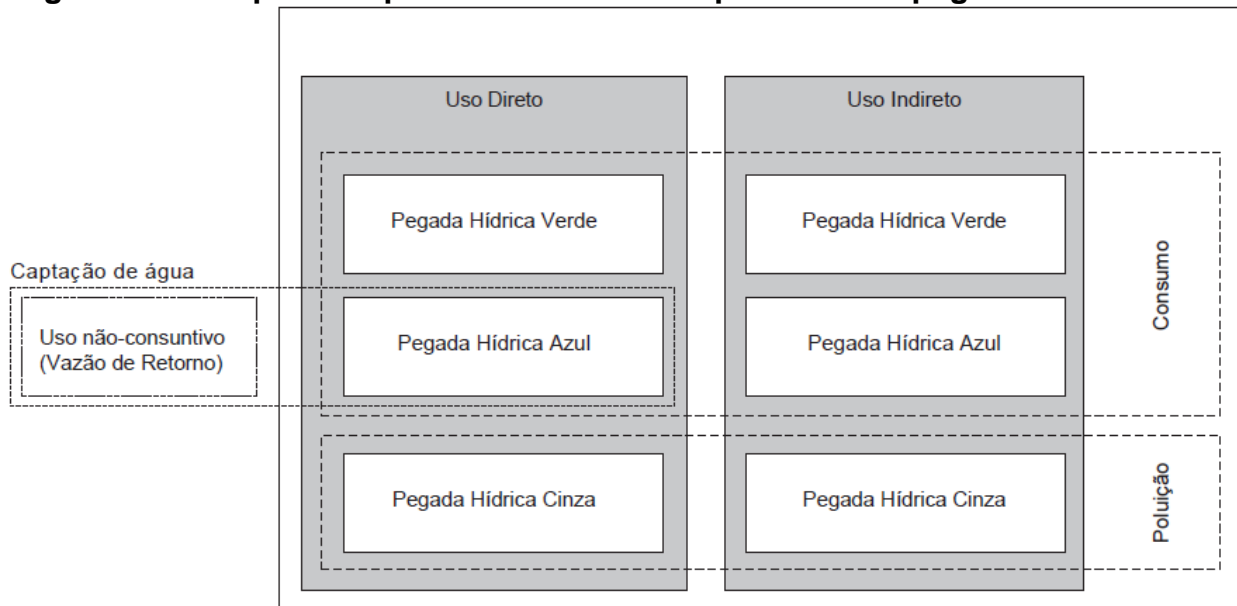
tomadores de decisão, quanto às escolhas estratégicas de uso, redistribuição e conservação da água (BROWN; SCHREIER; LAVKULICH, 2009).

Um dos propósitos do emprego da pegada hídrica é o reconhecimento das atividades que têm, no ciclo de vida de uma mercadoria ou serviço, contribuições relevantes quanto à geração de impactos potenciais ou externalidades negativas. Isso significa determinar localidades – ou pontos críticos – em que a pegada hídrica do produto é alta e a carência de recurso hídrico, outrossim, é grande (JEFFERIES *et al.*, 2012). Ao mesmo tempo, os atores envolvidos na área de águas têm procurado, por meio da utilização do processo de medição empírica da pegada hídrica, entender as principais forças geradoras desses impactos, bem como descobrir maneiras de redução dessas externalidades; com o fito de preservar o bem-estar socioeconômico, para o atingimento do desenvolvimento sustentável (GALLI *et al.*, 2012).

Como um indicador de utilização de água, na visão de Hoekstra *et al.* (2011), a pegada hídrica diverge da medida tradicional de captação (retirada) de água (*water withdrawal*) em três aspectos fundamentais (Figura 2.1):

- a) não envolve a utilização de água azul, quando esse recurso é restituído para o meio do qual veio;
- b) não está limitada, somente, ao uso de água azul, mas inclui, igualmente, as águas verde e cinza; e
- c) não é restrita apenas ao uso direto de água, pois contempla também a utilização indireta de recursos hídricos.

Figura 2.1 – Esquema representativo dos componentes da pegada hídrica



Fonte: Hoekstra *et al.* (2011).

Em vista disso, a pegada hídrica pode propiciar um panorama mais adequado, e mais abrangente, no que diz respeito à análise do modo como um produtor ou consumidor relaciona-se com a utilização das coleções de água doce. Esse indicador volumétrico é uma medida de consumo e de poluição de recursos hídricos; não sendo uma medição da severidade do impacto ambiental da quantidade de consumo e da poluição da água, que estão na dependência da vulnerabilidade do sistema hídrico avaliado, em determinado lugar, e do número de consumidores e poluidores que utilizam o referido sistema. Ademais, a quantificação da pegada hídrica pode proporcionar informações, temporal e espacialmente características, sobre como os recursos hídricos são apropriados para os diversos fins humanos. Essas informações podem incitar as discussões sobre as utilizações e alocações sustentáveis e equitativas da água, bem como propiciar a formação de uma sólida base para verificação dos impactos ambientais e socioeconômicos (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Cazcarro, Hoekstra e Chóliz (2014) consideram que a água virtual e a pegada hídrica são conceitos extremamente importantes, mormente para os países áridos ou semiáridos; uma vez que o conhecimento dos fluxos, das demandas e das pressões associados à água podem ajudar a identificar os pontos (locais) e impactos críticos. A partir dessa determinação, podem ser propostas soluções para o alcance de uma melhor gestão dos recursos hídricos, que devem ser analisadas em conjunto com outras variáveis socioeconômicas.

O conceito de pegada hídrica pode facultar o ensejo, sem igual, de vincular a utilização de recursos hídricos com o consumo de bens. Ele também pode demonstrar a dimensão mundial da água como um recurso (VANHAM; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2013) econômico. Portanto, a pegada hídrica é um indicador que pode dar a conhecer o impacto do consumo sobre o ambiente, em termos de volume equivalente de água. Isso pode permitir a determinação pormenorizada do consumo, direto ou indireto, de recursos hídricos de diversos setores, tais como o doméstico e o de comércio exterior (ZHAO; CHEN; YANG, 2009).

A pegada hídrica de uma fase qualquer de um processo representa a base de todas as quantificações da pegada total desse processo. Enquanto a pegada hídrica de um produto intermediário ou final retrata a soma das pegadas de diversos passos anteriores, e importantes, da cadeia produtiva de elaboração do bem ou serviço. Sendo assim, a pegada hídrica de um determinado consumidor é diretamente proporcional às pegadas hídricas dos diferentes produtos, ou serviços, consumidos por ele. Ao passo que a pegada hídrica de uma empresa é idêntica à agregação das pegadas dos produtos, ou serviços, que ela comercializa. Enquanto a pegada hídrica de uma comunidade de consumidores, pertencentes a uma superfície geograficamente delimitada – podendo ser um bairro, uma cidade, um município, um estado, um país, um continente, uma bacia hidrográfica ou uma região qualquer –, é equivalente à soma de todas as pegadas individuais dos moradores da comunidade; ou seja, é igual à soma das pegadas de todos os processos que aconteceram naquela área. A partir disso, a pegada hídrica anual total da humanidade é equivalente à soma das pegadas de todos os consumidores do Planeta; sendo igual à soma das pegadas de todos os bens ou serviços consumidos e, do mesmo modo, é equivalente à agregação de todos os processos de consumo ou poluição de recursos hídricos (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

As contas nacionais de utilização de água são, comumente, restritas aos registros de recursos hídricos retirados para os setores industrial, doméstico e agrícola. Entretanto, não fornecem informações relativas às necessidades reais de água para consumo das pessoas. Em consequência disso, os indicadores de comércio de água virtual e de pegada hídrica podem ser bastante úteis, pois representam uma nova concepção para a avaliação, com precisão, das contas nacionais de uso de água (BULSINK; HOEKSTRA; BOOIJ, 2010).

Para um determinado país, compreender o significado de sua pegada hídrica e calcular o seu valor são muito relevantes para a elaboração da Política Nacional de Desenvolvimento. É sabido que as contas nacionais de utilização de recursos hídricos, que obedecem a padrões tradicionais, estão restritas, de modo geral, a estatísticas que dizem respeito a retiradas de água no interior, apenas, dos territórios de cada país. Entretanto, as contas nacionais de pegada hídrica desdobram esses registros estatísticos, ao incluir volumes de água da chuva utilizados, quantitativos de recursos hídricos usados para assimilação de poluentes, quantidades de água utilizadas em outras nações quando da produção de mercadorias importáveis e volumes de recursos hídricos usados dentro da nação, a fim de produzir mercadorias exportáveis (HOEKSTRA; MEKONNEN, 2012).

Vale ressaltar que as pegadas hídricas de produtos intermediários podem ser adicionadas sem que ocorra dupla contabilização, quando do cálculo das pegadas dos produtos finais, ao se considerar que as pegadas dos processos devem ser registradas para um único produto final; ou, quando um mesmo processo contribui para formação de mais de um produto final, a pegada hídrica desse processo deve ser alocada de forma proporcional aos diversos produtos finais. Para a mercadoria algodão, por exemplo, caso seja somada a pegada hídrica do tecido com a pegada do algodão bruto (em pluma) ocorrerá dupla contabilização, pois a quantificação da primeira já considera o cálculo da segunda. Da mesma maneira, é possível adicionar-se as pegadas hídricas particulares dos consumidores, sem que aconteça o duplo registro (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Em termos ambientais, três indicadores dignos de apreço são as pegadas de carbono, ecológica e hídrica, que foram, recentemente, reunidos em uma família de indicadores de pegadas (GALLI *et al.*, 2012). Essas ferramentas podem ser empregadas para ajudar a compreender as conexões entre as atividades de produção e consumo, que provocam pressões ambientais exercidas sobre a atmosfera, as áreas bioprodutivas e os recursos de água doce da Terra (EWING *et al.*, 2012). Portanto, tais instrumentos contabilizam os impactos ambientais, em termos de pressões exercidas, sobre a fotossíntese, os recursos hídricos e os fatores climáticos necessários à sustentabilidade dos diversos sistemas e processos (RUSHFORTH; ADAMS; RUDELL, 2013).

O conceito de pegada de carbono representa uma medida dos impactos ambientais resultantes das atividades humanas, sobretudo com relação às modificações climáticas. Esse indicador mensura a quantidade total de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEEs); que são direta e indiretamente provocadas por atividades antrópicas, ou no decorrer das fases de vida de um produto. No tempo em que o conceito de pegada ecológica (*ecological footprint*) representa a área do ecossistema indispensável para garantir a sobrevivência de uma delimitada população ou de um sistema; sendo equivalente à apropriação de uma específica população sobre a capacidade total de carga do sistema. Na busca de uma Terra mais sustentável – e em conformidade com as medidas tomadas para redução das pegadas de carbono e ecológica –, nos últimos dez anos têm sido concebidas propostas para diminuir a pegada hídrica; incluindo-se o conceito de água neutra. Esta concepção representa o comprometimento de neutralidade, em relação ao uso de recursos hídricos, para reduzir seu consumo e contrabalançar a poluição provocada, por intermédio de investimentos em projetos que possam promover os usos equitativo e sustentável da água, nos limites do ambiente ou da comunidade que foi afetada (SEIXAS, 2011).

Diversas Organizações Não Governamentais (ONGs), universidades e corporações empresariais têm discutido, ainda de acordo com Seixas (2011), sobre elaboração e execução de medidas com o intuito de, na área de gerenciamento de recursos hídricos, alcançar um nível apropriado de sustentabilidade. Uma dessas medidas refere-se à redução da pegada hídrica, que pode ser alcançada, dentre outras maneiras, com a elevação da eficiência quanto ao uso de água na agricultura – setor produtivo que mais usa água –, por intermédio de uma melhor exploração dos recursos hídricos pluviais e de alterações nos sistemas de irrigação. Também o setor doméstico pode contribuir para isso, por meio de campanhas que visam à sensibilização e conscientização dos consumidores, para que modifiquem seus estilos de vida e, conseqüentemente, seus padrões de consumo.

Além disso, os termos água virtual e pegada hídrica não podem ser confundidos. O primeiro refere-se ao volume de água contido na mercadoria. Todavia, o segundo refere-se não somente ao volume, mas também ao tipo de água que foi utilizada (subterrânea, pluvial, superficial ou efluente líquido), ao tempo e ao local em que a água foi utilizada (HOEKSTRA; CHAPAGAIN, 2008). A pegada hídrica é, por conseguinte, um conceito multidimensional, que também pode ser empregado em um contexto em que são incluídos o consumidor e o produtor. Enquanto a água virtual –

que se encontra incorporada direta ou indiretamente nos produtos ou serviços – é mais aplicada nas discussões relativas ao direito internacional, ou inter-regional, de fluxo de recursos hídricos embutidos nas exportações e importações de mercadorias, sobretudo de *commodities* agrícolas.

Para a mensuração dos volumes transacionados por meio do comércio de água virtual, deve-se levar em consideração, segundo Seixas (2011), não apenas a água demandada em todas as cadeias de produção das mercadorias exportáveis ou importáveis; mas, igualmente, as características peculiares de cada região produtora, bem como os aspectos ambientais e tecnológicos.

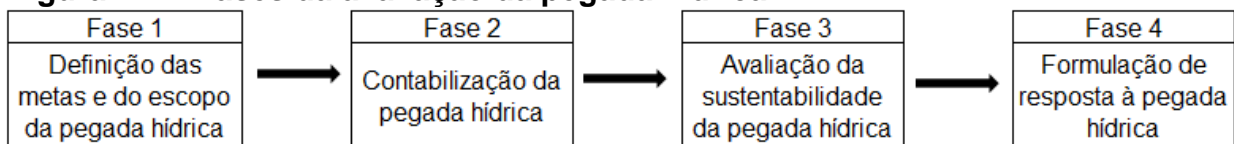
2.3.1 Avaliação da pegada hídrica

A avaliação da pegada hídrica reporta-se, segundo Hoekstra *et al.* (2011), a uma extensa faixa de atividades, com os objetivos de: fixar o lugar de uma pegada de um produto, processo, consumidor ou produtor; exprimir em quantidade, no tempo e no espaço, a pegada em uma superfície geográfica demarcada; determinar a sustentabilidade da pegada sob os aspectos ambiental e socioeconômico; e propor estratégias de resposta. Em síntese, a meta de mensurar a pegada hídrica consiste em examinar minuciosamente como atividades antrópicas ou determinados produtos relacionam-se com problemas de carência e poluição da água, bem como averiguar como atividades, bens e serviços podem tornar-se ainda mais sustentáveis, em obediência aos padrões hídricos.

O modo como será percebida uma avaliação de pegada hídrica depende bastante do interesse envolvido. Algumas pessoas podem dar importância à pegada de uma etapa específica de um processo, em uma cadeia produtiva, ou à pegada de um produto pronto. Outras podem ter interesse na pegada de um consumidor, de um conjunto de consumidores, de um produtor, de um grupo de produtores ou de um setor econômico. De outra maneira, pode ser tomada uma perspectiva geográfica, observando-se a pegada total no interior de uma área demarcada, como uma província, um estado, um município, uma região, um país, um continente ou uma bacia hidrográfica. Ademais, a pegada hídrica total representa a reunião das pegadas hídricas individuais, de vários processos que acontecem na área (HOEKSTRA *et al.*, 2011) delimitada.

A avaliação da pegada hídrica é, portanto, uma ferramenta analítica, que pode ajudar quanto à percepção relativa da maneira como atividades e produtos exercem interação com os impactos relacionados à escassez e poluição de recursos hídricos; bem como quanto ao que pode ser realizado para garantir que atividades e produtos não concorram para a utilização de forma a não dar ensejo à manutenção da sustentabilidade dos recursos hídricos. Como instrumento, o cálculo da pegada pode proporcionar uma visão complementar, mas não pode mostrar ‘o que fazer’ aos envolvidos com a questão da água. Por outro lado, essa determinação pode direcionar as pessoas quanto ao entendimento ‘do que pode ser realizado’. Conforme estudos de Hoekstra *et al.* (2011), a avaliação completa da pegada hídrica engloba quatro etapas, indicadas na Figura 2.2, que não se confundem.

Figura 2.2 – Fases da avaliação da pegada hídrica



Fonte: Adaptada pelo autor de Hoekstra *et al.* (2011).

Com o fim de dar maior transparência, quanto às escolhas realizadas em uma pesquisa, conforme Hoekstra *et al.* (2011), a avaliação da pegada hídrica, que pode ser realizada por diversas razões, deve ser iniciada, de acordo com o esquema constante da Figura 2.2, pela definição precisa dos objetivos (das metas) e do escopo do estudo. Como exemplo disso, um governo de um país pode estar interessado em conhecer sua dependência em relação aos recursos hídricos de outros países, ou pode querer saber sobre a sustentabilidade da utilização de água nas regiões produtoras de mercadorias importadas, que exijam um alto padrão de consumo de água para serem produzidas. Ao passo que um comitê de bacia hidrográfica pode ter a intenção de conhecer se a agregação das pegadas hídricas resultantes das atividades antrópicas, desenvolvidas na bacia, podem violar, em alguma ocasião, os padrões de qualidade de recursos hídricos ou as outras demandas de vazões ambientais. Esse mesmo comitê pode desejar estar informado, também, até que limite os minguados recursos hídricos da bacia podem estar alocados ao plantio de culturas exportáveis de baixo valor econômico agregado. Por outro lado, uma empresa pode querer conhecer sua dependência de recursos hídricos escassos ou, até mesmo, como ela pode contribuir para reduzir os impactos causados aos sistemas hídricos ao longo de todas as suas

cadeias produtivas; bem como em suas próprias operações administrativas e comerciais.

A etapa da contabilização da pegada hídrica é, ainda de acordo com Hoekstra *et al.* (2011), aquela em que os dados são coletados e os cálculos são desenvolvidos. O grau de detalhamento presente na contabilização depende da decisão tomada na fase de definição de objetivos. Enquanto na fase seguinte de avaliação da sustentabilidade, a pegada hídrica é apreciada segundo perspectivas ambientais e socioeconômicas. As opções de respostas, por meio de estratégias ou políticas, são elaboradas na última etapa. Não se faz necessária a inclusão de todas as quatro etapas em um estudo de avaliação da pegada hídrica. Após a primeira fase, de definição de objetivos (metas) e escopo, pode-se executar apenas a contabilização ou parar depois da fase de avaliação da sustentabilidade; deixando-se a formulação de respostas para pesquisas subsequentes. Ademais, essa representação de quatro fases encadeadas é, na maneira de proceder, mais um guia do que propriamente uma diretriz rigorosa; bem como o regresso a passos precedentes – e as interações entre as etapas – pode, em diversas ocasiões, ser indispensável. Preliminarmente, uma empresa pode ter interesse em um exame prévio que possa englobar todas as fases para identificar partes constituintes críticas, de sua pegada hídrica, e formular preferências para respostas. Mais adiante, essa empresa pode necessitar de mais detalhes referentes a determinados aspectos dos registros contábeis ou à avaliação da sustentabilidade da pegada hídrica.

2.3.2 Tipos de pegada hídrica

Há diferentes classificações para os tipos de pegada hídrica. Esta pesquisa apresenta algumas delas descritas nos itens seguintes.

2.3.2.1 Pegadas hídricas interna e externa

A pegada hídrica interna de consumo nacional refere-se à quantidade de água pertencente ao próprio país, que foi utilizada para produção de bens e serviços consumidos pelos seus próprios habitantes. Ela é igual à pegada hídrica dentro do país

diminuída do volume de exportação de água virtual para outras nações; em decorrência de que produtos elaborados com recursos hídricos nacionais são comercializados para outros países. Enquanto a pegada hídrica externa de consumo nacional representa a quantidade de água usada, e pertencente a outros países, para produção de bens e serviços, que foram importados e consumidos pelos seus habitantes (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Quando se realiza a análise da pegada hídrica externa de uma nação, as características do consumo nacional podem ser entendidas, em consequência de se poder verificar, dessa forma, a dependência do país em relação aos recursos hídricos de outros países (SEIXAS, 2011).

2.3.2.2 Pegadas hídricas direta e indireta

A pegada hídrica direta dos consumidores refere-se, de acordo com Hoekstra *et al.* (2011), ao consumo e à poluição de recursos hídricos, decorrentes de suas utilizações, em suas residências ou em seus jardins. Por sua vez, a pegada hídrica indireta de um consumidor relaciona-se à utilização de água, por terceiros, destinada à produção de bens e serviços para seu consumo individual; tais como móveis, roupas, automóveis, eletrodomésticos, alimentos, energia.

De modo geral, a pegada hídrica indireta é, em volume, superior à direta. Entretanto, a pegada indireta não é, muitas vezes, percebida pelo consumidor; que, normalmente, somente atenta para o volume medido, mensalmente, pela concessionária de serviço público de água (consumo direto). A maior porção da pegada hídrica de um consumidor está relacionada aos produtos e serviços que ele adquire e consome; e não tanto ao volume de água que usa, diretamente, em sua residência. Enquanto a maioria das empresas tem seu maior volume de pegada hídrica distribuído na cadeia de abastecimento (pegada indireta); e não em sua própria etapa de operacionalização (pegada direta). Em vista disso, medidas efetivadas na cadeia de abastecimento para redução do consumo de água são, por conseguinte, mais eficientes (SEIXAS, 2011).

2.3.2.3 Pegadas hídricas verde, azul, cinza e total

A denominada pegada hídrica total subdivide-se em três tipos de cores: verde, azul e cinza.

A pegada hídrica verde representa um indicador de uso de recursos hídricos que está diretamente relacionado à precipitação continental, à evaporação potencial e aos requisitos da cultura. Esse tipo de pegada relaciona-se à chuva que chega à superfície da Terra, sendo armazenada no solo ou permanecendo temporariamente na vegetação ou na superfície terrestre; não ocorrendo, portanto, infiltração ou escoamento superficial. Uma porção dessa precipitação pode ser evaporada ou transpirada pelas plantas; tornando-se, portanto, bastante produtiva para o desenvolvimento de culturas. Entrementes, as culturas não absorvem toda a água verde, em virtude de sempre existir evaporação de água do solo e de que nem todos os locais e nem todos os períodos, dentro do ano, são propícios para o desenvolvimento de culturas (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Ressalte-se que a agricultura e o ambiente natural, incluindo-se florestas plantadas com finalidades comerciais, são os principais consumidores de chuva, que não é levada em consideração quando da elaboração de balanços hídricos e econômicos (MIODUSZEWSKI, 2009).

Em vista disso, o conceito de pegada hídrica verde envolve o volume de água de precipitação consumido no processo produtivo; que é muito importante para produtos florestais, sobretudo madeiras, e agrícolas, principalmente grãos. Esse conceito corresponde à evapotranspiração da chuva, a partir de plantações e campos, e à água incorporada nos produtos florestais e agrícolas colhidos. Ademais, no setor agrícola, o consumo de água de precipitação pode ser quantificado, ou estimado, por meio de um complexo de fórmulas, experimentais, ou por intermédio de um modelo de cultura apropriado para o cálculo da evapotranspiração, com base em dados locais de clima e solo, bem como das características da cultura (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Durante as últimas quatro décadas, a utilização da água azul tem recebido, cada vez mais, a atenção dos pesquisadores da área de recursos hídricos. Entretanto, pouco cuidado tem sido dado à avaliação com precisão do volume de água verde destinado à produção e ao comércio de alimentos (LIU; ZEHNDER; YANG, 2009).

O conceito de pegada hídrica azul abrange o volume de água suplementar, proveniente de fontes subterrâneas ou superficiais, empregado na produção de bens ou serviços (LUNARDI; FIGUEIRÓ, 2012); sendo um indicador de uso consuntivo da água doce referente aos quatro componentes seguintes (HOEKSTRA *et al.*, 2011):

- a) água evaporada;
- b) água incorporada na mercadoria;
- c) água que não retorna à bacia hidrográfica de origem (vai para outra bacia de destino ou para o mar); e
- d) água que regressa em um período distinto (deixa a bacia em uma temporada de escassez e retorna em um momento de alta precipitação).

A evaporação é, comumente, o componente de maior uso consuntivo. No entanto, os outros três constituintes devem ser quantificados para a pegada hídrica azul, quando forem importantes. Além disso, a utilização consuntiva dos recursos hídricos não significa que esse bem natural desaparece, pois a água sempre se conserva no interior do ciclo hidrológico e retornará para algum local. Sendo a água um recurso que pode ser renovado, isso não quer dizer que sua disponibilidade não tenha limites. Em um período definido, o volume de água que recarrega as reservas subterrâneas, ou corre em um rio, é restrito a uma determinada quantidade, que pode ser utilizada, por exemplo, para irrigação e usos domésticos ou industriais. Entretanto, durante um período específico, não é possível o consumo de mais água do que o volume disponível. Logo, a pegada hídrica azul mensura, em um período estabelecido, o volume de recurso hídrico disponível e consumido, ou seja, a água que não volta imediatamente à mesma bacia hidrográfica de origem. Assim, essa pegada proporciona uma mensuração do volume de água azul consumido pelos seres humanos. Ademais, os fluxos restantes de águas superficiais e subterrâneas, que não foram usados e consumidos nas atividades antrópicas, são reservados para manutenção sustentável da vida nos ecossistemas, que não prescindem desses fluxos. Ao ser realizada a avaliação da pegada azul de um processo, que pode estar na dependência do objetivo proposto, pode ser importante diferenciar as diversas fontes de recursos hídricos. A divisão mais relevante abrange as águas superficial, subterrânea renovável e subterrânea fóssil. Não obstante, em termos práticos, essa separação não é realizada com frequência, em decorrência da indisponibilidade de dados (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Sabe-se que a produção agrícola exige grandes volumes de águas verde e azul (SIEBERT; DÖLL, 2010). Além disso, a disponibilidade de recursos hídricos varia ao longo do ano e, também, entre anos distintos; bem como oscila a demanda de água em termos temporais. Por isso, deve-se ter cautela quanto à avaliação da propensão, ao longo do tempo, de uma determinada pegada hídrica.

Em todo trabalho de avaliação, o período de coleta de dados deve ficar explícito, pois esse espaço de tempo selecionado pode exercer influência sobre o resultado obtido. Como exemplo disso, a pegada hídrica azul de uma mercadoria agrícola em anos de escassez pode ser muito maior do que em anos úmidos; pois, nos períodos que apresentam carência hídrica, mais irrigação será demandada. As pegadas hídricas de um ano determinado, ou de uma quantidade específica de anos, podem ser mensuradas ao se levar em conta os dados coletados, para cada ano estudado; mas, de maneira alternativa, as pegadas hídricas podem ser determinadas considerando-se os dados climatológicos médios durante um período de, por exemplo, trinta anos consecutivos. Para essa situação, diversos períodos podem ser combinados em somente uma análise. No caso de dados de produção e produtividade na área agrícola, para um período recente dos últimos sete anos, podem ser empregados dados médios de precipitação e temperatura dos últimos trinta anos (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A percepção da diferença entre as pegadas hídricas azul e verde é relevante, porque os impactos hidrológicos e socioambientais, assim como os custos de oportunidade, da utilização das águas subterrâneas e superficiais (águas azuis), visando à produção de mercadorias, diferem em demasia dos impactos resultantes e dos custos de uso das águas das chuvas (águas verdes) (FALKENMARK; ROCKSTRÖM, 2004; HOEKSTRA; CHAPAGAIN, 2008).

Vale ressaltar que Bocchiola, Nana e Soncini (2013) realizaram um estudo no Vale do Pó, na Itália, e constataram que, sob um plausível panorama futuro de clima que pode apresentar temperaturas mais elevadas e menos precipitações, mais água azul pode ser demandada para produção de milho nessa região. Mesmo com volumes específicos inalteráveis do padrão de pegada hídrica do milho, mais água azul pode ser necessária. Portanto, a proporção crescente de água azul que pode ser demandada, no que se refere à precipitação sazonal (água verde), pode ser tomada como uma indicação da perda de sustentabilidade da cultura do milho, no Vale do Pó; o que

certamente pode requerer muito mais água do que aquela naturalmente disponível, para proporcionar um rendimento aceitável.

O conceito de pegada hídrica cinza surgiu do entendimento de que o tamanho da poluição de água pode ser mensurado em termos de quantidade de água demandada para diluição dos poluentes, de modo que se tornem inofensivos (HOEKSTRA *et al.*, 2011) – e que Ridoutt e Pfister (2013) classificam como volume teórico de água. Portanto, a pegada cinza de um processo produtivo é um indicador do nível de poluição hídrica que pode ser associado à produção; sendo definida a partir do volume de água necessário para assimilação da carga de poluentes, com base nos padrões ambientais e nas concentrações naturais, para que a qualidade da água doce permaneça conforme padrões aceitáveis (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A concentração natural em um corpo receptor é aquela que existiria na massa d'água caso não se verificassem intervenções antrópicas na bacia hidrográfica. Para o caso em que a concentração natural não seja conhecida com exatidão, mas se estima que seja baixa, pode-se considerar, para simplificação, que seja nula. Entretanto, isso pode resultar em uma pegada cinza subestimada, quando a concentração natural não for realmente nula. O motivo pelo qual se emprega a concentração natural como indicador de referência, e não a concentração real, pode ser atribuído ao fato de que a pegada cinza mede a capacidade de assimilação de um corpo receptor; que depende da diferença, em uma substância, entre a concentração máxima admissível e a concentração natural. Caso seja cotejada a concentração máxima admissível com a concentração real, para uma determinada substância presente no corpo receptor, ter-se-á a capacidade de assimilação remanescente; que pode variar o tempo todo, como resposta ao grau verdadeiro de poluição, em cada instante. Deve-se ter bastante prudência ao se empregar o padrão de qualidade ambiental da água em seu estado natural. Em se tratando de uma determinada substância, esse padrão pode variar de uma massa d'água para outra. Ademais, a concentração natural pode sofrer variação de acordo com a localidade. Em decorrência disso, a mesma carga de um poluente específico pode resultar em diferentes pegadas hídricas cinzas em diversos locais; em virtude de que o volume de água demandado para diluir a carga de um poluente definido pode ser dessemelhante, pois depende da diferença existente, no lugar da medição, entre a concentração natural e a concentração máxima admissível (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

2.3.3 Limitações da pegada hídrica

O conceito de pegada hídrica é, no mundo acadêmico, relativamente novo; bem como sua avaliação é, também, uma ferramenta que existe há pouco tempo. Mesmo assim, a pegada hídrica é um indicador bastante útil, uma vez que pode demonstrar onde, quando e como os consumidores, produtores, produtos e processos podem requerer esse recurso natural limitado. Sua avaliação é uma ferramenta prática – que pode propiciar a compreensão das complicadas interações entre cada sociedade e o ambiente em que habita – para calcular e localizar a pegada hídrica, avaliar se ela é sustentável e apresentar, para consideração, medidas para sua diminuição. Além disso, a pegada hídrica é apenas mais um indicador importante, no âmbito da ampla temática que engloba a alocação e a utilização eficiente, justa e sustentável de todos os recursos naturais (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Em virtude de a água doce ser escassa, e sua disponibilidade anual limitada, é importante ter o conhecimento de quem recebe determinado volume e de como a água é distribuída para os diferentes usos (GERBENS-LEENES *et al.*, 2012).

Em vista disso, a avaliação da pegada hídrica pode ser considerada uma ferramenta que é parte de um todo, que deve ser empregada conjuntamente com outros modelos de análises inerentes a questões ambientais, sociais, econômicas, institucionais, políticas e culturais; para que resoluções bem embasadas, equilibradas e justas sejam tomadas. Diminuir e tornar a distribuir a pegada hídrica do ser humano pode ser primordial para o fomento do desenvolvimento sustentável. Entretanto, há outros fatores, também relevantes, que devem ser considerados quando da elaboração de estratégias de como aplicar os diversos instrumentos institucionais, técnicos, políticos, legais, comunicativos e econômicos para diminuição e redistribuição das pegadas hídricas (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Para Vanham e Bidoglio (2013), a limitação mais importante, nessa discussão, é o fato de a pegada hídrica ser uma ferramenta parcial, que deve ser usada em conformidade com outros indicadores, ou meios de exame, para a prescrição de opções de políticas integradas. Entrementes, sua principal utilidade reside na possibilidade de demonstrar a relevância dos padrões de consumo e a dimensão mundial da governança na área de águas.

A célere aceitação da pegada hídrica, como um indicador abrangente de apropriação de recursos hídricos pela humanidade, pode trazer proveito ao processo de dar prioridade à problemática da carência de água doce quando da elaboração das agendas dos governos, dos políticos, das empresas, dos gestores e dos demais tomadores de decisão. Além disso, a avaliação da pegada hídrica concentra-se na análise de problemas relativos à utilização de água doce, em decorrência de sua natureza limitada, e à poluição de recursos hídricos (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Entretanto, a avaliação da pegada hídrica não envolve outros temas ambientais, tais como: as alterações climáticas, a fragmentação de habitats, a depleção de recursos minerais, a degradação do solo ou a disponibilidade circunscrita de terra. Tampouco abrange temas socioeconômicos, tais como: o emprego, a pobreza ou o bem-estar. É deveras importante reconhecer-se que diminuir a pegada hídrica do homem, onde se fizer indispensável, é unicamente um desafio a ser vencido em uma composição muito mais vasta de outros desafios. Além disso, essa avaliação não abrange a questão das cheias e inundações e, outrossim, o problema do acesso inadequado das comunidades à água limpa, pela ausência de infraestrutura adequada para provisão de recursos hídricos às pessoas carentes. Outro ponto relevante é que a pegada hídrica diz respeito à água doce; e não à utilização e poluição das águas dos mares e oceanos. Portanto, a pegada hídrica é um indicador multidimensional de utilização de água doce, que abrange a utilização consuntiva e a poluição da água; sendo viável sua análise sob o prisma da bacia hidrográfica – uma vez que a disponibilidade de recursos hídricos em uma determinada bacia é restrita. Por conseguinte, as pegadas hídricas verde, azul e cinza demonstram como as atividades antrópicas e os produtos (bens e serviços) podem demandar os recursos limitados de água doce. Além disso, o indicador clássico de captação (retirada) de água azul pode ser, também, bastante útil; não tanto sob a perspectiva da bacia, mas, sim, sob o prisma do usuário de recursos hídricos, pois é relevante conhecer-se todas as partes constituintes do balanço hídrico (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Outro ponto importante é que as sociedades organizadas para a exploração de uma indústria ou comércio têm demonstrado, segundo Barton (2010), cada vez mais interesse pelas possíveis consequências dos riscos relacionados aos recursos hídricos. Determinar a pegada hídrica de uma empresa pode auxiliar a entender parte desse risco, em virtude de poder-se detectar quais os constituintes de sua pegada que não são sustentáveis. Ademais, esses componentes que não apresentam sustentabilidade

implicam riscos regulatórios, físicos e de imagem perante o governo e a sociedade em geral; o que pode motivar o cancelamento da licença de operação de uma empresa. Além disso, o conceito de pegada hídrica, que é estudado no meio acadêmico desde o ano de 2002, não tinha ingressado no universo dos governos, dos negócios e da sociedade civil até o último semestre de 2007 – o que pode pressupor que a aplicação desse conceito é, até agora, limitada em termos práticos. Em decorrência do que foi exposto, é difícil a obtenção de muitos exemplos, que resultam de práticas ou ações, de avaliações da pegada hídrica. A maioria das pesquisas sobre pegadas hídricas dá ênfase à etapa da quantificação. Além de pesquisas realizadas em nível mundial, foram feitos vários estudos sobre pegadas hídricas em diversos locais da Terra. A Espanha foi o primeiro país a tomar como critério, expressamente, o conceito de pegada hídrica; ao exigir análises efetuadas por intermédio da perspectiva desse instrumento de gestão, quando da formulação de seus planos de bacias hidrográficas. Diversas empresas já avaliaram pegadas hídricas de poucos de seus produtos; entretanto, apenas algumas chegaram a uma fase em que podem comunicar os resultados alcançados (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

2.3.4 Autossuficiência versus dependência nacional de recursos hídricos

O nível de dependência de importação de água virtual que um país apresenta é definida pela razão entre a pegada hídrica externa do consumo nacional e a pegada hídrica total do consumo nacional. Enquanto a autossuficiência nacional de água é conceituada como sendo a razão entre a pegada hídrica interna do consumo nacional e a pegada hídrica total do consumo nacional. Além disso, tanto a autossuficiência quanto a dependência de água podem ser mais bem quantificadas tomando-se por base o ano; ou por intermédio da média de um período específico de anos. Matematicamente, a autossuficiência é de cem por cento quando toda a água demandada encontra-se disponível, e sendo efetivamente captada, para a produção de bens e serviços, dentro do próprio território nacional. De outro modo, a autossuficiência de água aproxima-se do valor zero caso a demanda por bens e serviços de uma nação seja suprida, quase que totalmente, com importação de água virtual, ou seja, quando um país apresenta uma pegada hídrica externa elevada em relação à sua pegada hídrica interna (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Van Oel, Mekonnen e Hoekstra (2009) realizaram um estudo que determina a pegada hídrica externa da Holanda – por país parceiro e produto de importação – e avalia o impacto dessa pegada, contrastando a pegada geograficamente explícita com a escassez de água nas diferentes partes do mundo. Como resultado, a pegada total foi estimada em 2.300 m³/habitante/ano, dos quais 67% se referem ao consumo de produtos agrícolas, 31% ao consumo de bens industriais e 2% ao uso doméstico. A pegada inerente ao consumo de produtos agrícolas é composta da seguinte forma: 46% destinada para produtos de origem animal; 17% de culturas oleaginosas; 12% de café, chá, cacau e tabaco; 8% de cereais e cerveja; 6% de produtos derivados do algodão; 5% de frutas; e 6% de outros produtos agrícolas. As pegadas interna e externa respondem, respectivamente, por 11% e 89% do total. Além disso, 44% da importação de água virtual relacionam-se a produtos consumidos na Holanda e 56% a produtos reexportados pelos holandeses. Sua pegada hídrica externa é constituída por 40% e 60%, respectivamente, de produtos agrícolas e industriais. O impacto da pegada externa é, com base em indicadores de escassez, maior em países com alta carência de água, tais como: China, Índia, Espanha, Turquia, Paquistão, Sudão, África do Sul e México. Do que foi exposto, o consumo holandês implica a utilização de recursos hídricos em todo o globo, com impactos significativos em áreas com falta de água.

2.3.5 Comércio mundial de água virtual

O mundo pode aproximar-se da ruína no momento em que o estresse hídrico – que atualmente está restrito a, somente, uma pequena fração dos continentes – alastre-se para outros pontos da Terra. Isso pode fazer com que a água não seja considerada, apenas, como um recurso natural e venha a ser percebida, cada vez mais, também como um bem econômico indispensável à vida; sendo capaz de fomentar uma nova ordem internacional, instituída com base na posse desse recurso. Partes da Europa e África já convivem com a escassez física de água, no tempo em que outras regiões sofrem com a escassez do tipo econômico desse bem natural. Essa carência hídrica, ao se espalhar para outras nações, pode ser motivo de discórdia. Como já aconteceu luta armada entre países por causa de petróleo, em um passado não muito distante; em curto prazo, o motivo da contenda pode ser a água. Portanto, desperdiçar água significa, hoje em dia, desconhecer a questão e menosprezar o

futuro. Preservar esse recurso significa edificar um suporte novo de crescimento e progresso (BARROS; AMIN, 2008); evitando-se, dessa forma, o confronto armado entre nações.

Segundo Aviso *et al.* (2011), o estresse hídrico mundial deve aumentar em decorrência do crescimento da população, do desenvolvimento econômico e das modificações climáticas. Em razão dessa tendência, há uma conveniência crescente, tanto das empresas quanto dos órgãos reguladores, no que se refere à realização da avaliação da intensidade de consumo de água nas cadeias de fornecimento dos produtos industriais, ou no interior de limites de regiões geográficas determinadas. Além disso, a pegada hídrica total, das atividades econômicas, pode ser mensurada por meio da consideração do consumo de água da localidade, do comércio de água virtual e da disponibilidade de recursos hídricos. Como as entidades individuais procuram proteger seus respectivos interesses, o desafio pode ser o de tornar ótimo o comércio inter-regional de bens, com a ponderação dos interesses de todos os compradores e vendedores.

O comércio internacional de produtos alimentícios tem recebido atenção crescente dos pesquisadores da área ambiental (ZEITOUN; ALLAN; MOHIELDEEN, 2010), pois a segurança alimentar dos habitantes dos países depende, cada vez mais, dessas transações comerciais (KONAR *et al.*, 2012).

Em termos conceituais, o fluxo de água virtual, entre dois países ou duas regiões, é o volume de recursos hídricos que está sendo transferido, de forma invisível, de um lugar para outro, como consequência de transações comerciais. Portanto, segundo Montesinos *et al.* (2011), esse fluxo possibilita avaliar, no contexto do comércio mundial, a dependência relativa das diversas nações com relação à água virtual importada. A avaliação desses fluxos é, comumente, realizada em nível nacional; o que oculta, desse modo, a variabilidade espacial interna das regiões de diferentes países, que apresentam uma ampla diversidade de áreas agroclimáticas.

O conceito de água virtual tem, conforme Reimer (2012), uma grande dose de legitimidade, sobretudo quando observado sob a perspectiva da teoria do comércio mundial de mercadorias; que, de acordo com Hoekstra e Hung (2005), engloba os fluxos internacionais de água virtual. Zhao e Samson (2012) afirmam que o monitoramento quantitativo realizado para determinar o valor do fluxo de água virtual – relacionado a produtos transacionados no comércio internacional – é um importante

assunto que se discute visando à compreensão, de forma abrangente, do equilíbrio mundial dos recursos hídricos. Além disso, o aumento do comércio de água virtual organiza o globo em uma enorme teia de diversificados setores comerciais; que provocam impactos em outros setores, direta ou indiretamente, por meio da produção de bens ou serviços. É, portanto, difícil planejar e executar adequadas políticas de águas sem, antes, compreender-se a interdependência entre os diversos setores comerciais, quanto à produção e ao consumo envolvendo o conceito de água virtual (MAO; YANG, 2012).

A pegada hídrica pode ser empregada, de acordo com Feng *et al.* (2011), para avaliação dos impactos das atividades de produção e consumo, que envolvam os recursos hídricos de cada nação e, de forma abrangente, de todo o globo. Por exemplo, as atividades de produção e consumo no Reino Unido podem, indiretamente, provocar pressões sobre os recursos hídricos da China, que produz e exporta bens e serviços para os ingleses. Desse modo, é muito relevante, para o cômputo da pegada hídrica, o conhecimento de toda a cadeia mundial de suprimentos.

As transações comerciais diretas entre países que envolvam o recurso natural 'água' não são significativas, não devendo ser levadas em consideração. Contudo, o comércio internacional de água virtual, que ocorre por intermédio das transações de produtos, principalmente *commodities* agrícolas, é uma realidade que comanda o que produzir e em que lugar; observando-se o volume de água disponível e demandado para geração de bens e serviços. A partir disso, esse comércio pode beneficiar os países, ao prover uma variedade de produtos às nações com escassez de água; o que assegura, concomitantemente, que as necessidades de provimento, às populações, sejam satisfeitas (SEIXAS, 2011).

Ademais, o comércio mundial de água virtual pode evitar possíveis deflagrações de confrontos armados entre nações; ao possibilitar que a água seja transacionada – de modo indireto e embutida nas cadeias produtivas de mercadorias – das nações com abundância de recursos hídricos para aquelas com escassez.

Nas pesquisas efetuadas sobre comércio internacional de água virtual, principalmente quanto às estimativas de exportação e importação de variados países, sob o aspecto metodológico, são empregadas, de acordo com Carmo *et al.* (2005), diversas fontes de dados, dando-se especial relevância àquelas que possibilitam a comparação entre desempenhos de países e que apresentam caráter oficial, por

estarem ligadas à Organização das Nações Unidas (ONU). Os estudos executados por Hoekstra e Hung (2002) e Chapagain, Hoekstra e Savenije (2005) comprovam o potencial dessas fontes, por meio do exame de situações regionais ou de *commodities* específicas, como é o caso do algodão.

Em termos mundiais, os dados estatísticos mais empregados, para estimação do volume de água usado nas diversas plantações de culturas, são pesquisados: na *Food and Agriculture Organization* (FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação); no *International Trade Statistics Database* (Comtrade – Banco de Dados Estatísticos de Comércio de *Commodities* da ONU); e no *International Trade Center* (Centro de Comércio Internacional), que é a agência conjunta da Organização Mundial do Comércio (OMC) e da ONU. A principal vantagem da utilização de dados dessas instituições, para o desenvolvimento de pesquisas sobre o comércio de água virtual, fundamenta-se na padronização de unidades de medida, além do acesso facilitado a dados internos de países, que tais entidades oficiais possuem. Dessa maneira, as estimativas referentes à intensidade desse comércio entre nações e à composição dos fluxos comerciais têm muito mais confiabilidade (HOEKSTRA; HUNG, 2002).

Portanto, a existência desse comércio mundial traz benefícios aos países, mas enseja a discussão sobre outras questões. Incumbir a esse comércio o exercício do encargo de fixar o que cada nação pode produzir, tendo-se por base o volume de água disponível em seu território, pode gerar polêmicas e levar a novas disputas (SEIXAS, 2011). Dessa forma, devem ser investigados outros preceitos de políticas econômica e hídrica. Diversos pesquisadores propõem uma visão holística dos recursos hídricos (HOEKSTRA; HUNG, 2002) – abrangendo as esferas econômica, política e social –, de forma a propiciar a garantia de satisfação das necessidades da população, bem como das condições de produção agrícola e industrial, para todos os setores da sociedade.

Suweis *et al.* (2011) afirmam que existe um alto nível de globalização do comércio de água virtual, sendo que um diminuto grupo de nações desempenha um papel essencial, no que se refere à conectividade da rede e à redistribuição mundial de água virtual. É importante observar que, segundo Hoekstra e Chapagain (2007), o comércio mundial de *commodities* não pode ser direcionado somente por diferenças de níveis de escassez hídrica entre os países, visto que pode depender de diversos

fatores presentes nas nações, tais como: capital, taxas de juros, recursos tecnológicos, disponibilidade e qualidade do solo, preços de insumos, subsídios às exportações, subsídios domésticos, impostos e taxas alfandegárias de exportação e importação.

Deve-se destacar que, de acordo com Rocha e Studart (2012), as políticas econômicas podem afetar sobremaneira a balança de água virtual entre os países. Em vista disso, é relevante que as Políticas de Recursos Hídricos e Macroeconômica mantenham compatibilidade entre si e que se direcionem, simultaneamente, para o alcance da utilização racional da água e da segurança hídrica de toda a população – que se refere à integração do volume com qualidade de água, bem como engloba a proteção do ambiente natural com a água imprescindível para satisfação das necessidades dos seres humanos.

A liberalização do comércio pode ser, na concepção de Ercin e Hoekstra (2012), de significativa importância para uma possível diminuição da pegada hídrica. Entretanto, para diversos países, essa medida pode implicar maior dependência de importação de recursos de água doce provenientes dos países exportadores e, provavelmente, o consumo energético pode aumentar, em consequência do transporte de longa extensão.

Na visão de Carmo *et al.* (2005), a água pode ser classificada como um bem do tipo econômico e, em decorrência disso, suscetível de uma política socioeconômica, elaborada especialmente para o atendimento das demandas sociais. A partir disso, todos os aspectos envolvidos na produção e no comércio de bens e serviços, em que o recurso hídrico esteja presente, podem ser examinados com base em um conceito recente designado de água virtual. Como consequência desse novo ponto de vista, os países podem atribuir valor quantitativo à escassez ou abundância de seus recursos hídricos para servir de subsídio ao processo de tomada de decisão, em termos econômicos, de “o que”, “quanto” e “onde” produzir.

De acordo com o *World Water Council* e o *Institute for Water Education*, a água virtual deve ser vista como um instrumento político, no sentido de que acordos comerciais realizados, entre nações, podem reduzir a pressão exercida sobre países com pouca disponibilidade hídrica. Tais pactos devem conter uma cláusula que possa propiciar a conscientização dos países quanto ao uso de produtos que demandem um volume de água reduzido para serem produzidos, isto é, produtos mais sustentáveis. Além disso, o conceito de água virtual considera as relações entre a utilização dos

recursos naturais e todo o trabalho despendido na produção dos bens. Em termos econômicos, a teoria das vantagens comparativas pode ser aplicada no sentido de incorporar tudo o que pode ser considerado virtual ao produto, tais como o trabalho, a água e as relações sociais. A partir disso, pode-se promover a questão da utilização da água para obtenção do equilíbrio entre os países (SEIXAS, 2011).

Ademais, ao se avaliar com precisão a capacidade de produção de alimentos, que são transacionados pelos países, tomando-se por base cálculos de água disponível, observa-se a existência de uma falta de equilíbrio mundial, em termos de recursos hídricos. As taxas presentes de exportação podem não ser mantidas e, em consequência, a sustentabilidade, em longo prazo, de todo o sistema relativo ao comércio de alimentos. Provavelmente, os países fartos em águas podem restringir, em curto prazo, o volume de água virtual exportado; o que pode deixar, desse modo, as nações dependentes de mercadorias importadas sem recursos hídricos suficientes para o abastecimento de seus habitantes. Com o intuito de aliviar o impacto potencial, desse cenário fácil de realizar-se, as medidas seguintes podem ser adotadas: os países abundantes em águas podem manter em disponibilidade, por intermédio de interações em que há cooperação com outras nações, uma pequena parte de suas produções de alimentos destinada à exportação; as pessoas podem ser conscientizadas para que alterem seus padrões de vida, visando ao atingimento do consumo sustentável; os governos e as empresas podem investir em estudos para a obtenção de significativas inovações tecnológicas, com a finalidade de que sejam aplicadas nos processos produtivos de alimentos, para o suprimento de uma população que cresce continuamente (SUWEIS *et al.*, 2012).

Rocha e Studart (2013) desenvolveram um trabalho sobre o Rio Grande do Sul, estado brasileiro não pertencente ao semiárido, em que quantificam em 230 trilhões de litros o volume total da pegada hídrica dos seguintes produtos agrícolas exportáveis, de 1997 a 2012, em ordem decrescente de volume de pegada hídrica total: outros grãos de soja, mesmo triturados; bagaços e outros resíduos sólidos, da extração do óleo de soja; soja, mesmo triturada, exceto para semeadura; fumo não manufaturado total ou parcialmente destalados em folhas secas, tipo “virgínia”; trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio; arroz quebrado (trinca de arroz); arroz semibranqueado, parboilizado, polido ou brunido; milho em grão, exceto para semeadura; desperdícios de fumo; outros trigos e misturas de trigo com centeio, exceto para semeadura; arroz semibranqueado, não parboilizado, polido, brunido;

outros tipos de mate; fumo não manufaturado total ou parcialmente destalado em folhas secas, tipo “burley”; arroz (“paddy”) com casca, não parboilizado (não estufado); arroz (“cargo” ou “castanho”), descascado, parboilizado; fumo não manufaturado, não destalado em folhas secas, tipo “virgínia”; trigo duro, exceto para semeadura; maçãs frescas; soja para semeadura; outros fumos não manufaturados, total ou parcialmente destalados; milho para semeadura; e outros fumos não manufaturados, não destalados. Esses pesquisadores propõem que tais informações sobre pegadas hídricas desses produtos – sobretudo padrões de pegada hídrica (litros/kg) e volumes exportados (litros) – podem ser empregadas por gestores da área de águas e empresários do setor agrícola para que possam tomar decisões, com o escopo de diminuir os volumes de recursos hídricos consumidos nas cadeias de produção das *commodities* de exportação.

Segundo Dabrowski *et al.* (2009), as pesquisas sobre o fluxo de água virtual da produção e do comércio de culturas agrícolas têm-se concentrado, quase que exclusivamente, sobre o volume de água consumido. Ademais, é pertinente considerar e determinar os custos de oportunidade, com relação à diminuição da qualidade da água, em decorrência da produção de culturas. Esses pesquisadores calcularam o volume de água necessário à diluição de cinco agrotóxicos (dois nutrientes: nitrogênio e fósforo; e três inseticidas: *azinphos-methyl*, *chlorpyrifos* e *endosulfan*) para cinco cultivos (milho, trigo, cana de açúcar, citros e algodão) na África do Sul; bem como compararam os resultados obtidos com o consumo de águas de irrigação e chuva, para as mesmas culturas. Os resultados indicam que a quantidade de água demandada para diluição é equivalente à soma total de águas verde e azul necessárias à produção agrícola, sendo substancialmente maior do que a utilização, somente, de água de irrigação.

Ainda de acordo com Dabrowski *et al.* (2009), considerando-se todas as culturas pesquisadas, as aplicações de fósforo requerem um maior volume de água para suas diluições do que os usos de nitrogênio; enquanto pesticidas provocam o maior impacto quanto à manutenção da qualidade da água, que tem por base premissas de uma sequência de variáveis de entrada, tais como taxas de aplicação de fertilizantes e perdas percentuais provocadas por agrotóxicos. A Análise de Monte Carlo, com cinco mil iterações, foi executada, aleatoriamente, para fazer a seleção das variáveis de entrada, a partir de intervalos determinados. Para todas as culturas, o volume de água demandado para diluição de todos os produtos agroquímicos foi maior

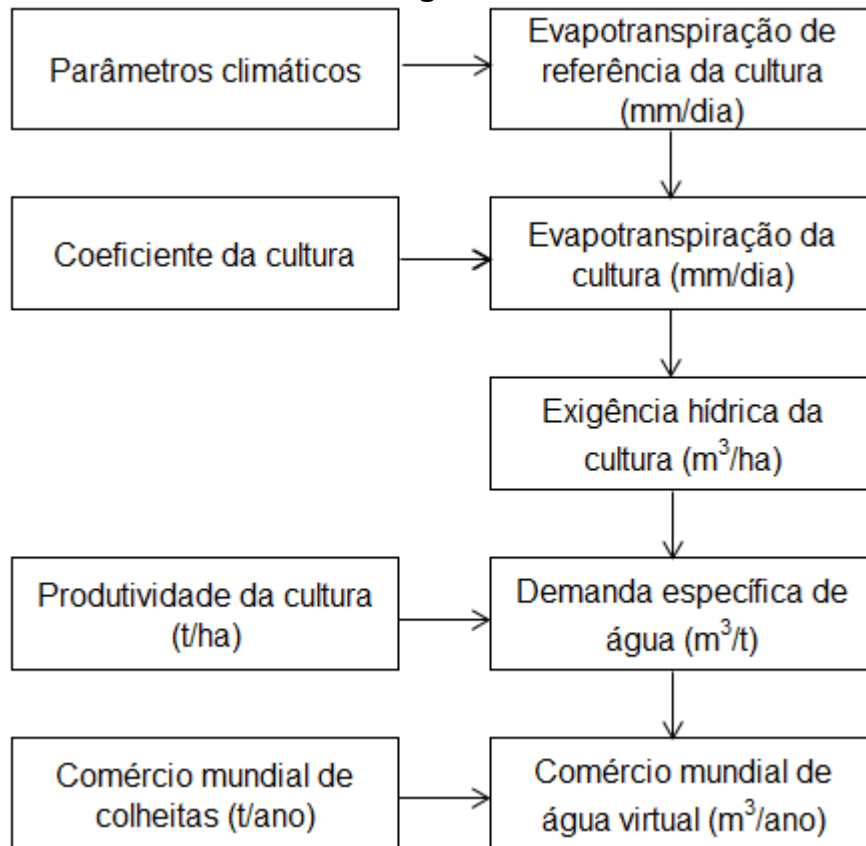
do que o volume necessário à irrigação. Portanto, os resultados do estudo indicam que os impactos provocados pela atividade agrícola na qualidade da água devem ser examinados em cenários que envolvam o comércio de água virtual. Além disso, a incorporação de um método de previsão dos impactos causados na qualidade da água proporciona uma ferramenta de comparação, que pode gerar um quadro referencial mais holístico para o processo de tomada de decisão, no que se refere aos impactos sobre o comércio de água virtual e os recursos hídricos.

2.3.5.1 Estimativas mundiais de exportação e importação de água virtual

As quantificações envolvidas nas estimativas dos volumes comercializados de água virtual são, relativamente, complexas. Para calcular esses valores, deve-se considerar a água consumida em toda a cadeia de produção das diversas mercadorias, bem como as características tecnológicas e outros aspectos específicos de cada região produtora, inclusive ambientais (CHAPAGAIN; HOEKSTRA; SAVENIJE, 2005). Nessa direção, a concepção de água virtual está relacionada profundamente à pegada ecológica, em virtude de ser necessário seguir os passos e as etapas do processo de produção; para avaliar detidamente as utilizações de recursos naturais e os impactos envolvidos nesse processo como um todo, desde o uso de matéria-prima até o consumo de energia.

Com o propósito de estimar o volume comercializado de água virtual, deve-se quantificar o volume de água incorporado em produtos selecionados de acordo com a importância de cada um no mercado mundial, em virtude de representarem a maioria das transações entre as nações (HOEKSTRA; HUNG, 2002). O fluxograma das etapas para a estimativa do comércio mundial de água virtual é apresentado na Figura 2.3. Para a determinação dessa quantificação, devem ser consideradas as especificidades de cada região produtora, e de cada produto, com relação às necessidades hídricas.

Figura 2.3 – Fluxograma das etapas para a estimativa do comércio mundial de água virtual



Fonte: Adaptada pelo autor de Hoekstra e Hung (2002).

A demanda média de recursos hídricos por tipo de cultura pode ser quantificada, separadamente, para cada nação ou região, levando-se em conta parâmetros da FAO. No cálculo dessa média, são consideradas, para cada cultura específica e para cada local específico, a demanda (necessidade) de água da cultura (m^3/t), a exigência de água da cultura (m^3/ha) e a produtividade da cultura (t/ha). A demanda de água por safra (colheita) é determinada a partir da evapotranspiração de cada cultura (mm/dia), acumulada durante todo o período de crescimento (CARMO *et al.*, 2005).

Enquanto a quantificação da evapotranspiração de referência é realizada com base nos parâmetros seguintes: saldo de radiação na superfície da cultura, fluxo de calor incidente no solo, temperatura média do ar, velocidade do vento mensurada a 2m de altura, pressão de vapor saturado, pressão de vapor real, déficit de pressão de vapor, declive da curva de pressão de vapor e constância das propriedades do ar úmido (psicrometria). Além disso, o coeficiente da cultura pode servir como uma agregação das diferenças fisiológicas e físicas entre uma cultura específica e as da

cultura de referência. A evapotranspiração da cultura pode ser determinada por meio da multiplicação do valor de seu coeficiente de cultura pelo valor da evapotranspiração de referência (HOEKSTRA; HUNG, 2002).

A partir do conhecimento de todos esses dados, realiza-se o cálculo do padrão de consumo da pegada hídrica, com o uso de metodologia adequada, de um produto específico (litros/kg). Para avaliar o volume de água virtual por produto (litros), e por região específica, multiplica-se, segundo Konar *et al.* (2011), a quantidade importada ou exportada (kg) pelo teor ou padrão de consumo de pegada hídrica do produto específico (litros/kg). Por fim, faz-se a soma, separadamente, dos volumes de todos os produtos exportados ou importados (litros), para obtenção da estimativa definitiva, por região ou país.

Vários trabalhos da Unesco, elaborados pelo *Virtual Water Trade Research Programme*, segundo Seixas (2011), identificam a relação existente entre os reservatórios mundiais de água doce e suas capacidades de geração de receitas. Todavia, a água usada no processo produtivo de mercadorias exportáveis, até este momento, não é devidamente reconhecida como um bem econômico e fator de produção; o que pode provocar sua escassez, pelo uso sem muito planejamento e gerenciamento, até mesmo em lugares com relativa abundância de recursos hídricos.

Ademais, as quantificações demonstram que a quantidade de água virtual, que foi transferida por intermédio do comércio mundial, apresenta um volume médio projetado, por Shiklomanov (1997), de 695×10^9 m³/ano, para o período compreendido entre 1995 e 1999. Em se tratando da água captada para o setor agrícola – e usada na irrigação –, a média projetada foi de 2.500×10^9 m³/ano, em 1995, e de 2.600×10^9 m³/ano, em 1999. Com o uso suplementar de água de precipitação, para a produção de culturas, pode-se estimar que tal média alcance, em nível global, 5.400×10^9 m³/ano (ROCKSTRÖM; GORDON, 2001). Entretanto, 13% dos recursos hídricos usados no setor agrícola não são utilizados para consumo doméstico; mas, sim, são consumidos para exportação sob a forma virtual. Vale ressaltar que essa porcentagem mundial oscila, fortemente, de nação para nação.

2.3.5.2 Maiores países exportadores de água virtual

Considerando-se o período de 1995 a 1999, e para os dez maiores países exportadores, de acordo com a Tabela 2.6, Estados Unidos, Canadá, Tailândia e Argentina exportaram 71,37% de toda a água virtual. Além disso, o Brasil é o décimo maior exportador.

Tabela 2.6 – Maiores países exportadores de água virtual (1995 a 1999)

Classificação	País	Volume (10^9 m ³ /ano)	%
1	Estados Unidos	152	36,28
2	Canadá	55	13,13
3	Tailândia	47	11,22
4	Argentina	45	10,74
5	Índia	32	7,64
6	Austrália	29	6,92
7	Vietnã	18	4,30
8	França	18	4,30
9	Guatemala	14	3,34
10	Brasil	9	2,15
Total		419	100,00

Fonte: Adaptada pelo autor de Hoekstra e Hung (2005).

2.3.5.3 Maiores países importadores de água virtual

Considerando-se o período de 1995 a 1999, e para os dez maiores países importadores, de acordo com a Tabela 2.7, Japão, Holanda, Coreia do Sul e China importaram 58,93% de toda a água virtual.

Tabela 2.7 – Maiores países importadores de água virtual (1995 a 1999)

Classificação	País	Volume (10^9 m ³ /ano)	%
1	Japão	59	26,34
2	Holanda	30	13,39
3	República da Coreia	23	10,27
4	China	20	8,93
5	Indonésia	20	8,93
6	Espanha	17	7,59
7	Egito	16	7,14
8	Alemanha	14	6,25
9	Itália	13	5,80
10	Bélgica	12	5,36
Total		224	100,00

Fonte: Adaptada pelo autor de Hoekstra e Hung (2005).

2.3.5.4 Balanço de água virtual entre continentes/regiões

Por meio da análise da Tabela 2.8, e considerando-se o período de 1995 a 1999, pode-se concluir que Américas do Norte e do Sul e Sudeste da Ásia foram, nessa ordem, os maiores exportadores de água virtual, com 66,67% de toda a pauta acumulada no período.

Tabela 2.8 – Exportação anual de água virtual por Continente/Região (1995 a 1999)

Classificação	Continente/Região	Volume (10^9 m ³ /ano)	%
1	América do Norte	223	41,30
2	América do Sul	69	12,78
3	Sudeste da Ásia	68	12,59
4	América Central	38	7,04
5	Ásia do Sul e Central	30	5,56
6	Oceania	30	5,56
7	Europa Oriental	29	5,37
8	Ex-União Soviética	18	3,33
9	Europa Ocidental	13	2,41
10	Oriente Médio	11	2,04
11	África Setentrional	6	1,11
12	África Meridional	4	0,74
13	África Central	1	0,19
Total		540	100,00

Fonte: Adaptada pelo autor de Hoekstra e Hung (2002).

Pode-se inferir, por intermédio da análise da Tabela 2.9, e considerando-se o período de 1995 a 1999, que Ásia do Sul e Central, Europa Ocidental e África Setentrional foram, nessa ordem, os maiores importadores de água virtual, com 65,18% de toda a pauta.

Tabela 2.9 – Importação anual de água virtual por Continente/Região (1995 a 1999)

Classificação	Continente/Região	Volume (10 ⁹ m ³ /ano)	%
1	Ásia do Sul e Central	196	36,30
2	Europa Ocidental	105	19,44
3	África Setentrional	51	9,44
4	Oriente Médio	41	7,59
5	Sudeste da Ásia	41	7,59
6	América Central	33	6,11
7	América do Sul	21	3,89
8	América do Norte	18	3,33
9	Europa Oriental	12	2,22
10	Ex-União Soviética	9	1,67
11	África Meridional	8	1,48
12	África Central	3	0,56
13	Oceania	2	0,37
Total		540	100,00

Fonte: Adaptada pelo autor de Hoekstra e Hung (2002).

A quantificação do balanço anual – exportações menos importações – demonstra que as Américas do Norte e Sul, nessa ordem, são os maiores exportadores líquidos de água virtual. Por outro lado, Ásia do Sul e Central e Europa Ocidental são os maiores importadores líquidos de água virtual (Tabela 2.10).

Tabela 2.10 – Balanço anual de água virtual por Continente/Região (1995 a 1999)

Continente/Região	Volume (10^9 m ³ /ano)
América do Norte	205
América do Sul	48
Oceania	28
Sudeste da Ásia	27
Europa Oriental	17
Ex-União Soviética	9
América Central	5
África Central	-2
África Meridional	-4
Oriente Médio	-30
África Setentrional	-45
Europa Ocidental	-92
Ásia do Sul e Central	-166

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em Hoekstra e Hung (2002).

Islam *et al.* (2007) concluíram, ao realizarem uma avaliação fundamentada em um quadro global de escassez hídrica, incluindo-se o comércio de água virtual, que a porcentagem da população mundial que se beneficia desse comércio é mais alta no Oriente Médio, na África do Norte e em áreas da África Subsaariana.

2.3.5.5 Eficiência de uso da água no comércio internacional de alimentos

O conceito de comércio de água virtual refere-se à passagem de recurso hídrico, de modo virtual, de um lugar para outro, como efeito de transações comerciais de mercadorias (BULSINK; HOEKSTRA; BOOIJ, 2010).

Em muitos países com carência hídrica, uma quantidade cada vez maior de alimentos está sendo adquirida do exterior, visando ao sortimento de suas demandas internas. Em vista disso, para essas nações, a compra de alimentos é, de modo prático, equivalente à importação de água; que, de outra forma, seria indispensável à produção desses alimentos em seus territórios. Na literatura sobre utilização de recursos hídricos, consoante Yang *et al.* (2006), o volume de água demandado para produzir uma unidade da cultura é medido em m³/t. Por outro lado, o inverso do valor dessa medida descreve, em t/m³, a produtividade de água da cultura. Observa-se que a produtividade da cultura (m³/t) é uma grandeza, normalmente, diretamente proporcional à irrigação; isto é, quando a disponibilidade hídrica é aumentada, a cultura

apresenta melhor potencial produtivo. Com relação à eficiência de utilização da água, verifica-se um comportamento antagônico, isto é, quando ocorre acréscimo da irrigação, ocorre diminuição na produtividade de água da cultura (t/m^3).

Ademais, o comércio internacional de alimentos também pode propiciar a economia de recursos hídricos; por intermédio das transferências de água virtual de países muito produtivos, em termos de uso de suas águas, para outras nações menos produtivas. Como corolário disso, em nível mundial, tem-se um menor consumo de recursos hídricos por cultura (DALIN *et al.*, 2012).

É de se ressaltar que as questões sobre água virtual concentram-se, mormente, nas discussões inerentes às *commodities* agrícolas, que têm considerável participação no consumo total de água. Em consequência da carência crescente de recursos hídricos, em muitas regiões do mundo, o comércio de água virtual começa a aparecer, conforme Yang *et al.* (2006), como um instrumento político e um meio experimental, que tem sido bastante empregado, nos últimos anos, para o alcance do equilíbrio dos abastecimentos locais, nacionais e mundial de recursos hídricos. O fluxo de água virtual de países de alta produtividade de uso de recursos hídricos para as nações de baixo rendimento pode gerar uma economia mundial, no que se refere ao uso da água no setor agrícola. Por outro lado, fluxos em uma direção contrária conduzem a um desperdício global de recursos hídricos. Além disso, a economia ou poupança de água pode ser entendida como sendo a quantidade de recurso hídrico que, de outro modo, seria demandada caso o produto agrícola fosse cultivado no mesmo lugar em que será consumido. Vale dar ênfase a que o volume de poupança de recurso hídrico pode sofrer mudança, em decorrência do nível de produtividade ou rendimento de água por cultura, de nação para nação – ou de região para região, no interior de um mesmo país.

Não obstante que, unicamente, trocas de água virtual possam ser duvidosas para resolução de desigualdades globais, quanto ao uso de recursos hídricos, elas podem mitigar, em distintas ocasiões, o problema da escassez de água (DALIN *et al.*, 2012). Essas permutas, associadas ao comércio de gêneros alimentícios, têm sido empregadas para aproveitar eficientemente a utilização de água nas atividades agrícolas; sendo, portanto, um instrumento suficientemente valioso, que pode e deve ser cada vez mais posto em prática. Em vista disso, os problemas de escassez hídrica podem ser minimizados por meio do acréscimo de eficiência econômica quanto à forma

de uso de água, com a adaptação dos comércios regionais e mundial de alimentos às distribuições geográficas; no que se refere à larga disponibilidade ou carência de recursos hídricos. Ao mesmo tempo, os países – ou as regiões – com escassez de água podem aumentar a segurança alimentar, de seus habitantes, por intermédio da importação de produtos agrícolas que demandam a utilização intensiva de recursos hídricos, para que sejam produzidos.

Ressalte-se que, de acordo com Kumar e Singh (2005), avaliar os desafios futuros de segurança alimentar, que as nações podem enfrentar, puramente do ponto de vista de questões de recursos hídricos, pode fornecer uma percepção deformada desse cenário. Ademais, as políticas nacionais elaboradas para garantir a segurança alimentar das populações devem considerar o acesso à terra arável, além da disponibilidade de água. Portanto, a admissão à água realizada no perfil do solo, que é determinada pelo acesso à terra arável, pode ser um relevante determinante da disponibilidade real de recursos hídricos.

2.3.5.6 Poupança de água no comércio mundial

Por conceituação, a poupança mundial total de água pode ser calculada por meio da adição das diminuições de todos os fluxos internacionais de transações comerciais de água virtual. Por conseguinte, a economia mundial total de recursos hídricos é equivalente ao resultado da adição das poupanças internas de todas as nações (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

2.4 Balança comercial

Em contabilidade nacional, o balanço de pagamentos é, consoante Paiva e Cunha (2008), o registro metódico dos negócios econômicos efetuados, durante um determinado período, entre os residentes e os não residentes de um país. Além disso, os conceitos de nacionalidade e de residência não podem ser confundidos. Os residentes são constituídos pela totalidade de pessoas físicas e jurídicas (agentes econômicos) que mantêm laços estáveis e ininterruptos com o país em apreço. Caso uma sociedade organizada para a exploração de uma indústria ou comércio, que seja

controlada por capitais estrangeiros, realize operações comerciais e financeiras com o restante do globo, ela terá o registro dessas transações do mesmo modo que um estabelecimento controlado por nacionais. Da mesma maneira, uma filial estabelecida no exterior, que seja controlada por capitais nacionais, deverá ser considerada como mais um agente econômico não residente. No Brasil, a elaboração do balanço de pagamentos segue diretrizes fixadas pelo *International Monetary Fund* (IMF – Fundo Monetário Internacional (FMI)); sendo um instrumento essencial, no âmbito internacional, quando do exame das relações comerciais e financeiras. Sua estrutura apresenta duas contas principais: a conta corrente, que registra as transações que abrangem as trocas de produtos (contabilizadas na balança comercial, que se constitui o objeto de estudo desta pesquisa, como importações e exportações de bens entre as nações), as transações de serviços (registradas na balança de serviços), os pagamentos a fatores de produção (contabilizados na balança de rendas), as transferências unilaterais; e a conta capital e financeira.

Para efeitos de divulgação de dados estatísticos de um país, uma mercadoria é todo produto objeto de uma importação ou exportação. As operações de exportação correspondem às mercadorias enviadas ao exterior; e as de importação referem-se à entrada de mercadorias procedentes do exterior. Enquanto o saldo da balança comercial é o resultado da subtração das exportações menos as importações. O superávit ocorre quando o saldo é positivo. Em caso de saldo negativo, acontece o déficit. O saldo nulo ocorre, portanto, quando os valores de exportações e importações são iguais. O país de destino é aquele que é sabido, na ocasião do despacho aduaneiro, como o derradeiro país para o qual os bens se destinam. Ao passo que o país de origem é aquele em que foram extraídos os minerais, cultivados os produtos agrícolas ou fabricadas as manufaturas, total ou parcialmente. Nesta última situação, o país de origem é aquele em que foi concluída a última etapa de processamento para que a mercadoria possa adotar, de acordo com o conceito estipulado pela Convenção de Kyoto, sua forma final. A unidade da federação exportadora é aquela em que foram extraídos os minerais, cultivados os produtos agrícolas ou fabricados os bens manufaturados, total ou parcialmente. Para este último caso, a unidade da federação produtora é aquela em que foi completada a última etapa do processo fabril para que, segundo o conceito de origem, o produto possa adotar sua forma final. Enquanto a unidade da federação importadora é aquela em que se situa o domicílio fiscal do agente importador. Os blocos econômicos são agrupamentos de países, classificados

conforme regiões geoeconômicas ou acordos internacionais. Ao passo que a corrente de comércio exterior representa – em um período definido e para um país ou um grupo de nações – o somatório de todos os valores de exportações e importações de produtos, em vez da diferença desses valores – que corresponde ao saldo da balança comercial (MDIC, 2013).

O conceito de exportação por fator agregado engloba, segundo MDIC (2013), o agrupamento dos produtos em categorias extensas, levando-se em consideração a maior ou menor agregação de valor (quantidade de transformações) que a mercadoria sofre, em seu processo de produção, até a comercialização final. Com base nessa terminologia, os produtos básicos são aqueles de baixo valor, que são produzidos, normalmente, com uso intensivo de mão-de-obra; cujas cadeias de produção são simples e que sofrem não muitas transformações (tais como minérios de ferro e seus concentrados, óleos brutos de petróleo, soja mesmo triturada, café cru em grão, carne de frango congelada, farelo e resíduos da extração de óleo de soja, fumo em folhas e desperdícios, algodão em bruto, trigo em grãos, milho em grãos, bovinos vivos, tripas e buchos de animais, carnes salgadas, arroz em grãos e caulim e outras argilas caulínicas). Ao passo que os produtos industrializados dividem-se, de acordo com o grau de transformação que sofrem, em:

- a) semimanufaturados: produtos que passam por qualquer transformação (tais como açúcar de cana em bruto, produtos semimanufaturados de ferro ou aços, pastas químicas de madeira, ferro-ligas, couros e peles – depilados – exceto em bruto, ferro fundido bruto, óleo de soja em bruto, borracha sintética, madeira serrada e cacau em pó); e
- b) manufaturados: produtos fabricados, normalmente, com maior grau de tecnologia e alto valor de agregação (tais como óleos combustíveis, automóveis de passageiros, plataformas de perfuração ou exploração, energia elétrica, aviões, açúcar refinado, suco de laranja congelado, produtos laminados planos de ferros ou aços, calçados e álcool etílico).

2.5 Agricultura

Aproximadamente 70% de todos os recursos hídricos consumidos no mundo destinam-se ao setor agrícola (MA *et al.*, 2006; TUNDISI, 2008). Seguindo a mesma

tendência mundial, a irrigação é o mais importante usuário de água no Brasil, de acordo com Christofidis (2005); sendo a área que se pode irrigar equivalente a 29.600.000 hectares.

2.5.1 Consumo de água na Terra

A água não se reparte de forma uniforme na Terra. Em virtude de sua utilização, em nível global, aumentar, de maneira contínua, é relevante averiguar a distribuição de consumo de recursos hídricos entre as regiões mundiais; bem como analisar a sistemática de alocação de água aos diversos setores de atividades humanas. Ao se examinar a Tabela 2.11, verifica-se um contraste elevado entre os volumes consumidos, em 2004, pela Ásia (62,15% do total) e Oceania (0,71% do total). Isso pode ser explicado, principalmente, pelo grande contingente populacional asiático (SEIXAS, 2011). Com um valor de consumo muito distante do utilizado na Ásia, a América do Norte ocupa a segunda posição, com 13,72% do total.

Tabela 2.11 – Consumo de água doce por continentes/regiões e setores de atividade (2004)

Continentes/Região	Setor de atividade						Total	
	Agricultura		Industrial		Doméstico		km ³ /ano	%
	km ³ /ano	%	km ³ /ano	%	km ³ /ano	%		
África	184	85,98	9	4,21	21	9,81	214	5,59
Ásia	1.936	81,41	270	11,35	172	7,23	2.378	62,15
América do Sul	178	70,92	26	10,36	47	18,73	251	6,56
América do Norte	203	38,67	252	48,00	70	13,33	525	13,72
Caraíbas	9	69,23	1	7,69	3	23,08	13	0,34
Oceania	19	70,37	3	11,11	5	18,52	27	0,71
Europa	132	31,58	223	53,35	63	15,07	418	10,93
Total	2.661	69,55	784	20,49	381	9,96	3.826	100,00

Fonte: Adaptada pelo autor da FAO (2004).

Em se tratando do ano de 2004, os setores agrícola, industrial e doméstico consumiram, respectivamente, 69,55%, 20,49% e 9,96% do total global de água doce (Tabela 2.11). Entretanto, observa-se que esses valores percentuais apresentam variação significativa, quando se analisam suas distribuições entre os diversos continentes e setores de atividades. Na África e Ásia, respectivamente, 85,98% e 81,41% dos recursos hídricos são alocados ao setor agrícola; ao passo que na Europa

e América do Norte – que são os continentes que mais se industrializaram – esses valores caem, respectivamente, para 31,58% e 38,67% (SEIXAS, 2011).

2.5.2 Água virtual na agricultura brasileira

O uso crescente de recursos hídricos no setor agrícola brasileiro pode fazer com que seja inevitável, na concepção de Tundisi (2008), a quantificação da água utilizada nos processos de produção, com o intuito de sustentar a primazia do País no que diz respeito à exportação de alimentos. As projeções indicam que, por volta do ano de 2050, Brasil, Estados Unidos da América do Norte, Austrália, Argentina e Europa Central podem ser os mais relevantes produtores e, também, exportadores de alimentos. Em vista disso, para o Brasil, a compreensão do conceito de água virtual pode ser fundamental, no que se refere ao planejamento de sua gestão de águas; sendo indispensáveis, também, os avanços tecnológicos para reduzir o volume demandado de recursos hídricos pela agricultura. Além do mais, a sustentabilidade do recurso hídrico é essencial para o desenvolvimento do Brasil, pois seu sistema econômico depende, além da justa conta, das atividades relacionadas ao agronegócio.

Ojima *et al.* (2008) apresentaram estudo de quantificação da balança comercial de água virtual, para o Brasil, dos seguintes produtos selecionados: soja, farelo de soja, açúcar, milho, suco de laranja e café (pauta de exportações); e trigo, arroz, malte, milho, cebola e alho (pauta de importações). Os resultados obtidos demonstram que, em todos os anos pesquisados, de 1997 a 2007, e para os produtos selecionados, o País exporta mais água virtual do que importa; sendo, portanto, exportador líquido.

2.5.3 Tipos de lavoura

As terras utilizadas para plantio podem ser divididas em lavouras permanentes e temporárias. As primeiras compreendem as áreas plantadas, ou em preparo para plantação, de culturas de longa duração; que, depois de cada colheita, não necessitam de novo plantio, pois continuam produzindo por muitos anos. Ao passo que as segundas abrangem as áreas plantadas, ou em preparação para plantio, de culturas de curta duração – que, de maneira normal, apresentam o tempo que medeia

entre o princípio e o fim de uma colheita menor do que um ano – e que têm necessidade de, comumente, nova plantação depois de cada safra (IBGE, 2013).

2.5.4 Modos de satisfação da necessidade hídrica da cultura

A cultura agrícola de sequeiro é aquela que se desenvolve sem a inevitabilidade de adição de recursos hídricos, ao solo, por intermédio da irrigação. Dessa maneira, essa cultura cresce com água somente da chuva. As culturas anuais de ciclo curto, tais como as hortaliças, comumente necessitam de rega artificial; por conseguinte, não são classificadas na categoria de culturas de sequeiro. No estado de São Paulo, as plantações da cana-de-açúcar e do milho, em geral, vivem unicamente com a água proveniente da chuva; isto é, são culturas da classe de sequeiro. Enquanto no estado do Ceará, os plantios de algodão herbáceo, amendoim, feijão, girassol, mamona, milho, sorgo e mandioca são, preponderantemente, de sequeiro. Ao passo que o conceito de agricultura irrigada opõe-se ao de sequeiro, pois naquela é empregada água sob a forma de rega por meios artificiais. Entretanto, pode-se empregar, ao mesmo tempo, agricultura de sequeiro e de irrigação. Por exemplo, o arroz é uma cultura que demanda bastante irrigação; conquanto existam, igualmente, plantações rizícolas de sequeiro (EMATERCE, 2013). Em determinados casos, pode-se começar o plantio com água da chuva (sequeiro) e, quando as precipitações cessarem, o restante da satisfação da necessidade hídrica da cultura ser complementada com irrigação.

3 MEDIDAS PARA DIMINUIÇÃO DA PEGADA HÍDRICA

Os governos podem e devem dividir com os produtores, consumidores e investidores a obrigação reconhecida, socialmente, de reduzir a pegada hídrica da humanidade.

Fang *et al.* (2010) demonstram que trabalhos de pesquisa voltados à avaliação científica de recursos hídricos e à estratégia de água virtual têm uma grande importância, para uma bacia hidrográfica de uma área estudada, quanto à geração de melhorias socioecológicas e econômicas, bem como para o alcance do desenvolvimento sustentável nessa região.

3.1 Gestores políticos

A gestão de recursos hídricos engloba todo o processo que administra as informações e decisões que dizem respeito à utilização, ao fluxo, ao estoque e à conservação da água, de modo a garantir a provisão desse bem natural, em obediência aos padrões de sustentabilidade, às gerações atual e futuras. Em vista disso, o gerenciamento adequado de recursos hídricos é muito importante, mormente, quando esses recursos são limitados (NAZER *et al.*, 2008).

Em virtude de a água ser um bem de domínio público, consoante Hoekstra *et al.* (2011), o governo não pode se omitir de sua responsabilidade de fixar regulamentos e incentivos apropriados para assegurar a sustentabilidade das atividades humanas de produção (oferta) e consumo (demanda); que envolvam, direta ou indiretamente, recursos hídricos em suas cadeias produtivas.

As questões de utilização de recursos hídricos devem fazer parte, como temas prioritários, das agendas dos governos, de todos os países, pois o acesso à água de boa qualidade pode se tornar, cada vez mais, uma questão mundial (ALDAYA; MARTÍNEZ-SANTOS; LLAMAS, 2010).

Formular e colocar em prática boas políticas públicas na área de águas é somente uma parte do processo da boa governança de recursos hídricos. Para que isso seja alcançado, cada governo deve traduzir o propósito da utilização sustentável de recursos hídricos por meio de um indicativo do que essa intenção pode representar

para a elaboração de diversas políticas de gestão (HOEKSTRA *et al.*, 2011), que possam provocar impactos no âmbito das políticas de águas. A meta de o governo fomentar a utilização dos recursos de água de maneira ambientalmente sustentável, economicamente eficiente e socialmente equitativa deve ser reproduzida não apenas na política hídrica; mas, igualmente, nas políticas ambientais, industriais, agrícolas, energéticas, comerciais e de relações com outros países. Além disso, a conexão entre as políticas dos diversos setores é indispensável, visto que uma boa política hídrica, em sua acepção mais restrita e tradicional, não terá resultado se for, por exemplo, descompensada por uma política agrícola que possa causar o aumento da demanda de recursos hídricos em uma região com carência de água. Portanto, é essencial que se tenha conformidade de ações nas distintas esferas de governo – locais, regionais ou nacional –, sendo decisiva a cooperação no âmbito internacional. É o caso, por exemplo, de uma política nacional para implantação de estruturas apropriadas do instrumento de cobrança pelo uso da água no setor agrícola, que pode estar sujeita ao insucesso se, em uma conjuntura mundial, não for acertado que outras nações desenvolverão, com o intuito de evitar uma competição pífida, políticas de mesma natureza. Para que seja alcançada a transparência de um determinado produto, em termos de sustentabilidade, a cooperação internacional é indispensável, porque diversas cadeias produtivas de bens – que fazem utilização intensiva de água – são, reconhecidamente, internacionais.

Em se tratando do estado do Ceará, as tarifas, cobradas pelo consumo da água, são, historicamente, baixas e insuficientes para dar existência a uma mudança de comportamento, que possibilite aos diversos usuários o atingimento de um padrão mais elevado de eficiência quanto à utilização de recursos hídricos. Entretanto, essas tarifas bastam para: o custeamento da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (Cogerh); o desenvolvimento da multiplicidade dos trabalhos de suporte institucional e técnico dos comitês de bacias hidrográficas; os monitoramentos qualitativo e quantitativo da água (macromedição e controle); a administração do sistema integrado de gerenciamento de informações relativas à demanda e oferta; e a realização de obras de restauração dos sistemas hidráulicos e hídricos – que estão relacionadas às atividades de gestão, que estão sob a responsabilidade dessa companhia (GARJULLI; RODRIGUES; OLIVEIRA, 2004).

De acordo com a última atualização das tarifas – por intermédio do Decreto nº 31.195, de 16 de abril de 2013, que dispõe sobre a cobrança pelo uso dos recursos

hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do Ceará ou da União por delegação de competência (CEARÁ, 2013) –, os agricultores pagam somente, pelas águas irrigadas e conforme suas faixas de consumo, os seguintes valores:

- a) irrigação em perímetros públicos ou irrigação privada com captações em mananciais (açudes, rios, lagoas e aquíferos) sem adução da Cogerh: R\$ 1,00/1.000 m³ (de 1.440 a 18.999 m³/mês) e R\$ 3,00/1.000 m³ (a partir de 19.000 m³/mês); e
- b) irrigação em perímetros públicos ou irrigação privada com captações em estrutura hídrica com adução da Cogerh: R\$ 7,84/1.000 m³ (de 1.440 a 46.999 m³/mês) e R\$ 12,55/1.000 m³ (a partir de 47.000 m³/mês) – após seis meses da publicação desse decreto, tais valores foram reajustados para, respectivamente, R\$ 8,35/1.000 m³ e R\$ 13,36/1.000 m³.

Chahed, Hamdaneb e Besbes (2008) afirmam que a gestão de águas deve buscar um equilíbrio abrangente, ao levar em conta todos os tipos de recursos hídricos: retiradas de água (tipo azul) para irrigação, água de chuva (tipo verde) na agricultura de sequeiro e contribuição do saldo líquido de água virtual da balança comercial de exportação e importação de alimentos. Nos países em que os recursos hídricos são limitados, isso pode proporcionar uma melhor compreensão da conexão entre a água e a produção de alimentos, ao propiciar uma visão mais clara do potencial de produção agrícola.

Muito provavelmente, o comércio de água virtual entre nações ou regiões é, segundo Nascimento e Becker (2008), desequilibrado. No que se refere ao Brasil, um país que apresenta seca e problemas de escassez hídrica em sua Região Nordeste, a estimativa do saldo líquido referente ao comércio de água virtual do País é de uma importância vital; sendo que o conhecimento das desigualdades regionais relacionadas com as disponibilidades de água doce é, também, muito importante. Como exemplo disso, o polo nordestino constituído pelas cidades de Petrolina, no estado de Pernambuco, e Juazeiro, no estado da Bahia, transfere água sob a forma virtual para diversas bacias hidrográficas locais, regionais e internacionais. Todo o cuidado deve ser garantido para que seja assegurado o uso sustentável de recursos hídricos, por meio da diminuição de suas transferências real e virtual; assim como para que seja reduzida a degradação ambiental na bacia do Rio São Francisco, área em que está situado esse polo. A teoria econômica da vantagem comparativa prediz que nações

devem especializar-se na produção e exportação de mercadorias (ou serviços) em que sejam os produtores mais eficientes. Caso o custo real (ou de oportunidade) da água seja considerado nos custos totais de produção de mangas e uvas – que são exportadas e que usam muita água em seus processos produtivos –, a vantagem comparativa dessa bacia pode ser muito diferente; pois os produtores locais não apresentam especialização no plantio de culturas que demandam pouca água. Nessa bacia, os produtores estão desenvolvendo-se auspiciosamente em decorrência de um sistema de preços irrealistas, pois colhem os benefícios privados e, ao mesmo tempo, não pagam os custos socioambientais.

Tal situação acontece, também, na Espanha, em que a agricultura é o usuário mais importante de recursos hídricos, sendo que o preço pago pela água de irrigação tem sido bem menor do que o seu respectivo custo (CAZCARRO *et al.*, 2011).

O pesquisador Dominguez (2010) defende que os gestores precisam levar em consideração maneiras apropriadas para determinação do valor da água, de tal modo que esse recurso natural seja mais caro onde é mais escasso.

A pegada hídrica de cinco tipos de têxteis, comumente utilizados para a produção de *jeans*, foi avaliada por Chico, Aldaya, Garrido (2013), incluindo-se duas fibras e cinco métodos de produção para fiação, tinturaria e tecelagem. Os resultados mostram que a produção de fibras é a etapa com o maior consumo de água, sendo que a produção de algodão apresenta, também, grande relevância. A diversificação da produção agrícola levou a uma maior pegada hídrica por unidade. Entretanto, ocorreu uma pressão total mais baixa sobre os recursos hídricos das bacias hidrográficas. Eles avaliaram a sustentabilidade da pegada hídrica do algodão, estimada com o emprego do índice de escassez de água; e mostraram sua variação em diversos anos, comparativamente ao resultado de consumo de água em diferentes culturas no restante de cada uma das bacias dos Rios Guadalquivir, Guadalete e Barbate, situadas no semiárido do sul da Espanha. A água disponível, armazenada em barragens, e os fluxos de saída também foram incorporados, ao estudo, como pontos de referência para avaliação da sustentabilidade. Para o caso da produção de algodão, as situações de cada bacia e os impactos dos incentivos previstos pela Política Agrícola Comum, da União Europeia, são mais relevantes do que a pegada hídrica real de produção do algodão. Em vista disso, as estratégias destinadas a reduzir o impacto da pegada

hídrica de um produto precisam levar em conta tanto essa pegada, ao longo da cadeia produtiva de cada produto, quanto o contexto local.

Os pesquisadores Novo, Garrido e Varela-Ortega (2009) defendem que o conceito de água virtual, que existe há pouco tempo, acrescenta mais uma dimensão ao comércio internacional; ao mesmo tempo em que traz uma perspectiva nova com relação à escassez e gestão de recursos hídricos. Com relação a pesquisas realizadas, a literatura sobre água virtual apresenta muito mais publicações inerentes à quantificação dos fluxos virtuais de recursos hídricos e à sua aplicabilidade no sentido de garantir água e segurança alimentar às populações. Além do mais, a análise dos possíveis ganhos potenciais advindos do comércio internacional, pelo menos do ponto de vista de recursos hídricos, deve levar em conta as variações espaciais e temporais de águas azuis (subterrâneas e superficiais) e verdes (chuvas e umidade), bem como as condições socioeconômicas e políticas de cada localidade.

Cálculos desenvolvidos por Novo, Garrido e Varela-Ortega (2009) mostram que a Espanha é uma importadora líquida de água virtual, quando se considera o comércio internacional de grãos. Para esse país, seu volume de importação líquida equivale a 3.420, 4.383 e 8.415 milhões de m³ em anos de altas, médias e baixas precipitações que foram, respectivamente, 1997, 1999 e 2005. Em termos gerais, o comércio de grãos é, aparentemente, consistente com a escassez de água, pois as importações líquidas, de água virtual, crescem em anos secos. Entretanto, as evoluções das exportações de grãos, expressas como variações das quantidades e dos volumes, não coincidem com as variações de escassez de recursos. A análise desagregada, por cultura, revela que há outros fatores, tais como a qualidade do produto, a especialização do produto ou a demanda por um produto padronizado que também influenciam as decisões comerciais; e não estão incluídos no conceito de água virtual. Por conseguinte, esses fatores podem, além de outros, dar existência a potenciais distorções na aplicação desse conceito para análise de padrões comerciais específicos. Entrementes, do ponto de vista da administração de recursos hídricos, a água virtual pode trazer informações relevantes aos países; para que possam melhorar a gestão da água e da terra no mundo, por intermédio de estratégias adaptadas às modificações climáticas e à gestão de recursos transfronteiriços.

A China é grande, em termos territoriais, e possui uma distribuição espacial desigual de recursos hídricos (ZHANG; YANG; SHI, 2011). Feng *et al.* (2012)

estudaram o Rio Amarelo, segundo maior rio chinês, que enfrenta crescente escassez de água devido ao aumento do consumo, em uma economia em rápido crescimento, e ao alto padrão de uso de água, por uma população cada vez mais urbanizada. A bacia desse rio está dividida em três regiões – cursos superior, médio e inferior –, cada uma com características muito diferentes em termos de recursos hídricos, estrutura econômica e padrões de renda familiar e de consumo. Ademais, a água virtual tem sido reconhecida como um conceito potencialmente útil para ser empregado quando se visa à redistribuição de água de regiões ricas para áreas pobres em águas.

Feng *et al.* (2012) avaliaram os fluxos regionais de água virtual entre os três trechos da bacia do Rio Amarelo e o restante da China; distinguindo as águas verde e azul, bem como as pegadas hídricas dos domicílios rurais e urbanos. Os resultados mostram que todos esses trechos são exportadores líquidos de água virtual, ou seja, as atividades de produção e consumo exteriores à bacia, também, pressionam os recursos hídricos do Rio Amarelo. Ao analisar esses resultados, os gestores podem sugerir uma redução da exportação de água virtual azul por meio da substituição de produtos de uso intensivo de água por outros de menor uso e de maior valor econômico agregado. Em particular, o curso inferior do rio, que é a região da bacia com maior escassez de água, deve aumentar a importação de bens de utilização intensiva de água, tais como os oriundos de culturas de regadio e de produtos alimentares transformados, provenientes de regiões com abundância de água, tais como aquelas situadas ao sul da China. Desse modo, o comércio de água virtual pode ajudar, em território chinês, a sustentar o crescimento econômico das regiões situadas no interior da bacia; o que pode aliviar, assim, a pressão decorrente da escassez de água. Além disso, há uma enorme distância entre pegadas hídricas domésticas urbanas e rurais. A pegada hídrica média do agregado familiar urbano é mais do que o dobro da pegada hídrica média de uma casa rural, pois a família urbana apresenta um maior consumo de bens e serviços de uso intensivo de água, tais como produtos alimentícios processados, calçados, artigos de vestuário e serviços de hotelaria e eletricidade.

O sucesso do desenvolvimento econômico da China deixa, de acordo com Guan e Hubacek (2007), marcas profundas na disponibilidade e qualidade de seus recursos. Algumas regiões desse país são, relativamente, pobres no que diz respeito aos recursos hídricos. Esse problema é agravado pelo crescimento econômico. As atividades de comércio florescente, tanto em nível nacional quanto internacional, resultaram em quantidades significativas de retirada e poluição de recursos hídricos.

Em termos de alocação de recursos hídricos e eficiência, a estrutura atual do setor comercial chinês não é muito favorável. O norte da China, uma região que apresenta escassez de água, praticamente exporta cerca de 5% do total de suas fontes de água doce disponíveis para consumo de outras regiões; bem como esse comércio gera grandes quantidades de águas residuais. Por outro lado, o sul da China, uma região com abundância de recursos hídricos, é praticamente importadora de água de outras regiões; enquanto suas importações provocam a criação de águas residuais poluentes em hidroecossistemas de outras localidades.

Porkka *et al.* (2012) constataram que, em pesquisa realizada em seis países (Afeganistão, Cazaquistão, Quirquistão, Tadjiquistão, Turcomenistão e Uzbequistão), a redução das exportações de produtos que demandam o uso intensivo de água, para serem produzidos, pode ser uma opção, juntamente com outras medidas mais tradicionais, para aliviar a escassez hídrica na Ásia Central.

Historicamente, a agricultura tem desempenhado, segundo Wheida e Verhoeven (2007), um papel central na vida, economia e cultura da população da Líbia. Entretanto, no século XXI, os recursos naturais de água doce, desse país, encontram-se quase que totalmente consumidos; sendo necessária a reavaliação, com urgência, de sua estratégia de gestão, em longo prazo, de recursos hídricos. Portanto, as autoridades líbias devem enfrentar a realidade e deliberar sobre suas prioridades quanto ao abastecimento de água. A primazia, quanto à utilização de seus recursos limitados, deve ser dada às necessidades humanas de água potável e às atividades turísticas e industriais, para que seja assegurada a manutenção de uma boa qualidade de vida. Para os líbios, pode ser mais racional importar a maior parte dos alimentos e das forragens que necessitam, para serem produzidos, de alto consumo de água, especialmente mercadorias que podem ser transportadas e armazenadas, com facilidade, a partir de países com fartura de fontes naturais e renováveis de água. Portanto, a estratégia política, a ser desenvolvida, pode ser a da importação de água virtual na sua forma mais econômica, ou seja, embutida na cadeia produtiva dos alimentos.

Por intermédio de um estudo de caso realizado no estado australiano de Vitória, Lenzen (2009) demonstra que a análise de entrada e saída pode enumerar os fluxos de água virtual, sem erros sistemáticos decorrentes de arredondamentos, quando da quantificação dos volumes – uma questão que tem sido bastante ausente

da literatura sobre água virtual. Considerando-se uma análise simplificada de fluxo, sob uma perspectiva apenas do produtor, pode-se retratar Vitória como importadora líquida de água virtual. Entretanto, ao se especificar as demandas de água, em toda a cadeia de fornecimento, por meio da análise de entrada e saída, essa região passa a ser, de forma significativa, exportadora líquida de água virtual. O autor da pesquisa recomenda ao governo australiano empregar, quando da elaboração de Políticas de Recursos Hídricos, a análise de entrada e saída.

Como consequência da fatura de água, em extensa porção da superfície terrestre do Brasil, os recursos hídricos foram, segundo Castro (2012), por muito tempo, gratuitos e consumidos sem a prescrição de regras pouco flexíveis. Muitas mercadorias de exportação são comercializadas a preços que não traduzem, apropriadamente, os custos relativos aos recursos hídricos utilizados em suas respectivas cadeias de produção. Além disso, no Brasil, as tarifas cobradas pela utilização da água são, quando confrontadas com as praticadas em outras nações, relativamente baixas. Em vista disso, a instituição de preços adequados para os usos agrícola, doméstico e industrial pode estimular o uso eficiente e, também, sustentável dos recursos hídricos; bem como proporcionar bastante economia desse bem natural.

De acordo com Wichelns (2004), a metáfora da água virtual – que é o emprego de uma palavra, ou expressão, em sentido dessemelhante do próprio por analogia ou semelhança – foi criada, originalmente, com o intuito de angariar a atenção das autoridades públicas, responsáveis pelas escolhas das políticas que possam exercer influência quanto ao uso de recursos hídricos em territórios áridos. Com o passar do tempo, essa metáfora foi utilizada, principalmente, para fazer a descrição da água usada para produzir mercadorias agropecuárias, que são negociadas no mercado mundial. Diversos autores têm descrito como os países, com carência de água, podem ampliar sua segurança alimentar por meio da importação de culturas de uso intensivo de água. Alguns pesquisadores notaram semelhanças entre a água virtual e a teoria econômica da vantagem comparativa. Entrementes, a água virtual aborda dotações de recursos, mas não trata de tecnologias de produção ou de custos de oportunidade; que são considerados na teoria da vantagem comparativa. Essa metáfora pode ser útil no sentido de motivar os agentes públicos a considerar políticas que possam promover a melhoria do uso de recursos escassos; mas as vantagens comparativas devem ser avaliadas para que se possa determinar as estratégias ideais de produção e comercialização. Tais estratégias nem sempre são consistentes com as expectativas

baseadas somente em dotações de recursos. A partir do exposto, as discussões sobre políticas de recursos hídricos podem ser melhoradas, considerando-se vantagens comparativas quando da avaliação de oportunidades quanto à importação ou exportação de produtos agrícolas.

Ao informar o momento em que se torna iminente a colocação em execução, ou reformulação, de políticas de gestão de águas, a análise da pegada hídrica nas bacias hidrográficas torna-se um instrumento útil aos gestores políticos; pois admite uma confrontação entre os recursos disponíveis e as utilizações existentes. Portanto, a pegada hídrica propicia a obtenção de conhecimentos valiosos com relação à utilização eficaz ou ineficaz de recursos hídricos em uma área determinada (SEIXAS, 2011).

Seguindo a tradição, os governos têm adotado, geralmente, quando elaboram planos nacionais de águas, perspectivas que dizem respeito unicamente a suas próprias nações, com o propósito de buscar alternativas para suprir necessidades de seus usuários internos de recursos hídricos; sem, entretanto, questionar-lhes a soma total em termos de volume de demandas. Apesar de os países conceberem, hodiernamente, opções para reduzir a procura de recursos hídricos, além de meios para acrescentar o abastecimento de água, comumente eles não consideram a dimensão mundial da gestão hídrica; pois não incluem em seus planos, declaradamente, opções que levem em conta a poupança de água por intermédio da importação de mercadorias que demandam grande quantidade de recursos hídricos, para serem produzidas em seus territórios (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Em termos estatísticos, os agricultores, as indústrias e os serviços públicos de abastecimento de água potável são os principais usuários de recursos hídricos. Além disso, todos os países utilizam, excessivamente, esse recurso natural para produção de *commodities* exportáveis. Os governos nacionais não têm, quando analisam o uso da água unicamente em seus próprios territórios, uma visão perfeita do nível de sustentabilidade de seus consumos internos. Vários países têm avaliado suas pegadas hídricas sem ter em boa conta que as mercadorias importadas causam escassez, ou poluição hídrica, nos países exportadores. O conhecimento do grau de dependência de recursos hídricos, provenientes de outros países, é muito importante para qualquer governo nacional, não apenas quanto à avaliação de sua política ambiental; mas, igualmente, quanto à verificação da segurança alimentar de seus habitantes (HOEKSTRA; MEKONNEN, 2012).

Portanto, ao considerar unicamente o uso da água em seus próprios países, muitos governos se mostram omissos quanto ao problema da sustentabilidade de seus consumos nacionais. Observa-se, na prática, que muitas nações ‘externalizam’ suas pegadas hídricas, de maneira significativa, sem examinar que os produtos importados contribuem para a geração de poluição e o esgotamento da água nos países produtores. Dessa forma, os governos podem e devem se unir aos empresários e consumidores com a finalidade de produzir e consumir somente produtos sustentáveis. Ademais, a quantificação da pegada hídrica deve ser um constituinte fundamental das estatísticas nacionais de água e servir de embasamento para elaboração de um plano nacional de recursos hídricos e de bacias hidrográficas; que deve sempre se manter em harmonia com as políticas inerentes ao ambiente e aos setores comercial, industrial, energético e de cooperação entre nações (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Estudo realizado por Yoo *et al.* (2012) revela que a taxa de autossuficiência de recursos hídricos da Coreia do Sul, em 2008, para a produção de grãos foi de somente 26,2%. Devido a esse resultado, a quantidade de água virtual contida no fluxo de importação de produtos agrícolas é muito maior do que a de muitos países. Além disso, o comércio mundial de água virtual é, especialmente, relevante para esse país asiático, que é dependente das importações estrangeiras para manter a segurança alimentar de sua população e estabelecer uma política de recursos hídricos na área agrícola. A importação coreana de água virtual está concentrada nas culturas de trigo, arroz, milho e soja. Ademais, um pequeno número de países – incluindo-se os Estados Unidos da América, a China e o Brasil – representa mais do que 96% do volume de água virtual importada, indicando que a Coreia do Sul depende fortemente dessas nações.

Tem sido argumentado, pelos pesquisadores, que a gestão de águas deve estender sua abrangência e agregar, em suas análises e quantificações de utilização de recursos hídricos, as perspectivas do consumidor – que leva em conta que o padrão de consumo é um fator muito relevante na gestão de águas, pois determina a quantidade de recurso hídrico demandada por um consumidor – e do comércio – que considera que as transações de produtos, que demandam o emprego intensivo de água, para serem produzidos, atenuam a pressão exercida sobre a escassez hídrica nas localidades que importam esses produtos, bem como aumentam a pressão sobre os recursos hídricos nas regiões exportadoras (BULSINK; HOEKSTRA; BOOIJ, 2010).

Abu-Sharar, Al-Karablieh e Haddadin (2012) participaram de uma pesquisa sobre o papel da água virtual na otimização da gestão de recursos hídricos na Jordânia, um país muito pobre em disponibilidade hídrica e com nível baixo de uso de água (Tabela 2.3), em que calcularam os conteúdos de água virtual de produtos importados e seus respectivos custos. A viabilidade da agricultura e a quantidade de água necessária para produzir todas as culturas, que crescem na Jordânia, foram avaliadas, utilizando-se o retorno líquido por unidade de volume de água, bem como a quantidade de água virtual incorporada, por unidade de massa de produção. Os resultados dessas análises mostram que ocorrem diferenças regionais na rentabilidade das culturas e, assim, no retorno líquido por unidade de volume de água proveniente da irrigação. Isso foi atribuído às variações ocorridas em zonas agroclimáticas, pontuadas por tecnologias de produção e irrigação, bem como ao acesso aos recursos hídricos.

Ainda com relação à Jordânia, Mourad, Gaese e Jabarin (2010) afirmam que a alta demanda de recursos hídricos para usos agrícolas pode levar esse país a uma crise de água. Uma possível solução parcial para esse problema pode ser, sob a perspectiva da gestão integrada de recursos hídricos, a importação de culturas que requerem grandes volumes de água para crescerem. Ademais, determinadas culturas – tais como banana e citros – causam uma enorme perda de água aos jordanianos; que pode ser reduzida por intermédio do cultivo de outras culturas menos exigentes em termos de consumo de água.

Além disso, o custo de oportunidade da água deve ser considerado quando da alocação de recursos hídricos a diversos setores de consumo. Os sistemas agrícolas que geram lucros líquidos inferiores a um limite, arbitrário, de US\$1,0/m³ de água de irrigação e apresentam rendimento de produção com eficiência de uso da água maior ou igual a 50m³/t são classificados como inviáveis. No caso da Jordânia, o grande desafio para os tomadores de decisão pode ser o de garantir que o custo de oportunidade da água seja incorporado ao processo de investigação para determinação do futuro padrão de cultivo. Tal custo hídrico deve ser combinado com a análise da água virtual incorporada, por colheita, e com o retorno líquido estimado, por volume unitário de água de irrigação (ABU-SHARAR; AL-KARABLIEH; HADDADIN, 2012).

Busca-se, em diversas ocasiões, o atingimento da eficiência de alocação hídrica por intermédio da incorporação, nesse processo, de fluxos de água virtual; que

se apresentam embutidos no comércio de *commodities* agrícolas (BOELEN; VOS, 2012).

Em se tratando da Jordânia, um novo mecanismo de alocação de recursos hídricos (por exemplo, mercado de água que forme seus preços) precisa ser desenvolvido para o uso mais eficiente de recursos hídricos, em substituição ao da distribuição por quota, para os fazendeiros, comumente praticado nesse país. A otimização do uso de recursos hídricos, que são limitados, pode ser alcançada por importações contínuas de água virtual, especialmente embebida em cereais, óleos, carnes, animais vivos e açúcares; que se mostra um método eficiente de equilibrar a escassez de água para produção de alimentos e, ao mesmo tempo, poupar recursos hídricos limitados para utilizações alternativas mais prioritárias. Ademais, os jordanianos devem concentrar-se na produção e na exportação de culturas com baixo teor de água virtual, bem como com alto retorno por metro cúbico utilizado de recursos hídricos. A diminuição contínua na disponibilidade per capita de água pode forçar o governo da Jordânia a adotar medidas para otimização de sua gestão de recursos hídricos, que pode ser melhorada caso os padrões de cultivo sejam planejados com base na maximização do retorno líquido por unidade de volume de água de irrigação; assim como na minimização da necessidade de água para produção por unidade de massa de rendimento da cultura (ABU-SHARAR; AL-KARABLIEH; HADDADIN, 2012).

Hakimian (2003) fez um estudo sobre o comércio mundial no contexto das regiões áridas e semiáridas do Oriente Médio e Norte da África, levando em consideração a relação entre a escassez de água e os alimentos importados. Sobretudo para os países áridos e semiáridos, de acordo com a abordagem da água virtual, as importações de alimentos são o resultado lógico e racional de um padrão de especialização, baseado na teoria das vantagens comparativas do comércio internacional.

Dietzenbacher e Velázquez (2007) analisaram o comércio de água virtual da região espanhola da Andaluzia – uma das áreas mais áridas da Europa. O setor agrícola andaluz é relativamente pequeno, mas é responsável por 90% do consumo anual de recursos hídricos. Mais de 50% dos produtos finais agrícolas são exportados para outras regiões espanholas ou para o exterior. Esses pesquisadores empregaram o conceito de água virtual, juntamente com a abordagem da metodologia de insumo-produto, e verificaram que uma parte substancial do consumo de água da Andaluzia é

incorporada em suas exportações de mercadorias. Considerando-se o teor de água virtual de seu comércio, essa região é exportadora líquida de água virtual. Eles examinaram, também, os aspectos da política regional e concluíram que a redução das exportações de produtos agrícolas para o exterior pode trazer benefícios consideráveis, em termos de poupança de água, enquanto que os efeitos negativos podem ser apenas moderados.

Zhang *et al.* (2011) investigaram os impactos do comércio mundial da China sobre seus recursos hídricos e usos, entre 2002 e 2007. Na maioria dos setores pesquisados, os resultados obtidos mostram um aumento significativo quanto à eficiência de utilização da água, especialmente no setor de manufatura. No entanto, a exportação líquida de água virtual aumentou em, aproximadamente, 75%, passando de $39,0 \times 10^9 \text{m}^3$ para $68,2 \times 10^9 \text{m}^3$. A relação entre as exportações líquidas de água virtual e o volume total de recursos hídricos desse país aumentou de 1,8% para 3,1%. No norte chinês, que enfrenta problemas de escassez, essa proporção passou de 3,6% para 5,1%, o que indica uma pressão cada vez maior sobre os recursos hídricos. A participação das exportações líquidas de água virtual em relação ao consumo total de água na China aumentou de 7% para 12%. Além disso, os resultados sugerem que os ganhos econômicos chineses, em decorrência da intensificação do comércio internacional, provocaram custos de externalidades elevados a seus recursos hídricos.

As determinações dos volumes de pegada hídrica e de transações comerciais, envolvendo a água virtual, devem compor um banco de dados estatísticos, com a finalidade de servir de base à confecção de outras políticas governamentais, tais como: local, estadual ou nacional de águas; de bacias hidrográficas; ambiental; agrícola; industrial; energética; econômica; de comércio; de cooperação e desenvolvimento internacional. Em virtude de a organização governamental poder ser considerada uma empresa qualquer, outro ponto relevante é que cada governo deve elaborar um plano com o intuito de diminuir sua própria pegada hídrica (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Segundo Castro (2012), o Brasil é detentor da maior reserva universal de água doce. Contudo, essa ampla disponibilidade hídrica dissimulou, por um período extenso, os problemas de escassez em algumas porções de seu território, como é o caso da Região Nordeste. Em vista disso, o governo brasileiro vem tentando gerenciar

seus recursos hídricos, nas últimas décadas, de modo mais eficiente e racional, com o objetivo de desviar-se de situações de poluição e de crises de abastecimento de água.

As metas mais relevantes de uma estratégia de governo relacionada à diminuição da pegada hídrica são: favorecer o progresso da utilização de tecnologias que visam à poupança de água, em todos os setores econômicos; tornar maior a conscientização dos produtores e consumidores, com relação à totalidade dos problemas relativos a recursos hídricos; fomentar a transparência dos produtos, ao longo das cadeias de provisão, e reorganizar as economias fundamentadas no suprimento de água, que, ainda, não apresentam qualidade de sustentável; dar nova estrutura aos instrumentos de cobrança pela utilização da água, de maneira que o custo real do recurso hídrico torne-se parte intrínseca do valor, em dinheiro, dos produtos finais. Esses são desafios que não prescindem da colaboração entre produtores, consumidores e diferentes níveis governamentais; bem como, em diversas ocasiões, da cooperação internacional (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Em âmbito global, a *International Organization for Standardization* (ISO – Organização Internacional de Padronização) prepara o lançamento da regra de procedimento ISO 14046, que versa sobre princípios e diretrizes inerentes à pegada hídrica de produtos, processos e organizações. Essa norma deve ser reconhecida em nível internacional e, também, levar em conta as necessidades de governos locais, regionais e nacionais; bem como de associações de comerciantes e ONGs. Para que isso aconteça, a norma ISO 14046 está sendo discutida para que seja compatível com os sistemas de certificação e de gestão ambiental da ISO 14000 (SEIXAS, 2011); e possa retratar um padrão internacional de pegada hídrica (PAGE; RIDOUTT; BELLOTTI, 2012).

3.2 Empresários

Pode-se afirmar que os empresários são responsáveis pela colocação no mercado de produtos que apresentem qualidade sustentável. Portanto, isso significa que eles devem adotar medidas com a finalidade de que as pegadas hídricas de suas mercadorias tornem-se sustentáveis (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Uma quantidade crescente de empresas e organizações diversas começaram a reconhecer a relevância da água doce para seus negócios; e deram início a programas com o intuito de avaliar a sustentabilidade dos recursos hídricos consumidos em seus processos produtivos. Isso pode ser alcançado com o uso da metodologia da água virtual – que é empregada para medir o impacto, sobre os recursos hídricos, resultante de transações comerciais entre países e empresas – e com a metodologia da pegada hídrica – que foi definida e desenvolvida para ser aplicada em países, empresas e produtos (LI; NWOKOLI, 2010).

Como uma estratégia empresarial de avaliação e controle, a pegada hídrica pode apresentar uma série de metas e atividades. As corporações podem diminuir sua pegada hídrica operacional ao reduzir seu consumo de água em suas próprias atividades; assim como tentar tornar nula a poluição hídrica. Em vista disso, deve-se evitar, restringir, tratar e reciclar; antes mesmo de descartar. Para a situação de a empresa evitar a evaporação, a pegada hídrica azul pode ser numericamente igual a zero. Já no caso de a corporação abrandar a geração de água residual, tanto quanto seja possível, e de tratar essa água remanescente, que até então é produzida, a pegada hídrica cinza pode chegar a zero. Ademais, a pegada hídrica da cadeia de abastecimento – ou de insumos intermediários – é, para muitas empresas, muito maior do que suas próprias pegadas operacionais. Portanto, qualquer empresa pode diminuir a pegada hídrica final, de sua cadeia de produção, ao negociar acordos com seus fornecedores de produtos intermediários, para que adotem determinados padrões em suas cadeias produtivas; ou, de modo simples, pode mudar de fornecedores (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Os resultados da pesquisa realizada por Kondo (2005) indicam que a variação do volume de exportação foi o fator que mais influenciou na determinação do volume total de exportações de água virtual do Japão, no início da década de 1980. Entretanto, os fabricantes desse país dependem, para melhorar suas vantagens competitivas, do provimento de água, a partir de subsidiárias instaladas em países em desenvolvimento. Como exemplo disso, muitas indústrias têxteis de manufatura estabelecem suas filiais no exterior com o fito de aproveitar economias de escala, por causa do alto custo dos recursos hídricos nessa nação asiática. Mais notavelmente, muitos empreendimentos do setor de eletricidade estabelecem suas subsidiárias de produção em todo o globo. De acordo com Herath *et al.* (2011), a hidroeletricidade tem sido classificada como sendo detentora de uma notável pegada hídrica.

Segundo Kondo (2005), diversas mercadorias agrícolas atualmente vendidas no Japão dependem fortemente de recursos hídricos importados. Além disso, a taxa de aumento da utilização total de água, em nível mundial, teve um grande incremento no século XX. Para o caso da Ásia, a prioridade deve ser dada para a solução dos problemas de recursos hídricos, porque o volume total de água usado na Europa é significativamente menor do que no continente asiático. Independentemente do porte, as subsidiárias estrangeiras têm de melhorar seus sistemas de reciclagem de água e métodos de produção, porque as inovações tecnológicas podem suavizar, sobretudo nos países em desenvolvimento, os impactos sobre os recursos hídricos. Com o intuito de atingir esse objetivo, abordagens políticas alternativas podem ser planejadas e executadas no Japão. Entretanto, abordagens orientadas com base na gestão de suprimentos têm sido tradicionalmente aplicadas, quando da elaboração de políticas de águas para indústrias japonesas, em lugar da utilização de abordagens orientadas com base na gestão da procura.

Diversos estudos destacam que a substituição de combustíveis fósseis por biocombustíveis, obtidos a partir de culturas agrícolas, podem acarretar problemas graves, relacionados com os impactos causados pela pressão exercida sobre os recursos hídricos (MARTA *et al.*, 2012).

Para a situação dos Estados Unidos, a pegada hídrica do biocombustível de etanol de milho é alta, especialmente para quase toda a produção a oeste do Rio Mississippi. Subhadra e Edwards (2011) defendem que os produtores de etanol de milho podem reduzir a pegada hídrica de três mil litros de água doce para produção de cada litro desse biocombustível, em campos agrícolas irrigados, pois cerca de 70% da água é perdida devido à evapotranspiração, percolação do solo e absorção.

No contexto da moderna economia mundial, água e energia estão intrinsecamente ligadas (SCOWN; HORVATH; MCKONE, 2011).

Elena e Esther (2010) defendem que a diversificação energética e a utilização de fontes renováveis de energia são fatores importantíssimos no que diz respeito à estratégia energética europeia. Ademais, os biocombustíveis são a opção mais popular de recursos renováveis para o setor de transportes. Entretanto, a produção de biocombustíveis requer uma quantidade considerável de recursos hídricos; sendo que esse vínculo entre água e energia raramente é levado em consideração. Como exemplo disso, a pegada hídrica de matérias-primas necessárias

à produção de biocombustíveis na Espanha provoca forte impacto sobre a situação local de recursos hídricos, que pode ser reduzido por meio da importação de água virtual. Ao mesmo tempo, essas importações podem aumentar a dependência espanhola de água e energia. Dessa forma, a fim de gerenciar recursos hídricos sob uma perspectiva integral, em seu território, o governo desse país pode planejar o consumo de biocombustíveis e, simultaneamente, tomar medidas para diminuir a demanda energética no setor dos transportes.

A pegada hídrica da empresa produtora de biomassa é, de acordo com Gerbens-Leenes, Hoekstra e Van der Meer (2009), de setenta a quatrocentas vezes maior do que a pegada de outras operadoras de energia primária, excluindo-se as de energia hidrelétrica. Dessa maneira, a tendência para uma maior utilização de energia, em combinação com uma contribuição cada vez maior de energia oriunda a partir da biomassa, deve ampliar a necessidade de água doce. Isso pode ocasionar uma concorrência com outros usos prioritários de recursos hídricos, como é a situação da água para a produção e o processamento de alimentos.

Para o caso da produção de biocombustível, de acordo com Wu, Chiu e Demissie (2012), a compreensão de sua cadeia de abastecimento – e como ela se relaciona com o volume e a qualidade da água – é fundamental para a elaboração do planejamento de seu processo produtivo, visando ao alcance da sustentabilidade ambiental.

Yang *et al.* (2011) desenvolveram uma pesquisa nos Estados Unidos, que analisa o balanço de nutrientes e a pegada hídrica do ciclo de vida da produção de biodiesel com base em microalgas. Os resultados obtidos confirmam a competitividade desses biocombustíveis e destacam a necessidade, como fontes de recursos hídricos, da reciclagem e do uso de águas provenientes do mar e de esgotos. Para gerar 1 kg de biodiesel são necessários 3.726 litros de água doce sem reciclagem, 0,33kg de azoto e 0,71kg de fosfato. Com o emprego da reciclagem, ocorre uma redução de água e nutrientes em, respectivamente, 84% e 55%. Ao passo que com o uso de águas residuais, ou do mar, a exigência de água doce é diminuída em 90%; sendo eliminada a necessidade de quase todos os nutrientes, exceto o fosfato.

Ercin, Aldaya e Hoekstra (2012) avaliaram a pegada hídrica do leite de soja, produzido em uma fábrica na Bélgica, e do hambúrguer de soja, elaborado em um estabelecimento na Holanda. Foram pesquisadas fazendas de soja orgânica e não

orgânica em três países (Canadá, China e França), que fornecem a soja importada. Os resultados obtidos indicam que a pegada hídrica de 1 litro de leite de soja é de 297 litros, dos quais 99,7% referem-se à cadeia de suprimentos. Enquanto a pegada hídrica de um hambúrguer de 150g de soja é de 158 litros, dos quais 99,9% relacionam-se à cadeia de suprimentos. Embora que a maioria das empresas deva preocupar-se somente com seu próprio desempenho operacional, esse estudo demonstra que é relevante levar em consideração a cadeia de abastecimento. Além disso, a maior parte da pegada hídrica total origina-se a partir de ingredientes que são provenientes de produtos agrícolas. No caso do leite de soja, 62% de sua pegada hídrica total é procedente do teor de soja contido na mercadoria. Ao passo que no caso de hambúrguer, sua pegada de soja equivale a 74%. De tal sorte, uma avaliação detalhada do cultivo da soja é essencial para que se possa entender a pressão que cada produto pesquisado, leite ou hambúrguer, exerce sobre os recursos hídricos.

A passagem da agricultura não orgânica para a agricultura biológica (orgânica) pode reduzir a evaporação proveniente do solo; bem como a pegada hídrica cinza, relacionada com o cultivo de soja, em 98%. O leite de vaca e a carne de hambúrguer têm pegadas hídricas muito maiores do que as de seus equivalentes de soja. Em termos globais, a pegada hídrica média de 1 litro de leite de vaca é de 1.050 litros; sendo que a pegada de 150g da carne de hambúrguer é de 2.350 litros. Todo o uso de água no mundo é, em última instância, segundo Ercin, Aldaya e Hoekstra (2011), ligado à utilização final dos consumidores. Por isso, é interessante ter o conhecimento das necessidades específicas de recursos hídricos de vários bens de consumo, especialmente dos que demandam uso intensivo de água para serem produzidos. Essas informações são relevantes; não somente para consumidores, mas, também, para processadores de alimentos, varejistas e comerciantes.

Ercin, Aldaya e Hoekstra (2011) desenvolveram um trabalho sobre a contabilização da pegada hídrica e de avaliação dos impactos provocados por uma bebida gaseificada contendo açúcar; que é produzida em uma fábrica que adquire, de diferentes países, o açúcar – alternativamente, a partir da beterraba e cana-de-açúcar – e o xarope de milho de frutose. Essa pesquisa não somente abrange a pegada hídrica dos ingredientes da bebida, mas, também, as pegadas hídricas da garrafa, de outros materiais de embalagem e de materiais de construção; bem como do papel e da energia utilizados no estabelecimento produtor. Embora as análises da maioria das empresas concentrem-se, basicamente, em seus próprios desempenhos operacionais,

o estudo mostra que é importante considerar-se o uso de água doce ao longo de todas as cadeias de abastecimento. Como resultado, a pegada hídrica da bebida varia de 150 a 300 litros, para cada 0,5 litros contidos em uma garrafa, dos quais de 99,7% a 99,8% referem-se à cadeia de suprimentos. Além disso, os ingredientes agrícolas, que constituem apenas uma pequena fração do peso do produto final, têm a maior participação na pegada hídrica total do produto.

Em decorrência do aumento global da escassez de água doce, o conhecimento sobre o consumo de água nos ciclos de vida dos produtos é importante. Berger *et al.* (2012) analisaram o consumo hídrico na fabricação dos modelos de carros Polo, Golf e Passat, da Volkswagen, e os diversos impactos resultantes. Eles empregaram a metodologia da pegada hídrica orientada para a determinação dos impactos gerados pela fabricação de produtos industriais complexos sobre os recursos hídricos. A utilização de água doce, ao longo dos ciclos de vida dos modelos, foi alocada aos grupos de materiais e atribuída a países, de acordo com as origens das importações, ou às localizações das unidades de produção. O consumo hídrico, ao longo dos ciclos de vida dos três carros, varia entre 52 e 83 m³/carro; dos quais mais de 95% referem-se à fase de produção, principalmente a partir de insumos derivados de ferro, aço, metais preciosos e polímeros. Os resultados mostram que o consumo de água acontece em 43 países e que, unicamente, 10% são usados diretamente nos locais de produção da Volkswagen. Os impactos sobre a saúde, em consequência da poluição gerada pela fabricação dos modelos da Volkswagen, tendem a ocorrer pelo uso de água na África do Sul e em Moçambique – para a produção de metais preciosos e de alumínio, exportados e empregados nos carros europeus. Portanto, os impactos provocados aos ecossistemas e recursos, desses países, são causados, sobretudo, pela produção de automóveis na Europa. Ademais, a Volkswagen pode desenvolver estudos para a redução de sua pegada hídrica.

Van Oel e Hoekstra (2012) destacam que para a obtenção de uma cópia impressa de um artigo científico de dezessete páginas, elaborado por eles e impresso na Holanda, cerca de cem litros de recursos hídricos foram usados. A maior parte dessa água é necessária na fase de silvicultura, devido à evapotranspiração (de águas verde e azul). Além disso, a presença de água durante a fase industrial é constituída por evaporação de água obtida a partir da água do solo e de superfície (água azul). As necessidades hídricas para produção de papel foram estimadas por meio da utilização de diferentes tipos de madeira, produzidas em diferentes partes do globo. A pegada

hídrica da escrita e impressão foi estimada entre 300 e 2.600 m³/t (de dois a treze litros para uma folha do tipo A4). Ao se utilizar papel reciclado para produção de papel, a média da pegada hídrica mundial, dessa mercadoria, é de apenas 60% do que seria se não fosse usado papel reciclado. Além disso, a pegada hídrica global de papel pode ser reduzida pela escolha de locais de produção e de tipos de madeira que são mais eficientes, em termos de consumo de água. Portanto, as indústrias de papel devem usar o papel reciclado, para que sejam particularmente eficazes quanto à diminuição da pegada hídrica.

Um fato interessante é que uma empresa pode ambicionar diminuir a pegada hídrica daquele que consome seu produto. No momento em que os consumidores usam xampus, sabonetes, tintas ou materiais de limpeza, esses produtos são, geralmente, descartados pelos ralos de pias, banheiros ou tanques; sendo que – na ocasião em que a água não é tratada ou no caso em que o volume de substâncias químicas é de tal forma que não seja totalmente removido – é produzida uma pegada hídrica do tipo cinza; que pode ser evitada, ou reduzida, caso a empresa tivesse empregado substâncias menos tóxicas e prejudiciais, bem como de mais fácil decomposição (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Algumas das alternativas que uma empresa pode adotar para aperfeiçoar a transparência de suas operações, perante todos os atores envolvidos na área de águas, são: achar-se em consonância com as definições e as metodologias de avaliação de sua pegada hídrica; e expor dados relevantes sobre sua pegada hídrica por meio de relatórios de sustentabilidade divulgados anualmente (SEIXAS, 2011).

Além do mais, segundo Hoekstra *et al.* (2011), a transparência no que diz respeito às atividades empregadas para diminuição da pegada hídrica de uma corporação pode ser obtida, de acordo com cronograma estabelecido, por intermédio do estabelecimento de metas quantificáveis de decréscimo da pegada. Em vista disso, uma ferramenta relevante que pode ser aplicada por uma grande empresa, ou por um determinado setor, é o *benchmarking*, ou seja, o resultado que foi obtido na cadeia produtiva de um empreendimento da mesma forma pode ser aproveitado, com as devidas adaptações, na cadeia de produção de outra empresa.

3.3 Pecuaristas

O consumo de recursos hídricos no setor pecuário tem, conforme Ridoutt *et al.* (2012), obtido destaque na discussão sobre a sustentabilidade dos sistemas de produção de alimentos. O processo produtivo de carne é, segundo Seixas (2011), um dos maiores consumidores de água, tendo em vista o caso de rebanhos que são alimentados com rações. Portanto, a grande preocupação deve ser a de reduzir a pegada hídrica da porção de alimento – que pode ser produzido ou comprado pelo pecuarista –, necessária para o consumo diário, ou para cada refeição, de um animal (HOEKSTRA *et al.*, 2011); sobretudo da pegada de cereais, que, por sua vez, demandam o uso intensivo de recursos hídricos para serem produzidos (SEIXAS, 2011).

Em um contexto de preocupações mundiais no que diz respeito à escassez de água e à segurança alimentar, a pegada hídrica emerge, segundo Ridoutt *et al.* (2010a), como um indicador de sustentabilidade importante no setor de alimentos. Esses pesquisadores desenvolveram, com o emprego de uma metodologia que leva em conta o estresse de água, no local em que ocorrem as atividades, um estudo baseado nas pegadas hídricas dos produtores de *South Gippsland*, uma das principais bacias leiteiras da Austrália. Os resultados obtidos demonstram que os produtos lácteos podem ser produzidos com um mínimo de potencial de contribuição no que se refere à elevação da escassez de água doce. No entanto, nem todos os sistemas de produção de leite são semelhantes. Em decorrência disso, a variabilidade de pegadas hídricas, entre sistemas e produtos, deve ser explorada para obtenção de informações estratégicas, que possam permitir ao setor produtivo a minimização de sua carga de uso de água de consumo.

3.4 Consumidores

A água emerge como uma das *commodities* mais importantes do século XXI. Mas a pergunta, que as pessoas em todo o globo querem fazer, é: qual é o volume de recursos hídricos que cada indivíduo utiliza diariamente? Para dar resposta a essa questão, tem-se que conhecer quanto é a pegada hídrica que cada pessoa deixa para trás na superfície terrestre (HOEKSTRA, 2013).

Pode-se expressar que os indivíduos que consomem são responsáveis pelos bens e serviços que usam. Em vista disso, eles, do mesmo modo, prestam contas pela utilização indireta de recursos, que são necessários à satisfação de seus padrões de consumo. Nessa direção, eles têm responsabilidade quanto a suas pegadas hídricas; bem como devem tomar medidas para garantir que sejam sustentáveis. Caso os consumidores passem a fazer uso de produtos que apresentam reduzida pegada hídrica – e, ao mesmo tempo, provenientes de locais em que é realizada uma gestão de águas de forma sustentável –, aqueles que, com trabalho agropecuário, extrativo ou industrial, criam, industrializam, aperfeiçoam e distribuem produtos naturais, alimentícios ou transformados podem se sentir obrigados a seguirem tais exigências ou opções dos consumidores (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

O modelo econômico vigente, em diferentes sociedades, instiga os indivíduos a um alto nível de consumo; que, mesmo sendo atingido por poucos, não é sustentável, em consequência dos prejuízos que causa ao ambiente. Em decorrência disso, para que o desenvolvimento prossiga, normalmente, em sua direção à sustentabilidade, é indispensável que os padrões de consumo dos seres humanos sejam alterados (GOMES, 2006). Além disso, as pessoas que residem em países de alta renda *per capita* consomem, em média, muito mais recursos naturais do que aquelas que moram em nações de baixa renda (GALLI *et al.*, 2012).

Um consumidor apresenta sua pegada hídrica de forma sustentável quando: sua pegada total persiste abaixo do quinhão justo atribuído aos consumidores de todo o globo; e nenhum constituinte da pegada total está situado em um ponto crítico – que é um período determinado do ano (como é o caso da temporada de seca) em uma bacia hidrográfica específica, em que a pegada não é sustentável (ou pelo motivo de que ela causa prejuízos à demanda ambiental, bem como aos padrões de qualidade de recursos hídricos, ou porque a utilização e alocação de água na bacia podem ser consideradas, em termos econômicos, ineficientes ou injustas) (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Enquanto as necessidades humanas de água potável são de, somente, alguns litros por dia; a quantidade de água incorporada na dieta das pessoas pode ser de milhares de vezes mais alta. Além disso, a ausência de sensibilidade da população, para com essa situação, é apenas um exemplo da limitada compreensão e da baixa

exposição que as questões relacionadas aos recursos hídricos têm nas sociedades hodiernas (FERERES; ORGAZ; GONZALEZ-DUGO, 2011).

O consumidor pode diminuir, em seu consumo doméstico, sua pegada hídrica direta ao adotar as medidas seguintes: utilizar chuveiros que poupam água, bem como válvulas de descarga mais eficientes; usar menos água na jardinagem; não descartar tintas, medicamentos ou outros poluentes no tanque ou na pia; não deixar a torneira derramar água enquanto escova seus dentes. Ademais, a pegada hídrica indireta de um consumidor é, de modo geral, muito mais elevada do que sua pegada direta. Sua pegada indireta pode ser reduzida por meio da modificação de seu padrão de consumo, ao substituir um produto que tenha uma pegada excessiva por outro de pegada menor, da seguinte maneira: tornar-se vegetariano ou alimentar-se com menos carne; trocar o café pela água; usar roupas elaboradas com fibras sintéticas ou artificiais, em lugar de algodão. Outra opção é utilizar carne, café ou algodão que tenham sido produzidos em locais que apresentam pegadas hídricas baixas – e que sejam gerenciados de modo sustentável – ou cujas pegadas não estejam situadas em regiões com enorme escassez de recursos hídricos. Todavia, o consumidor deve ter acesso às informações essenciais, com relação aos impactos causados por determinado produto sobre o sistema hídrico, para que possa realizar suas escolhas de modo consciente. Em decorrência de que, comumente, tais informações não se encontram disponíveis, uma atitude relevante que o consumidor deve tomar é exigir transparência dos produtores com relação aos seus produtos comercializados; além de requerer do governo o estabelecimento de regulamentação adequada para divulgação de informações (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

É bastante vantajoso tornar os históricos das mercadorias mais transparente e ter, segundo Seixas (2011), os fatos à disposição da população, para que ela possa selecionar a opção mais sustentável, no momento de adquiri-las. Tais informações podem ser fornecidas nos rótulos dos produtos ou podem ser acessadas pela *internet*. Caso o governo exija a colocação de um selo de água nos rótulos das mercadorias, ao lado de outros itens, tais como o comércio justo e a pegada de carbono, isso pode ser proveitoso para os consumidores. Essa imposição pode fazer com que as corporações tenham desvelos cada vez maiores com a água, para que não tenham suas imagens maculadas e não percam competitividade, em termos de mercado, frente a seus concorrentes.

Diariamente, a quantidade de água demandada na produção de algumas mercadorias consumidas na alimentação da população é, conforme Pimentel *et al.* (2004), bastante alta. Para a redução desse volume, uma medida viável pode ser a conscientização da população para que adote uma dieta alimentar mais saudável e bem mais sustentável, por meio de incentivos para que as pessoas possam fazer escolhas de produtos que exijam um menor volume de água, em seus processos produtivos – mas com a manutenção de um teor nutricional adequado.

O ‘consumidor verde’, ou ecologicamente consciente, analisa com cuidado os impactos causados pelo seu padrão de vida sobre a natureza. Além disso, seu comportamento de compra é chamado de ‘consumo sustentável’; que, segundo Furriela (2001), é o consumo de bens e serviços que é realizado com o uso sustentável dos recursos naturais. Isso se origina, de acordo com o entendimento de Gomes (2006), da alteração de atitudes das pessoas, de modo a assegurar o atendimento das necessidades da geração atual, sem provocar prejuízos às pretensões das gerações futuras.

A promoção efetiva do consumo sustentável pode estar na dependência, de acordo com Furriela (2001), da tomada de consciência dos indivíduos sobre a importância de se tornarem consumidores responsáveis e, ao mesmo tempo, de um trabalho político e educativo direcionado à formação do consumidor-cidadão; que é o ator mais importante dessa transformação do modelo econômico atual, pois tem o poder de exigir a construção e o estabelecimento de um padrão de desenvolvimento social muito mais justo e ambientalmente equilibrado.

O consumo de modo consciente representa a mais relevante manifestação de responsabilidade social, que é, segundo Gomes (2006), uma visão inovadora do contexto sociocultural em que se inserem os cidadãos e as empresas; que contribuem para o alcance de um desenvolvimento social muito mais igualitário, por intermédio da condução de forma sustentável de, respectivamente, suas ações individuais e atividades empresariais.

Em vista disso, de acordo com Furriela (2001), todo consumidor consciente examina as consequências de seus atos de consumo. Ele deve compreender que pode exigir que as dimensões ambientais, sociais e culturais sejam levadas em consideração pelo setor de produção, bem como pelas áreas comercial e financeira do setor de serviços. Esse não é um trabalho de simples execução, pois exige alterações de

posturas individuais e, outrossim, coletivas. Há uma enorme resistência, por parte da sociedade consumista, quanto à percepção de que seus atos de consumo causam pressões excessivas ao ambiente, embora se saiba que não existe produto que não seja oriundo da natureza. Por conseguinte, as atividades de produção não prescindem da exploração de recursos da natureza, sendo que não existe descarte de poluentes que não retorne à Terra. Portanto, o que se pode propor é uma alteração radical nos padrões de consumo para o atingimento do ponto de equilíbrio nas relações de produção e consumo, presentes no mercado econômico.

Ainda segundo Furriela (2001), existe uma grande dessemelhança quanto aos níveis de consumo, sobretudo quando se comparam diversificados segmentos de uma determinada sociedade e, mais ainda, de variadas sociedades. De acordo com dados estatísticos globais, publicados pela ONU, 20% dos indivíduos que auferem grandes rendimentos respondem por 86% dos valores financeiros despendidos com bens de consumo. Entretanto, 20% das pessoas detentoras de poucas posses têm acesso a, apenas, 1,3% dos bens. Ademais, a alteração de atitude daquele que consome é uma sucessão sistemática de mudanças numa direção definida que não prescinde da mobilização e conscientização social, sendo imprescindível o acesso às informações concernentes às atividades corporativas, para que todo consumidor possa praticar, do melhor modo que pode ser realizado, seu poder de escolha – ao fazer a seleção de empresas comprometidas com a conservação da natureza e, ao mesmo tempo, com a responsabilidade social, como é o caso daquelas que consomem pequena quantidade de água em seus processos de produção, bem como evitam a poluição e o desperdício desse líquido. Em se tratando do aspecto da sustentabilidade, deve-se interceder pela modificação do padrão de consumo, considerado cada vez mais insustentável, das camadas sociais mais abastadas e pela adequação do padrão das classes sociais mais pobres a níveis considerados mínimos de dignidade; na busca do efetivo estabelecimento da justiça social e da equidade.

Vanham, Mekonnen e Hoekstra (2013) desenvolveram um trabalho, na União Europeia, sobre a pegada hídrica de consumo para diversas dietas alimentares analisadas: atual (dieta média para o período de referência de 1996 a 2005), saudável (com base em recomendações dietéticas emitidas pela Sociedade de Nutrição da Alemanha); vegetariana (mesma dieta saudável, sendo que todos os produtos provenientes da carne são substituídos por legumes e oleaginosas, mas os produtos lácteos ainda são de origem animal) e combinada (dieta entre a saudável e a

vegetariana, em que metade dos produtos derivados da carne é substituída por leguminosas e oleaginosas). De longe, a maior parte da pegada hídrica total (84%) relaciona-se ao consumo de produtos agrícolas comestíveis. A dieta média atual da União Europeia é caracterizada por um consumo energético muito alto e uma elevada proporção de animais, como fonte de proteínas. Além disso, para uma dieta saudável, a ingestão de alguns grupos de produtos deve ser reduzida (açúcares, óleos de culturas, carnes e gorduras animais) e de outros grupos de produtos, aumentada (vegetais e frutas). Especialmente, o consumo de produtos de origem animal, pelos europeus, responde por quantidades elevadas de pegadas hídricas. As três dietas alternativas são responsáveis por uma diminuição substancial (23% para dieta saudável, 30% para dieta combinada e 38% para dieta vegetariana) da pegada hídrica de consumo dos produtos agrícolas, em relação à situação atual. A diminuição do consumo de carne tem o maior impacto no que diz respeito à redução da pegada hídrica, devido à elevada pegada, por valor calórico, de produtos à base de carne.

Os indivíduos que consomem devem examinar novamente seus valores e alterar suas posturas, para o alcance, mantendo-se a sustentabilidade da natureza, da ética da vida. Para que isso aconteça, cada consumidor deve ser impulsionado a fazer a seleção de serviços e produtos que proporcionem a satisfação de suas necessidades básicas, sem ser causa de danos ao bem-estar de toda a coletividade. Ele deve fazer de seu ato de consumo um verdadeiro exercício de cidadania. Além do mais, dar prioridade a produtos oriundos de empresas que têm uma grande preocupação com a natureza, não consumir de maneira a produzir perdas às gerações atual e futuras, agir conjuntamente para tornar menor a quantidade de poluição produzida e obstar o desperdício são algumas das ações, consideradas responsáveis, que podem ser realizadas pelo denominado 'moderno consumidor consciente' (GOMES, 2006).

3.5 Investidores

As pessoas que investem capitais devem levar em conta o uso sustentável de recursos hídricos, no momento da tomada de suas decisões quanto à realização de investimentos. Quando uma corporação não trata de modo consciente da sua pegada hídrica, nem investe na elaboração de medidas apropriadas de resposta às questões

de sustentabilidade da água, podem aparecer diferentes tipos de riscos corporativos (BARTON, 2010).

Existe o risco real da escassez de água, segundo Hoekstra *et al.* (2011), que pode atingir as cadeias de produção ou outras operações empresariais. A imagem da corporação pode ser afetada, também, caso a mídia e a população desconfiem de que ela não segue os preceitos relacionados à utilização sustentável e equitativa dos recursos hídricos. As questões de depleção ou poluição de recursos hídricos em cada cadeia de produção, ou nas demais operações corporativas, assim como a ausência de estratégias de mitigação, apresentam-se como um risco real para o bom nome da empresa. Além do mais, o fato de a pegada hídrica total de toda a humanidade ser enorme fica evidente nos chamados 'pontos críticos', em que as questões locais de poluição e depleção da água são verificadas durante determinados períodos do ano. Diminuir substancialmente a pegada hídrica, nesses pontos, é uma necessidade óbvia para qualquer empresa, que deseja manter um nível aceitável de reputação perante o mercado consumidor.

Premido pela indispensabilidade de obtenção de uma utilização mais sustentável e equitativa de escassos recursos hídricos, ainda de acordo com Hoekstra *et al.* (2011), os governos podem ampliar suas regulamentações e interferências que dizem respeito ao consumo de água. Ademais, as incertezas quanto às vindouras normas governamentais, de regulamentação, são um risco a que as corporações estão expostas, contra os quais elas podem tomar a dianteira, por intermédio da adoção de medidas preventivas. Cada um desses riscos pode transformar-se em risco financeiro, sob a forma de decréscimo de receitas ou aumento de custos. Por esses motivos, antes de fazerem seus aportes de capital, os que detêm capital para investir estão, cada vez mais, interessados em analisar relatórios de divulgação prévia de dados e informações inerentes aos riscos relacionados à água, que as empresas apresentam. É importante destacar que os riscos podem ser transformados em oportunidades – bem como em vantagens competitivas – para corporações que: têm responsabilidade social; dão transparência de seus produtos antes de seus concorrentes; reagem proativamente em situações de risco ambiental; e elaboram e põem em prática metas mensuráveis visando à diminuição da pegada hídrica, sobretudo de áreas em que as questões de poluição e escassez de recursos hídricos são mais graves. Hodiernamente, as apreensões das corporações, sob o aspecto ambiental, estão mais ligadas às questões de energia. Ampliar essa inquietude com a inclusão dos problemas

de água doce é uma questão de lógica; tendo-se em vista que, em termos mundiais, a carência hídrica é tida como um grande desafio ambiental a ser superado, ao lado do aquecimento global.

Em muitas partes do globo, segundo Ridoutt *et al.* (2010b), a água doce já é um recurso natural escasso; mas, mesmo assim, sendo explorado em demasia. Isso causa preocupações quanto à segurança alimentar mundial e no que diz respeito a danos provocados nos ecossistemas de água doce. Essa situação deve ser intensificada, pois a FAO estima que a produção global de alimentos pode ser duplicada até 2050. Em vista dessa demanda crescente, as cadeias de produção de alimentos têm de se tornar muito mais eficientes no que se refere ao consumo de água. Para a pequena e geograficamente bem definida indústria australiana de manga, tendo uma produção média, por ano, de 44.692t de frutas frescas comercializáveis, o teor médio de pegada hídrica total, no portão do pomar, é de 2.298 litros/kg. No entanto, devido ao desperdício na distribuição e no consumo, nos estágios do ciclo de vida do produto, o teor de água virtual médio de 1 kg de manga fresca cresce, no momento de ser consumido por uma família australiana, para 5.218 litros. Esse valor, quando comparado com uma pegada hídrica australiana de 217 litros/kg de uso direto de água por habitante/ano, apresenta um alto potencial de contribuição para a escassez de recursos hídricos. Nacionalmente, a distribuição e o consumo de produtos derivados da cadeia produtiva da manga fresca às famílias australianas representam um desperdício anual de $26,7 \times 10^9$ litros de água verde e $16,6 \times 10^9$ litros de água azul. Tais resultados indicam que as intervenções para redução do desperdício na cadeia de produção da manga podem ter, provavelmente, maior impacto sobre a disponibilidade de recursos de água doce, na Austrália, do que outras medidas implementadas para aumentar a eficiência de uso da água na agricultura e produção de alimentos. Essa situação faz com que as pessoas que aplicam seus recursos financeiros procurem, para a realização de investimentos, empresas produtoras e beneficiadoras de derivados da manga que busquem o uso sustentável de recursos hídricos.

3.6 Agricultores

A fim de obter economias significativas de recursos hídricos, o setor agrícola deve modificar a maneira de uso da água, para que caminhe rumo ao alcance da sustentabilidade ambiental (VELÁZQUEZ, 2007).

A utilidade de se diminuir a pegada hídrica verde, por tonelada de cultura, na agricultura de sequeiro reside no fato de que a produção total, nessas áreas, cresce. Como consequência do aumento da produção nas áreas de sequeiro, a necessidade de produção em outros lugares pode ser menor; o que pode reduzir as demandas de recursos hídricos verdes ou azuis – e, também, por áreas para plantação, em outros locais. Além disso, diminuir a pegada hídrica verde, por tonelada de cultura, em uma localidade pode implicar a diminuição da pegada hídrica azul de toda a produção agrícola. Para o caso da agricultura irrigada, alterar a técnica empregada na irrigação pode abrandar bastante a pegada hídrica azul. Ao se fazer a escolha pela irrigação por gotejamento, em lugar da técnica por aspersão ou por sulcos, pode ser reduzida, de maneira significativa, a evaporação. Para um agricultor típico, a estratégia de melhorar o rendimento da cultura (t/ha) leva, diversas vezes, à utilização desnecessária de recursos hídricos oriundos da irrigação. Deve-se optar, em lugar de se empregar a ‘irrigação completa’, pela ‘irrigação deficitária’, para que se alcance a produtividade máxima de recursos hídricos da cultura (t/m³), ao invés da obtenção do máximo de produtividade agrícola (t/ha). Na irrigação deficitária, os recursos hídricos são aplicados durante os períodos de crescimento da cultura que são, particularmente, sensíveis à estação seca. Fora desses estágios, a irrigação pode ser limitada, ou até mesmo desnecessária, caso a precipitação forneça um suprimento mínimo de recursos hídricos. Enquanto a ‘irrigação suplementar’, que economiza ainda mais água, representa a aplicação de pequenos volumes de recursos hídricos às plantações que são predominantemente de sequeiro, nas épocas em que a precipitação não fornece umidade suficiente ao crescimento regular da cultura, para melhorar e tornar estável a produtividade (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A ampliação da escassez de água e a demanda crescente por alimentos e recursos hídricos para irrigação são as principais causas para a deflagração de um processo de revisão, cuidadosa, da utilização da água no setor agrícola. Na modernidade, menos de 60% de toda a água usada para irrigação é, efetivamente,

consumida pelas culturas. Com base no modelo computacional GTAP-W, Calzadilla, Rehdanz e Tol (2011) analisaram o efeito potencial de poupança de água e as implicações no bem-estar decorrentes de melhorias na eficiência da irrigação, em todo o globo. Os resultados mostram que a política de águas direcionada para melhoria da eficiência de irrigação levou à economia mundial e regional de água, mas não foi benéfica a todas as regiões. O efeito final sobre o bem-estar regional depende da interação de diversas causas. A título de exemplo, uma maior eficiência da irrigação modifica custos de oportunidade e inverte vantagens comparativas, o que altera padrões regionais de comércio e bem-estar. Para o caso de regiões com carência de água, as consequências sobre o bem-estar são, em sua maioria, benéficas. Além disso, as exportações de água virtual não são exclusivas das áreas abundantes de recursos hídricos.

No setor agrícola, a pegada hídrica cinza pode ser numericamente igual a zero, ao se evitar o emprego de substâncias químicas nas lavouras. Essa pegada pode sofrer uma redução extraordinária por meio da ação, ou do efeito, da aplicação de uma porção menor de substâncias químicas e, outrossim, do emprego de tabelas com indicação de dias e de técnicas de aplicação mais eficientes; com o intuito de que menos substâncias químicas alcancem as coleções de águas, por meio da lixiviação ou do escoamento. Também pode ser diminuída pela adoção da chamada agricultura orgânica, que limita ou exclui, com rigor, a utilização de fertilizantes, pesticidas, inseticidas ou outras substâncias químicas. Comumente no setor agrícola, as pegadas hídricas verde e azul (m^3/t) podem ser diminuídas significativamente por intermédio do acréscimo de produtividade das águas verde e azul (t/m^3). Ademais, uma das metas da agricultura é, tradicionalmente, atingir o máximo da produtividade do solo (t/ha), o que faz pleno sentido quando a disponibilidade de terra é escassa e a água, farta. Entretanto, quando a escassez hídrica pode ser caracterizada como sendo maior do que a carência de terra, maximizar a produtividade hídrica é muito mais relevante. Para o caso da água azul, isso acarreta a utilização de uma quantidade menor de água de irrigação, para que se atinja uma produtividade maior, por metro cúbico de recursos hídricos evaporados (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A pegada hídrica da produção e do consumo de arroz é, especialmente, significativa em países localizados no sul da Ásia. No entanto, nessas nações, a maior parte da pegada hídrica está enraizada na estação chuvosa, de maneira que a contribuição para que ocorra escassez de água é, relativamente, baixa. O arroz

proveniente dos Estados Unidos e do Paquistão, em que a produção dessa *commodity* depende fortemente de água azul, geralmente causa maior impacto ambiental, por unidade de produto, do que o arroz oriundo do Vietnã, que é um grande produtor asiático. Além disso, no contexto internacional, pode-se colocar a questão: por que os consumidores de arroz, como os da União Europeia, não cobrem os custos reais de recursos hídricos (tanto os de escassez quanto os de poluição) que ocorrem nos países produtores de arroz? Em virtude de que os sistemas de irrigação dos rizicultores são, geralmente, fortemente subsidiados e a escassez de água nunca é traduzida em um preço real, os custos econômicos e ambientais de recursos hídricos não estão contidos no preço do arroz. Além do mais, o custo da água pode variar, de lugar para lugar, dependendo se o arroz é originário, por exemplo, da Tailândia, dos Estados Unidos, do Paquistão ou do Egito; ou se é produzido no período seco ou no da estação chuvosa (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011).

4 METODOLOGIA

A metodologia empregada, nesta pesquisa, segue, basicamente, quatro etapas de execução. Em um primeiro momento, foi realizada uma ampla pesquisa bibliográfica, com o intuito de possibilitar a execução da segunda etapa, que consiste na aplicação dos conceitos de água virtual e pegada hídrica, que são ferramentas de gestão, para o cálculo dos padrões de pegada hídrica dos produtos básicos agrícolas das pautas comerciais de exportação e importação do Ceará.

Em decorrência dos cálculos anteriores, como terceira etapa do projeto, foram quantificados, para todos os produtos, os volumes totais exportados e importados e, após, o saldo da balança comercial de água virtual. Por fim, na quarta etapa, foi realizada a análise dos resultados obtidos, na etapa anterior, por produtos, países e continentes.

4.1 Fontes de pesquisa e dados

Por ser um tema novo e com o objetivo amplo de conhecer e identificar o estado da arte dos indicadores 'água virtual' e 'pegada hídrica', que surgiram na Europa, foram pesquisadas – em periódicos científicos e livros, constantes das bases de dados, dentre outras fontes, *World Wide Science* (WORLDWIDESCIENCE, 2013), *Scientific Electronic Library Online* (SCIELO, 2013), *EBSCOhost Online Research Databases* (EBSCO, 2013) e *Science Direct* (SCIENCEDIRECT, 2013) – as expressões *virtual water* e *water footprint*.

Tais conceitos são encontrados, geralmente, em publicações dos últimos vinte anos, ainda com restrita quantidade de aplicações das abordagens. Essas terminologias foram pesquisadas, também, em publicações brasileiras.

Como esses dois indicadores apresentam caráter interdisciplinar, a pesquisa de informações foi realizada em várias áreas do conhecimento. Dentre esses campos do saber, destacam-se: Engenharia de Recursos Hídricos, Meteorologia, Oceanografia, Física, Agronomia, Geologia, Engenharia de Alimentos, Administração, Contabilidade, Economia, Engenharia Ambiental, Geografia, Biologia e Ecologia.

A partir do estudo da literatura sobre os temas água virtual e pegada hídrica, foi observado que a metodologia da pegada hídrica pode ser considerada apropriada

para o desenvolvimento desta pesquisa, que tem por objetivo determinar o volume de água usado, direta ou indiretamente, na produção agrícola.

Os dados quantitativos necessários aos estudos desenvolvidos, neste projeto, foram obtidos das seguintes fontes oficiais dos governos do Ceará, do Brasil e dos Estados Unidos da América do Norte: Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC), Sistema AgroStat de Estatísticas de Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), Secretaria do Desenvolvimento Agrário do Estado do Ceará (SDA), Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará (Ematerce), Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (Ipece), Agência do Desenvolvimento do Estado do Ceará (Adece), Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Ceará (Adagri), Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme) e *Environmental Protection Agency* (EPA), que é a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Ademais, foram consultadas diversas literaturas nacional e estrangeira; para efeitos de comparação e complementação de dados quantitativos, imprescindíveis à realização dos cálculos desta pesquisa.

4.2 Área de estudo

O estado do Ceará foi escolhido, para ser o objeto de estudo de caso desta pesquisa, por apresentar um crescente aumento na quantidade exportada, em quilogramas, de seus principais produtos agrícolas básicos, de 1997 a 2012 (Tabela 4.1); e, ao mesmo tempo, pertencer ao semiárido da Região Nordeste do Brasil, estar assentado predominantemente em solo cristalino e apresentar escassez hídrica – com precipitação média baixa e irregular. Segundo Castro (2012), os brasileiros detêm 12% de toda a água disponível na Terra; sendo que o Ceará detém, apenas, 0,27% de todo o potencial hídrico do País (REBOUÇAS, 2006).

Tabela 4.1 – Principais produtos agrícolas básicos exportados pelo estado do Ceará (1997–2012)

	Quantidade (kg) por período			
	1997–2000	2001–2004	2005–2008	2009–2012
Abacaxis frescos ou secos	-	12.511.981	85.359.265	13.970.546
Bananas frescas ou secas	-	1.896.710	41.708.739	69.418.203
Bananas frescas ou secas, exceto bananas-da-terra	-	-	-	22.233.548
Castanha de caju, fresca ou seca, sem casca	108.359.675	113.422.629	128.760.600	112.708.461
Mamões (papaias) frescos	-	80.590	1.769.828	3.405.897
Mangas frescas ou secas	-	1.494.242	11.294.544	16.456.061
Melancias frescas	91.710	16.208.516	59.939.851	66.612.697
Melões frescos	16.096.390	149.381.946	302.034.256	409.131.294

Fonte: Elaborada pelo autor, a partir de dados do MDIC (2013).

Para o caso da melancia, ocorreu um acréscimo na quantidade exportada (kg) do Ceará, quando se comparam os quadriênios de 1997–2000 a 2009–2012, de 72.534,06% (Tabela 4.1). Considerando-se as situações do melão e da castanha de caju, no mesmo período, os aumentos foram de, respectivamente, 2.441,76% e 4,01%. Ressalte-se que os dois produtos derivados da banana, o mamão, o abacaxi e a manga não foram exportados no quadriênio de 1997 a 2000.

O setor agrícola é, conforme consta da Tabela 2.11, responsável por 70,92% de todo o consumo de recursos hídricos na América do Sul. Sabe-se que para produzir na agricultura é necessário ter recursos hídricos, pois cada produto tem seu padrão de consumo (litros/kg).

Neste trabalho, será calculado o volume total de água necessário para produzir mercadorias selecionadas no Ceará, incluindo-se a quantidade total de água poluída. Como esse estado nordestino apresenta escassez hídrica, e há outros usos prioritários da água que devem ser atendidos, essas informações podem ser úteis aos gestores, quando da formulação de políticas de águas.

4.3 Produtos selecionados

Os dados mensais dos valores financeiros, em dólares dos Estados Unidos, e das quantidades exportadas e importadas, em quilogramas – e por código de produto constante da Nomenclatura Comum do Mercosul (NCM) – foram coletados na Secretaria de Comércio Exterior (Secex), do MDIC, por intermédio do Sistema de

Análise das Informações de Comércio Exterior (AliceWeb), que foi desenvolvido com o objetivo de tornar moderna a forma de acesso, bem como a sistemática de difusão de dados estatísticos das exportações e importações brasileiras (MDIC, 2013).

Para fins de estudo, nesta pesquisa, foram escolhidos os produtos básicos agrícolas mais relevantes, constantes das estatísticas do MDIC (2013), avaliados em dólares americanos (US\$) e a preços *Free On Board* (FOB), das pautas de exportação e importação do estado do Ceará, para o período de 1997 a 2012.

Os produtos exportados selecionados estão discriminados na Tabela 4.2. Essas mercadorias representam 21,91%, em valores financeiros, de toda a pauta de exportação cearense de 1997 a 2012.

Tabela 4.2 – Produtos selecionados da pauta de exportação do estado do Ceará (1997–2012)

Produto		Quantidade (kg)	Valor	
NCM	Descrição		US\$	%
08013200	Castanha de caju, fresca ou seca, sem casca	463.251.365	2.228.701.801	16,37
08071900	Melões frescos	876.643.886	559.798.639	4,11
08071100	Melancias frescas	142.852.774	62.254.276	0,46
08043000	Abacaxis frescos ou secos	111.841.792	52.680.072	0,39
08030000	Bananas frescas ou secas	113.023.652	45.507.884	0,33
08045020	Mangas frescas ou secas	29.244.847	19.844.843	0,15
08039000	Bananas frescas ou secas, exceto bananas-da-terra	22.233.548	9.846.375	0,07
08072000	Mamões (papaias) frescos	5.256.315	4.210.911	0,03
Total			2.982.844.801	21,91

Fonte: Elaborada pelo autor, a partir de dados do MDIC (2013).

Enquanto os produtos importados selecionados estão discriminados na Tabela 4.3. Essas mercadorias representam 19,12%, em valores financeiros, de toda a pauta de importação cearense de 1997 a 2012.

Tabela 4.3 – Produtos selecionados da pauta de importação do estado do Ceará (1997–2012)

NCM	Produto Descrição	Quantidade (kg)	Valor	
			US\$	%
10019090	Trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio	10.776.721.685	1.899.818.552	10,40
52010090	Outros tipos de algodão não cardado nem penteado	497.931.828	649.229.319	3,55
52010020	Algodão simplesmente debulhado, não cardado nem penteado	261.203.857	393.270.119	2,15
10019900	Outros trigos e misturas de trigo com centeio, exceto para semeadura	852.080.451	223.830.125	1,23
08013100	Castanha de caju, fresca ou seca, com casca	129.652.680	136.209.597	0,75
10059010	Milho em grão, exceto para semeadura	702.984.519	72.600.027	0,40
10063021	Arroz semibranqueado etc., não parboilizado, polido, brunido	140.044.892	57.437.714	0,31
52010010	Algodão não debulhado, não cardado nem penteado	15.079.588	25.306.019	0,14
08011110	Cocos secos, sem casca, mesmo ralados	11.559.953	18.838.716	0,10
10011090	Trigo duro, exceto para semeadura	26.485.100	6.711.382	0,04
07133319	Outros feijões comuns, pretos, secos, em grãos	8.026.722	5.012.510	0,03
10063011	Arroz semibranqueado etc., parboilizado, polido ou brunido	11.161.750	4.292.176	0,02
Total			3.492.556.256	19,12

Fonte: Elaborada pelo autor, a partir de dados do MDIC (2013).

4.4 Municípios, tipos de lavoura e modos de satisfação da necessidade hídrica da cultura

A pegada hídrica dos produtos exportados foi calculada, para efeitos desta pesquisa, de acordo com a abordagem da produção, que mensura a água virtual como sendo aquela consumida no lugar de produção da mercadoria (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2003), ou seja, no Ceará.

Para cada cultura exportada, foi selecionado o município cearense detentor da maior produção, em quilogramas, nos dezesseis anos pesquisados (Tabela 4.4). A partir de dados climatológicos e da cultura específica, dessa localidade, foi calculado o padrão de consumo anual médio, para os dezesseis anos, das pegadas hídricas verde,

azul e cinza (litros/kg) da *commodity*. Esse padrão de consumo anual médio, determinado para o município maior produtor, foi considerado para quantificar as pegadas hídricas (litros), em todos os anos e em todos os municípios, que produziram e exportaram cada produto selecionado.

Tabela 4.4 – Municípios, tipos de lavoura e modos de satisfação da necessidade hídrica por produto da pauta de exportação do estado do Ceará (1997–2012)

Produto	Município	Lavoura	Modo de satisfação da necessidade hídrica
Abacaxis frescos ou secos	Icapuí	Temporária	Sequeiro e irrigação
Bananas frescas ou secas	Limoeiro do Norte	Permanente	Sequeiro e irrigação
Bananas frescas ou secas, exceto bananas-da-terra	Limoeiro do Norte	Permanente	Sequeiro e irrigação
Castanha de caju, fresca ou seca, sem casca	Beberibe	Permanente	Sequeiro e irrigação
Mamões (papaias) frescos	Varjota	Permanente	Sequeiro e irrigação
Mangas frescas ou secas	Mauriti	Permanente	Sequeiro e irrigação
Melancias frescas	Icapuí	Temporária	Irrigação
Melões frescos	Icapuí	Temporária	Irrigação

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013) e Ipece (2013).

Os tipos de lavoura e os modos de satisfação das necessidades hídricas de cada cultura exportada, selecionados nesta pesquisa, são aqueles predominantes nos municípios maiores produtores. Para o caso das exportações, os produtos abacaxi, banana, castanha de caju, mamão e manga tiveram suas necessidades hídricas satisfeitas por meio de chuva e irrigação; ou seja, quando ocorre precipitação emprega-se o sequeiro; e quando não ocorre precipitação, a irrigação (Tabela 4.4).

A pegada hídrica dos produtos importados foi calculada, para efeitos desta pesquisa, de acordo com a abordagem do consumo, que representa o volume de água que teria sido necessário para produzir a *commodity* no lugar em que é consumida, isto é, no Ceará. Ademais, a realização desse cálculo é, segundo Chapagain e Hoekstra (2003), particularmente útil quando se tem por meta quantificar a poupança de utilização do recurso hídrico por meio da importação de uma mercadoria, em vez de produzi-la na localidade de consumo.

Para cada cultura importada, foi selecionado o município cearense detentor da maior produção, em quilogramas, nos dezesseis anos pesquisados (Tabela 4.5). A partir de dados climatológicos e da cultura específica, dessa localidade, foi calculado o

padrão de consumo anual médio, para os dezesseis anos, das pegadas hídricas verde, azul e cinza (litros/kg) da *commodity*. Esse padrão de consumo anual médio, determinado para o município maior produtor, foi considerado para calcular as pegadas hídricas (litros), em todos os anos e em todos os municípios, que importaram cada produto selecionado, de acordo com a abordagem do consumo.

Tabela 4.5 – Municípios, tipos de lavoura e modos de satisfação da necessidade hídrica por produto de importação do estado do Ceará (1997–2012)

Produto	Município	Lavoura	Modo de satisfação da necessidade hídrica
Algodão não debulhado, não cardado nem penteado	Iguatu	Temporária	Sequeiro
Algodão simplesmente debulhado, não cardado nem penteado	Iguatu	Temporária	Sequeiro
Outros tipos de algodão não cardado nem penteado	Iguatu	Temporária	Sequeiro
Arroz semibranqueado etc., não parboilizado, polido, brunido	Morada Nova	Temporária	Irrigação
Arroz semibranqueado etc., parboilizado, polido ou brunido	Morada Nova	Temporária	Irrigação
Castanha de caju, fresca ou seca, com casca	Beberibe	Permanente	Sequeiro e irrigação
Cocos secos, sem casca, mesmo ralados	Trairi	Permanente	Sequeiro e irrigação
Milho em grão, exceto para semeadura	Mauriti	Temporária	Sequeiro
Outros feijões comuns, pretos, secos, em grãos	Santa Quitéria	Temporária	Sequeiro
Trigo duro, exceto para semeadura	Meruoca	Temporária	Sequeiro
Trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio	Meruoca	Temporária	Sequeiro
Outros trigos e misturas de trigo com centeio, exceto para semeadura	Meruoca	Temporária	Sequeiro

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013).

Os tipos de lavoura e os modos de satisfação das necessidades hídricas de uma cultura importada, selecionados nesta pesquisa, são aqueles predominantes nos municípios cearenses maiores produtores, de cada cultura. Para o caso das importações, os produtos castanha de caju e coco tiveram suas necessidades hídricas

satisfeitas por intermédio de chuva e irrigação; ou seja, quando ocorre precipitação emprega-se o sequeiro; e quando não chove, a irrigação (Tabela 4.5).

4.5 Produtividades, coeficientes e períodos de plantio e colheita das culturas

O Ipece, o IBGE, o Mapa, a Conab, a SDA, a Embrapa e a Ematerce foram fontes para pesquisas de dados de produtividade das culturas produzidas no Ceará.

A produtividade de culturas de ciclo anual foi baseada, para efeitos desta pesquisa, nas estatísticas oficiais de produção agrícola; sendo considerada a produtividade média anual ao longo do ciclo completo da cultura. No presente estudo, foi calculada a média anual de produtividade de cada cultura, para os dezesseis anos pesquisados.

Quanto ao caso de culturas permanentes, deve-se levar em conta que a produtividade no primeiro ano do plantio é baixa, ou equivalente a zero; cresce após alguns anos e diminui quando o ciclo da cultura chega ao final. Para quantificar a consumo de água da cultura permanente é preciso determinar a média anual de utilização de recursos hídricos, ao longo de seu ciclo completo de vida (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A evapotranspiração de uma cultura é uma das informações essenciais para o manejo de irrigação, bem como para fins de planejamento e gerenciamento de utilização de recursos hídricos. Dentre as abordagens que estimam o uso de água, pelas plantas, destaca-se aquela que apresenta a utilização de coeficientes de cultura, agregados a estimativas da evapotranspiração de referência. Em vista disso, a estimativa de evapotranspiração de uma cultura depende de um coeficiente de ajuste, chamado coeficiente de cultura; que, por sua vez, está relacionado ao índice de área foliar da cultura – que sofre alteração com o seu desenvolvimento e crescimento. Em termos de quantificação, a evapotranspiração de uma determinada cultura resulta da multiplicação de seu coeficiente de cultura pela evapotranspiração de referência, conforme a Equação 4.1 (MENDONÇA *et al.*, 2007). Além disso, o conhecimento do valor do coeficiente de cada cultura é muito útil para a quantificação da necessidade hídrica dessa plantação, o planejamento de sistemas hidroagrícolas, o manejo da água doce de irrigação e a modelagem agrometeorológica.

$$ET_c = K_c \times ET_o \quad (4.1)$$

Onde:

ET_c: evapotranspiração da cultura (mm);

K_c: coeficiente de cultura (adimensional); e

ET_o: evapotranspiração de referência (mm).

O coeficiente de cultura retrata, de acordo com Alencar *et al.* (2011), a integração das características mais relevantes que distinguem a cultura específica do padrão da cultura de referência, que é a grama (gramínea), tais como: resistência da cultura, que depende da área foliar; fração de solo coberto pela vegetação; idade da folha; condição de umidade presente na superfície do solo; altura da cultura, que afeta a rugosidade e a resistência aerodinâmica; albedo da cultura (relação entre a radiação solar dispersada ou refletida pela superfície da cultura e o total de radiação que nela incide), que depende da fração do solo coberto pela vegetação e pela umidade presente na superfície da terra.

Portanto, o coeficiente de cultura agrega as diferenças fisiológicas e físicas de uma cultura específica e as da cultura de referência (HOEKSTRA; HUNG, 2002).

Os dados de coeficientes de cultura e datas de plantio e colheita, utilizados neste estudo, foram pesquisados na Embrapa e Ematerce. Foram calculadas suas médias anuais, para cada município e para cada cultura, dos dezesseis anos abrangidos por esta pesquisa, que foram usadas para todos os cálculos anuais de pegada hídrica.

A variedade da cultura e o período de cultivo mais apropriado para um específico tipo de plantação dependem, sobremaneira, do clima e de diversos outros fatores, tais como tradições, costumes da localidade, estrutura social, normas e políticas vigentes (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

4.6 Evapotranspiração de referência

A evapotranspiração de referência (ET_o) de um terreno extenso e plano (campo) – que pode ser mensurada ou estimada por intermédio de um modelo que leva em consideração fórmulas empíricas – retrata, de acordo com Lunardi e Figueiró (2012), a evaporação potencial de uma cultura, juntamente com as necessidades hídricas de outras culturas diretamente relacionadas a parâmetros de clima.

Embora existam diferentes métodos para determinação da ET_o de uma cultura, o desenvolvido por Penman-Monteith, que é usado como padrão pela FAO, tem sido o mais eficaz, eficiente e recomendado para determinação da ET_o (ALLEN *et al.*, 1998).

Esse método de Penman-Monteith, que foi escolhido para servir de base aos cálculos de evapotranspiração de referência desta pesquisa, requer, para realização de sua quantificação, dados: climáticos de temperatura, umidade, insolação e velocidade do vento; de solo; e de características da cultura. Ele é baseado no efeito combinado do transporte convectivo das massas de ar e da radiação líquida, conforme a equação 4.2 (STUDART; CAMPOS, 1999).

$$ET_o = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,3u_2)} \quad (4.2)$$

Onde:

ET_o : evapotranspiração de referência ($\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$);

Δ : declividade da curva de pressão de vapor em relação à temperatura ($\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$);

R_n : saldo do balanço de radiação ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$);

G : fluxo total de calor diário no solo ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) – que, para intervalo de um dia, pode ser considerado igual a zero –;

γ : coeficiente (constante) do psicômetro ($\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$);

u_2 : velocidade do vento, medida a 2m de altura ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$);

e_s : pressão de saturação do vapor (kPa);

e_a : pressão atual do vapor (kPa); e

T: temperatura média do ar (°C).

Devido à complexidade das quantificações envolvidas, a FAO desenvolveu, para cálculo da evapotranspiração, o programa de computador Cropwat 8.0, que é baseado no método, descrito por Allen, de Penman-Monteith (ALLEN *et al.*, 1998).

O Cropwat possibilita o cálculo dos requisitos de água e de irrigação para uma colheita específica, com base em dados do solo, do clima e da cultura. Além disso, esse *software* possibilita o desenvolvimento de programas de irrigação para diferentes condições de manejo, assim como a determinação do sistema de abastecimento de água para diversos padrões de cultura. De outra forma pode ser usado para avaliar as práticas de irrigação e estimar o desempenho de uma cultura, em ambas as condições de sequeiro e irrigação (FAO, 2013a).

Enquanto o Climwat 2.0 é uma base de dados climáticos – igualmente desenvolvido pela FAO, para ser utilizado em conjunto com o Cropwat – que permite o cálculo de requisitos de colheita, bem como fornece o manejo de irrigação de diversas culturas, para uma série de mais de cinco mil estações climatológicas em todo o globo (FAO, 2013b).

Nesta pesquisa, os cálculos de evapotranspiração de referência foram realizados diretamente com o uso da Equação 4.2, que emprega dados locais do Ceará e que podem gerar resultados considerados mais precisos; e não com os *softwares* Cropwat e Climwat, que são mais usados para quantificações em todo o mundo, com dados nem sempre regionalizados.

Os dados para o cálculo da evaporação de referência, utilizados neste estudo, foram coletados de estações meteorológicas do Inmet, instaladas nos municípios selecionados para plantação de cada cultura (Tabela 4.6). Em caso de inexistir estação meteorológica no município selecionado – tais como nas situações de Beberibe, Icapuí, Limoeiro do Norte, Mauriti, Meruoca, Santa Quitéria, Trairi e Varjota –, os dados meteorológicos foram obtidos de estações localizadas no Ceará e próximas do município produtor da cultura selecionada.

Tabela 4.6 – Estações meteorológicas selecionadas por município do Ceará (1997–2012)

Município	Estação meteorológica		
	Localização	Latitude	Longitude
Beberibe	Jaguaruana	4°78'S	37°76'W
Icapuí	Jaguaruana	4°78'S	37°76'W
Iguatu	Iguatu	6°36'S	39°29'W
Limoeiro do Norte	Morada Nova	5°11'S	38°36'W
Mauriti	Barbalha	7°31'S	39°30'W
Meruoca	Sobral	3°73'S	40°33'W
Morada Nova	Morada Nova	5°11'S	38°36'W
Santa Quitéria	Sobral	3°73'S	40°33'W
Trairi	Acaraú	2°88'S	40°14'W
Varjota	Sobral	3°73'S	40°33'W

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados do Inmet (2013).

A partir das variáveis constantes da Equação 4.2, e para os dezesseis anos abrangidos por esta pesquisa, foi calculada a média anual de evaporação para cada município; que foi empregada, para cada produto, para todos os cálculos anuais de pegada hídrica de exportações e importações.

4.7 Precipitação

A Funceme forneceu os dados pluviométricos para a realização dos estudos desta pesquisa. Em todos os municípios, selecionados neste trabalho, há estações pluviométricas; que são discriminadas, com suas respectivas coordenadas geográficas, na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Postos pluviométricos selecionados por município do estado do Ceará (1997–2012)

Posto pluviométrico	Latitude	Longitude
Beberibe	4°13'S	38°07'W
Icapuí	4°42'S	37°22'W
Iguatu	6°22'S	39°18'W
Limoeiro do Norte	5°08'S	38°06'W
Mauriti	7°23'S	38°46'W
Meruoca	3°33'S	40°27'W
Morada Nova	5°06'S	38°22'W
Santa Quitéria	4°20'S	40°09'W
Trairi	3°17'S	39°15'W
Varjota	4°11'S	40°29'W

Fonte: Adaptada pelo autor, com base em dados da Funceme (2013).

Nesta pesquisa, a precipitação diária média foi calculada com base nos respectivos dias dos dezesseis anos estudados. Ressalte-se que cada cultura tem seu período de crescimento específico; sendo considerada, para efeitos de suprimento da necessidade hídrica da plantação, a precipitação que realmente ocorreu dentro desse período.

4.8 Método de cálculo da pegada hídrica

Em decorrência do aumento da demanda por alimentos, o conhecimento do teor atual de água virtual de uma cultura, e seus possíveis valores futuros, é útil para a melhoria da produtividade e da gestão de águas. Isso é necessário, em escala mundial, em consequência da necessidade de que seja atenuada a escassez de água, atual e futura, bem como reduzida a pobreza (FADER *et al.*, 2010).

Hoekstra e Chapagain desenvolveram, em 2002, a metodologia da pegada hídrica para determinar o volume de água necessário à produção de culturas agrícolas e de outros produtos, ao longo de todas as respectivas cadeias produtivas; com a distinção dos componentes verde, azul e cinza da pegada (HOEKSTRA; CHAPAGAIN, 2008).

Sob condições normais de crescimento e desenvolvimento, a necessidade hídrica de uma determinada cultura será equivalente à evapotranspiração total, ao longo de toda a duração de seu ciclo de vida.

Esta pesquisa contempla as fases 1 (definição de metas e escopo) e 2 (contabilização da pegada hídrica) da metodologia da pegada hídrica. Não inclui, portanto, as fases 3 (avaliação da sustentabilidade da pegada hídrica) e 4 (formulação de resposta à pegada hídrica).

4.8.1 Quantificação do padrão de pegada hídrica verde de uma cultura ou árvore

Os padrões de pegada hídrica dos produtos selecionados foram quantificados de acordo com a estrutura recomendada pela organização WFN, contida na publicação *The Water Footprint Assessment Manual* (HOEKSTRA *et al.*, 2011). O componente verde do padrão de pegada hídrica, do processo de crescimento de uma cultura ou árvore, é determinado por meio da equação 4.3.

$$\mathbf{PH}_{\text{verde}} = \frac{10 \times \sum_{d=1}^{\text{dpc}} \mathbf{ET}_{\text{verde}}}{\mathbf{P}} \quad (4.3)$$

Onde:

$\mathbf{PH}_{\text{verde}}$: padrão de pegada hídrica verde (m^3/t);

10: fator adimensional usado para converter a profundidade de água (mm) para volume de água por superfície (m^3/ha);

$\mathbf{ET}_{\text{verde}}$: parcela de evapotranspiração atendida com uso de água verde (mm/dia);

Σ : $\mathbf{ET}_{\text{verde}}$ acumulada da data do plantio até a data da colheita (dias);

$d=1$: dia do plantio;

dpc : duração do período de crescimento (dias); e

\mathbf{P} : produtividade da cultura (t/ha).

A evapotranspiração diária correspondente à pegada hídrica verde é equivalente ao valor mínimo entre os valores da evapotranspiração total da cultura e da precipitação efetiva (Equação 4.4). O valor da evapotranspiração da pegada verde é nulo quando o cultivo for realizado, unicamente, sob as condições de irrigação.

$$ET_{\text{verde}} = \text{mín}(ET_c, PE) \quad (4.4)$$

Onde:

ET_{verde} : evapotranspiração verde (mm/dia);

mín: valor mínimo;

ET_c : evapotranspiração da cultura (mm/dia); e

PE: precipitação efetiva (mm/dia).

4.8.2 Quantificação do padrão de pegada hídrica azul de uma cultura ou árvore

O método de cálculo do padrão de pegada hídrica azul (Equação 4.5) é similar ao da pegada hídrica verde (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

$$PH_{\text{azul}} = \frac{10 \times \sum_{d=1}^{dpc} ET_{\text{azul}}}{P} \quad (4.5)$$

Onde:

PH_{azul} : padrão de pegada hídrica azul (m^3/t);

10: fator usado para converter a profundidade de água (mm) para volume de água por superfície (m^3/ha);

ET_{azul} : parcela de evapotranspiração atendida com uso de água azul (mm/dia);

\sum : ET_{azul} acumulada do plantio até a colheita (dias);

$d=1$: dia do plantio;

dpc : duração do período de crescimento (dias); e

P: produtividade da cultura (t/ha).

A evapotranspiração diária que corresponde à pegada hídrica azul é equivalente ao valor máximo entre os valores zero e o cálculo da diferença entre a evapotranspiração total da cultura e a precipitação efetiva (Equação 4.6). Para o caso

de a precipitação efetiva ser maior do que a evapotranspiração da cultura, tal como na situação do cultivo de sequeiro, a evapotranspiração azul é nula.

$$ET_{\text{azul}} = \text{máx}(0, ET_c - PE) \quad (4.6)$$

Onde:

ET_{azul} : evapotranspiração azul (mm/dia);

máx: valor máximo;

ET_c : evapotranspiração da cultura (mm/dia); e

PE: precipitação efetiva (mm/dia).

4.8.3 Quantificação do padrão de pegada hídrica cinza de uma cultura ou árvore

O padrão de pegada hídrica cinza é mensurado por intermédio da Equação 4.7 (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

$$PH_{\text{cinza}} = \frac{(\alpha \times TA) / (c_{\text{máx}} - c_{\text{nat}})}{P} \quad (4.7)$$

Onde:

PH_{cinza} : padrão de pegada hídrica cinza (m^3/t);

α : fração de lixiviação (adimensional);

TA: taxa de aplicação de fertilizantes, inseticidas ou pesticidas (kg/ha);

$c_{\text{máx}}$: concentração máxima aceitável (kg/m^3);

c_{nat} : concentração natural química no corpo d'água receptor (kg/m^3); e

P: produtividade da cultura (t/ha).

Os poluentes são constituídos de modo geral, por fertilizantes (nitrogênio, fósforo, potássio e outros), inseticidas e pesticidas. Deve-se fazer entrar no cálculo apenas o fluxo residual para os corpos de recursos hídricos, que representa uma fração do total de emprego desses produtos no campo. É essencial contabilizar apenas o poluente mais crítico, que é aquele que provoca a maior quantidade de água poluída.

Além disso, a carga de poluentes, que penetra no sistema hídrico, é determinada na pegada hídrica cinza como sendo o volume de água necessário à diluição dessa mesma carga, utilizada na cadeia de produção de uma cultura. Não existem bases de dados disponíveis para a fração de lixiviação de escoamento; sendo recomendado trabalhar-se com dados experimentais, provenientes de pesquisas de campo (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Consoante Chapagain, Hoekstra e Savenije (2005), o nitrogênio pode ser considerado como o principal indicador de impacto da utilização de fertilizantes em sistemas produtivos, sendo empregada a fração de lixiviação – quantidade de nitrogênio que chega livre às coleções de águas – de 10% da taxa de aplicação, em kg/há, de acordo com padrão de água potável, recomendado pela EPA, de 10mg N/litro (EPA, 2013); que será adotado como sendo a concentração máxima, para efeitos de cálculos realizados nesta pesquisa.

A concentração natural, existente em um corpo hídrico receptor, representa a concentração que ocorreria caso não houvesse intervenções antrópicas na bacia hidrográfica (HOEKSTRA *et al.*, 2011). Geralmente, quando não há substâncias de origem humana presentes nos corpos d'água, a concentração natural é igual a zero. Quando a concentração natural não é conhecida com exatidão, mas pode ser considerada baixa, deve-se considerar, para efeito de simplificação, $C_{nat} = 0$; que será adotado nesta pesquisa. Entrementes, o valor da pegada hídrica cinza pode ficar subestimado, quando essa concentração não for verdadeiramente igual a zero.

Os valores utilizados, neste estudo, para taxas de aplicação de nitrogênio foram obtidos da Embrapa e Ematerce.

4.8.4 Quantificação do padrão de pegada hídrica total de uma cultura ou árvore

O padrão de pegada hídrica total do processo de cultura de plantas ou árvores é a soma dos componentes de pegadas verde, azul e cinza de todo o processo de crescimento da cultura, conforme a Equação 4.8 (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

$$\mathbf{PH}_{\text{total}} = \mathbf{PH}_{\text{verde}} + \mathbf{PH}_{\text{azul}} + \mathbf{PH}_{\text{cinza}} \quad (4.8)$$

Onde:

$\mathbf{PH}_{\text{total}}$: padrão de pegada hídrica total (m^3/t);

$\mathbf{PH}_{\text{verde}}$: padrão de pegada hídrica verde (m^3/t);

$\mathbf{PH}_{\text{azul}}$: padrão de pegada hídrica azul (m^3/t); e

$\mathbf{PH}_{\text{cinza}}$: padrão de pegada hídrica cinza (m^3/t).

4.8.5 Cálculo do volume de água virtual por produto exportado ou importado

Nesta pesquisa, a quantificação definitiva do volume da pegada hídrica de um produto, em litros, é obtida por meio da multiplicação do padrão de consumo da pegada hídrica, em litros por quilograma, pela quantidade exportada ou importada, em quilogramas (Equação 4.9).

$$\mathbf{PH}_{\text{exp/imp}} = \mathbf{PH}_{\text{total}} \times \mathbf{Q}_{\text{exp/imp}} \quad (4.9)$$

Onde:

$\mathbf{PH}_{\text{exp/imp}}$: volume total de pegada hídrica (litros) exportado ou importado, por produto;

$\mathbf{PH}_{\text{total}}$: padrão de pegada hídrica total (litros/kg) do produto exportado ou importado; e

$\mathbf{Q}_{\text{exp/imp}}$: quantidade (kg) exportada ou importada do produto.

4.9 Saldo da balança comercial

Em se tratando da determinação do saldo financeiro da balança comercial, o MDIC adota, como parâmetro, o valor comercializado da mercadoria, em dólares americanos. Para esse ministério brasileiro: quando o saldo for positivo, quer dizer que houve superávit (exportou mais do que importou); quando for negativo, déficit (importou mais do que exportou).

No entanto, para o caso da balança comercial de água virtual, desta pesquisa, o superávit (saldo positivo) significa que foi transferida água virtual do Ceará para o exterior; e o déficit (saldo negativo), que foi recebida, pelo Ceará, água virtual de outros países.

4.10 Processamento dos dados

Para o processamento dos dados coletados e a consequente obtenção de informações para análise, foram empregados os aplicativos da *Microsoft Corporation*: sistema de gerenciamento de banco de dados Access, versão de 2007, sistema gerenciador de banco de dados relacional SQL Server, versão de 2012; e planilha eletrônica Excel, versão de 2007.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos, nesta pesquisa, de acordo com a metodologia proposta.

5.1 Produtividades, coeficientes e períodos de plantio e colheita das culturas e taxas de aplicação de fertilizantes, pesticidas e inseticidas

Para o caso das lavouras temporárias exportáveis, o abacaxi é a cultura que apresenta a maior duração do período de crescimento. A castanha de caju possui, dentre todas as culturas exportáveis (lavouras permanentes e temporárias), o menor coeficiente de cultura e, também, a menor taxa de aplicação de fertilizantes, inseticidas e pesticidas; sendo que o abacaxi possui a maior produtividade. Além disso, o mamão apresenta a maior taxa de aplicação de fertilizantes, inseticidas e pesticidas (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 – Produtividades, coeficientes e períodos de plantio e colheita das culturas e taxas de aplicação de fertilizantes, pesticidas e inseticidas por produto de exportação do Ceará (1997–2012)

Produto	Produti- vidade (t/ha)	Coefici- ente de cultura (K_c)	Plantio e colheita		Taxa de apli- cação de ferti- lizante (kg/ha)
			Período	Duração (dias)	
Abacaxis frescos ou secos	60,112	0,88	Março a abril do outro ano	420	80
Bananas frescas ou secas	23,010	0,96	Permanente	365	100
Bananas frescas ou secas, exceto bananas-da-terra	23,010	0,96	Permanente	365	100
Castanha de caju, fresca ou seca, sem casca	0,269	0,55	Permanente	365	22
Mamões (papaias) frescos	55,673	0,91	Permanente	365	240
Mangas frescas ou secas	16,548	0,71	Permanente	365	118
Melancias frescas	37,838	1,10	Agosto a outubro	75	102
Melões frescos	28,257	1,06	Agosto a outubro	65	50

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de Ipece (2013), IBGE (2013), Mapa (2013), Conab (2013), SDA (2013), Embrapa (2013) e Ematerce (2013).

Em se tratando dos produtos importados, o coco apresenta o maior rendimento por cultura. Enquanto as mercadorias derivadas da cadeia produtiva do algodão apresentam a maior taxa de aplicação de fertilizantes, inseticidas e pesticidas (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 – Produtividades, coeficientes e períodos de plantio e colheita das culturas e taxas de aplicação de fertilizantes, pesticidas e inseticidas por produto de importação do Ceará (1997–2012)

Produto	Produtividade (t/ha)	Coeficiente de cultura (K_c)	Plantio e colheita		Taxa de aplicação de fertilizante (kg/ha)
			Período	Duração (dias)	
Algodão não debulhado, não cardado nem penteado	1,345	1,12	Janeiro a abril	102	210
Algodão simplesmente debulhado, não cardado nem penteado	1,345	1,12	Janeiro a abril	102	210
Outros tipos de algodão não cardado nem penteado	1,345	1,12	Janeiro a abril	102	210
Arroz semibranqueado, etc. não parboilizado, polido, brunido	6,182	1,20	Agosto a novembro	114	120
Arroz semibranqueado, etc. parboilizado, polido ou brunido	6,182	1,20	Agosto a novembro	114	120
Castanha de caju, fresca ou seca, com casca	0,269	0,55	Permanente	365	22
Cocos secos, sem casca, mesmo ralados	7,895	1,01	Permanente	365	90
Milho em grão, exceto para semeadura	2,027	1,05	Janeiro a abril	120	40
Outros feijões comuns, pretos, secos, em grãos	0,802	1,01	Fevereiro a abril	80	100
Trigo duro, exceto para semeadura	1,518	0,95	Fevereiro a maio	115	119
Trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio	1,518	0,95	Fevereiro a maio	115	119
Outros trigos e misturas de trigo com centeio, exceto para semeadura	1,518	0,95	Fevereiro a maio	115	119

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de Ipece (2013), IBGE (2013), Mapa (2013), Conab (2013), SDA (2013), Embrapa (2013) e Ematerce (2013).

5.2 Precipitações mensais médias por município

Os valores das médias mensais das precipitações, para os dezesseis anos pesquisados, utilizados tanto para cálculos de consumo de água para culturas de exportação quanto para culturas de importação, estão representados na Tabela 5.3. O município de Meruoca apresentou a maior média mensal de precipitações, enquanto Santa Quitéria ficou com a menor média.

Tabela 5.3 – Precipitações mensais médias por município do Ceará (1997–2012)

Posto pluviométrico	Latitude	Longitude	Precipitação (mm)											
			Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Beberibe	4°13'S	38°07'W	139	155	249	312	176	88	35	13	11	4	6	17
Icapuí	4°42'S	37°22'W	116	129	222	233	139	36	17	4	3	3	4	20
Iguatu	6°22'S	39°18'W	152	192	240	212	107	29	12	12	8	19	7	69
Limoeiro do Norte	5°08'S	38°06'W	120	106	148	143	85	36	17	12	0	1	1	24
Mauriti	7°23'S	38°46'W	147	144	196	125	46	8	9	3	1	26	13	59
Meruoca	3°33'S	40°27'W	208	261	317	330	177	66	32	14	1	10	5	41
Morada Nova	5°06'S	38°22'W	105	88	138	136	99	45	17	10	0	6	1	22
Santa Quitéria	4°20'S	40°09'W	123	112	165	170	60	6	5	2	0	0	0	17
Trairi	3°17'S	39°15'W	151	135	302	316	172	110	44	12	1	2	2	16
Varjota	4°11'S	40°29'W	161	160	222	225	82	22	1	0	0	2	2	41

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados da Funceme (2013).

Para as quantificações realizadas, nesta pesquisa, foram calculadas e utilizadas as precipitações médias diárias. Por exemplo, para o caso da precipitação do dia primeiro de janeiro, foram somados os respectivos valores de cada um dos dezesseis anos e, após, foi feita a divisão por dezesseis, para obtenção da média diária – e, dessa maneira, todos os demais dias do ano foram calculados.

5.3 Evapotranspiração de referência por município

A média aritmética de evapotranspiração de referência, para efeitos desta pesquisa, foi calculada para todo o período considerado de dezesseis anos, sendo única para cada município. Como resultado desse cálculo, a média aritmética de evapotranspiração de referência é igual a, para os dez municípios selecionados, 5,11 mm/dia (Tabela 5.4).

Tabela 5.4 – Evapotranspiração de referência por município selecionado do Ceará (1997–2012)

Município	T _{min} (°C)	T _{máx} (°C)	Velocidade do vento (m.s ⁻¹)	Radiação solar (MJ.m ⁻² .dia ⁻¹)	Evapotranspiração de referência (ET _o) (mm.dia ⁻¹)
Beberibe	21,9	34,8	3,7	17,7	5,19
Icapuí	21,9	34,8	3,7	17,7	5,19
Iguatu	22,7	36,0	1,9	15,7	4,62
Limoeiro do Norte	21,7	36,3	3,1	18,0	5,58
Mauriti	20,4	33,7	2,2	18,1	4,71
Meruoca	21,9	36,2	2,8	16,8	5,04
Morada Nova	21,7	36,3	3,1	18,0	5,58
Santa Quitéria	21,9	36,2	2,8	16,8	5,04
Trairi	21,7	36,3	5,2	17,5	5,11
Varjota	21,9	36,2	2,8	16,8	5,04

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados do Inmet (2013).

5.4 Evapotranspiração da cultura por município

A média anual de evapotranspiração das culturas foi, nos dezesseis anos pesquisados, para os municípios selecionados e para os produtos exportáveis, de 4,66 mm/dia (Tabela 5.5).

Tabela 5.5 – Evapotranspiração da cultura por produto de exportação do Ceará (1997–2012)

Produto	Coefficiente de cultura (K _c)	Evapotranspiração de referência (ET _o)	Evapotranspiração da cultura (ET _c)
Abacaxis frescos ou secos	0,88	5,19	4,57
Bananas frescas ou secas	0,96	5,58	5,36
Bananas frescas ou secas, exceto bananas-da-terra	0,96	5,58	5,36
Castanha de caju, fresca ou seca, sem casca	0,55	5,19	2,85
Mamões (papaias) frescos	0,91	5,04	4,59
Mangas frescas ou secas	0,71	4,71	3,34
Melancias frescas	1,10	5,19	5,71
Melões frescos	1,06	5,19	5,50

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de Funceme (2013), Inmet (2013), Embrapa (2013) e Ematerce (2013).

A média anual de evapotranspiração das culturas de importação foi, nos dezesseis anos estudados, para os municípios selecionados e para os produtos de importação, de 5,11 mm/dia (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 – Evapotranspiração da cultura por produto de importação do Ceará (1997–2012)

Produto	Coefficiente de cultura (K_c)	Evapotranspiração de referência (ET_0)	Evapotranspiração da cultura (ET_c)
Algodão não debulhado, não cardado nem penteado	1,12	4,62	5,17
Algodão simplesmente debulhado, não cardado nem penteado	1,12	4,62	5,17
Outros tipos de algodão não cardado nem penteado	1,12	4,62	5,17
Arroz semibranqueado, etc. não parboilizado, polido, brunido	1,20	5,58	6,70
Arroz semibranqueado, etc. parboilizado, polido ou brunido	1,20	5,58	6,70
Castanha de caju, fresca ou seca, com casca	0,55	5,19	2,85
Cocos secos, sem casca, mesmo ralados	1,01	5,11	5,16
Milho em grão, exceto para semeadura	1,05	4,71	4,95
Outros feijões comuns, pretos, secos, em grãos	1,01	5,04	5,09
Trigo duro, exceto para semeadura	0,95	5,04	4,79
Trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio	0,95	5,04	4,79
Outros trigos e misturas de trigo com centeio, exceto para semeadura	0,95	5,04	4,79

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de Funceme (2013), Inmet (2013), Embrapa (2013) e Ematerce (2013).

5.5 Exportação de água virtual

A Tabela 5.7 apresenta o valor calculado do padrão de consumo de água virtual demandado para a produção dos produtos exportáveis, classificado em ordem decrescente de pegada hídrica total. A castanha de caju apresenta o mais alto padrão de consumo, em valores absolutos (litros/kg), em todos os tipos de água virtual (verde, azul, cinza e total).

Tabela 5.7 – Padrão de consumo de água virtual por produto de exportação do Ceará (1997–2012)

Produto	Padrão de consumo de água virtual (litros/kg)							
	Verde	%	Azul	%	Cinza	%	Total	%
Castanha de caju, fresca ou seca, sem casca	28.494,4	72,0	10.237,6	25,9	817,8	2,1	39.549,9	100,0
Bananas frescas ou secas	301,4	33,7	548,3	61,4	43,5	4,9	893,2	100,0
Bananas frescas ou secas, exceto bananas-da-terra	301,4	33,7	548,3	61,4	43,5	4,9	893,2	100,0
Mangas frescas ou secas	469,8	58,1	267,8	33,1	71,3	8,8	808,9	100,0
Mamões (papaias) frescos	164,6	47,9	136,1	39,6	43,1	12,5	343,8	100,0
Abacaxis frescos ou secos	201,2	60,5	117,9	35,5	13,3	4,0	332,4	100,0
Melões frescos	-	-	126,5	87,7	17,7	12,3	144,2	100,0
Melancias frescas	-	-	113,2	80,8	27,0	19,2	140,1	100,0

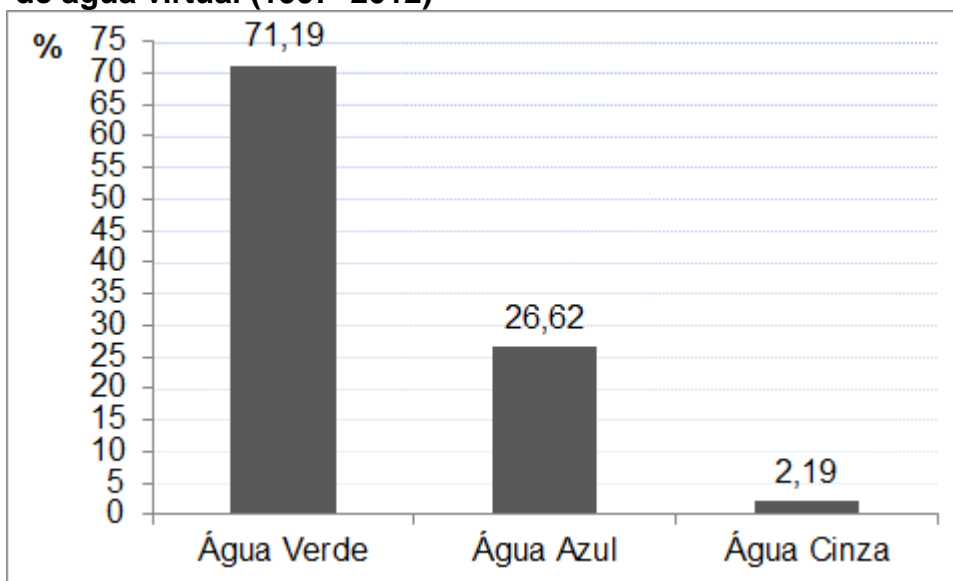
Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Comparando-se, em termos proporcionais, os tipos de pegada hídrica dos produtos exportáveis, constantes da Tabela 5.7, a banana apresenta a menor pegada hídrica verde – 33,7% do consumo de água dessa cultura provêm dessa pegada. Proporcionalmente, o melão apresenta a maior pegada hídrica azul (87,7%), sendo que a castanha de caju possui a menor pegada azul (25,9%). Para o caso da geração de carga poluente, a melancia é responsável pela maior carga proporcional (19,2%), ficando a castanha de caju com a menor carga (2,1%).

Dessa forma, observa-se que o valor percentual de cada componente da pegada hídrica (verde, azul ou cinza) depende do tipo de cultura, do sistema de gestão de águas, do local de produção, do solo e do clima local.

Considerando-se os três tipos de água virtual, para o caso das exportações e para os dezesseis anos pesquisados, a do tipo verde teve a maior participação com 71,19% (Gráfico 5.1). A pegada hídrica da irrigação (água azul), de 26,62%, representa o volume real de água utilizado pelas culturas, que deve ser considerado quando da quantificação da disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica.

Gráfico 5.1 – Distribuição das exportações do Ceará por tipo de água virtual (1997–2012)



Fonte: Elaborado pelo do autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

As médias aritméticas anuais, calculadas a partir da Tabela 5.8, para os produtos exportáveis, das pegadas hídras verde, azul, cinza e total foram, respectivamente, de 829.872,2, 310.350,2, 25.494,3 e 1.165.716,7 milhões de litros. Observa-se que, de 1997 a 2012, todos os tipos de pegada hídrica apresentaram decréscimos volumétricos, sendo que o da pegada hídrica total foi de 33,71%.

Tabela 5.8 – Exportação cearense de água virtual por ano (1997–2012)

Ano	Volume (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
1997	919.376,0	330.445,1	26.405,5	1.276.226,7
1998	795.137,6	285.954,7	22.860,1	1.103.952,4
1999	566.911,6	204.412,4	16.373,8	787.697,7
2000	806.221,3	290.582,4	23.269,2	1.120.073,0
2001	661.206,8	241.736,9	19.578,2	922.521,9
2002	639.325,0	235.153,7	19.135,5	893.614,1
2003	904.242,8	331.460,5	26.941,1	1.262.644,4
2004	1.030.942,5	376.493,4	30.546,4	1.437.982,3
2005	872.737,6	323.818,6	26.703,1	1.223.259,3
2006	902.597,7	339.002,1	27.955,5	1.269.555,3
2007	1.175.636,5	438.548,6	36.013,7	1.650.198,8
2008	753.331,8	298.039,0	25.424,3	1.076.795,2
2009	1.107.523,0	424.358,9	35.328,8	1.567.210,7
2010	961.569,3	371.617,5	30.900,4	1.364.087,3
2011	592.142,8	237.254,8	20.203,4	849.601,1
2012	589.053,4	236.724,5	20.269,7	846.047,7
Total	13.277.955,9	4.965.603,0	407.908,8	18.651.467,7

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Como cada produto de exportação tem sua pegada hídrica total, proveniente da multiplicação da quantidade exportada (kg), nos dezesseis anos pesquisados, pelo seu padrão de consumo (litros/kg), para sua produção, pode ser realizada a análise de quais mercadorias possuem maior ou menor pegada e quais são seus pesos relativos, quando comparados com a pegada hídrica total de exportação.

Infere-se, da análise da Tabela 5.9, que o mais relevante produto de exportação é a castanha de caju (98,2% de participação na pauta de água virtual). Isso pode ser explicado porque essa mercadoria tem o maior padrão de consumo de pegada hídrica total dos produtos de exportação (Tabela 5.7) e, ao mesmo tempo, apresenta a segunda maior quantidade exportada, em quilogramas (Tabela 4.2).

Além disso, os dois produtos derivados da cadeia produtiva da banana consumiram, apenas, 0,6% de toda a água virtual total exportada (Tabela 5.9).

Tabela 5.9 – Exportação cearense de água virtual por produto (1997–2012)

Produto	Volume (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
Castanha de caju, fresca ou seca, sem casca	13.200.080,7	4.742.600,4	378.867,3	18.321.548,4
Melões frescos	-	110.938,8	15.512,0	126.450,8
Bananas frescas ou secas	34.064,3	61.975,5	4.911,9	100.951,7
Abacaxis frescos ou secos	22.505,3	13.184,3	1.488,4	37.178,1
Mangas frescas ou secas	13.739,7	7.831,6	2.085,4	23.656,7
Melancias frescas	-	16.165,2	3.850,9	20.016,1
Bananas frescas ou secas, exceto bananas-da-terra	6.701,0	12.191,6	966,3	19.858,8
Mamões (papaias) frescos	865,0	715,6	226,6	1.807,1
Total	13.277.955,9	4.965.603,0	407.908,8	18.651.467,7

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

De acordo com a análise da Tabela 5.10, os Estados Unidos importaram 65,3% de toda a água virtual, sendo responsáveis pela maior carga poluidora de água cinza (61,8%) gerada na cadeia produtiva de *commodities* exportáveis pelos cearenses.

Os Emirados Árabes Unidos, que possuem escassez de água (Tabela 2.5), compraram 0,013% da água virtual total exportada pelo Ceará. Essa nação – que é, conforme consta da Tabela 2.3, muito pobre em disponibilidade de água doce e apresenta baixo nível de uso de recursos hídricos – economizou água, para a produção de alimentos, comprando-a virtualmente dos cearenses (Tabela 5.10).

A Argentina foi o país da América do Sul que recebeu mais água virtual dos cearenses, no período em estudo – com 0,791% de participação na pauta (Tabela 5.10).

Tabela 5.10 – Exportação cearense de água virtual por país (1997–2012)

(continua)

País de destino	Volume (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
Estados Unidos	8.780.158,2	3.155.734,3	252.182,1	12.188.074,6
Canadá	927.828,1	333.659,8	26.677,8	1.288.165,7
Países Baixos (Holanda)	630.051,1	287.201,5	28.549,5	945.802,2
Itália	441.496,7	166.970,3	13.883,2	622.350,3
Libano	385.152,3	138.379,7	11.054,6	534.586,6
Reino Unido	283.164,1	181.624,3	17.523,2	482.311,6
Alemanha	206.052,2	89.016,7	7.691,3	302.760,3
França	216.874,5	78.131,8	6.246,1	301.252,4
México	203.436,1	73.091,7	5.839,0	282.366,8
Portugal	171.712,3	62.760,1	5.093,7	239.566,1
África do Sul	144.098,2	51.772,5	4.135,9	200.006,6
Argentina	110.716,3	40.136,9	3.225,5	154.078,6
Espanha	89.160,8	55.449,6	5.554,0	150.164,4
Austrália	62.519,8	22.462,5	1.794,4	86.776,7
Venezuela	47.560,4	17.087,8	1.365,1	66.013,2
Índia	44.471,3	15.977,9	1.276,4	61.725,6
Chile	41.193,4	14.804,1	1.183,0	57.180,5
Bélgica	35.776,5	13.035,2	1.054,0	49.865,6
Vietnã	26.007,9	9.344,3	746,5	36.098,6
Suécia	23.750,2	8.601,9	691,3	33.043,4
Coveite	19.605,4	7.043,9	562,7	27.212,0
China	19.226,0	6.907,6	551,8	26.685,5
Letônia	15.739,5	5.655,0	451,8	21.846,2
Colômbia	15.531,4	5.580,2	445,8	21.557,5
Estônia	13.571,3	4.876,0	389,5	18.836,8
Arábia Saudita	11.948,6	4.298,3	343,7	16.590,6
Ucrânia	11.703,0	4.204,7	335,9	16.243,6
Israel	8.597,8	3.089,1	246,8	11.933,6
Lituânia	8.433,0	3.040,2	243,5	11.716,6
Canárias, Ilhas	7.572,8	2.720,8	217,4	10.510,9
Filipinas	7.270,3	2.612,1	208,7	10.091,1
Síria	7.238,0	2.600,5	207,7	10.046,3
Peru	6.295,8	2.262,0	180,7	8.738,5
Polônia	4.248,9	3.883,6	369,5	8.502,0
Guatemala	5.845,4	2.100,2	167,8	8.113,3
Uruguai	5.292,1	2.293,2	184,0	7.769,4
Antilhas Holandesas	4.636,2	1.665,7	133,1	6.435,0
Malásia	4.523,8	1.625,3	129,8	6.279,0
Cingapura	3.877,5	1.405,4	113,0	5.396,0

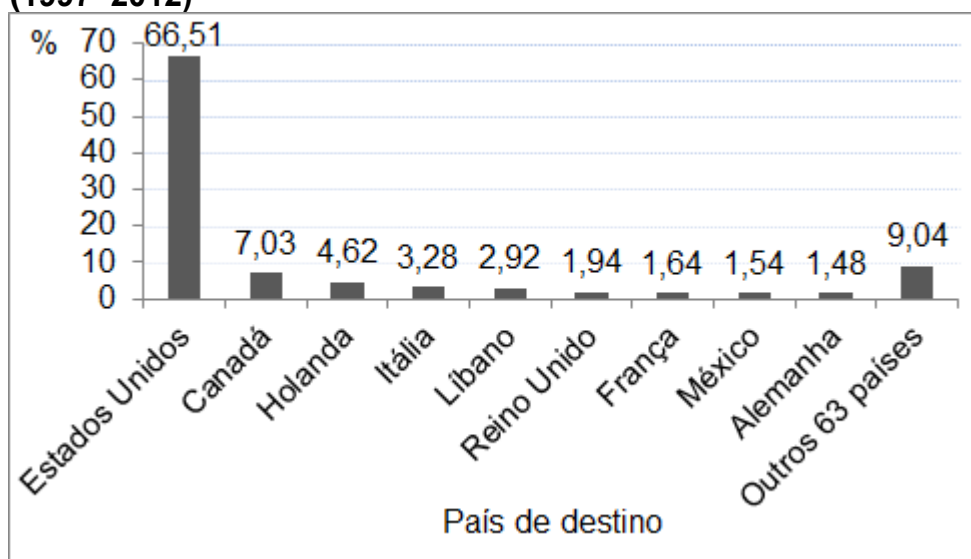
Tabela 5.10 – Exportação cearense de água virtual por país (1997–2012)
(conclusão)

País de destino	Volume (10 ⁶ litros)			Total
	Verde	Azul	Cinza	
Cazaquistão	3.619,0	1.300,3	103,9	5.023,2
Irlanda	2.356,3	1.907,6	216,3	4.480,2
Chipre	2.261,9	812,7	64,9	3.139,5
Jordânia	2.261,9	812,7	64,9	3.139,5
Costa Rica	2.205,0	792,2	63,3	3.060,6
Egito	2.067,9	743,0	59,4	2.870,2
Emirados Árabes Unidos	1.809,5	650,1	51,9	2.511,6
Bulgária	1.809,5	650,1	51,9	2.511,6
Grécia	1.809,5	650,1	51,9	2.511,6
Tailândia	1.809,5	650,1	51,9	2.511,6
Turquia	1.615,6	580,5	46,4	2.242,5
Finlândia	1.357,1	487,6	39,0	1.883,7
Indonésia	1.357,1	487,6	39,0	1.883,7
El Salvador	904,8	325,1	26,0	1.255,8
Argélia	452,4	162,5	13,0	627,9
Cayman, Ilhas	452,4	162,5	13,0	627,9
Norfolk, Ilha	452,4	162,5	13,0	627,9
Nova Zelândia	452,4	162,5	13,0	627,9
Suíça	355,5	127,8	10,2	493,5
Libia	351,6	126,3	10,1	488,0
Marrocos	147,5	268,4	21,3	437,2
Trinidad e Tobago	255,9	91,9	7,3	355,2
Coreia do Norte	115,0	41,3	3,3	159,7
Taiwan (Formosa)	54,9	19,7	1,6	76,3
Cabo Verde	45,0	18,7	1,9	65,6
Palau	17,7	32,2	2,6	52,5
Dinamarca	-	30,0	4,2	34,2
Croácia	10,5	19,1	1,5	31,1
Angola	20,2	7,3	0,6	28,0
Paraguai	19,6	7,1	0,6	27,2
Martinica	9,0	3,2	0,3	12,5
Coreia do Sul	8,4	3,0	0,2	11,7
Hong Kong	-	8,3	1,2	9,5
Mônaco	-	4,1	0,6	4,7
Luxemburgo	1,5	1,2	0,4	3,1
Japão	1,9	0,9	0,1	2,9
Gana	-	1,9	0,3	2,2
Moçambique	1,4	0,5	0,0	2,0
Nicarágua	1,3	0,5	0,0	1,8
Panamá	0,1	0,0	0,0	0,1
Total	13.277.955,9	4.965.603,0	407.908,8	18.651.467,7

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Os cearenses exportaram castanha de caju – que é a mercadoria que mais transfere água virtual embutida em sua cadeia produtiva (Tabela 5.9) – para 72 países (Gráfico 5.2), de 1997 a 2012. Os Estados Unidos foram o país que mais comprou castanha de caju do Ceará, com 66,51% de participação na pauta de exportação de água virtual desse produto. Ademais, esse país é o maior exportador de água virtual (Tabela 2.6); entretanto, economizou recurso hídrico ao importá-lo virtualmente do Ceará.

Gráfico 5.2 – Exportação cearense de água virtual total embebida no produto castanha de caju por país de destino (1997–2012)



Fonte: Elaborado pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Três blocos econômicos – Estados Unidos (inclusive Porto Rico), União Europeia e Canadá – foram, conforme apresentado na Tabela 5.11, responsáveis por quase 90% de todas as compras de água virtual total embebida nas cadeias produtivas de produtos agrícolas exportados pelo Ceará.

O bloco Estados Unidos (inclusive Porto Rico) compra, virtualmente, 66,13% de toda a água verde exportada pelo Ceará (Tabela 5.11).

Tabela 5.11 – Exportação cearense de água virtual classificada por bloco econômico (1997–2012)

Bloco de destino	Volume (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
Estados Unidos (inclusive Porto Rico)	8.780.158,2	3.155.734,3	252.182,1	12.188.074,6
União Europeia – UE	2.157.199,8	967.506,3	88.386,7	3.213.092,8
Canadá	927.828,1	333.659,8	26.677,8	1.288.165,7
Oriente Médio	436.613,5	156.874,3	12.532,4	606.020,3
Demais da Aladi	314.017,1	112.825,8	9.013,5	435.856,4
Europa Oriental	210.469,5	75.687,9	6.047,9	292.205,2
África (exclusive Oriente Médio)	147.184,1	53.101,0	4.242,4	204.527,6
Mercosul	116.028,0	42.437,2	3.410,0	161.875,2
Ásia (exclusive Oriente Médio)	108.723,7	39.083,8	3.123,5	150.930,9
Oceania	63.442,3	22.819,8	1.823,0	88.085,0
Mercado Comum Centro Americano – MCCA	8.956,5	3.217,9	257,1	12.431,4
Demais da América	5.097,6	1.831,5	146,3	7.075,4
Demais da Europa Ocidental	1.626,1	603,7	48,5	2.278,3
Associação Europeia de Livre Comércio – AELC	355,5	127,8	10,2	493,5
Comunidade e Mercado Comum do Caribe – CARICOM	255,9	91,9	7,3	355,2
Demais da América Latina	0,1	0,0	0,0	0,1
Total	13.277.955,9	4.965.603,0	407.908,8	18.651.467,7

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

5.6 Importação de água virtual

A Tabela 5.12 apresenta o padrão de consumo de água virtual demandado para a produção dos produtos importados, classificado em ordem decrescente de pegada hídrica total. A castanha de caju possui o maior padrão de consumo total, em valores absolutos (litros/kg). Enquanto o maior padrão de consumo de água cinza pertence ao complexo algodão, em litros/kg. Os produtos derivados do arroz, por terem sido cultivados exclusivamente com irrigação, não apresentam pegada hídrica verde.

Tabela 5.12 – Padrão de consumo de água virtual por produto de importação do Ceará (1997–2012)

Produto	Padrão de consumo (litros/kg)							
	Verde	%	Azul	%	Cinza	%	Total	%
Castanha de caju, fresca ou seca, com casca	28.494,4	72,0	10.237,6	25,9	817,8	2,1	39.549,9	100,0
Outros feijões comuns, pretos, secos, em grãos	5.077,7	80,3	-	-	1.246,9	19,7	6.324,6	100,0
Algodão não debulhado, não cardado nem penteado	3.924,1	71,5	-	-	1.561,3	28,5	5.485,4	100,0
Algodão simplesmente debulhado, não cardado nem penteado	3.924,1	71,5	-	-	1.561,3	28,5	5.485,4	100,0
Outros tipos de algodão não cardado nem penteado	3.924,1	71,5	-	-	1.561,3	28,5	5.485,4	100,0
Trigo duro, exceto para semeadura	3.627,3	82,2	-	-	783,9	17,8	4.411,2	100,0
Trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio	3.627,3	82,2	-	-	783,9	17,8	4.411,2	100,0
Outros trigos e misturas de trigo com centeio, exceto para semeadura	3.627,3	82,2	-	-	783,9	17,8	4.411,2	100,0
Milho em grão, exceto para semeadura	2.927,8	93,7	-	-	197,3	6,3	3.125,1	100,0
Cocos secos, sem casca, mesmo ralados	1.502,5	60,1	883,5	35,3	114,0	4,6	2.500,1	100,0
Arroz semibranqueado etc., parboilizado, polido ou brunido	-	-	1.234,8	86,4	194,1	13,6	1.428,9	100,0
Arroz semibranqueado etc., não parboilizado, polido, brunido	-	-	1.234,8	86,4	194,1	13,6	1.428,9	100,0

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Comparando-se os tipos de pegada hídrica dos produtos de importação, constantes da Tabela 5.12, o milho apresenta proporcionalmente o maior padrão de pegada hídrica verde, pois 93,7% do consumo de água total dessa cultura provém desta pegada.

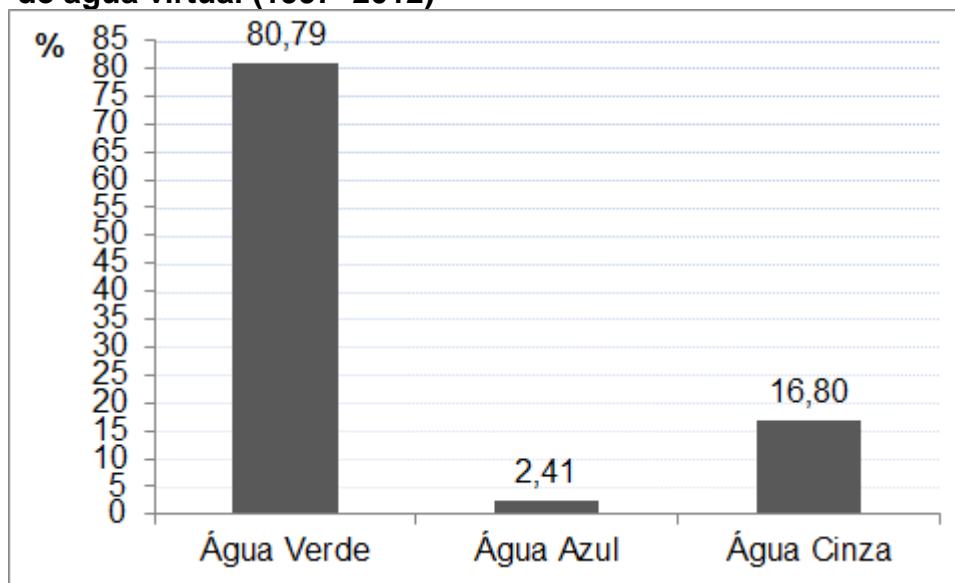
Enquanto o produto coco possui o menor padrão de pegada hídrica verde (60,1%). Proporcionalmente, o complexo arroz apresenta o maior padrão de pegada hídrica azul (86,4%), sendo que a castanha de caju possui o menor padrão de pegada azul (25,9%) (Tabela 5.12).

Para o caso da geração de carga poluente (pegada cinza), o complexo algodão é responsável pela maior carga proporcional (28,5%), ficando a castanha de caju com a menor carga (2,1%) (Tabela 5.12).

Considerando-se os três tipos de água virtual, para o caso das importações, a água verde apresenta o maior volume consumido, com 80,79% (Gráfico 5.3); em decorrência de que foi utilizada predominantemente a técnica de sequeiro, em que se emprega a água da chuva, para a plantação das culturas.

Como foi usada pouca irrigação (água azul) para os produtos importados, o volume dessa água foi baixo (2,41%, de acordo com informações contidas no Gráfico 5.3), quando comparado ao dos produtos exportados (26,62%, segundo informações constantes do Gráfico 5.1).

Gráfico 5.3 – Distribuição das importações do Ceará por tipo de água virtual (1997–2012)



Fonte: Elaborado pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

A pegada hídrica cinza, que é um indicador representativo do nível de poluição gerada no sistema hídrico, equivale a 16,80% da pegada total dos produtos importados (Gráfico 5.3).

As médias aritméticas anuais, calculadas a partir da Tabela 5.13 para os produtos importados, das pegadas hídricas verde, azul, cinza e total foram, respectivamente, de 3.195.354,6, 95.266,2, 664.445,9 e 3.955.066,6 milhões de litros.

Observa-se que, de 1997 a 2012, as pegadas hídricas verde, azul, cinza e total apresentaram acréscimos volumétricos de, respectivamente, 73,93%, 2.874,70%, 15,56 % e 79,83%.

Tabela 5.13 – Importação cearense de água virtual por ano (1997–2012)

Ano	Volume (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
1997	2.706.622,2	20.030,8	622.497,8	3.349.150,8
1998	3.563.214,9	21.576,9	743.041,7	4.327.833,6
1999	3.874.890,3	112.689,7	810.444,1	4.798.024,1
2000	4.202.562,5	80.781,1	866.509,9	5.149.853,6
2001	3.363.428,9	19.967,7	704.704,6	4.088.101,2
2002	3.124.962,9	9.549,4	695.063,4	3.829.575,8
2003	2.697.226,4	9.494,6	626.304,2	3.333.025,1
2004	2.368.072,3	7.879,4	545.136,9	2.921.088,6
2005	1.993.502,6	2.885,2	447.171,6	2.443.559,4
2006	2.583.029,4	2.521,4	586.998,5	3.172.549,4
2007	3.048.190,6	15.695,4	695.010,9	3.758.896,9
2008	3.105.978,5	97.607,9	639.437,0	3.843.023,5
2009	2.347.648,5	49.392,7	491.350,0	2.888.391,2
2010	2.988.403,6	17.695,4	664.415,8	3.670.514,8
2011	4.450.444,4	460.634,4	773.671,0	5.684.749,8
2012	4.707.495,5	595.856,5	719.376,6	6.022.728,6
Total	51.125.673,6	1.524.258,7	10.631.134,0	63.281.066,2

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Em decorrência de que cada produto de importação tem sua pegada hídrica total, proveniente da multiplicação da quantidade importada (kg), nos dezesseis anos pesquisados, pelo seu padrão de consumo (litros/kg), para sua produção, pode ser realizada a análise de quais mercadorias possuem maior ou menor pegada e quais seus pesos com relação à pegada hídrica total de importação.

Infer-se, da análise da Tabela 5.14, que o principal produto de importação foi o “trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio” (75,12% de participação na pauta de água virtual). Isso pode ser explicado porque o complexo trigo tem o quarto maior padrão de pegada hídrica dos produtos de importação (Tabela 5.12) e, simultaneamente, a mercadoria “trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio” apresenta a maior quantidade importada, em quilogramas (Tabela 4.3).

As três mercadorias do complexo trigo, importadas pelo estado do Ceará, foram responsáveis por 85,94% de toda a carga de poluição gerada pela água cinza nos países que exportaram produtos para os cearenses (Tabela 5.14). Enquanto os três produtos derivados da cadeia produtiva do algodão consumiram 6,71% da água virtual total importada (Tabela 5.14).

Tabela 5.14 – Importação cearense de água virtual por produto (1997–2012)

Produto	Volume de água (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
Trigo (exceto trigo duro ou para semeadura), e trigo com centeio	39.090.108,4	-	8.448.154,5	47.538.262,8
Castanha de caju, fresca ou seca, com casca	3.694.378,4	1.327.337,4	106.035,7	5.127.751,4
Outros trigos e misturas de trigo com centeio, exceto para semeadura	3.090.728,2	-	667.968,2	3.758.696,3
Outros tipos de algodão não cardado nem penteado	1.953.924,5	-	777.440,0	2.731.364,5
Milho em grão, exceto para semeadura	2.058.180,5	-	138.724,2	2.196.904,7
Algodão simplesmente debulhado, não cardado nem penteado	1.024.984,9	-	407.827,6	1.432.812,5
Arroz semibranqueado etc., não parboilizado, polido, brunido	-	172.925,3	27.184,4	200.109,7
Trigo duro, exceto para semeadura	96.068,7	-	20.762,4	116.831,0
Algodão não debulhado, não cardado nem penteado	59.173,5	-	23.544,3	82.717,9
Outros feijões comuns, pretos, secos, em grãos	40.757,3	-	10.008,4	50.765,7
Cocos secos, sem casca, mesmo ralados	17.369,2	10.213,6	1.317,8	28.900,6
Arroz semibranqueado etc., parboilizado, polido ou brunido	-	13.782,4	2.166,6	15.949,0
Total	51.125.673,6	1.524.258,7	10.631.134,0	63.281.066,2

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Vale destacar que a amêndoa de castanha de caju aparece tanto na exportação quanto na importação cearense. O Ceará exporta 80% de toda a castanha de caju brasileira (MDIC, 2013). Em 2011, o Brasil foi o quinto maior produtor e o terceiro maior exportador mundial dessa mercadoria.

Em decorrência de entressafras, ventos fortes, chuvas mal distribuídas ou outros fatores, que prejudicam a floração e frutificação dos cajueiros, indústrias cearenses podem importar castanha para seus parques produtivos (IPECE, 2013).

No período estudado nesta pesquisa, o Ceará exportou 18.321.548,4 milhões de litros de água virtual embutida na cadeia produtiva da amêndoa de castanha de caju “sem” casca (Tabela 5.9); sendo que a importação de água virtual contida na cadeia de produção da castanha de caju “com” casca alcançou 5.127.751,4 milhões de litros (Tabela 5.14). Portanto, com relação à castanha de caju, o Ceará exportou, em termos líquidos, 13.193.797 milhões de litros de água virtual.

Argentina, Estados Unidos e Canadá – que são, respectivamente, quarto, primeiro e segundo maiores exportadores de água virtual (Tabela 2.6) – representam 83,18% de todas as origens de água virtual para o Ceará (Tabela 5.15).

Observa-se ainda que, a Holanda – que é um país dependente de água gerada fora de seu território (Tabela 2.4) e possui suficiência em disponibilidade hídrica e moderado nível de uso de recursos hídricos (Tabela 2.3) – vendeu 0,018% de toda a água virtual total comprada pelo Ceará (Tabela 5.15). Ressalte-se que a Holanda é o segundo maior país importador de água virtual (Tabela 2.7).

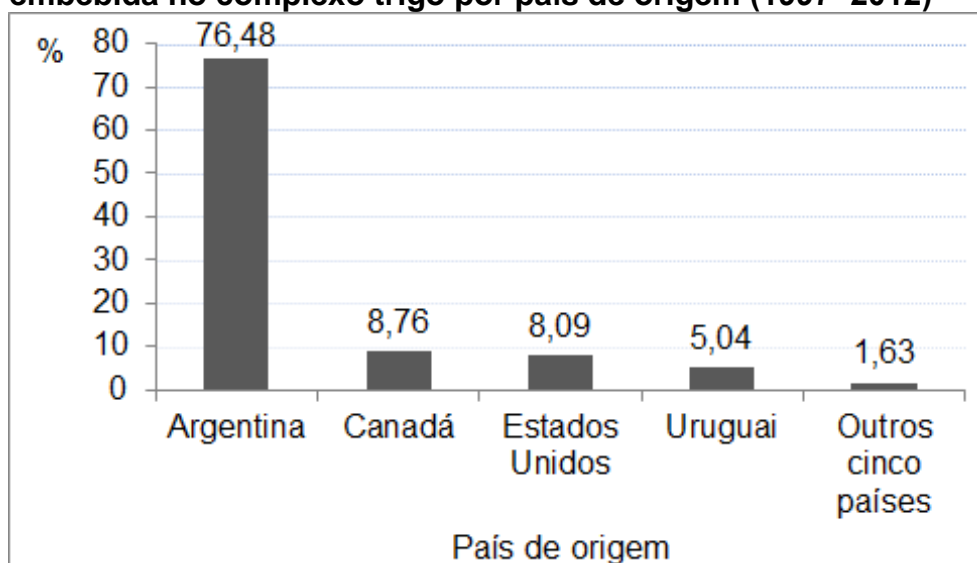
Tabela 5.15 – Importação cearense de água virtual por país (1997–2012)

País de origem	Volume de água (10 ⁶ litros)			Total
	Verde	Azul	Cinza	
Argentina	34.862.045,6	42.471,5	7.314.853,0	42.219.370,0
Estados Unidos	4.672.472,7	1.681,2	1.237.627,4	5.911.781,4
Canadá	3.704.018,0	-	800.512,4	4.504.530,4
Uruguai	2.129.063,5	139.669,2	482.089,6	2.750.822,3
Costa do Marfim	1.836.884,4	637.812,7	75.552,3	2.550.249,3
Gana	1.004.270,3	360.820,0	28.824,5	1.393.914,7
Nigéria	502.067,4	156.387,1	39.070,0	697.524,5
Paraguai	506.668,2	617,4	181.101,4	688.387,1
Guiné-Bissau	373.798,3	134.300,4	10.728,7	518.827,4
Uzbequistão	227.583,5	-	90.552,4	318.135,9
Ucrânia	230.096,9	-	49.728,5	279.825,5
Polônia	201.996,3	-	43.655,4	245.651,8
Mali	115.174,5	-	45.826,4	161.000,9
Togo	90.458,9	-	35.992,4	126.451,2
França	102.747,2	-	23.632,2	126.379,5
Grécia	54.927,4	-	21.854,9	76.782,3
Rússia	49.693,6	-	10.739,8	60.433,4
Turcomenistão	27.352,6	-	10.883,2	38.235,8
Índia	26.597,7	-	10.582,9	37.180,6
Burkina Faso	17.894,3	2.623,3	4.424,3	24.941,9
Suíça	15.323,1	-	6.096,8	21.419,9
Senegal	14.516,6	-	5.776,0	20.292,6
Espanha	14.337,2	-	5.704,6	20.041,8
Chade	14.125,1	-	5.620,2	19.745,2
Guiné	13.027,1	-	5.183,3	18.210,3
China	11.342,7	-	4.034,1	15.376,8
Sudão	8.904,0	-	3.542,8	12.446,8
Camarões	8.397,5	-	3.341,2	11.738,7
Países Baixos (Holanda)	7.804,8	622,3	3.203,2	11.630,4
Filipinas	6.963,3	4.094,6	528,3	11.586,2
México	6.691,3	3.934,7	507,7	11.133,6
Brasil	5.558,3	-	2.211,6	7.769,9
Moçambique	4.286,3	-	1.705,5	5.991,7
Alemanha	4.208,6	-	1.674,5	5.883,1
Turcas e Caicos, Ilhas	3.913,1	-	1.557,0	5.470,1
Bélgica	3.892,2	-	1.548,7	5.440,9
Azerbaijão	3.045,4	-	1.211,7	4.257,2
Tadjiquistão	2.754,7	-	1.096,1	3.850,8
Sri Lanka	2.175,7	1.279,4	165,1	3.620,1
Tailândia	929,7	2.279,1	342,9	3.551,7
Bolívia	2.608,1	-	907,8	3.515,8
República Centro-Africana	1.569,2	-	624,3	2.193,5
Reino Unido	399,1	-	158,8	557,9
Austrália	392,4	-	156,1	548,5
Israel	392,2	-	156,0	548,2
Egito	389,5	-	155,0	544,5
Indonésia	147,2	86,6	11,2	245,0
Letônia	94,4	-	37,5	131,9
Vietnã	77,4	45,5	5,9	128,8
Itália	59,9	2,0	24,1	86,0
Total	51.125.673,6	1.524.258,7	10.631.134,0	63.281.066,2

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Os três produtos componentes do complexo trigo, que foi a mercadoria que mais trouxe água virtual embutida em sua cadeia produtiva para os cearenses (Tabela 5.14), originaram-se de nove países, de 1997 a 2012. A Argentina foi a nação que mais vendeu trigo ao Ceará, com 76,48% de participação na pauta de importação desse produto (Gráfico 5.4). Esse país é o quarto maior exportador de água virtual (Tabela 2.6).

Gráfico 5.4 – Importação cearense de água virtual total embetida no complexo trigo por país de origem (1997–2012)



Fonte: Elaborado pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Três blocos econômicos – Mercosul, Estados Unidos (inclusive Porto Rico) e África (exclusive Oriente Médio) – foram responsáveis por 90,8% de todas as vendas de água virtual total embetida nas cadeias produtivas de produtos agrícolas importados pelo Ceará (Tabela 5.16).

75,04% de toda a água virtual cinza, importada pelo Ceará, foi proveniente do Mercosul; ou seja, os países desse bloco econômico arcaram com os custos de externalidades negativas da poluição gerada, em seus territórios, ao produzirem *commodities* para os cearenses (Tabela 5.16).

Tabela 5.16 – Importação cearense de água virtual classificada por bloco econômico (1997–2012)

Bloco de origem	Volume de água (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
Mercosul	37.497.777,3	182.758,1	7.978.044,1	45.658.579,4
Estados Unidos (inclusive Porto Rico)	4.672.472,7	1.681,2	1.237.627,4	5.911.781,4
África (exclusive Oriente Médio)	4.237.299,4	1.327.475,2	321.981,1	5.886.755,7
Canadá	3.704.018,0	-	800.512,4	4.504.530,4
Europa Oriental	540.526,8	-	164.211,8	704.738,6
União Europeia – UE	390.467,1	624,3	101.494,1	492.585,5
Ásia (exclusive Oriente Médio)	48.233,8	7.785,2	15.670,2	71.689,2
Associação Europeia de Livre Comércio – AELC	15.323,1	-	6.096,8	21.419,9
Demais da Aladi	9.299,3	3.934,7	1.415,4	14.649,4
Não declarados	5.558,3	-	2.211,6	7.769,9
Demais da América	3.913,1	-	1.557,0	5.470,1
Oceania	392,4	-	156,1	548,5
Oriente Médio	392,2	-	156,0	548,2
Total	51.125.673,6	1.524.258,7	10.631.134,0	63.281.066,2

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

O Oriente Médio, que é o quarto maior importador de água virtual do mundo (Tabela 2.9) e o décimo maior exportador de água virtual (Tabela 2.8), foi o bloco econômico que menos vendeu água virtual para o Ceará (Tabela 5.16).

Ressalte-se que, de 1995 a 1999, o Oriente Médio apresentou importações líquidas de água virtual, em todas as transações comerciais ao redor do mundo, já descontadas as exportações, de 30 Gm³/ano (Tabela 2.10).

5.7 Saldo da balança comercial de água virtual

Em todos os anos pesquisados, os saldos das balanças comerciais de água virtual verde, cinza e total foram negativos (Tabela 5.17), o que significa que o Ceará importou mais do que exportou água virtual.

No caso da água virtual azul, somente ocorreram saldos negativos em 2011 e 2012; pois nos outros anos, de 1997 a 2010, o Ceará exportou mais do que importou (Tabela 5.17).

Tabela 5.17 – Saldo da balança comercial cearense de água virtual por ano (1997–2012)

Ano	Volume de água (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
1997	-1.787.246,1	310.414,3	-596.092,3	-2.072.924,2
1998	-2.768.077,3	264.377,7	-720.181,6	-3.223.881,2
1999	-3.307.978,7	91.722,7	-794.070,3	-4.010.326,3
2000	-3.396.341,2	209.801,3	-843.240,8	-4.029.780,6
2001	-2.702.222,1	221.769,2	-685.126,4	-3.165.579,3
2002	-2.485.638,0	225.604,3	-675.928,0	-2.935.961,7
2003	-1.792.983,6	321.966,0	-599.363,1	-2.070.380,7
2004	-1.337.129,8	368.614,0	-514.590,5	-1.483.106,3
2005	-1.120.765,0	320.933,4	-420.468,5	-1.220.300,0
2006	-1.680.431,7	336.480,7	-559.043,0	-1.902.994,1
2007	-1.872.554,1	422.853,2	-658.997,3	-2.108.698,1
2008	-2.352.646,7	200.431,1	-614.012,7	-2.766.228,3
2009	-1.240.125,4	374.966,1	-456.021,2	-1.321.180,5
2010	-2.026.834,3	353.922,1	-633.515,4	-2.306.427,5
2011	-3.858.301,5	-223.379,6	-753.467,5	-4.835.148,7
2012	-4.118.442,1	-359.132,0	-699.106,8	-5.176.681,0
Total	-37.847.717,6	3.441.344,3	-10.223.225,2	-44.629.598,5

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Como foi transferida água virtual, em termos líquidos após o desconto das exportações realizadas, de outros países para o Ceará (Tabela 5.17), esse saldo negativo de 44.629.598,5 milhões de litros pode trazer benefícios ao estado nordestino, que apresenta problemas de escassez hídrica.

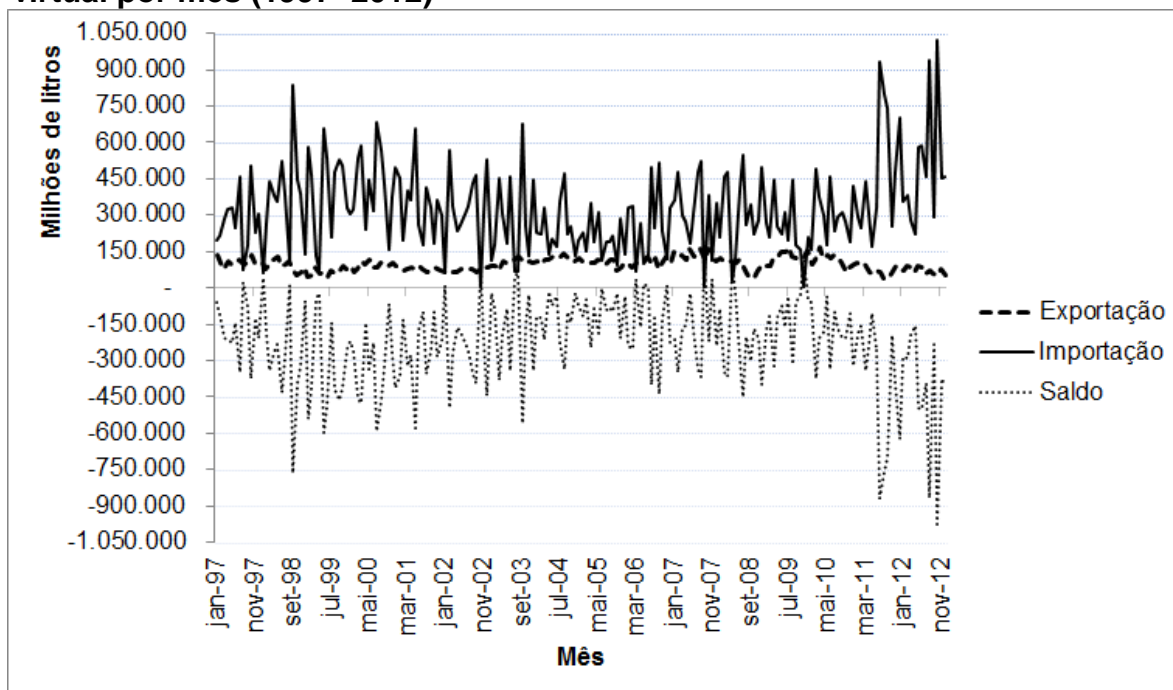
Inferre-se, em decorrência desse resultado, que os produtos importados, em seu conjunto, apresentam uma necessidade de água superior àquela demandada à produção dos bens exportáveis – considerando-se, simultaneamente, a ponderação das quantidades, em quilogramas, e dos padrões de consumo de cada produto, em litros por quilograma.

O volume da importação total de água virtual foi 239,28% superior ao volume exportado. Esse resultado mostra que o Ceará está dependente de recursos hídricos externos.

Ao se analisar a balança comercial cearense de água virtual total, para identificação de possíveis sazonalidades mensais, conclui-se que o saldo dessa

balança apresenta resultados positivos em dezesseis meses e negativos em 176 meses (Gráfico 5.3).

Gráfico 5.5 – Evolução do saldo da balança comercial cearense de água virtual por mês (1997–2012)



Fonte: Elaborado pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

De acordo com análise do saldo balança comercial cearense de água virtual por bloco econômico (resultado líquido de exportações menos importações), o Mercosul foi o bloco que mais enviou água virtual verde, cinza e total para o Ceará (Tabela 5.18).

Tabela 5.18 – Saldo da balança comercial cearense de água virtual por bloco econômico (1997–2012)

Bloco econômico	Volume de água (10 ⁶ litros)			
	Verde	Azul	Cinza	Total
Estados Unidos (inclusive Porto Rico)	4.107.685,5	3.154.053,1	-985.445,3	6.276.293,3
União Europeia – UE	1.766.732,7	966.881,9	-13.107,3	2.720.507,3
Oriente Médio	436.221,4	156.874,3	12.376,3	605.472,1
Demais da Aladi	304.717,8	108.891,1	7.598,1	421.207,0
Oceania	63.049,8	22.819,8	1.666,8	87.536,4
Ásia (exclusive Oriente Médio)	60.489,9	31.298,6	-12.546,7	79.241,8
Mercado Comum Centro Americano – MCCA	8.956,5	3.217,9	257,1	12.431,4
Demais da Europa Ocidental	1.626,1	603,7	48,5	2.278,3
Demais da América	1.184,5	1.831,5	-1.410,7	1.605,4
Comunidade e Mercado Comum do Caribe – CARICOM	255,9	91,9	7,3	355,2
Demais da América Latina	0,1	0,0	0,0	0,1
Não declarados	-5.558,3	0,0	-2.211,6	-7.769,9
Associação Europeia de Livre Comércio – AELC	-14.967,6	127,8	-6.086,6	-20.926,4
Europa Oriental	-330.057,4	75.687,9	-158.163,9	-412.533,4
Canadá	-2.776.190,0	333.659,8	-773.834,6	-3.216.364,7
África (exclusive Oriente Médio)	-4.090.115,3	-1.274.374,2	-317.738,7	-5.682.228,2
Mercosul	-37.381.749,3	-140.320,9	-7.974.634,0	-45.496.704,2
Total	-37.847.717,6	3.441.344,3	-10.223.225,2	-44.629.598,5

Fonte: Elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013).

Entretanto, o bloco que mais transferiu água virtual azul para os cearenses foi a África (exclusive Oriente Médio). Por outro lado, o bloco econômico que mais recebeu água virtual verde, azul e total dos cearenses foi o dos Estados Unidos (inclusive Porto Rico) (Tabela 5.18).

Ressalte-se que, conforme consta da Tabela 2.6, os Estados Unidos são os maiores exportadores de água virtual. No entanto, quanto ao comércio bilateral com o Ceará, o bloco Estados Unidos (inclusive Porto Rico) poupou água virtual, pois recebeu mais recursos hídricos do que enviou para os cearenses (Tabela 5.18).

5.8 Comparação com resultados de outras pesquisas

Cotejando-se o padrão de consumo cearense de água virtual (litros/kg), por produto de exportação, com o padrão de consumo de diversos países – com condições

climáticas, de solo e de disponibilidade hídrica semelhantes ou não às cearenses – e com a média mundial, podem-se constatar diferenças substanciais.

Observa-se que o padrão de consumo de água virtual da castanha de caju, cultura com grande pegada hídrica, produzida no Ceará é de 487,41% superior ao de Honduras – país que, na Tabela 5.19, apresenta o menor padrão de consumo. Verifica-se que o Ceará apresenta padrão de consumo de água virtual acima da média mundial para os produtos abacaxi, banana e castanha de caju.

Tabela 5.19 – Padrão de consumo de água virtual por produto de exportação do Ceará (1997–2012) e de países selecionados (1996–2005)

Ceará / País / Mundo	Padrão de consumo de água virtual por produto de exportação do Ceará (litros/kg)						
	Abacaxi	Banana	Castanha de caju	Mamão	Manga	Melancia	Melão
Ceará	332	893	39.550	344	809	140	144
Belize	501	457	6.885	263	4.556	282	391
China	272	630	24.630	1.425	333	221	228
El Salvador	231	977	11.158	125	1.539	125	285
Filipinas	155	1.026	6.733	843	1.956	280	369
Honduras	183	367	6.690	588	1.863	226	200
Índia	367	502	14.516	364	1.909	460	214
Indonésia	131	1.150	64.245	236	2.546	566	277
México	133	536	9.849	298	1.468	281	204
Média mundial	255	790	14.218	460	1.800	238	221

Fonte: Ceará (elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013)); e países (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2010b).

A Tabela 5.19 relaciona, também, produtos em que o Ceará apresenta resultados de padrões de consumo acima de resultados de outros países, o que propicia um melhor entendimento da realidade da região cearense. A cultura do abacaxi, no Ceará, tem padrão de consumo de 332 litros/kg, o que contrasta fortemente com a situação da Indonésia, cujo valor é de 131 litros/kg. Ressalte-se que a média mundial para o abacaxi é de 255 litros/kg.

Confrontando-se o padrão de consumo de água virtual (litros/kg) do Ceará, por produto de importação, com o padrão de consumo de diversos países – com

condições climáticas, de solo e de disponibilidade hídrica semelhantes ou não às cearenses – e com a média mundial, podem-se constatar diferenças substanciais.

Vale observar que, nesta pesquisa e para os produtos importados, foi adotada a abordagem de consumo – em que o teor de água virtual é definido como o volume de água que teria sido necessário para produzir a *commodity* na localidade em que será consumida, ou seja, no Ceará.

Observa-se que o padrão de consumo de água virtual da castanha de caju produzida no Ceará é de 3.338,26% superior ao do Quênia – país que, na Tabela 5.20, apresenta o menor padrão de consumo. Verifica-se que o Ceará apresenta padrão de consumo de água virtual abaixo da média mundial para os produtos algodão, arroz e coco.

Tabela 5.20 – Padrão de consumo de água virtual por produto de importação do Ceará (1997–2012) e de países selecionados (1996–2005)

Ceará / País / Mundo	Padrão de consumo de água virtual por produto de importação do Ceará (litros/kg)						
	Algodão	Arroz	Castanha de caju	Coco	Feijão	Milho	Trigo
Ceará	5.485	1.429	39.550	2.500	6.325	3.125	4.411
China	5.294	1.457	24.630	868	2.701	1.160	1.597
Honduras	7.116	4.624	6.690	1.510	4.316	3.120	7.554
Índia	21.085	2.986	14.516	2.505	10.600	2.537	2.100
México	6.859	2.525	9.849	1.564	5.018	2.271	1.076
Peru	8.942	1.504	1.661	690	2.962	1.721	5.000
Quênia	15.986	2.592	1.150	1.994	8.319	2.746	1.562
Tailândia	13.371	3.299	10.821	2.455	4.848	1.039	4.174
Tanzânia	17.484	4.327	5.148	6.362	1.586	2.627	2.738
Média mundial	9.113	2.414	14.218	2.687	5.053	1.222	1.827

Fonte: Ceará (elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013)); e países (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2010b).

É importante destacar que o consumo do produto algodão está relacionado a uma cadeia de impactos sobre os recursos hídricos, nos países em que essa mercadoria é cultivada e processada. Para o período de 1997 a 2001, o consumo mundial de produtos de algodão demandou 256×10^9 m³/ano, dos quais 42% correspondem à água azul, 39% à água verde e 19% à água de diluição (cinza) (CHAPAGAIN *et al.*, 2006).

A Tabela 5.20 relaciona, também, os produtos em que o Ceará apresenta resultados de padrões de consumo acima de padrões de outros países, o que propicia um melhor entendimento da realidade da região cearense. A cultura do coco, no Ceará, tem padrão de consumo de 2.500 litros/kg, o que contrasta muito além da medida com a situação do Peru, cujo valor é de 690 litros/kg. Ressalte-se que a média mundial para o coco é de 2.687 litros/kg; encontrando-se o padrão de consumo do Ceará abaixo desse valor.

Ademais, para o caso dos produtos de exportação, a castanha de caju ocupa a primeira posição em valores monetários (Tabela 4.2) e, também, em volume exportado de água virtual total (Tabela 5.9).

Enquanto para o caso dos produtos importados, a castanha de caju ocupa a quinta posição em valores monetários (Tabela 4.3) e o segundo lugar em volume importado de água virtual total (Tabela 5.14).

Dada a sua relevância para a balança comercial cearense de água virtual, a Tabela 5.21 apresenta um quadro da produção da castanha de caju no Ceará, por tipos de água virtual, comparativamente a diversos países e à média mundial.

Tabela 5.21 – Padrão de consumo por tipo água virtual da castanha de caju produzida no Ceará (1997–2012) e em países selecionados (1996–2005)

Ceará / País / Mundo	Padrão de consumo de água virtual (litros/kg)							
	Verde	%	Azul	%	Cinza	%	Total	%
Ceará	28.494,4	72,0	10.237,6	25,9	817,8	2,1	39.549,9	100,0
Belize	5.569,7	80,9	97,3	1,4	1.218,1	17,7	6.885,2	100,0
El Salvador	11.109,2	99,6	-	-	48,7	0,4	11.157,9	100,0
Filipinas	6.340,8	94,2	-	-	392,6	5,8	6.733,4	100,0
Honduras	6.285,6	94,0	374,3	5,6	30,1	0,5	6.690,1	100,0
Índia	11.521,7	79,4	2.099,4	14,5	894,8	6,2	14.516,0	100,0
Indonésia	62.308,3	97,0	-	-	1.936,9	3,0	64.245,2	100,0
México	6.278,6	63,7	3.276,1	33,3	294,5	3,0	9.849,2	100,0
Peru	1.017,0	61,2	572,9	34,5	71,4	4,3	1.661,2	100,0
Quênia	1.130,3	98,3	19,9	1,7	0,0	0,0	1.150,2	100,0
Tailândia	9.459,1	87,4	839,2	7,8	522,4	4,8	10.820,8	100,0
Tanzânia	5.004,4	97,2	144,0	2,8	0,0	0,0	5.148,4	100,0
Média mundial	12.853,1	90,4	921,1	6,5	444,1	3,1	14.218,3	100,0

Fonte: Ceará (elaborada pelo autor, com base em dados de MDIC (2013), Funceme (2013), Inmet (2013), Mapa (2013), Conab (2013), Embrapa (2013), IBGE (2013), SDA (2013), Ematerce (2013), Ipece (2013), Adece (2013), Adagri (2013) e EPA (2013)); e países (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2010b).

A pegada hídrica verde da castanha de caju produzida no Ceará foi, em relação à pegada hídrica total desse produto, de 72,0% (Tabela 5.21); ficando abaixo da média mundial (90,4%). Entretanto, a pegada hídrica azul dessa mercadoria produzida no Ceará foi, em relação à pegada hídrica total, de 25,9%; ficando acima da média mundial (6,5%).

Como a castanha de caju possui um alto consumo de água (39.549,9 litros/kg), conforme consta da Tabela 5.21, os gestores de águas e as empresas podem realizar estudos visando à diminuição da pegada azul da castanha, pois os impactos hidrológicos, ambientais, econômicos e sociais – assim como os custos de oportunidade da utilização de águas azuis (subterrâneas e superficiais) nos sistemas produtivos – diferem distintamente, segundo Hoekstra e Chapagain (2008), dos impactos e dos custos de uso das águas verdes (pluviais).

Pode-se observar que em El Salvador, nas Filipinas e na Indonésia não se utiliza a água azul de irrigação para produção de castanha de caju (Tabela 5.21). Enquanto Belize, com 1,4%, e Quênia, com 1,7%, apresentam percentagens de pegada azul da castanha bem abaixo da calculada para os cearenses.

Geralmente, a pegada cinza é responsável por apenas uma pequena percentagem da pegada hídrica total. A média mundial da pegada hídrica cinza para a castanha de caju foi de 3,1% (Tabela 5.21) da pegada total; sendo que Belize (17,7%) e Índia (6,2%) apresentam as maiores percentagens. O Ceará ficou, com 2,1%, abaixo da média mundial para a pegada cinza da castanha de caju.

Para o caso de todos os produtos exportáveis desta pesquisa, conforme consta do Gráfico 5.1, a média da pegada cinza foi de 2,19%. Entretanto, para o caso de todos os produtos de importação desta pesquisa, a média da pegada cinza foi de 16,80% (Gráfico 5.3).

Em vista do exposto, os padrões de consumo de pegada hídrica, calculados neste estudo para os produtos de exportação e importação do Ceará (Tabelas 5.19, 5.20 e 5.21), mantêm coerência com a literatura mundial pesquisada, apesar de discrepâncias verificadas.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Como resultado da quantificação realizada nesta pesquisa, para os produtos básicos agrícolas cearenses, de 1997 a 2012, o saldo da balança comercial de água virtual (-44.629.598,5 milhões de litros), nos dezesseis anos considerados, corresponde a 6,66 vezes a capacidade máxima de armazenamento do maior reservatório do Nordeste – Açude Castanhão (situado no Ceará) –, que é, de acordo com a Cogeh (2013), de 6.700.000 milhões de litros. Além disso, em consequência de o Ceará ter importado mais do que exportado água virtual – sendo, por isso, caracterizado como uma região importadora líquida de água virtual –, o resultado pode ser considerado benéfico para o estado nordestino brasileiro que apresenta carência de recursos hídricos.

As médias aritméticas dos padrões das pegadas hídricas verde, azul, cinza e total dos produtos agrícolas cearenses de exportação, selecionados, são, respectivamente, em litros por quilograma, de 3.741,6, 1.512,0, 134,6 e 5.388,2. Enquanto no caso das mercadorias de importação, as médias aritméticas dos padrões das pegadas hídricas verde, azul, cinza e total são, respectivamente, em litros/kg, de 5.054,7, 1.132,6, 816,7 e 7.003,9.

Aplicando-se o conceito de corrente de comércio, o somatório das exportações e importações foi de 81.932.534 milhões de litros de água virtual. Dos 101 países que comercializaram com o Ceará, a Argentina ocupou a primeira posição (51,7% do total da corrente de comércio) e os Estados Unidos ficaram em segundo lugar (22,1%).

Quanto ao caso das mercadorias exportáveis, constata-se que o Ceará apresenta padrão de consumo de água virtual total abaixo da média mundial para os produtos mamão, manga, melancia e melão. Em se tratando dos produtos agrícolas importados, observa-se que o Ceará apresenta padrão de consumo de água virtual acima da média mundial para os produtos castanha de caju, feijão, milho e trigo.

Para mitigar a pegada hídrica dos produtos básicos agrícolas do Ceará, e de todo o mundo, podem ser empregadas medidas na agricultura para: elevar a produção total da agricultura de sequeiro; reduzir a pegada hídrica verde (litros/kg), por meio do acréscimo da produtividade da água da chuva (kg/litros) na agricultura de sequeiro; decrescer a pegada hídrica azul, por intermédio do aumento da produtividade na

agricultura irrigada; tornar menor, em dimensão, a relação entre as pegadas hídricas azul e verde; restringir a utilização de fertilizantes e pesticidas artificiais; implantar a agricultura orgânica para anular o valor da pegada hídrica cinza (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Apesar de os governos e os parlamentares desempenharem papéis essenciais na elaboração de leis e regulamentações para que a gestão de recursos hídricos seja mais eficiente, a população e os empresários também podem ter atribuições de grande monta nesse processo de mudança. Por exemplo, os consumidores podem preocupar-se mais com a procedência dos produtos adquiridos, ao fazer sempre opções de compra por aqueles que provoquem menor impacto ao ambiente. Enquanto os empresários podem implantar sistemas de reúso de água e, da mesma forma, restituí-la límpida à natureza.

Em um mundo em que muitos produtos estão relacionados à escassez e poluição hídrica, é muito proveitoso, por exemplo, que os governos elaborem regulamentações que façam com que as empresas publiquem nos rótulos das mercadorias, ou disponibilizem na *internet*, informações, de modo transparente, sobre as pegadas hídricas de seus produtos.

Do que foi exposto neste trabalho, observa-se que o emprego das ferramentas de análise água virtual e pegada hídrica pode auxiliar o processo de tomada de decisão e de investimento na gestão de recursos hídricos, com a finalidade de restringir o uso da água a um padrão aceitável de sustentabilidade, bem como distribuir esse bem de modo eficiente entre os diversos usuários.

Como sugestões para trabalhos futuros, sobretudo em decorrência de a temática desta pesquisa ser relativamente nova e com grande potencial de aplicação, recomenda-se que pesquisadores devam:

- a) quantificar as pegadas hídricas de produtos básicos agrícolas de outras localidades brasileiras – dotadas de variadas condições de solo, clima e de disponibilidade hídrica –, bem como comparar esses resultados com os obtidos nesta pesquisa e em estudos realizados em outros países, com o intuito de aplicação de medidas para a redução dessas pegadas;
- b) determinar os valores das pegadas hídricas de produtos pecuários – tais como o leite e a carne bovina, que têm uma alta pegada hídrica – dos maiores produtores brasileiros;

- c) atribuir valores quantitativos às pegadas hídricas de produtos brasileiros industrializados (semimanufaturados e manufaturados), que têm uma metodologia de cálculo diferente da utilizada para produtos agrícolas;
- d) desenvolver pesquisas que englobem as fases 3 (avaliação da sustentabilidade da pegada hídrica) e 4 (formulação de resposta à pegada hídrica) do processo de avaliação da pegada hídrica, uma vez que este trabalho somente contempla as fases 1 (definição de metas e escopo) e 2 (contabilização da pegada hídrica);
- e) realizar estudos para reestruturação dos mecanismos de cobrança pelo uso da água no Ceará, e no restante do Brasil, para que seja considerado o valor real da água virtual nas planilhas de custos totais dos produtos.

7 REFERÊNCIAS

- ABU-SHARAR, T. M.; AL-KARABLIEH, E. K.; HADDADIN, M. J. Role of virtual water in optimizing water resources management in Jordan. **Water Resources Management**, v. 26, p. 3977-3993, July 2012.
- ADAGRI. Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Ceará. Governo do Estado do Ceará. Secretaria do Desenvolvimento Agrário. **Defesa vegetal**. Disponível em: <www.adagri.ce.gov.br>. Acesso em: 23 dez. 2013.
- ADECE. Agência do Desenvolvimento do Estado do Ceará. Governo do Estado do Ceará. Conselho Estadual de Desenvolvimento Econômico. **Setores da economia**. Disponível em: <<http://www.adece.ce.gov.br>>. Acesso em: 24 dez. 2013.
- ALDAYA, M.; MARTÍNEZ-SANTOS, P.; LLAMAS, M. Incorporating the water footprint and virtual water into policy: reflections from the manchga occidental region, Spain. **Water Resources Management**, v. 24, p. 941-958, July 2010.
- ALENCAR, L. P.; SEDIYAMA, G. C.; MANTOVANI, E. C.; MARTINEZ, M. A. Tendências recentes nos elementos do clima e suas implicações na evapotranspiração da cultura do milho em Viçosa – MG. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 4, p. 631-642, jul./ago. 2011.
- ALLAN, J. A. Virtual water: a strategic resource. Global solutions to regional deficits. **Groundwater**, v. 36, n. 4, p. 545-546, 1998.
- _____. Virtual water: the water, food and trade nexus, useful concept or misleading metaphor? **Water International**, v. 28, n. 1, p. 106-113, mar. 2003.
- _____. **Virtual water**: tackling the threat to our planet's most precious resource. New York: I. B. Tauris, 2011.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration**: guidelines for computing crop water requirements. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Irrigation and Drainage, Rome, paper 56, 1998. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/XO49OE/XO49OEOO.htm>>. Acesso em: 13 fev. 2013.
- ANTONELLI, M.; ROSON, R.; SARTORI, M. Systemic input-output computation of green and blue virtual water 'flows' with an illustration for the mediterranean region. **Water Resources Management**, v. 26, p. 4133-4146, 2012.
- ARABI, A.; ALIZADEH, A.; RAJAEI, Y. V.; JAM, K.; NIKNIA, N. Agricultural water footprint and virtual water budget in Iran related to the consumption of crop products by conserving irrigation efficiency. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 4, p. 318-324, 2012.
- AVISO, K. B.; TAN, R. R.; CULABA, A. B.; CRUZ JR, J. B. Fuzzy input e output model for optimizing eco-industrial supply chains under water footprint constraints. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, p. 187-196, 2011.
- BARROS, F. G. N.; AMIN, M. M. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, v. 4, n. 1, p. 75-108, jan./abr. 2008.
- BARTON, B. **Murky waters? Corporate reporting on water risk**: a benchmarking study of 100 companies. Boston: Ceres, feb. 2010.

BERGER, M.; WARSEN, J.; KRINKE, S.; BACH, V.; FINKBEINER, M. Water footprint of european cars: potential impacts of water consumption along automobile life cycles. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 4091-4099, 2012.

BOCCHIOLA, D.; NANA, E.; SONCINI, A. Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. **Agricultural Water Management**, v. 116, p. 50-61, jan. 2013.

BOELENS, R.; VOS, J. The danger of naturalizing water policy concepts: water productivity and efficiency discourses from field irrigation to virtual water trade. **Agricultural Water Management**, v. 108, p. 16-26, may 2012.

BROWN, S.; SCHREIER, H.; LAVKULICH, L. M. Incorporating virtual water into water management: a british columbia example. **Water Resources Management**, v. 23, p. 2681-2696, 2009.

BULSINK, F.; HOEKSTRA, A. Y.; BOOIJ, M. J. The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 14, n. 1, p. 119-128, jan. 2010.

CALZADILLA, A.; REHDANZ, K.; TOL, R. S. J. Water scarcity and the impact of improved irrigation management: a computable general equilibrium analysis, **Agricultural Economics**, v. 42, n. 3, p. 305-323, may 2011.

CARMO, R. L.; OJIMA, A. L. R. O.; OJIMA, R.; NASCIMENTO, T. T. Água virtual: o Brasil como grande exportador de recursos hídricos. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, 16., nov. 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005.

_____. Água virtual, escassez e gestão: o Brasil como grande “exportador” de água. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 83-96, jul./dez. 2007.

CARR, J. A.; D’ODORICO, P.; LAIO, F.; RIDOLFI, L. On the temporal variability of the virtual water network. **Geophysical Research Letters**, v. 39, 2012.

_____. Recent History and Geography of Virtual Water Trade. **Journal Plos One**, v. 8, n. 2, feb. 2013.

CASTRO, C. N. Gestão das águas: experiências internacional e brasileira. **Textos para discussão**, n. 1477. Brasília: IPEA, 2012.

CAZCARRO, I.; DUARTE, R.; CHOLIZ, J. S.; SARASA, C. Water rates and the responsibilities of direct, indirect and end-users in Spain. **Economic Systems Research**, v. 23, n. 4, p. 409-430, nov. 2011.

CAZCARRO, I.; HOEKSTRA, A.Y.; CHÓLIZ, J. S. The water footprint of tourism in Spain. **Tourism Management**, v. 40, p. 90-101, feb. 2014.

CEARÁ. Decreto Nº 31.195, de 16 de abril de 2013. Dispõe sobre a cobrança pelo uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do Estado do Ceará ou da União por delegação de competência, e dá outras providências. Diário Oficial [do] Estado do Ceará, Fortaleza, CE, 18 abr. 2013.

CHAHED, J.; HAMDANEB, A.; BESBES, M. A comprehensive water balance of Tunisia: blue water, green water and virtual water. **Water International**, v. 33, n. 4, p. 415-424, dec. 2008.

CHAPAGAIN, A. K.; HOEKSTRA A. Y. Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. **Value of Water Research Report Series**, Delft, the Netherlands, Unesco-IHE Institute for Water Education, n. 13, 2003.

_____. The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands. **Ecological economics**, v. 64, p. 109-118, oct. 2007.

_____. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives. **Ecological Economics**, v. 70, p. 749-758, feb. 2011.

CHAPAGAIN, A. K.; HOEKSTRA, A. Y.; SAVENIJE, H. Saving water through global trade. **Value of Water Research Report Series**, Delft, the Netherlands, Unesco-IHE Institute for Water Education, n. 17, sept. 2005.

CHAPAGAIN, A. K.; HOEKSTRA, A. Y.; SAVENIJE, H. H. G.; GAUTAM, R. The water footprint of cotton consumption: an assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. **Ecological Economics**, v. 60, p. 186-203, 2006.

CHAPAGAIN, A. K.; ORR, S. An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: a case of spanish tomatoes. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 219-228, 2009.

CHICO, D.; ALDAYA, M. M.; GARRIDO, A. A water footprint assessment of a pair of jeans: the influence of agricultural policies on the sustainability of consumer products. **Journal of Cleaner Production**, v. 57, p. 238-248, oct. 2013.

CHRISTOFIDIS, D. **Água e agricultura**. Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2005. (Série Irrigação e Água).

CML. Câmara Municipal de Lisboa. **Lisboa Verde**. 2010. Disponível em: <<http://lisboaverde.cm-lisboa.pt/index.php?id=4424>>. Acesso em: 7 jun. 2013.

COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Governo do Estado do Ceará. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Ficha técnica dos açudes**. Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/?codigo=194&nome=Castanhão&dadosacudesunico_temp%3Amethod=Pesquisar?>. Acesso em: 12 dez. 2013.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Governo do Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Produtos e serviços**: indicadores da agropecuária. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/>>. Acesso em: 20 dez. 2013.

CSD. Commission on Sustainable Development. United Nations Economic and Social Council. Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World. **Report of the Secretary-General**. 1997a.

_____. United Nations Economic and Social Council. Overall Progress Achieved Since the United Nations Conference on Environment and Development. **Report of the Secretary-General. Addendum – Protection of the Quality and Supply of Freshwater Resources: Application of Integrated Approaches to the Development, Management and Use of Water Resources**. 1997b.

DABROWSKI, J. M.; MURRAY, K.; ASHTON, P. J.; LEANER, J. J. Agricultural impacts on water quality and implications for virtual water trading decisions. **Ecological Economics**, v. 68, n. 4, p. 1074-1082, feb. 2009.

DALIN, C.; KONAR, M.; HANASAKI, N.; RINALDO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Evolution of the global virtual water trade network. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS) of the United States of America**, v. 109, n. 16, p. 5989-5994, 2012.

- DANIELS, P. L.; LENZEN, M.; KENWAY, S. J. The ins and outs of water use: a review of multi-region input-output analysis and water footprints for regional sustainability analysis and policy. **Economic Systems Research**, v. 23, n. 4, p. 353-370, nov. 2011.
- DIETZENBACHER, E.; VELÁZQUEZ, E. Analysing andalusian virtual water trade in an input-output framework. **Regional Studies**, v. 41, n. 2, p. 185-196, apr. 2007.
- DOMINGUEZ, F. Water scarcity: can virtual water operators help? **Utilities Policy**, v. 18, n. 3, p. 129-134, sept. 2010.
- EBSCO. Ebscohost Online Research Databases. **Library, information science & technology abstracts**. Disponível em: <<http://www.ebscohost.com/academic/library-information-science-technology-abstracts-lista>>. Acesso em: 21 dez. 2013.
- ELENA, G.; ESTHER, V. From water to energy: The virtual water content and water footprint of biofuel consumption in Spain. **Energy Policy**, v. 38, n. 3, p. 1345-1352, mar. 2010.
- EL-SADEK, A. Virtual water trade as a solution for water scarcity in Egypt. **Water Resources Management**, v. 24, p. 2437-2448, 2010.
- EMATERCE. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Ceará. Governo do Estado do Ceará. Secretaria do Desenvolvimento Agrário. **Publicações**. Disponível em: <www.ematerce.ce.gov.br/>. Acesso em: 13 out. 2013.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Governo do Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Agricultura**. Disponível em: <<http://www.embrapa.br/>>. Acesso em: 11 out. 2013.
- EPA. Environmental Protection Agency. **Drinking water contaminants**. Disponível em: <www.epa.gov/safewater/mcl.html#1>. Acesso em: 29 nov. 2013.
- ERCIN, A. E.; ALDAYA, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Corporate water footprint accounting and impact assessment: the case of the water footprint of a sugar-containing carbonated beverage. **Water Resources Management**, v. 25, p. 721-741, 2011.
- _____. The water footprint of soy milk and soy burger and equivalent animal products. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 392-402, 2012.
- ERCIN, A. E.; HOEKSTRA, A. Y. Water footprint scenarios for 2050: a global analysis and case study for Europe. **Value of Water Research Report Series**, Delft, the Netherlands, Unesco-IHE Institute for Water Education, n. 59, sept. 2012.
- ERCIN, A. E.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Sustainability of national consumption from a water resources perspective: the case study for France. **Ecological Economics**, v. 88, p. 133-147, apr. 2013.
- EWING, B. R.; HAWKINS, T. R.; WIEDMANN, T. O.; GALLI, A.; ERCIN, A. E.; WEINZETTEL, J.; STEEN-OLSEN, K. Integrating ecological and water footprint accounting in a multi-regional input-output framework. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 1-8, dec. 2012.
- FADER, M.; ROST, S.; MÜLLER, C.; BONDEAU, A.; GERTEN, D. Virtual water content of temperate cereals and maize: present and potential future patterns. **Journal of Hydrology**, v. 384, p. 218-231, abr. 2010.
- FADER, M.; GERTEN, D.; THAMMER, M.; HEINKE, J.; LOTZE-CAMPEN, H.; LUCHT, W.; CRAMER, W. Internal and external green-blue agricultural water footprints of nations, and related water and land savings through trade. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, n. 5, p. 1641-1660, may 2011.

FALKENMARK, M.; ROCKSTRÖM, J. **Balancing water for humans and nature: the new approach in ecohydrology**. London: Earthscan, July 2004.

FANG, S.; PEI, H.; LIU, Z.; BEVEN, K.; WEI, Z. Water resources assessment and regional virtual water potential in the turpan basin, China. **Water Resources Management**, v. 24, p. 3321-3332, 2010.

FAO. Food and Agriculture Organization. Organization of the United Nations. **FAOSTAT: Major food and agricultural commodities and producers**. 2004.

_____. Organization of the United Nations. **FAO water: cropwat 8.0**. Disponível em: <www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html>. Acesso em: 25 ago. 2013a.

_____. Organization of the United Nations. **FAO water: climwat 2.0 for cropwat**. Disponível em: <www.fao.org/nr/water/infores_databases_climwat.html>. Acesso em: 26 ago. 2013b.

FENG, K.; CHAPAGAIN, A.; SUH, S.; PFISTER, S.; HUBACEK, K. Comparison of bottom-up and top-down approaches to calculating the water footprints of nations. **Economic Systems Research**, v. 23, n. 4, p. 371-385, nov. 2011.

FENG, K.; SIU, Y. L.; GUAN, D.; HUBACEK, K. Assessing regional virtual water flows and water footprints in the yellow river basin, China: a consumption based approach. **Applied Geography**, v. 32, p. 691-701, 2012.

FERERES, E.; ORGAZ, F.; GONZALEZ-DUGO, V. Reflections on food security under water scarcity. **Journal of Experimental Botany**, v. 62, n. 12, p. 4079-4086, 2011.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Governo do Estado do Ceará. Secretaria da Ciência, Tecnologia e Educação Superior. **Tempo: download das séries históricas**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/>>. Acesso em: 13 nov. 2013.

FURRIELA, R. B. Educação para o consumo sustentável. **Ciclo de palestras sobre meio ambiente: programa conheça a educação do cibec/inep**. [S.l.]: MEC/SEF/COEA, 2001.

GALLI, A.; WIEDMANN, T.; ERCIN, E.; KNOBLAUCH, D.; EWING, B.; GILJUM, S. Integrating ecological, carbon and water footprint into a “footprint family” of indicators: definition and role in tracking human pressure on the planet. **Ecological Indicators**, v. 16, p. 100-112, May 2012.

GARJULLI, R.; RODRIGUES, H. E.; OLIVEIRA, J. L. F. A gestão participativa dos recursos hídricos no semi-árido: a experiência do Ceará. *In*: MACHADO, C. J. S. (Org.). **Gestão de águas doces**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

GE, L.; XIE, G.; ZHANG, C.; LI, S.; QI, Y.; CAO, S.; HE, T. An evaluation of China's water footprint. **Water Resources Management**, v. 25, p. 2633-2647, 2011.

GEO-3. Global Environment Outlook 3. **United Nations Environment Programme (UNEP)**. London: Earthscan, 2002.

GERBENS-LEENES, P. W.; HOEKSTRA, A. Y.; VAN DER MEER, Th. The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. **Ecological Economics**, v. 68, n. 4, p. 1052-1060, Feb. 2009.

GERBENS-LEENES, P. W.; VAN LIENDEN, A. R.; HOEKSTRA, A. Y.; VAN DER MEER, Th. H. Biofuel scenarios in a water perspective: the global blue and green water

footprint of road transport in 2030. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 3, p. 764-775, aug. 2012.

GERBENS-LEENES, W.; HOEKSTRA, A. Y. The water footprint of sweeteners and bio-ethanol. **Environment International**, v. 40, p. 202-211, apr. 2012.

GLEICK, P. H. **Water in crisis: a guide to the world's fresh water resources**. Oxford: Oxford Press, 1993. 476 p.

GOMES, D. V. Educação para o consumo ético e sustentável. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, v. 16, jan./jun. 2006.

GUAN, D.; HUBACEK, K. Assessment of regional trade and virtual water flows in China. **Ecological Economics**, v. 61, p. 159-170, feb. 2007.

HAKIMIAN, H. Water scarcity and food imports: an empirical investigation of the 'virtual water' hypothesis in the mena region. **Review of Middle East Economics and Finance**, v. 1, n. 1, p. 71-85, 2003.

HANASAKI, N.; INUZUKA, T.; KANAE, S; OKI, T. An estimation of global virtual water flow and sources of water withdrawal for major crops and livestock products using a global hydrological model. **Journal of Hydrology**, v. 384, n. 3-4, p. 232-244, apr. 2010.

HERATH, I.; DEURER, M.; HORNE, D.; SINGH, R.; CLOTHIER, B. The water footprint of hydroelectricity: a methodological comparison from a case study in New Zealand. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 14, p. 1582-1589, sept. 2011.

HOEKSTRA, A. Y. Virtual water trade Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. **Value of Water Research Report Series**, Delft, the Netherlands, Unesco-IHE Institute for Water Education, n. 12, 2002.

_____. The global dimension of water governance: why the river basin approach is no longer sufficient and why cooperative action at global level is needed. **Water**, v. 3, n. 1, p. 21-46, 2011.

_____. The water footprint of modern consumer society. **Water Resources Management**, v. 27, n. 11, p. 3846-3848, sept. 2013.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K. Water Footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. **Water Resources Management**, v. 21, n. 1, p. 35-48, jan. 2007.

_____. **Globalization of water: sharing the planet's freshwater resources**. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 2008.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The water footprint assessment manual: setting the global standard**. Water Footprint Network. London: Earthscan, 2011.

HOEKSTRA, A. Y.; HUNG, P. Q. A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. **Value of Water Research Report Series**, Delft, the Netherlands, Unesco-IHE Institute for Water Education, n. 11, 2002.

_____. Globalisation of water resources: international virtual water flows in relation to crop trade. **Global Environmental Change**, v. 15, p. 45-56, apr. 2005.

HOEKSTRA, A. Y.; MEKONNEN M. M. The water footprint of humanity. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS) of the United States of America**, v. 109, n. 9, p. 3232-3237, 2012.

HUNT, A. S. P.; WILBY, R. L.; DALE, N.; SURA, K.; WATKISS, P. Embodied water imports to the UK under climate change. **Inter-Research: Climate Research**, v. 59, n. 2, p. 89-101, feb. 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Governo do Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Banco de dados**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 19 nov. 2013.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Governo do Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Estações e dados**. Disponível em: <www.inmet.gov.br/>. Acesso em: 23 out. 2013.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. Governo do Estado do Ceará. Secretaria do Planejamento e Gestão. **Banco de dados: cipp**. Disponível em: <<http://www.ipece.ce.gov.br/>>. Acesso em: 13 out. 2013.

ISLAM, M. S.; OKI, T.; KANAE, S.; HANASAKI, N.; AGATA, Y.; YOSHIMURA, K. A grid-based assessment of global water scarcity including virtual water trading. **Water Resources Management**, v. 21, p. 19-33, 2007.

JEFFERIES, D.; MUÑOZ, I.; HODGES, J.; KING, V. J.; ALDAYA, M.; ERCIN, A. E.; CANALS, L. M.; HOEKSTRA, A. Y. Water footprint and life cycle assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption: key learning points from pilot studies on tea and margarine. **Journal of Cleaner Production**, v. 33, p. 155-166, sept. 2012.

JESWANI, H. K.; AZAPAGIC, A. Water footprint: methodologies and a case study for assessing the impacts of water use. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. v. 112, p. 1288-1299, aug. 2011.

KAYAGA, S.; SMOUT, I. K.; AL-MASKATI, H. Water demand management: shifting urban water management towards sustainability. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 7, n. 4, 2007.

KONAR, M.; DALIN, C.; SUWEIS, S.; HANASAKI, N.; RINALDO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Water for food: the global virtual water trade network. **Water Resources Research**, v. 47, n. 5, may 2011.

KONAR, M.; DALIN, C.; HANASAKI, N.; RINALDO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE. Temporal dynamics of blue and green virtual water trade networks. **Water Resources Research**, v. 48, n. 7, july 2012.

KONDO, K. Economic analysis of water resources in Japan: using factor decomposition analysis based on input-output tables. **Environmental Economics and Policy Studies**, v. 7, n. 2, p. 109-129, june 2005.

KONGBOON, R.; SAMPATTAGUL, S. The water footprint of sugarcane and cassava in northern Thailand. **Procedia – Social and Behavioral Sciences**, v. 40, p. 451-460, 2012.

KUMAR, M. D.; SINGH, O. P. Virtual water in global food and water policy making: is there a need for rethinking? **Water Resources Management**, v. 19, p. 759-789, 2005.

LAUNIAINEN, S.; FUTTER, M. N.; ELLISON, D.; CLARKE, N.; FINÉR, L.; HÖGBOM, L.; LAURÉN, A.; RING, E. Is the water footprint an appropriate tool for forestry and forest products: the fennoscandian case. **Ambio**, v. 43, p. 244-256, 2014.

LENZEN, M. Understanding virtual water flows: a multiregion input-output case study of Victoria. **Water Resources Research**, v. 45, n. 9, sept. 2009.

LI, C.; NWOKOLI, S. U. Investigating the water footprint of tetra pak carton economy's beverage portfolio. **Vatten**, v. 66, n. 2, p. 113-124, 2010.

LIU, J.; ZEHNDER, A. J. B.; YANG, H. Global consumptive water use for crop production: the importance of green water and virtual water. **Water Resources Research**, v. 45, n. 5, may 2009.

LUNARDI, J.; FIGUEIRÓ, A. S. Problematizando a água virtual em educação ambiental: conceito e forma de cálculo. **Revista Geonorte**, ed. esp., v. 3, n. 4, p. 290-300, 2012.

MA, J.; HOEKSTRA, A. Y.; WANG, H.; CHAPAGAIN, A. K.; WANG, D. Virtual versus real water transfers within China. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: biological sciences**, v. 361, n. 1469, p. 835-842, oct. 2006.

MAO, X.; YANG, Z. Ecological network analysis for virtual water trade system: a case study for the baiyangdian basin in northern China. **Ecological Informatics**, v. 10, p. 17-24, july 2012.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Governo do Brasil. **Vegetal**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/>>. Acesso em: 13 dez. 2013.

MARGAT, J. Repartition des ressources et des utilisations d'eau dans le monde: disparités présentes et futures. **La Houille Blanche**, n. 2, p. 40-51, 1998.

MARTA, A. D.; MANCINI, M.; NATALI, F.; ORLANDO, F.; ORLANDINI, S. From water to bioethanol: the impact of climate variability on the water footprint. **Journal of Hydrology**, v. 444-445, p. 180-186, june 2012.

MDIC. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Governo do Brasil. Secretaria de Comércio Exterior (Secex). **Comércio exterior**. Disponível em: <<http://www.desenvolvimento.gov.br/sitio/interna/index.php?area=5>>. Acesso em: 23 dez. 2013.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. National water footprint accounts: The green, blue and grey water footprint of production and consumption. **Value of water research report series**, Delft, the Netherlands, n. 48, v. 1: main report. Unesco-IHE Institute for Water Education, 2010a.

_____. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Value of Water Research Report Series**, Delft, the Netherlands, Unesco-IHE Institute for Water Education, n. 47, 2010b.

MENDONÇA, J. C.; SOUSA, E. F.; BERNARDO, S.; SUGAWARA, M. T.; PEÇANHA, A. L.; GOTTARDO, R. D. Determinação do coeficiente cultural (K_c) do feijoeiro (*phaseolus vulgaris* i.), em campos dos goytacazes, RJ. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 5, p. 471-475, 2007.

MINGYU, Y.; HENS, L.; WULF, R.; XIAOKUN, O. Measuring tourist's water footprint in a mountain destination of northwest yunnan, China. **Journal of Mountain Science**, v. 8, n. 5, p. 682-693, oct. 2011.

MIODUSZEWSKI, W. Water for agriculture and natural environment. **Journal of Water and Land Development**, n. 13b, p. 3-16, 2009.

MONTESINOS, P.; CAMACHO, E.; CAMPOS, B.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. A. Analysis of virtual irrigation water. Application to water resources management in a mediterranean river basin. **Water Resources Management**, v. 25, p. 1635-1651, 2011.

- MOURAD, K. A.; GAESE, H.; JABARIN, A. S. Economic value of tree fruit production in Jordan valley from a virtual water perspective. **Water Resources Management**, v. 24, p. 2021-2034, 2010.
- NASCIMENTO, L.; BECKER, M. L. The implications of the “virtual water trade” and virtual environmental degradation trade for the São Francisco river basin in Brazil. **Revista Ciências Administrativas**, Fortaleza, v. 14, n. 2, p. 175-190, dec. 2008.
- NAZER, D. W.; SIEBEL, M. A.; VAN DER ZAAG, P.; MIMI, Z.; GIJZEN, H. J. Water footprint of the Palestinians in the West Bank. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 44, n. 2, apr. 2008.
- NOVO, P.; GARRIDO, A.; VARELA-ORTEGA, C. Are virtual water “flows” in Spanish grain trade consistent with relative water scarcity? **Ecological Economics**, v. 68, n. 5, p. 1454-1464, mar. 2009.
- OJIMA, A. L. R. O.; OJIMA, R.; NASCIMENTO, T. T.; CARMO, R. L. A (nova) riqueza das nações: exportação e importação brasileira da água virtual e os desafios frente às mudanças climáticas. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, p. 64-72, jun. 2008.
- PAGE, G.; RIDOUTT, B.; BELLOTTI, B. Carbon and water footprint tradeoffs in fresh tomato production. **Journal of Cleaner Production**, v. 32, p. 219-226, sept. 2012.
- PAIVA, C. A. N.; CUNHA, A. M. **Noções de Economia**. Brasília: Fundação Alexandre de Gusmão, 2008.
- PIMENTEL, D.; BERGER, B.; FILIBERTO, D.; NEWTON, M.; WOLFE, B.; KARABINAKIS, E.; CLARK, S.; POON, E.; ABBETT, E.; NANDAGOPAL, S. Water resources: agricultural and environmental issues. **BioScience**, v. 54, n. 10, p. 909-918, July 2004.
- PORKKA, M.; KUMMU, M.; SIEBERT, S.; FLÖRKE, M. The role of virtual water flows in physical water scarcity: the case of central Asia. **International Journal of Water Resources Development**, v. 28, n. 3, p. 453-474, 2012.
- REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C., BRAGA, B. B., TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006.
- REIMER, J. J. On the economics of virtual water trade. **Ecological Economics**, v. 75, p. 135-139, mar. 2012.
- RIDOUTT, B. G.; WILLIAMS, S. R. O.; BAUD, S.; FRAVAL, S.; MARKS, N. Short communication: the water footprint of dairy products: Case study involving skim milk powder **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 11, p. 5114-5117, nov. 2010a.
- RIDOUTT, B. G.; JULIANO, P.; SANGUANSRI, P.; SELLAHEWA, J. The water footprint of food waste: case study of fresh mango in Australia. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 16-17, p. 1714-1721, nov. 2010b.
- RIDOUTT, B. G.; SANGUANSRI, P.; FREER, M.; HARPER, G. S. Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, p. 165-175, 2012.
- RIDOUTT, B. G.; PFISTER, S. A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 204-207, 2013.

ROCHA, S. R.; STUDART, T. M. C. A balança comercial e as trocas de água virtual: análise do setor agrícola no estado da paraíba (2005 a 2011). *In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE*, 11., nov. 2012, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2012.

_____. A pegada hídrica do rio grande do sul: análise das commodities agrícolas. *In: SIMPÓSIO DE BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, 20., nov. 2013, Bento Gonçalves. **Anais...** Bento Gonçalves: ABRH, 2013.

ROCKSTRÖM, J.; GORDON, L. Assessment of green water flows to sustain major biomes of the world: implications for future ecohydrological landscape management. **Physics and Chemistry of the Earth (B)**, v. 26, n. 11-12, p. 843-85, 2001.

ROTH, D.; WARNER, J. Virtual water: virtuous impact? The unsteady state of virtual water. **Agriculture and Human Values**, v. 25, n. 2, p. 257-270, june 2008.

RUSHFORTH, R. R.; ADAMS, E. A.; RUDELL, B. L. Generalizing ecological, water and carbon footprint methods and their worldview assumptions using embedded resource accounting. **Water Resources and Industry**, v. 1-2. p. 77-90, mar./june 2013.

SCHENDEL, E. K.; MACDONALD, J. R.; SCHREIER, H.; LAVKULICH, L. M. Virtual water: a framework for comparative regional resource assessment. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 9, n. 3, p. 341-355, 2007.

SCIELO. Scientific Electronic Library Online. **Search article**. Disponível em: <<http://www.scielo.org/php/index.php>>. Acesso em: 27 dez. 2013.

SCIENCEDIRECT. Science Direct. **Journals**. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 21 dez. 2013.

SCOWN, C. D.; HORVATH, A.; MCKONE, T. E. Water Footprint of U.S. transportation fuels. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 7, p. 2541-2553, 2011.

SDA. Secretaria Do Desenvolvimento Agrário Do Estado Ceará. Governo do Estado do Ceará. **Informações e serviços**. Disponível em: <www.sda.ce.gov.br/>. Acesso em: 13 out. 2013.

SEIXAS, V. S. C. **Análise da pegada hídrica de um conjunto de produtos agrícolas**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente, perfil de Gestão e Sistemas Ambientais) – Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, 2011.

SHIKLOMANOV, I. A. Assessment of water resources and water availability in the world. **Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world**. World Meteorological Organization, Geneva, 1997.

SIEBERT, S.; DÖLL, P. Quantifying blue and green virtual water contents in global crop production as well as potential production losses without irrigation. **Journal of Hydrology**, v. 384, n. 3-4, p. 198-217, apr. 2010.

STOEGLEHNER, G.; EDWARDS, P.; DANIELS, P.; NARODOSLAWSKY, M. The water supply footprint (wsf): a strategic planning tool for sustainable regional and local water supplies. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 15, p. 1677-1686, oct. 2011.

STUDART, T. M. C.; CAMPOS, J. N. B. Análise comparativa dos métodos de hargreaves e penman-monteith para a estimativa da evapotranspiração potencial: um estudo de caso. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, 13., 1999, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABRH, 1999.

- SUBHADRA, B. G.; EDWARDS, M. Coproduct market analysis and water footprint of simulated commercial algal biorefineries. **Applied Energy**, v. 88, p. 3515-3523, oct. 2011.
- SUN, S.; WU, P.; WANG, Y.; ZHAO, X.; LIU, J.; ZHANG, X. The impacts of interannual climate variability and agricultural inputs on water footprint of crop production in an irrigation district of China. **Science of the Total Environment**, v. 444. p. 498-507, feb. 2013.
- SUWEIS, S.; KONAR, M.; DALIN, C.; HANASAKI, N.; RINALDO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Structure and controls of the global virtual water trade network. **Geophysical Research Letters**, v. 38, may 2011.
- SUWEIS, S.; RINALDO, A.; MARITAN, A.; D'ODORICO, P. Water-controlled wealth of nations. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS) of the United States of America**, v. 110, n. 11, dec. 2012.
- TAN, R. R.; FOO, D. C. Y.; AVISO, K. B.; NG, D. K. S. The use of graphical pinch analysis for visualizing water footprint constraints in biofuel production. **Applied Energy**, v. 86, p. 605-609, may 2009.
- TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Ciência e Cultura**, v. 55, n. 4, p. 31-33, 2003.
- _____. Água no terceiro milênio. *In*: BARBOSA F. (Org.). **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Ed. da UFMF. 2008. 366 p.
- VAN OEL, P. R.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The external water footprint of the Netherlands: geographically-explicit quantification and impact assessment. **Ecological Economics**, v. 69, p. 82-92, 2009.
- VAN OEL, P. R.; HOEKSTRA, A. Y. Towards quantification of the water footprint of paper: a first estimate of its consumptive component. **Water Resources Management**, v. 26, p. 733-749, 2012.
- VANHAM, D.; BIDOGLIO, G. A review on the indicator water footprint for the EU28. **Ecological Indicators**, v. 26, p. 61-75, mar. 2013.
- VANHAM, D.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The water footprint of the EU for different diets. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 1-8, sept. 2013.
- VELÁZQUEZ, E. Water trade in andalusia. Virtual water: an alternative way to manage water use. **Ecological Economics**, v. 63, n. 1, p. 201-208, june 2007.
- VELÁZQUEZ, E.; MADRID, C.; BELTRÁN, M. J. Rethinking the concepts of virtual water and water footprint in relation to the production-consumption binomial and the water-energy nexus. **Water Resources Management**, v. 25, p. 743-761, 2011.
- VERMA, S.; KAMPMAN, D. A.; VAN DER ZAAG, P.; HOEKSTRA, A. Y. Going against the flow: a critical analysis of inter-state virtual water trade in the context of India's national river linking program. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 34, p. 261-269, 2009.
- VÖRÖSMARTY, C. J.; MCINTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P.; GLIDDEN, S.; BUNN, S. E.; SULLIVAN, C. A.; LIERMANN, C. R.; DAVIES, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, New York, v. 467, p. 555-561, sept. 2010.

- WANG, L.; LIU, J.; SUN, G.; WEI, X.; LIU, S.; DONG, Q. Preface “Water, climate, and vegetation: ecohydrology in a changing world”. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 12, p. 4633-4636, dec. 2012.
- WANG, Z.; HUANG, K.; YANG, S.; YU, Y. An input-output approach to evaluate the water footprint and virtual water trade of Beijing, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 42, p. 172-179, mar. 2013.
- WARNER, J. F.; JOHNSON, C. L. ‘Virtual water’ - real people: useful concept or prescriptive tool? **Water International**, v. 32, n. 1, p. 63-77, mar. 2007.
- WFN. Water Footprint Network. **Water footprint**. Disponível em: <<http://www.waterfootprint.org/?page=files/home>>. Acesso em: 13 nov. 2013.
- WHEIDA, E.; VERHOEVEN, R. The role of “virtual water” in the water resources management of the Libyan Jamahiriya. **Desalination**, v. 205, p. 312-316, feb. 2007.
- WICHELNS, D. The policy relevance of virtual water can be enhanced by considering comparative advantages. **Agricultural Water Management**, v. 66, p. 49-63, apr. 2004.
- _____. Virtual water: a helpful perspective, but not a sufficient policy criterion. **Water Resources Management**, v. 24, p. 2203-2219, 2010.
- _____. Do the virtual water and water footprint perspectives enhance policy discussions? **International Journal of Water Resources Development**, London, v. 27, n. 4, p. 633-645, nov. 2011.
- WORLDWIDESCIENCE. World Wide Science. **Sample records**. Disponível em: <<http://worldwidescience.org/topicpages/b/base+tife+como.html>>. Acesso em: 28 dez. 2013.
- WU, M.; CHIU, Y.; DEMISSIE, Y. Quantifying the regional water footprint of biofuel production by incorporating hydrologic modeling. **Water Resources Research**, v. 48, n. 10, oct. 2012.
- WWC. World Water Council. **World water vision: making water everybody's business**. London: Earthscan, 2000.
- YANG, H.; WANG, L.; ABBASPOUR, K. C.; ZEHNDER, A. J. B. Virtual water trade: an assessment of water use efficiency in the international food trade. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, n. 3, p. 443-454, june 2006.
- YANG, H.; ZEHNDER, A. “Virtual water”: an unfolding concept in integrated water resources management. **Water Resources Research**, v. 43, n. 12, dec. 2007.
- YANG, J.; XU, M.; ZHANG X.; HU, Q.; SOMMERFELD, M.; CHEN, Y. Life-cycle analysis on biodiesel production from microalgae: water footprint and nutrients balance. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 159-165, jan. 2011.
- YOO, S. H.; KIM, T.; IM, J. B. CHOI, J. Y. Estimation of the international virtual water flow of grain crop products in Korea. **Paddy Water Environment**, v. 10, p. 83-93, 2012.
- ZAPELINI, M. B. **Poder e decisão na gestão de recursos hídricos: um estudo no comitê itajaí**. 2012. 398 f. Tese (Doutorado em Administração) – Escola de Administração, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.
- ZEITOUN, M.; ALLAN, J. A.; MOHIELDEEN, Y. Virtual water ‘flows’ of the Nile basin, 1998–2004: a first approximation and implications for water security. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 2, p. 229-242, mar. 2010.

ZENG, Z.; LIU, J.; KOENEMAN, P. H.; ZARATE, E.; HOEKSTRA, A. Y. Assessing water footprint at river basin level: a case study for the heihe river basin in northwest China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p. 2771-2781, 2012.

ZHANG, Z.; YANG, H.; SHI, M. Analyses of water footprint of beijing in an interregional input-output framework. **Ecological Economics**, v. 70, n. 12, p. 2494-2502, oct. 2011.

ZHANG, Z.; SHI, M.; YANG, H.; CHAPAGAIN, A. An input-output analysis of trends in virtual water trade and the impact on water resources and uses in China. **Economic Systems Research**, v. 23, n. 4, p. 431-446, nov. 2011.

ZHAO, N.; SAMSON, E. L. Estimation of virtual water contained in international trade products using nighttime imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 18, p. 243-250, aug. 2012.

ZHAO, X.; CHEN, B.; YANG, Z. F. National water footprint in an input-output framework: a case study of China 2002. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 245-253, jan. 2009.

ZHAO, X.; YANG, H.; YANG, Z.; CHEN, B.; QIN, Y. Applying the input-output method to account for water footprint and virtual water trade in the haihe river basin in China. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 9150-9156, 2010.