UNIVERSIDADE POSITIVO
LAYANNE ANDRADE MENDONÇA

# MODELO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE COMO SUBSÍDIO À GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS E DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS

CURITIBA
2021

LAYANNE ANDRADE MENDONÇA

# MODELO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE COMO SUBSÍDIO À GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS E DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, Universidade Positivo.

Orientadores:

Prof. Dr. William Bonino Rauen (02/02/2017 a 20/11/2018)

Prof1. Drª. Marie Luise Carolina Bartz (a partir de 21/11/2018)

Coorientador:

Prof. Dr. Marcelo Limont (a partir de 21/11/2018)

CURITIBA

2021

**Nota:**

**Esta tese foi desenvolvida sob a orientação do professor William Bonino Rauen, de 02/02/2017 a 20/11/2018 e, em razão do seu desligamento do quadro institucional da Universidade Positivo, assumiu como orientadora, a professora Marie Luise Carolina Bartz, e como coorientador, o professor Marcelo Limont, a partir do dia 21/11/2018.**

**Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, Universidade Positivo.**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca da Universidade Positivo - Curitiba - PR
Elaborado pela Bibliotecária Priscila Fernandes de Assis (CRB-9/1852)

M539 Mendonça, Layanne Andrade.
Modelo de indicadores de sustentabilidade como subsídio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos / Layanne Andrade Mendonça. - Curitiba : Universidade Positivo, 2021.
215 f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Positivo, Programa de Pós-graduação em Gestão Ambiental, 2021.
Orientador: Profa. Dra. Marie Luise Carolina Bartz.
Corientador: Prof. Dr. Marcelo Limont.

1. Gestão ambiental. 2. Desenvolvimento de recursos hídricos. 3. Água na agricultura. 4. Desenvolvimento sustentável. 1. Bartz, Marie Luise Carolina. Ii. Limont, Marcelo. Iii. Título.

CDU 504:556.14(043.2)

*"Diz-se que, mesmo antes de um rio cair no oceano ele treme de medo. Olha para trás, para toda a jornada, os cumes, as montanhas, o longo caminho sinuoso através das florestas, através dos povoados, e vê à sua frente um oceano tão vasto que entrar nele nada mais é do que desaparecer para sempre. Mas não há outra maneira. O rio não pode voltar. Ninguém pode voltar. Voltar é impossível na existência. Você pode apenas ir em frente. O rio precisa se arriscar e entrar no oceano. E somente quando ele entra no oceano é que o medo desaparece. Porque apenas então o rio saberá que não se trata de desaparecer no oceano, mas tomar-se oceano. Por um lado é desaparecimento e por outro lado é renascimento ..." OSHO*

## AGRADECIMENTOS

Ao Universo, à mãe Terra e ao mestre Jesus, fontes de vida.

Ao professor Dr. William Bonino Rauen por despertar meu interesse na área de estudo, que deu origem a essa tese.

À minha orientadora Ora. Marie Luise Carolina Bartz pela parceria, confiança, suporte e amizade.

Aos meus coorientadores Dr. Marcelo Limont e Dr. François Laurent pelo apoio e pelo compartilhamento de conhecimento.

Aos membros da banca, Ora. Mareia dos Santos Ramos Berreta, Ora. Cíntia Mara Ribas de Oliveira, Ora. Eliane Carvalho de Vasconcelos e Dr. Ricardo Ralish, pelas contribuições que enriqueceram o trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental (PGAMB) da Universidade Positivo em parceria com o Instituto Federal Fluminense pela oportunidade disponibilizada para aperfeiçoar minha formação profissional.

À CAPES pelo incentivo financeiro e por tornar possível minha participação no Programa de Doutorado-sanduíche no Exterior.

Aos membros do Laboratório de Pesquisa Espaces et Sociétés da Universidade de Le Mans pelo acolhimento durante o estágio doutoral no exterior.

À Sophie Perchet, Régine Tieleguine e Delphine Prévot membros da Comissão Local de água da Bacia de Oudon, na França, por toda informação gentilmente e dedicadamente fornecida, fundamental para realização desse trabalho.

Aos meus familiares e amigos que com seu amor tornaram mais suaves essa jornada. Especialmente, agradeço e também dedico: mãe, pai e irmão.

## RESUMO

As ferramentas existentes de avaliação da sustentabilidade, ainda que busquem harmonizar as esferas do ambiente complexo, não contemplam todas as dimensões do desenvolvimento sustentável ou são construídas para atender a demanda de um determinado setor de gestão. No âmbito da gestão de bacias hidrográficas, esses instrumentos apoiam as tomadas de decisão sem considerar a integração com outras questões fundamentais, como a produção agrícola de alimentos. A setorização dessas ferramentas caminha contrariamente ao desenvolvimento sustentável. Portanto, o presente trabalho tem como objetivo desenvolver um modelo conceituai e de indicadores para análises de sustentabilidade, como subsídio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos. A metodologia utilizada constitui-se de três etapas: definição de um referencial teórico integrador sob a perspectiva do nexo água - alimento - meio ambiente, via revisão de literatura; construção de uma estrutura hierárquica, a partir da adaptação dos fatores de integração presentes nas interfaces desses eixos a um modelo de indicadores existente na literatura; e na validação do modelo proposto no sentido de delimitar seu potencial de utilização em diferentes recortes territoriais, no caso, utilizando referências empíricas de uma bacia hidrográfica brasileira e uma francesa. Os resultados obtidos apontaram que o gerenciamento sistêmico no âmbito da gestão integrada de recursos hídricos e as práticas de intensificação sustentável na escala de propriedades agrícolas são os principais fatores integradores. Contudo, a integração desses elementos surge como desafio, considerando o fato de que as informações são obtidas em diferentes escalas de gestão. O resultado do trabalho foi um modelo conceituai para análise de sustentabilidade, integrador entre as escalas de gestão de águas e da produção agrícola, pois é composto por categorias analíticas e indicadores referenciados pela ótica do nexo água - alimento - meio ambiente.



**Palavras-chave:** Gestão de bacias hidrográficas. Intensificação sustentável. Nexo.

## ABSTRACT

The existing toais for assessing sustainability, even if harmonize the variables of the complex environment, do not include all dimensions of sustainable development or are built to meet the demand of a particular management sector. In the context of watershed management, these instruments support decision-making without considering integration with fundamental issues such as agricultura! food production. The sectorization of these toais goes contrary to sustainable development. Therefore, the present work aims to develop a conceptual model and indicators for sustainability analysis, as a subsidy to the integrated management of water resources and agricultura! food production. The methodology used consists of three stages: definition of an integrating theoretical framework from the perspective of the water - food - environment nexus, using the literature review; construction of a hierarchical structure, from the adaptation of the integration factors in the interfaces of these axes to a model of indicators existing in the literature; and in the validation of the proposed model in arder to delimit its potential'use in different territorial areas, in this case, using empirical references from a Brazilian and a French hydrographic basin. The results obtained showed that systemic management within the scope of integrated water resources management and sustainable intensification practices in the scale of agricultura! properties, are the main integrating factors. However, the integration of these elements is a challenge, considering the fact that the information is obtained at different management scales. The result was a conceptual model for sustainability analysis, integrating the scales of water management and agricultura! production, as it is composed of analytical categories and indicators referenced from the perspective of the water - food - environment nexus.


**Keywords:** Watershed management. Sustainable intensification. Nexus.

## LISTA DE FIGURAS


**Figura 1** - Representação da interação dos resultados encontrados na base de dados da CAPES, por meio do Diagrama de Venn. 17

**Figura 2** - Estruturação da tese. 22

**Figura 3** - Esquema de apresentação dos passos metodológicos em função dos objetivos. 24

**Figura 4** - Etapas metodológicas para construção da revisão sistemática de literatura. 54

**Figura 5** - Fatores de integração sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente e suas respectivas inter-relações. 60

**Figura 6** - Estrutura analítica desenvolvida por Silva (2017) para avaliação da sustentabilidade hídrica em bacias hidrográficas com forte pegada urbana. 120

**Figura 7** - Modelo conceituai para análise integrada de sustentabilidade hídrica com aspectos da produção agrícola de alimentos e categorias que diferem das propostas por Silva (2017) destacadas em vermelho. 122

**Figura 8** - Modelo conceituai para análise integrada de sustentabilidade hídrica com aspectos da produção agrícola de alimentos. 148

**Figura 9** - Etapas metodológicas para validação do modelo conceituai e de indicadores. 149

**Figura 10** - Escala de avaliação da sustentabilidade hídrica e agrícola de bacias hidrográficas. 155

**Figura 11** - Recorte territorial de abrangência do COALIAR. 157

**Figura 12** - Recorte territorial de abrangência da Comissão Local de Água de Oudon. 158

**Figura 13** - Mandala da sustentabilidade da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. 181

**Figura 14** - Mandala da sustentabilidade da Bacia Hidrográfica de Oudon. 183

## LISTA DE QUADROS

**Quadro 1** - Quantidades de documentos encontrados em função dos termos de busca por bases de pesquisa bibliográfica. 55

**Quadro 2** - Categorização dos fatores de integração, quantidade de documentos (n) e frequência de ocorrência *(fr)*. 58

**Quadro 3** - Descrição de etapas fundamentais para o desenvolvimento de sistemas de indicadores eficientes em diagnósticos e prognósticos de sustentabilidade. 94

**Quadro 4** - Ferramentas de apoio à gestão para tomada de decisão, seus recortes territoriais para aplicação, paradigmas de embasamento, aspectos de integração sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente e métodos de construção. 101

**Quadro 5** - Critérios, descrições e fonte de referência para seleção de indicadores. 151

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1** - Métodos, suas finalidades na pesquisa e autores dos trabalhos. 48

**Tabela 2** - Critérios de inclusão e exclusão dos documentos. 56

**Tabela 3** - Indicadores selecionados por atributos, seus critérios e escalas de pontuação e os dados obtidos para as bacias no Brasil e na França. 160

**SUMÁRIO**

**1 INTRODUÇÃO 13**
1.1 OBJETIVOS 21
1.1.1 Objetivo geral 21
1.1.2 Objetivo específico 21
1.2 ESTRUTURA DA TESE E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS 21
**2 ELEMENTOS TEÓRICOS ESTRUTURANTES: DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, SUSTENTABILIDADE HÍDRICA, PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS E MODELOS DE INDICADORES 25**
2.1 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL 26
2.2 SUSTENTABILIDADE HÍDRICA E SEU PAPEL NO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL 28
2.2.1 Avanços nos sistemas de gestão integrada de recursos hídricos: o recorte territorial das bacias hidrográficas 30
2.2.2 Cenários dos sistemas de gestão de recursos hídricos brasileiro e europeu 34
2.3 PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS E SUAS ARTICULAÇÕES COM O MEIO AMBIENTE 37
2.3.1 Sustentabilidade agrícola 39
2.3.2 Alternativas sustentáveis e integradoras de práticas agrícolas e recursos hídricos: a abordagem nexo 41
2.4 SISTEMAS DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE. 43
2.4.1 Estudos semelhantes: Modelos de indicadores de sustentabilidade e a abordagem nexo água - alimento - meio ambiente 46
2.4.2 Estudos semelhantes: Calibração de modelos de indicadores 48
**3 ELEMENTOS DO NEXO ÁGUA- ALIMENTO - MEIO AMBIENTE PARA ANÁLISE INTEGRADA DE SUSTENTABILIDADE 50**
3.1 INTRODUÇÃO 51
3.2 MATERIAL E MÉTODOS 53
3.2.1 Pergunta científica 54
3.2.2 Coleta de dados 55
3.2.3 Refinamento de dados 56

3.2.4 Análise de dados 57
3.3 CATEGORIAS ANALÍTICAS E FATORES DE INTEGRAÇÃO SOB A ÓTICA DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE 59
3.3.1 Gestão integrada de recursos hídricos 61
3.3.2 Segurança Hídrica 63
3.3.3 Segurança alimentar 71
3.3.4 Meio Ambiente 81
3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS 85
**4 SISTEMAS DE INDICADORES PARA AVALIAÇÃO INTEGRADA DA SUSTENTABILIDADE PELA ÓTICA DO NEXO ÁGUA- ALIMENTO - MEIO AMBIENTE 88**
4.1 INTRODUÇÃO 89
4.2 SISTEMAS DE INDICADORES PARA ANÁLISE DE SUSTENTABILIDADE: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E MODELAGEM 90
4.2.1 Seleção de indicadores 94
4.2.2 Calibração de indicadores: aspectos redundantes, agregação e ponderação 96
4.2.3 Análise de robustez de modelos de indicadores 98
4.3 POTENCIALIDADES E LIMITAÇÕES DOS SISTEMAS DE INDICADORES SOB A ÓTICA DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE 99
4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS 115
**5 MODELO CONCEITUAL PARA ANÁLISE INTEGRADORA DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA E ASPECTOS DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS 117**
5.1 INTRODUÇÃO 118
5.2 METODOLOGIA 119
5.2.1 Fundamentação teórica 119
5.2.2 Estrutura de análise hierárquica 120
5.3 INTEGRAÇÃO DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE AO MODELO CONCEITUAL DE INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE HÍDRICA E AGRÍCOLA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS 121
5.3.1 CAPITAL NATURAL 122

5.3.2 CAPITAL CONSTRUÍDO 130
5.3.3 CAPITAL SOCIAL 135
5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS 143
**6 VALIDAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL E DE INDICADORES: APLICAÇÃO EM BACIA HIDROGRÁFICA BRASILEIRA E FRANCESA 145**
6.1 INTRODUÇÃO 146
6.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS 147
6.2.1 Verificação de dados 150
6.2.2 Construção do índice de sustentabilidade hídrica (ISHA) 153
6.2.3 Análise de robustez 155
6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 156
6.3.1 Caracterização das bacias hidrográficas do estudo 156
6.3.2 Indicadores selecionados 159
6.3.3 Diagnósticos da sustentabilidade das bacias hidrográficas 180
6.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS 186
**7 CONCLUSÃO** 188
**REFERÊNCIAS** 192

# 1 INTRODUÇÃO

O Relatório de Brundtland, em 1987, foi um marco para mudanças de paradigmas sobre o desenvolvimento, diante da insustentabilidade do sistema vigente, percebida pelas crises socioeconômicas e ambientais (WCED, 1987). Novas perspectivas foram traçadas de modo a harmonizar as diversas dimensões inerentes ao sistema complexo, tais como: social, econômica, ecológica, espacial, cultural, territorial e política (SACHS. 2009).

Nesse sentido, o termo desenvolvimento sustentável, ainda que possua distintas definições, tem sido utilizado na busca de inter-relacionar e equilibrar os desenvolvimentos econômico, social e ambiental, para que as futuras gerações não sejam prejudicadas por ações do presente (JUWANNA et ai., 2010; SILVA, 2017; FLOTERMESH, 2016). Essa tese abrange o entendimento de que as esferas do desenvolvimento estão alinhadas de maneira não hierárquica e integradas. Portanto, adota-se o conceito proposto por Meadows (1998), no qual o desenvolvimento sustentável é avaliado sob a ótica da inter-relação entre os capitais natural, social e construído, não sobrepostos em termos de importância.

Devido à função vital desempenhada pela água nos ecossistemas e de dependência humana frente ao alcance do desenvolvimento econômico e social, a sustentabilidade hídrica está presente nas agendas e metas globais para promoção do desenvolvimento sustentável (FAO, 2018; UN-WATER, 2012). Desse modo, o conceito de sustentabilidade hídrica se insere em um cenário no qual as questões hídricas não podem ser dissociáveis das questões socioeconômicas (JUWANNA et ai., 2010. SILVA, 2017). Nesse trabalho, alinhada com o desenvolvimento sustentável, a sustentabilidade hídrica remete a uma gestão de águas com tomadas de decisão que integrem e satisfaçam as demandas ambientais, econômicas e sociais, das gerações atuais e futuras (JUWANNA et ai., 2010; SILVA, 2017; FLOTERMESH, 2016).

Entende-se nesse cenário que as tomadas de decisão voltadas para o atendimento das necessidades dos usuários de recursos hídricos demandam uma visão ampla e conectada para promover o equilíbrio entre o uso antrópico

e a demanda ecossistêmica. A gestão integrada de bacias hidrográficas visa à harmonia entre as esferas social, econômica e ambiental, realizada em um recorte territorial que proporciona a participação de todos os setores envolvidos no processo (BROMBAL et ai., 2018; SILVA, 2017; HOOPER, 2010). Dentre eles, o setor agrícola merece destaque por impactar diretamente os recursos hídricos.

Para atender às necessidades do crescimento populacional, da economia e da produção alimentícia, a agricultura irrigada exerce pressão na demanda hídrica e nos recursos naturais limitados do ecossistema **(UN-**WATER, 2014). Diante da justificativa de alcançar a segurança alimentar e abastecer a população crescente, a intensificação da produção culmina em ações insustentáveis, como desmatamento em função da ampliação de áreas para plantio, práticas agrícolas invasivas como manejo excessivo do solo e aumento da utilização de recursos naturais (GARNETT; GODFRAY, 2012).

Tal como os recursos hídricos, as questões relacionadas à agricultura e à segurança alimentar estão inseridas nas agendas do desenvolvimento sustentável (ONU, 2015). As metas estabelecidas nos fóruns mundiais são integradas e estimulam políticas públicas voltadas para uma produção agrícola sustentável associada a uma gestão sustentável de recursos hídricos. A agência nacional de água brasileira, por exemplo, aposta em programas de apoio e incentivo às práticas agrícolas de conservação e tratamento dos recursos hídricos (ANA, 2018). Na escala internacional, a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura elabora e financia projetos que contribuem para promoção da produtividade agrícola integrada à sustentabilidade hídrica (FAO, 2014).

A busca por práticas agrícolas que colaboram com a segurança alimentar, com a sustentabilidade hídrica e com enfoque na preservação ambiental, também têm se apresentado na escala de gestão das propriedades rurais. Ações que viabilizam a intensificação da produção simultaneamente com a redução de danos ambientais são tentativas de reverter o cenário dos impactos da agricultura nos recursos naturais (GARNETT et ai., 2013; PETERSEN; SNAPP, 2015). Semelhantemente, as abordagens do nexo - perspectivas analíticas das interdependências cruzadas entre setores de gestão - dentre elas as que compreendem os eixos água, energia e alimento

surgem considerando os múltiplos usos da água, inclusive a produção agrícola, suas inter-relações e sinergismos, mediante a necessidade da conexão desses setores, em meio a um sistema complexo e naturalmente dinâmico (FAO, 2014).

No entanto, as instituições governamentais, geralmente setorizadas, dificultam a gestão integrada de recursos hídricos (FISHER et ai., 2011; UN-WATER, 2006). A fragmentação institucional reflete na segregação da gestão da água e outros setores a ela inter-relacionados. A dificuldade da integração das políticas públicas decorre dos próprios arranjos político-institucionais e a lógica segue na implementação de seus projetos e instrumentos de gestão. (CARNEIRO et ai., 2010).

Os planos de bacias hidrográficas são instrumentos que mais aproxima a gestão de uma efetiva integração entre disponibilidade e as múltiplas demandas. São documentos com um conjunto de informação sobre o cenário no qual se encontram os recursos hídricos, seu diagnóstico e investimentos prioritários (ANA, 2013; SAGE, 2013). No entanto, trabalha as variáveis que alteram esse cenário separadamente, via diferentes ferramentas de diagnóstico. Para a evolução do uso e ocupação do solo, por exemplo, faz-se uso da análise de cenário. Na avaliação da disponibilidade hídrica quantitativa, utilizam-se indicadores de vazão e para a qualidade da água, é utilizado um conjunto de parâmetros que determinam as condições ambientais da mesma.

Percebe-se, portanto, a carência de um instrumento de diagnóstico da sustentabilidade das bacias hidrográficas, a partir de uma análise integradora das variáveis inter-relacionadas com a água, inclusive a sustentabilidade agrícola. A informação sobre os impactos das práticas agrícolas retidas nas propriedades ou não mensuradas pela gestão de recursos hídricos pode implicar na intensificação dessa desintegração. Semelhantemente, a falta de instrumentos de mensuração das consequências das ações por parte das unidades gestoras dificulta a integração das partes envolvidas (FISHER et ai., 2011).

O uso de modelos de indicadores de sustentabilidade como ferramenta que valora ações humanas, de acordo seus impactos no meio ambiente, é uma alternativa que auxilia os sistemas de gestão quanto ao planejamento e tomadas de decisão mais integradoras (DICKSON et ai., 2016; KARNIB, 2018).

As etapas da sistematização de indicadores requerem atenção para o desenvolvimento de ferramentas robustas que representem a complexidade do sistema dinâmico e integrado (DICKSON et ai., 2016; MEADOWS, 1998, NARDO et ai., 2005). São promissoras ferramentas a serem implementadas na gestão de recursos hídricos, como apoio à tomada de decisão e para diagnóstico da sustentabilidade (JUWANNA et ai., 2010; SILVA, 2017).

A pesquisa bibliométrica realizada na base de dados da Plataforma Sucupira da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES), no mês de fevereiro de 2020, indicou uma quantidade expressiva de publicações que contemplam, em seus resumos, títulos ou assuntos, os grandes temas apresentados e relacionados nessa tese: gestão integrada de recursos hídricos, produção agrícola de alimentos, nexo e indicadores ou índices de sustentabilidade. Analisando a evolução temporal, nos últimos 1O anos, é possível observar o aumento do número de trabalhos que abordam os termos em inglês pesquisados: lntegrated Water Resources Management, Agricultura! Food Production, Sustainability lndicator/lndex, Nexus e Diagnostic Tool.

O número expressivo de resultados encontrados na busca de termos relacionados à gestão integrada de recursos hídricos ou de bacias hidrográficas (lntegrated Water Resources Management) evidenciam que a propagação desse tema tem aumentado no meio científico. Nos últimos 1O anos, considerando a data de realização da pesquisa, foram publicados 140.916 artigos do total de 211.578 artigos encontrados. O aumento é mais significativo nos últimos cinco anos, uma vez que foram publicados 89.151 artigos - mais que 50% do que foi publicado nos últimos 1O anos.

Semelhantemente, a produção agrícola de alimentos tem relevância no âmbito científico ao longo do tempo. A busca pelo termo Agricultura! Food Production resultou em 458.514 documentos, dos quais 278.452 foram publicados nos últimos 1O anos, e 162.191, nos últimos cinco anos.

O nexo tem ganhado espaço no meio acadêmico. Nos últimos 1O anos, foram publicados mais que 65% do total de 166.523 publicações. Nos últimos cinco anos, foram publicados 63.787 artigos - aproximadamente 60% dos resultados apresentados nos últimos 1O anos. O crescimento de publicações

sobre o nexo ratifica a necessidade de abordagens integradoras, principalmente dos eixos água e alimento.

Os resultados da busca por indicadores ou índices de sustentabilidade não se diferencia das análises realizadas para os demais termos de busca. O crescimento de publicações ao longo do tempo reflete a importância do desenvolvimento e do uso dessa ferramenta. Até a data da pesquisa, foram apresentados 179.798 resultados que continham o termo de busca Sustainability Indicator ou Sustainability Index. Nos últimos 1O anos, foram publicados 145.381artigos, e 95.883, nos últimos cinco.

Ratificada a importância desses termos e sua propagação nos últimos 1O anos, questiona-se como estão relacionados no âmbito científico. Nesse sentido a interação dos resultados das buscas é apresentada por meio do diagrama de Venn (Figura 1). O termo "ferramentas de diagnósticos", traduzido para o inglês - Diagnostic toai - foi adicionado à pesquisa, pois se julgou relevante o estudo de ferramentas utilizadas como diagnóstico que possuem propósitos distintos dos indicadores e possam auxiliar a busca por indicadores.

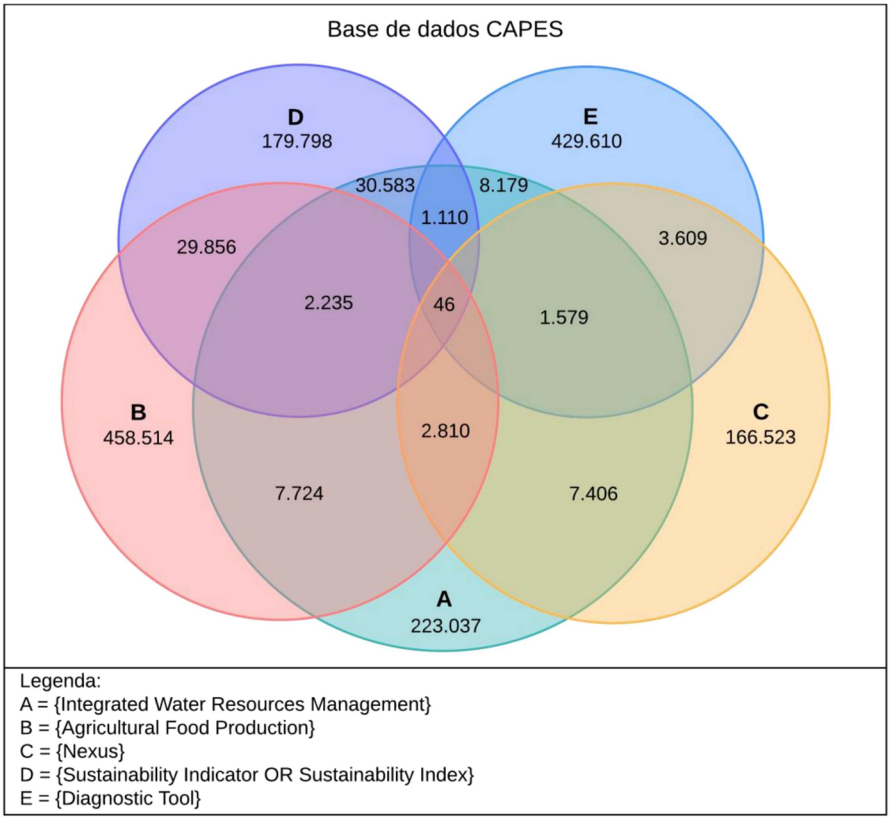



Figura 1: Representação da interação dos resultados encontrados na base de dados da CAPES, por meio do Diagrama de Venn. Fonte: Elaboração própria.

Apesar da vasta quantidade de publicações associadas a cada termo, à medida que se busca pela interseção dos termos, o número de resultados é reduzido (Figura 1). Tal fato aponta para a insuficiência de pesquisas que abordam conjuntamente os termos de buscas. Observa-se que os documentos resultantes da pesquisa discutem as maneiras de efetivar a integração entre as escalas de gestão de recursos hídricos (EDELENBOS; MEERKERK, 2015), a necessidade de integração entre o setor hídrico e agrícola, de elucidação dos elementos de suas interfaces (LIU et ai., 2017; McNEILL et ai., 2017), do desenvolvimento de ferramentas de apoio à tomada de decisão no âmbito das bacias hidrográficas que consideram os sinergismos existentes nesse recorte territorial (SCHULL et ai., 2020) e da construção de ferramentas robustas para avaliação da sustentabilidade dos recursos hídricos (CHAVES; ALIPAZ, 2007; JUWANNA et ai., 2010).

Identifica-se na literatura que o nexo água - alimento destaca-se como abordagem integradora para a gestão de recursos hídricos e a produção agrícola de alimentos. Lawford et ai. (2013) discutem como a abordagem nexo pode auxiliar a efetivação da gestão integrada de recursos hídricos. Para isso, os autores estudam os fatores inter-relacionados que influenciam o nexo da segurança hídrica - energética - alimentícia, no âmbito das bacias hidrográficas. No entanto, de acordo com Guan et ai. (2020), a identificação de tais fatores não é suficiente, afirmando que a quantificação dos sinergismos do nexo alimento - energia - água é fundamental no auxílio do desenvolvimento de políticas integradoras dos três setores de gestão. Por integrar grandes temáticas acerca dos objetivos do milênio estabelecidos pela ONU, o nexo igualmente tem se apresentado como uma das abordagens para o alcance do desenvolvimento sustentável (HULSMANN et ai., 2019; LAWFORD et ai., 2013).

Os resultados da busca por pesquisas que abordam conjuntamente as ferramentas de diagnóstico e a gestão integrada de recursos hídricos apontam outros instrumentos além dos indicadores e índices. As ferramentas são desenvolvidas setorialmente, de acordo com sua finalidade. Por exemplo, os sistemas de informação geográfica são geralmente utilizados para a avaliação do uso e ocupação do solo e posteriormente direcionam a elaboração dos planos diretores de recursos hídricos e de controle de inundação (CARNEIRO

et ai., 2010). Em contrapartida, o modelo SWAT (Soil & Water Assessment Tool) e modelos dinâmicos como o Water - Energy - Food (WEF) nexus toll 2.0 são utilizados na gestão de águas na escala de propriedades rurais (SCHULL et ai., 2020). A ferramenta de análise de multicritério está relacionada à efetivação da gestão integrada de recursos hídricos, a partir da participação dos envolvidos nas tomadas de decisão (CALIZAYA et ai., 2010).

No entanto, o uso de índices ou indicadores tem se destacado na modelagem de sistemas dinâmicos e complexos, por ser uma ferramenta com maior capacidade de integrar as diversas variáveis do ambiente e para elaborar diagnósticos de sustentabilidade, quando comparada com as ferramentas setorizadas. No enfoque da sustentabilidade hídrica, têm-se os exemplos: Índice de Sustentabilidade de Bacias Hidrográficas (WSI - Watershed Sustainability Index) (CHAVES; ALIPAZ, 2007), Índice de Sustentabilidade Hídrica do Oeste de Java (WJWSI - West Java Water Sustainability Index) (JUWANA et ai., 2012) e Índice de Sustentabilidade Hídrica (ISH) (SILVA, 2017). No âmbito da produção agrícola de alimentos, são desenvolvidos o Indicador composto de sustentabilidade agrícola (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008) e o Índice de sustentabilidade nutricional (GUSTAFSON et ai., 2016).

Ainda que os estudos apontem para a importância do desenvolvimento de ferramentas de suporte à tomada de decisão, no sentido da sustentabilidade, que integrem a gestão da água e o setor agrícola, identifica-se a lacuna científica na existência de um modelo conceituai e de indicadores como ferramentas robustas para análise integrada da sustentabilidade hídrica e produção agrícola, sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, de aplicação das bacias hidrográficas.

Portanto, o presente estudo é motivado pelo seguinte questionamento: de que maneira pode-se subsidiar a gestão integrada de recursos hídricos com a produção agrícola de alimentos nas tomadas de decisão voltadas para a sustentabilidade das bacias hidrográficas? É pressuposto que o uso de um modelo conceituai e de indicadores para análise integrada da sustentabilidade hídrica e da produção agrícola, sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, seja uma alternativa para a questão.

Nesse contexto, o objetivo da tese de desenvolver um modelo conceituai e de indicadores para análise de sustentabilidade, como subsídio à gestão

integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos, é guiado pelas indagações seguintes, a serem respondidas ao longo dos capítulos:

1- Quais elementos sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente são pertinentes para a construção desses sistemas de indicadores?
2- Quais são as tendências e as lacunas metodológicas apresentadas na construção dos sistemas de indicadores de sustentabilidade existentes?
3- Qual a viabilidade de utilização de um modelo conceituai e de indicadores para análise integrada da sustentabilidade hídrica que contenha aspectos da produção agrícola de alimentos?

A bacia hidrográfica é o recorte territorial apropriado para execução do estudo empírico (CHAVES; ALIPAZ, 2007; SILVA, 2017). A aplicação do modelo integrador proposto, em uma bacia hidrográfica brasileira e uma francesa, permite avaliar o seu potencial de utilização. Justifica-se a escolha da bacia de abrangência do Comitê de Bacias do Alto Iguaçú e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR) e da bacia francesa de abrangência da Comissão Local de Água de Oudon, por ambas possuírem elementos que credenciam a experimentação do modelo sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente.

A região de estudo brasileira compreende tanto uma densa região metropolitana quanto áreas de produção de alimentos. As preocupações ambientais relacionadas a essas questões incluem a preservação de suas florestas e de seus mananciais. No território francês, a intensa atividade agrícola e seus impactos na qualidade da água são elementos que se aproximam da abordagem do nexo.

A partir do que foi exposto, a tese pode contribuir cientificamente na elaboração de uma ferramenta que se destaca dentre as demais existentes por conter uma fundamentação teórica integradora tanto diante da avaliação da sustentabilidade (ótica dos capitais) quanto diante da percepção das demandas dos setores envolvidos na temática (ótica do nexo água - alimento - meio ambiente). A contribuição empírica, a partir da disponibilidade da planilha elaborada para o desenvolvimento do modelo e a realização dos diagnósticos pode auxiliar a efetiva implantação de tomadas de decisão integradoras entre

os setores de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos, no âmbito da gestão de bacias hidrográficas.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Desenvolver um modelo conceituai e de indicadores para análise de sustentabilidade como subsídio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos.

### 1.1.2 Objetivo específico

Validar o modelo conceituai a partir da sua aplicação em recorte territorial de uma bacia hidrográfica brasileira e uma francesa.

## 1.2 ESTRUTURA DA TESE E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A tese foi estruturada de modo que seus capítulos contemplem, em sua maioria, uma coleção de artigos a serem submetidos para publicação em periódicos de alto impacto científico. A conexão entre os capítulos acontece ao longo do texto. No entanto, diante da necessidade de contextualizações nos documentos publicados e de algum referencial teórico ser pertinente em dois ou mais artigos, os capítulos ficam sujeitos a pequenas sobreposições. A estrutura da tese contempla sete capítulos (Figura 2) e será detalhada a seguir.

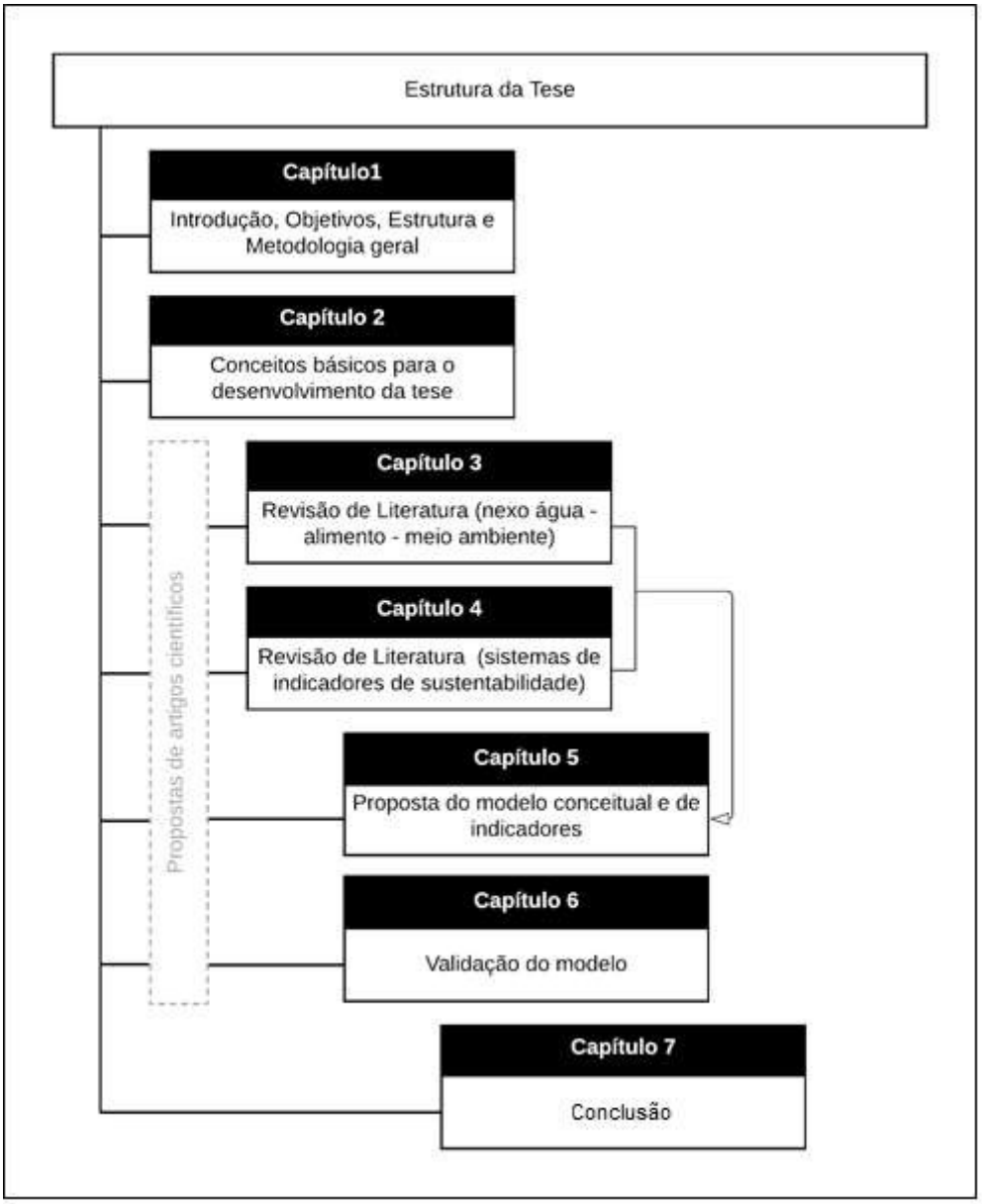



Figura 2: Estruturação da tese. Fonte: Da autora.

O primeiro capítulo é uma introdução aos demais, contém uma base contextual sobre o tema abordado nesse trabalho, a justificativa para realização da pesquisa, seguida de seus objetivos geral e específico, a definição da estrutura da tese e seus procedimentos metodológicos gerais.

O segundo capítulo é um prólogo composto por elementos teóricos estruturantes da pesquisa, pelo alinhamento entre os principais conceitos utilizados para o direcionamento dos demais capítulos apresentados. A trajetória da pesquisa amparada na literatura caminha pautada em breves discussões sobre sustentabilidade hídrica, produção agrícola de alimentos e

suas inter-relações com o desenvolvimento sustentável, seguida de um destaque sobre a construção de ferramentas de análise de sustentabilidade, que dão apoio aos temas aprofundados nos capítulos posteriores.

O terceiro capítulo é baseado no artigo de revisão sistemática de literatura intitulado "Elementos do nexo água - alimento - meio ambiente para análise integrada de sustentabilidade", a ser submetido à revista *Science of the Total Environmental.* Nesse capítulo, objetiva-se analisar os elementos de integração e sinergismos sob a perspectiva do nexo água - alimento - meio ambiente, no contexto da sustentabilidade hídrica e agrícola.

O capítulo 4 é baseado no artigo de revisão de literatura intitulado "Sistemas de indicadores para avaliação integrada da sustentabilidade pela ótica do nexo água - alimento - meio ambiente", a ser submetido à revista *Science of the Total Environmental.* Nesse capítulo, objetiva-se identificar as potencialidades e limitações teóricas e empíricas dos sistemas ou modelos conceituais baseados em indicadores para análises integradoras de sustentabilidade, sob a perspectiva do nexo abordado.

O capítulo 5 se baseia no artigo científico "Modelo conceituai e de indicadores para análise integrada de sustentabilidade hídrica e da produção agrícola de alimentos", a ser submetido à revista *Water Resources Management,* no qual é desenvolvido um modelo conceituai e de indicadores para avaliação de sustentabilidade, como subsídio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos. Apresenta em sua totalidade a sistematização dos fatores de integração do nexo água - alimento - meio ambiente, acrescido dos critérios utilizados para o desenvolvimento das categorias analíticas de tal ferramenta de apoio à tomada de decisão no âmbito das bacias hidrográficas.

O capítulo 6 foi escrito no formato de artigo científico intitulado como "Validação do modelo conceituai e de indicadores: aplicação em bacia hidrográfica brasileira e francesa" a ser submetido à revista Confins. Contém os resultados da aplicação do modelo desenvolvido no capítulo 5 em duas bacias hidrográficas distintas, mas que possuem variáveis que justificam a aplicação do modelo nessas duas regiões e consequentemente viabilizam a validação da ferramenta de gestão desenvolvida nessa tese.

O sétimo capítulo apresenta a conclusão, a partir dos resultados apresentados nos capítulos 3, 4, 5 e 6.

A metodologia utilizada varia de acordo com a demanda de cada capítulo, sendo apresentada em cada capítulo. A figura 3 apresenta o esquema dos passos metodológicos em função os objetivos definidos e em quais capítulos estão dispostas suas realizações.

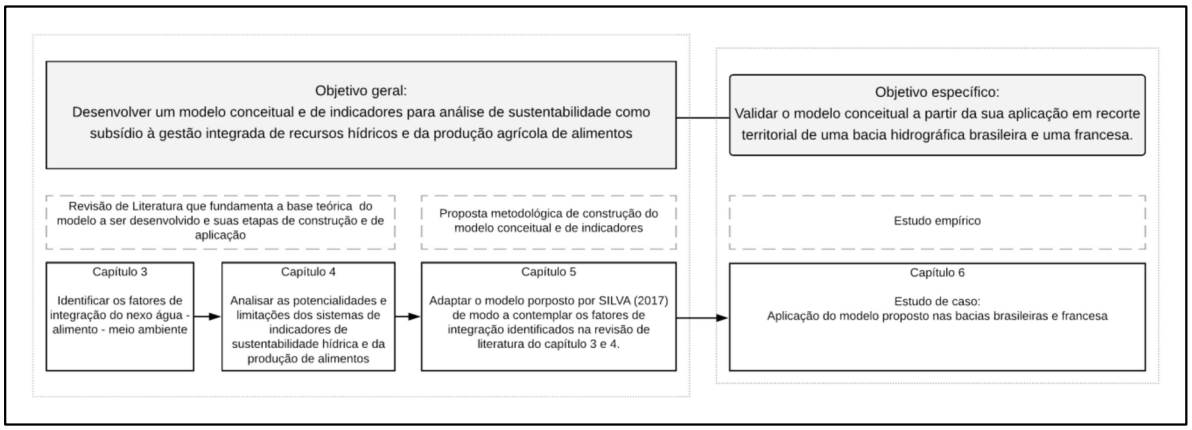



Figura 3: Esquema de apresentação dos passos metodológicos em função dos objetivos. Fonte: Da autora.

A unificação dos capítulos (Figura 3) resultou na proposta maior dessa tese: Desenvolvimento de um modelo conceituai e de indicadores robusto pra análise de sustentabilidade como apoio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos.

# 2 ELEMENTOS TEÓRICOS ESTRUTURANTES: DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, SUSTENTABILIDADE HÍDRICA, PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS E MODELOS DE INDICADORES

Esse capítulo apresenta breves discussões sobre os principais elementos teóricos que guiaram os demais capítulos da tese. No contexto do trabalho, o alinhamento entre os conceitos de desenvolvimento sustentável, da sustentabilidade hídrica, da produção agrícola de alimentos, da abordagem nexo e dos modelos de indicadores narram a trajetória da pesquisa.

## 2.1 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

No final do século XX aumenta-se uma preocupação quanto ao acelerado crescimento populacional, relacionado ao desenvolvimento, à ampliação da tecnologia e aos limites de uso de recursos naturais. Fica registrada, em relatórios e conferências da Organização das Nações Unidas (ONU), a importância em associar desenvolvimento com meio ambiente e sociedade (BELLEN, 2002). É um marco que universaliza a insustentabilidade do sistema de desenvolvimento vigente na época, e que persiste na atualidade, no que concerne ao fim dos recursos naturais, tornando a questão ambiental uma preocupação de todas as nações (PHILIPPI JR. et ai., 2017).

Sampaio e Fernandes (2016) acreditam que a crise ambiental ultrapassa a definição de destruição da natureza, visto que as ações e o modo de vida humano devem ser refletidos sob outras perspectivas, além da econômica. O padrão de desenvolvimento que guia a sociedade somente no sentido do crescimento econômico culmina em desigualdade de renda, no uso intensivo e na escassez de recursos naturais, no aumento da pobreza, entre outras questões inerentes à degradação ambiental e social (MEADOWS et ai., 1997). Por essa razão, a crise ambiental, a crise econômica e a crise social são indissociáveis e fazem parte da complexidade do sistema (FERNANDES; RAUEN, 2016).

Na percepção da insustentabilidade e da necessidade de repensar esse paradigma de desenvolvimento, no qual o crescimento econômico é sobreposto ao custo ambiental e social, surgem abordagens que visam a integrar as variáveis do ambiente complexo e dinâmico. Sachs (2009), por exemplo, acredita na ecossocioeconomia como alternativa de harmonização entre aspectos socioambientais e econômicos.

O relatório de Brundtland, em 1987, institui o termo desenvolvimento sustentável como aquele que atende às necessidades da geração presente, sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem as suas próprias necessidades (WCED, 1987). O desenvolvimento sustentável é uma construção social com decisões sobre o presente e o futuro, que considera as inter-relações existentes no meio ambiente dinâmico indissociável à sociedade

e integrados aos objetivos do crescimento (WAAS et ai., 2014). Também são pertinentes as interrelações das questões territoriais, econômicas, espaciais, culturais e políticas (SACHS, 2009).

Apesar das distintas definições do desenvolvimento sustentável, compreende, de modo geral, o objetivo de inter-relacionar e equilibrar as demandas econômicas, sociais e ambientais (JUWANNA et ai., 2010; SILVA, 2017; FLOTERMESH, 2016). No entanto, a ótica dos capitais proposta por Meadows (1998) se destaca frente às demais abordagens do desenvolvimento sustentável pelo entendimento de que a interrelação dessas esferas ocorre de maneira não hierárquica.

As discussões sobre desenvolvimento sustentável culminam em conferências mundiais, nas quais são definidas as metas de cada país na tentativa de implementar o desenvolvimento sustentável. O avanço da sociedade para adoção desse novo paradigma depende de sistemas integrados de gestão - do local ao global - que incluem o desenvolvimento sustentável em suas estratégias gerenciais (WASS et ai., 2014). E, nesse sentido, as tomadas de decisão a nível local, nacional e global, que compreendem o crescimento econômico conjuntamente com as questões sociais e do meio ambiente, auxliam a operacionalização do termo.

Além da efetiva implementação, o monitoramento do desenvolvimento sustentável é um fator necessário e comumente realizado por meio da avaliação de suas três principais dimensões: política, social e econômica (IBGE, 2015; ONU, 2007). O tripé da sustentabilidade - ambiental, social e econômica - tem sido amplamente utilizado na avaliação do desenvolvimento sustentável (JUWANNA et ai., 201O). A utilização do tripé se expandiu às tomadas de decisão coorporativas. A expansão do modelo de gestão negócios para uma gestão baseada no tripé da sustentabilidade certamente resulta em boas performances ambientais e sociais da empresa. No entanto, questiona-se se a esferas ambientais e sociais são adicionadas apenas como estratégias de marketing empresarial para a priorização e alcance do crescimento econômico.

A perspectiva de análise proposta por Meadows (1998) critica a importância hierárquica entre as esferas do desenvolvimento. À autora importa a interdependência existente entre as variáveis do ambiente. A ótica dos capitais resume-se em três dimensões capazes de abranger de forma

integrada a problemática em questão: capital natural, construído, social e humano, sendo os dois últimos interpretados como similares (MEADOWS, 1998).

O capital natural está relacionado aos estoques e fluxos ecossistêmicos como água, terra e energia, utilizados na produção de bens e serviços e desenvolvimento da economia. Sua sustentabilidade é avaliada de acordo com a redução do seu uso e aumento da sua capacidade de restauração. Já o capital construído é definido como o estoque da produção financeira, representados pelos sistemas de infraestrutura como máquinas, equipamentos e construção utilizados nos sistemas de abastecimento de água e energia, tratamento de esgoto e resíduos, prestação de serviços de transporte e gestão do solo. A depreciação e o investimento na capacidade produtiva estão inversamente e diretamente relacionados à sustentabilidade. Os avanços sociais, a participação de e o diálogo entre todos os atores sociais, a equidade, o desenvolvimento institucional e a identidade cultural são questões do capital social, definido como o estoque de atributos pertencentes à sociedade (MEADOWS, 1998).

## 2.2 SUSTENTABILIDADE HÍDRICA E SEU PAPEL **NO** DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

A água, recurso limitado do capital natural, está relacionada aos problemas mundialmente enfrentados no alcance do desenvolvimento sustentável (WCED, 1987). O cenário dos recursos hídricos revela que a população possui uma demanda hídrica maior que a condição de recarga da natureza, ocasionando crises hídricas indicativas de insustentabilidade do desenvolvimento (CARVALHO; BERENGUER, 2016; TAMASAUSKAS et ai., 2016).

A crise hídrica é vista por várias perspectivas, que depende da realidade e vivência dos que estão inseridos nessa conjuntura. Pode significar falta de acesso à água potável e limpa, aumento da ocorrência de doenças relacionadas ao consumo de água com qualidade imprópria, ou carência de

saneamento básico (FAO, 2017; UN-WATER, 2006). De acordo com Al Zayed e Elagib (2017), está associada à escassez hídrica para produção de alimentos, ressaltando a sua intrínseca relação com a segurança alimentar. A escassez hídrica é abordada tanto no aspecto quantitativo, quanto qualitativo (BOMFIM et ai., 2015; FAO, 2017) e provém de atividades antrópicas ou de causas naturais, como fatores geográficos e climáticos ou características físico-químicas dos corpos hídricos (FLOTEMERSCH et ai., 2016).

Do total de água presente no mundo, a porção adequada para o desenvolvimento humano se encontra com distribuição desigual (ANA, 2018). A desproporcionalidade da distribuição da água doce na biosfera terrestre e o tempo de reconstituição do ciclo hidrológico ocasionam a indisponibilidade de uso e o difícil acesso aos recursos hídricos (FENEMOR et ai., 2008; LAWRENCE et ai., 2002). Nesse sentido, assegurar a disponibilidade hídrica e o acesso equitativo e sustentável é meta estipulada para atender os objetivos de desenvolvimento do milênio da ONU (FAO, 2018; UN-WATER, 2012).

Os recursos hídricos sofrem constantes pressões antrópicas que causam perturbações e degradação no meio ambiente, como perda da biodiversidade e da qualidade da água nos ecossistemas aquáticos (LUZ; FERREIRA, 2011). Além das questões ecológicas, é notável que o bom estado da água está conectado com as dimensões sociais e econômicas do desenvolvimento (SULLIVAN et ai., 2003). Nesse contexto, a sustentabilidade hídrica está presente nas agendas e metas globais para promoção do desenvolvimento sustentável (FAO, 2018; SILVA, 2017; UN-WATER, 2012).

Um conjunto de conceito de sustentabilidade hídrica é apresentado na literatura. De acordo com Giacomoni et ai. (2013), a sustentabilidade hídrica é vista sob a perspectiva da integração dos capitais social, natural e infraestrutura. Como variáveis relacionadas à infraestrutura, devem-se considerar a gestão dos sistemas de saneamento e desenvolvimento humano. Silva (2017), por sua vez, adota a sustentabilidade hídrica como a projeção e planejamento do uso sustentável da água que contribui para os objetivos sociais e econômicos das gerações presentes e do futuro, mantendo uma integridade ecológica, ambiental e hidrológica.

Os trabalhos de Flotermesh et ai. (2016), de Juwanna et ai. (201O) e de Silva (2017) apresentam discussões sobre outros conceitos da sustentabilidade

hídrica. Apesar de distintos, remetem, em seu cerne, a uma gestão de águas com tomadas de decisão que integrem e satisfaçam as demandas ambientais, econômicas e sociais, das gerações atuais e futuras. Nesse contexto, entende-se que a sustentabilidade hídrica, como uma estratégia de gestão de recursos hídricos, é uma condição para promover o desenvolvimento sustentável. Bomfim et ai. (2015) afirma que a garantia de água com qualidade e quantidade depende de estratégias de gestão integradoras do ciclo hidrológico com as esferas do desenvolvimento sustentável.

### 2.2.1 Avanços nos sistemas de gestão integrada de recursos hídricos: o recorte territorial das bacias hidrográficas

A gestão de recursos hídricos é definida como um conjunto de normas institucionalizadas para alocação da água (PORTO; PORTO, 2008) que deve conciliar as necessidades sociais e econômicas sem comprometer o meio ambiente (DONG et ai., 2013). Silva (2017) corrobora os autores quanto à necessidade de um enfoque integrado e ressalta que a compatibilização das demandas dos usuários é uma tarefa complexa na gestão.

Segundo Carneiro et ai. (201O) e Toonen (2011), a falta de articulação das atividades antrópicas e das integrações entre as escalas institucionais são fatores que dificultam a gestão eficiente de recursos hídricos. De acordo com Juwana et ai. (2012), a gestão de recursos hídricos requer um espaço de planejamento que pode ser definido em escala local, nacional ou bacias hidrográficas. Em contrapartida, Haie e Keller (2012) afirmam que é a escala de bacias hidrográficas a unidade apropriada para a avaliação da eficiência de gestão de recursos hídricos, por ser um recorte territorial capaz de captar de forma holística os impactos gerados por ações antrópicas.

A bacia hidrográfica é um sistema físico conectado de corpos hídricos que tem como entrada um volume de água precipitado e que produz como saída o volume de água escoado por um único ponto (PORTO; PORTO, 2008). Corroborando o conceito, Wani e Garg (2009) definem as bacias hidrográficas como áreas de drenagem nas quais estão inseridas de forma dinâmica e

integrada as questões sócio-político-ecológicas, pois funciona como prestadora de serviço de apoio à vida e às atividades econômicas. Portanto, é um local delimitado, onde ocorre o ciclo hidrológico, que oferece um serviço ecossistêmico para vários setores de usuários, com considerações econômicas, políticas e participação social em prol de um manejo sustentável dos recursos naturais (FENEMOR et ai., 2008; FLOTEMERSCH et ai., 2016).

Nesse cenário, um dos grandes avanços na direção do desenvolvimento sustentável foi a transformação da gestão setorial de recursos hídricos para a gestão no recorte territorial de bacias hidrográficas, onde estão inseridas as interconexões socioeconômicas e hidrológicas e que contemplam os aspectos integrados do ecossistema (BROMBAL et ai., 2018; BRAGA; FERRÃO, 2015; CHAVEZ; ALLIPAZ, 2007). A partir desse avanço, discute-se o conceito de gestão integrada de bacias hidrográficas embasada na ótica da conexão das esferas social, econômica e ambiental, assim como o incentivo à participação dos envolvidos nos processos decisórios (BROMBAL et ai., 2018).

A gestão integrada de bacias hidrográficas pode ser definida como um conjunto de práticas objetivadas na tomada de decisão quanto à alocação equitativa dos recursos hídricos, que consideram a complexidade dos múltiplos interesses e relações existentes nesse recorte territorial (LANKFORD; COUR, 2019). De acordo com Hooper (201O), a gestão integrada de bacias hidrográficas é aquela que consiste em ações coordenadas e participativas no planejamento, que atenda à inter-relação entre recursos naturais e sociais, executadas no recorte territorial de bacias, para a gestão de recursos hídricos. Fazem parte da gestão integrada de recursos hídricos a comunicação e participação pública, a necessidade do conhecimento das mudanças climáticas e suas influencias na hidrologia, as ações que equilibram a prestação de serviço da água entre necessidade humana e ecossistema saudável, a modelagem de impactos hidrológicos devido às mudanças do uso da terra, a alocação eficiente de água e o acesso à informação (UNESCO, 201O; VIESSMAN JR., 1990).

A gestão de bacias hidrográficas é estudada sob diferentes perspectivas, com o intuito de subsidiar práticas para enfrentar os desafios da implementação da gestão integrada, indispensável ao desenvolvimento sustentável. Com o objetivo de integrar os atores sociais ao processo decisório,

o HELP (H = *hydrology,* E= *environment,* L = */ife,* P = *policy)* é um exemplo de programa que surge como auxílio para promover a gestão integrada de bacias hidrográficas. A plataforma criada para promover discussões de problemas comuns relacionados à hidrologia, meio ambiente, vida e política permite a conecção dos trabalhos realizados por todas as partes envolvidas no processo de gestão de bacias hidrográficas (UNESCO, 201O).

Sob a perspectiva de integrar as escalas de gestão, Carneiro et ai. (201O) afirmam que promover a integração institucional-administrativa é uma tarefa urgente e complexa. Alegam, ainda, que a carência de articulação nas políticas de planejamento do uso do solo e de gestão de água que compreendem as inundações urbanas compromete a integração e a sustentabilidade regional. Fisher et ai. (2011) ratificam que as organizações governamentais, geralmente setorizadas, dificultam a gestão integrada de recursos hídricos. Kauffman (2015), por sua vez, aborda a gestão integrada de bacias hidrográficas diante dos conflitos políticos e econômicos existentes entre os Estados, abrangidos por bacias interestaduais. O autor aponta que a dificuldade para efetivação da integração ocorre, pois cada governança busca atingir o equilíbrio econômico, social e a sustentabilidade hídrica unicamente de sua própria jurisdição.

Justifica-se, portanto, a necessidade de um gerenciamento integrado entre os governantes envolvidos, para resolução de conflitos, visto que algumas questões de recursos hídricos transcendem os limites das subdivisões políticas (FISHER et ai., 2011; UN-WATER, 2006; VIESSMAN JR., 1990). Por exemplo, Abdullaev e Rakhmatullaev (2016) apostam na ligação dos temas água, energia, alimento e mudanças climáticas como colaboração intersetorial para solucionar problemas relacionados à água e auxiliar na tomada de decisão. Christophe e Tina (2015) entendem que o planejamento do uso do solo integrado à gestão de recursos hídricos desenvolve a dimensão ambiental das áreas rurais. Juwana et ai. (2012) trabalham a governança da água sob o conceito de inclusão dos setores público, privado e representantes da comunidade no processo decisório.

Outras dificuldades são apontadas na governaça de questões interligadas à água: a administração do uso da água em cenários de mudança climática, demográfica e geopolítica, do desenvolvimento rápido de tecnologias

de informação e comunicação e do aumento da pobreza e de doenças e mudanças climáticas (UN-WATER, 2006). A mudança climática é um fator contribuinte para o aumento da vulnerabilidade (SULLIVAN; MEIGH; GIACOMELLO, 2003) e para a redução da disponibilidade hídrica (ANA, 2013; DONG et ai. 2013). Devido às incertezas dos impactos direto no meio ambiente, com reações no âmbito social e econômico, assim como sua influência nas demanda de mercado, as mudanças climáticas estão presentes no estudo da sustentabilidade hídrica e ambiental (HUNTER et ai., 2015; LI et ai., 2016).

Zhao et ai. (2015) estudaram desafios comuns encontrados na gestão integrada de três bacias hidrográficas, provenientes da irrigação intensiva, do crescimento urbano e da industrialização. Os autores concluíram sob a ótica da integração de desenvolvimento socioeconômico e recursos naturais, que o planejamento, alocação da água e integração de pesquisas científicas para auxiliar no estudo da relação de atividades humanas e seus impactos na natureza são estratégias essenciais para integração. Os estudos de Brombal et ai. (2018) apontam a gestão territorial integrada à gestão de bacias hidrográficas para se trabalhar a poluição ambiental e contaminação da água sob forte influência da densidade demográfica e rápida urbanização. Acredita-se que a identificação de padrão do uso da terra é fundamental para gestão integrada de bacias hidrográficas, visto que a proporção destinada à agricultura, indústria e urbanização são aspectos influentes na qualidade da água (CHAVES; ALIPAZ, 2007; UN-WATER, 2017; UNESCO, 2010).

Diante do exposto, percebe-se que apesar dos avanços na gestão das águas, os arranjos institucionais setoriais são obstáculos para efetivar a gestão integrada de bacias hidrográficas. Paralelamente, prejudicam a formulação de políticas públicas integradoras (CARNEIRO et ai., 201O). Consequentemente, aumentam as dificuldades em integrar as questões que estão inter-relacionadas à água e em alcançar a sustentabilidade hídrica.

Além disso, de acordo com Gómez-Limón e Riesgo (2008), cada normativa associada aos diversos sistemas de gestão de recursos hídricos pode interferir na avaliação da sustentabilidade das bacias. Cada país com sua política pública relacionada às gestões de bacias hidrográficas difere quanto às suas normativas e abordagem, que são determinadas pelas condições locais,

políticas e econômicas (FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992). Nesse trabalho, são evidenciados o sistema brasileiro de recursos hídricos e o quadro diretivo das águas, adotado pela maioria dos países europeus que institui as bacias hidrográficas como unidade de gestão (BRAGA; FERRÃO, 2015).

### 2.2.2 Cenários dos sistemas de gestão de recursos hídricos brasileiro e europeu

A primeira lei nacional direcionada aos recursos hídricos foi o Código das Águas, criada pelo Decreto Nº 24.643, de 1O de julho de 1934, que trazia textos relevantes sobre normas econômicas, sanitárias e de direito de propriedade relacionados à água. Com a temática ambiental inserida nas conferências mundiais no final desse século, é necessária uma reformulação na política pública brasileira no que tange aos recursos hídricos.

É, então, criada em 1997 a Lei nº 9.433 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), com o objetivo de proteger as águas dentro da estrutura global ambiental e promover a gestão integrada de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente, com a finalidade de garantir o desenvolvimento sustentável e a manutenção do meio ambiente ecologicamente equilibrado. Os locais de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos são as bacias hidrográficas (BRASIL, 1997).

Percebe-se a complexidade do sistema de gestão de recursos hídricos devido à extensão e inter-relações dos problemas da natureza (sociais, econômicos, políticos e ambientais). Rauen et ai. (2015) acreditam que para preencher lacunas do sistema de gestão é necessária uma abordagem multi, inter e transdisciplinar. Já Cardoso-Silva et ai. (2013) acreditam que o saneamento básico e o monitoramento são os principais problemas enfrentados na gestão hídrica no Brasil. Dados estatísticos apontam que muitos municípios brasileiros ainda não têm coleta de esgoto e, mesmo dentre esses, a minoria realiza tratamento (IBGE, 2016).

Corroborando Cardoso-Silva et ai. (2013), Rauen et ai. (2015) apresentam a implementação de um projeto com abordagem transdisciplinar para solucionar problemas envolvendo escassez quali-quantitativa da água, oriundos de práticas agrícolas degradantes e precário saneamento básico de uma bacia brasileira. Afirmam que, por meio da transdiciplinaridade, pode-se alcançar um processo de tomada de decisão participativa, além de propagar a racionalidade e integração do uso da água e da agricultura.

A PNRH prioriza a participação dos usuários, sociedade civil e poder público no processo decisório, por meio da gestão descentralizada e democrática, quando institui o comitê de bacias hidrográficas como unidade administrativa. A expectativa é de que os comitês de bacias promovam a integração das políticas públicas setoriais (CARNEIRO et ai., 201O). Possui como funções: promover o debate das questões relacionadas aos recursos hídricos, articular a atuação das entidades intervenientes, arbitrar os conflitos, aprovar, acompanhar e sugerir ações para cumprimento do Plano de Recursos Hídricos e propor critérios relacionados à outorga de direitos de uso de recursos hídricos, no nível da bacia hidrográfica (BRASIL, 1997).

Apesar do grande avanço que teve o sistema de gestão de recursos hídricos brasileiro, a qualidade precária de alguns corpos hídricos indica que a eficiência desse modelo de gestão precisa ser analisa. Harmancioglu et ai. (2013) ratificam a importância em avaliar a efetividade dos planos de gestão de recursos hídricos no sentido da sustentabilidade. Acredita-se que, apesar de conter aspectos e objetivos ligados à sustentabilidade ambiental, a PNRH carrega em si uma concepção utilitarista da água que prioriza o uso da mesma em prol do desenvolvimento econômico, e essa concepção guia ações para atingir os objetivos da PNRH (CARDOSO-SILVA et ai., 2013; SILVA, 2017). Falkenmark e Widstrand (1992) argumentam também nesse sentido que as problemáticas da gestão de recursos hídricos estão na adoção da água como um bem e a na determinação do seu uso, como foco das abordagens. O enquadramento dos corpos de água em classe, segundo os usos preponderantes da água, é um instrumento da PNRH que reafirma a visão utilitarista da água.

A classificação do corpo hídrico é determinada pela legislação ambiental, para assegurar que a qualidade da água seja compatível com os

usos mais exigentes a que forem destinadas, reduzindo a sua poluição mediante ações preventivas. Outro instrumento da PNRH associado ao uso da água é o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, que visa a assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o seu efetivo exercício dos direitos de acesso. O princípio do poluidor - pagador associoado ao instrumento de gestão de cobrança pela água semelhantemente se relaciona ao uso desse bem de valor econômico e busca incentivar a racionalização do seu uso, além de obter recursos financeiros para o financiamento dos programas de execução dos planos de recursos hídricos e para recuperação e melhoria dos corpos hídricos (BRASIL, 1997).

Em contrapartida, a Directiva Quadro da Água (DQA), instrumento de gestão adotado por países da União Europeia, não é permissiva à degradação e à diminuição da qualidade de suas águas (CARDOSO-SILVA et ai., 2013; CE, 2000). A DQA busca comparar a qualidade da água, após o uso antrópico, com a qualidade do meio ambiente e condições dos corpos hídricos na ausência de ações humanas. Isto é, considera a causa e efeitos das fontes poluentes em níveis quantitativos e qualitativos (GUALTIERI; LÓPEZ-JIMÉNEZ, 2012; LUZ; FERREIRA, 2011) e por meio da cobrança pelo uso da água e monitoramento buscam o cumprimento de metas estabelecidas (CE, 2000).

Os planos de bacias hidrográficas são instrumentos comuns à gestão da água brasileira e europeia. Dentre os instrumentos mencionados, são os que possuem caráter mais integrador entre disponibilidade e as múltiplas demandas hídricas. São documentos com um conjunto de informação sobre o cenário no qual se encontram os recursos hídricos, seu diagnóstico e investimentos prioritários (ANA, 2013; SAGE, 2013).

No entanto, variáveis inter-relacionadas que alteram a sustentabilidade são trabalhadas separadamente e via diferentes ferramentas de diagnóstico. Por exemplo, a outorga de direito de uso é o instrumento associado às questões de alocação da água, e o enquandramento está associado a análises de contaminação da água (BRASIL, 1997). Os impactos do padrão do uso da terra são avaliados via simulação de cenários, com o apoio da tecnologia de geoprocessamento de dados (CARNEIRO et ai., 201O).

A setorização dos instrumentos de gestão brasileira e europeia dificultam a análise da sustentabilidade das bacias hidrográficas. Essa problemática tem exigido melhorias nos instrumentos de apoio à tomada de decisão voltadas para sustentabilidade (CHAVEZ e ALLIPAZ, 2007; JUWANNA, 2010; SILVA, 2017). Também sugerem o uso de ferramentas integradoras às múltiplas hídricas apresentadas por outros setores de gestão (CARNEIRO et ai., 201O).

## 2.3 PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS E SUAS ARTICULAÇÕES COM O MEIO AMBIENTE

O crescimento populacional é um dos fatores que intensificam a demanda por alimentos e consequentemente acentua a produção agrícola para atender essa demanda (TILMAN et ai., 2011, 2012; FAO, 2017). Sob essa justificativa, a expansão dos sistemas de manejo de solo inadequados para a produção de alimentos ocasiona danos ao meio ambiente, tendo efeito negativo e direto sob os recursos naturais não renováveis (GARNETT; GODFRAY, 2012).

Acredita-se que até 2050 a área global destinada ao uso agrícola terá um aumento de 5% (FAO, 2018). De acordo com Brown (2003), com a finalidade de aumentar a área de cultivo, já foram reduzidas pela metade as florestas mundiais. Tal fato acarreta o aumento da liberação de gases de efeito estufa, as mudanças climáticas e a perda da biodiversidade (GARNETT; GODFRAY, 2012; TILMAM et ai. (2011). O desmatamento e a expansão agrícola são alguns dos exemplos de causas da redução da qualidade da água. Entretanto, os principais fatores de impactos ambientais são os padrões insustentáveis de intensificação da produção (FAO, 2017).

De acordo com Brown (2003), o manejo incorreto dos solos acelera a erosão hídrica e eólica, que causam a perda da camada superior do solo e gradativamente a terra perde sua função produtiva. O uso excessivo de agroquímicos aumenta as cargas poluentes no meio ambiente, incluindo os corpos hídricos (CHOI et ai., 2017; FAO, 2017). O uso de fertilizantes

industriais cresceu junto com a produção agrícola e por meio da lixiviação, tais nutrientes agroquímicos são transportados até os corpos hídricos, acelerando o processo de eutrofização (CONIJN et ai., 2018; GUO et ai., 2014; SHUKLA et ai., 2018). De acordo com Kerr et ai. (2016), os nutrientes nitrogênio, fósforo e potássio são estressares biológicos das comunidades marinhas.

O uso de pesticidas pode proteger as culturas e evitar perdas pós-colheita e, assim, contribui para o aumento da produção. No entanto, são componentes tóxicos, e sua presença no ecossistema apresenta duas preocupações: a bioacumulação e a biomagnificação. Em muitos países, o uso de inseticidas, herbicidas, fungicidas e bactericidas foi causa de contaminação nos ecossistemas aquáticos, ultrapassando os danos industriais (FAO, 2018).

Dentre os impactos ambientais, são citadas a perda de habitat e biodiversidade, eutrofização e perda na pesca. A aplicação intensiva desses insumos, além do ambiente aquático, impacta a saúde humana indiretamente, por meio do consumo de água ou alimentos contendo substâncias cancerígenas, e diretamente por meio do contato do produtor com as toxinas (FAO, 2017).

Os impactos ambientais provenientes do manejo incorreto da agricultura comprometem os recursos naturais - água e solo - utilizados na própria produção de alimentos (DOGLIOTTI et ai., 2014; GARNETT; GODFRAY, 2012). Essa dialética põe em risco a agricultura e indica que tais sistemas de produção caminham contrariamente à sustentabilidade (AL ZAYED; ELAGIB, 2017; UN-WATER, 2006).

Nesse contexto, são importantes os estudos sobre alternativas para implementar ações corretivas que auxiliem na redução da ameaça ao ecossistema e à saúde humana (FAO, 2018). Contrapondo essa ideia, D'haene (2012) afirma que os custos da recuperação dos danos são maiores que os custos de conservação dos recursos naturais. O aumento da eficiência do uso de insumos químicos é um exemplo de prática agrícola de conservação que reduz os danos nos recursos hídricos e no solo. Nesse sentido, destaca-se o importante papel das tecnologias voltadas para agricultura de precisão que definem as dosagens ideiais de fertilizantes, de pesticidas e de água para irrigação. Outra opção é o uso de adubo orgânico como nutriente, pois contribui consideravelmente para a redução do uso de fertilizantes industrializados e a

consequente redução da exposição humana à toxidade e dos impactos nos ambientes aquáticos e no solo (FAO, 2018, WANI; GARG, 2009).

Percebe-se que a produção agrícola engloba variáveis de impactos ao meio ambiente e tais questões são indissociáveis ao desenvolvimento sustentável. Vale ressaltar que a produção agrícola de alimentos é definida nesse trabalho como produção de culturas anuais e perenes destinadas a alimentação humana, sem considerar culturas de matrizes energéticas, alimentação animal ou cobertura de solo. No contexto de integrar variáveis como a estabilidade ecossistêmica, a produtividade, a acessibilidade e a disponibilidade de alimentos, a resiliência dos recursos naturais e a redução de desperdício, a produção agrícola pode ser avaliada sob a perspectiva da sustentabilidade (GUSTAFSON et ai., 2016).

### 2.3.1 Sustentabilidade agrícola

A sustentabilidade agrícola é abordada sob a perspectiva da gestão na escala de propriedade por meio de ações de gestão eficiente de nutrientes, controle biológico de pragas, redução da emissão de gases de efeito estufa, controle do sequestro de carbono, entre outras práticas que englobam a conservação do meio ambiente e aumento da capacidade produtiva em longo prazo (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008; KERR et ai., 2016).

Sob um aspecto mais amplo do que as práticas agrícolas, entende-se a sustentabilidade agrícola como o desempenho satisfatório da economia, da equidade e satisfação das necessidades básicas humanas e proteção e regeneração dos ecossistemas (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008). Barrezueta-Unda et ai. (2016) e Dogliotti et ai. (2014) abordam a sustentabilidade agrícola por meio da integração de dimensões inerentes ao desenvolvimento sustentável, como, por exemplo, questões ambientais, sociais, econômicas e sociais.

A sustentabilidade agrícola, portanto, ultrapassa um conjunto de práticas que margeiam a produção. Para Garnett et ai. (2013), é necessária uma

mudança radical no sistema agrário que incorpore princípios de conservação de recursos e sustente a produtividade. Nesse sentido, Tilmam et ai. (2011) destacam a relevância das tecnologias inovadoras e adaptativas às mudanças climáticas que podem culminar na mitigação da instabilidade produtiva. Os autores acreditam que incentivos e investimentos para uso dessas tecnologias são necessários, principalmente em países com menor PIB. Pingali (2012) corrobora os autores e acreditam que as políticas públicas exercem papel importante na garantia de que os pequenos proprietários tenham acesso à informação sobre novas tecnologias, além de receberem benefícios por desenvolverem a produção sustentável.

Carvalho et ai. (2014) identificam o crescimento populacional; alterações no padrão e grandeza de consumo, a administração global futura do sistema agrícola de alimentos; alterações climáticas; competição por recursos e padrões ético-morais como variáveis de impacto na sustentabilidade agroalimentar. Dogliotti et ai. (2014) afirmam que dentre os pontos críticos da sustentabilidade de uma propriedade rural estão a baixa produtividade e a perda de qualidade do solo. Portanto, sugere que sistemas de plantio com manejas de solo eficientes podem agregar valor e características sustentáveis à produção.

O sistema plantio direto é um exemplo de produção conservacionista, com manejas de solos que resultam em um agroecossistema com pouco grau de perturbação. Tal arranjo produtivo favorece o equilíbrio dinâmico do solo, da água e da biodiversidade e proporciona menores custos de produção e maiores rendimentos, promovendo assim, a sustentabilidade (FEBRAPDP, 2011).

Considerando a importância da produção agrícola de alimentos e suas relações com os recursos naturais, a propagação de abordagens integradoras é um caminho para a sustentabilidade agrícola e hídrica. Para esse trabalho foi adotado a abordagem de sustentabilidade agrícola que contempla a garantia da agricultura em suprir as necessidades de produção de gerações futuras, promovendo um ambiente ecologicamente saudável, socialmente justo e economicamente viável.

### 2.3.2 Alternativas sustentáveis e integradoras de práticas agrícolas e recursos hídricos: a abordagem nexo

Atualmente os arranjos setoriais de gestão hídrica e agrícola são complexos, multidimensionais e sinérgicos, de modo que não é pertinente que a integração seja feita de maneira simplista e aditiva (DAHER; MOHTAR, 2015; FISHER et ai., 2011). Requer uma governança participativa e colaborativa que considere as interações setoriais e escalares, e a interdependência entre interesses diversos, de modo que auxilie a promoção de tomadas de decisão mais equitativas, receptivas e politicamente engajadas (FISH et ai., 201O; HOOPER, 201O; WCED, 1987).

A conexão da gestão integrada de bacias hidrográficas com as múltiplas demandas ocorre mediante aos conflitos pelo uso da água e ressalta a produção agrícola de alimentos como um forte estressar de recursos hídricos. O desafio da integração se intensifica em um sistema hídrico com demandas heterogêneas, fazendo-se necessária uma visão sistêmica e colaborativa de gerenciamento para sustentar a capacidade de atendimento aos usuários (DAHER; MOHTAR, 2015; FABIOLA; DALILA, 2016) e evitar, paralelamente, os impactos de terceiros, isto é, os custos de um setor devido às ações de outros (FAO, 2014; KHAN et ai., 2017).

As diversas abordagens do nexo existentes buscam meios de equilibrar os diferentes objetivos e interesses dos usuários de recursos, mantendo a integridade dos ecossistemas. São alternativas integradoras de análise de temas que naturalmente se relacionam de forma sinérgica (AL ZAYED; ELAGIB, 2017; OZTURK, 2015). Dentre elas, a que compreende os eixos alimento - energia - água objetivam inter-relacioar esses setores, evidenciar seus sinergismos (ABDULLAEV; RAKHMATULLAEV, 2016; LAWFORD et ai., 2013) e quantificar essas relações (GUAN et ai., 2020).

O nexo água - solo é apresentado no contexto da demanda hídrica para irrigação de culturas. Acredita-se que a quantidade de água exigida pela plantação seja um fator natural de estresse hídrico, que se relaciona com as características do solo, do clima e do cultivo em dada região. A pegada hídrica

é um indicador que mensura a quantidade de água verde (pluvial) e água azul (irrigação) exigida pela plantação (DE VITO et ai., 2017), que depende do indicador de capacidade do campo, que representa o teor máximo de água retida no solo (CHIARELLI et ai., 2018). Nesse cenário, o manejo de solo é um fator que integra a eficiência do uso de água para irrigação com a produtividade agrícola (FARAMARZI et ai., 2010).

A demanda hídrica para a irrigação também se conecta com a gestão de recursos hídricos, pois gera conflitos entre as partes interessadas que pleiteiam sua equidade de alocação. A inserção da interface governança no nexo terra - água - alimentos ratifica essa ideia, uma vez que aumento da competição entre os agricultores pelo direito de captação da água e de posse da terra exige uma cooperação na gestão de recursos hídricos e os setores responsáveis pela avaliação do uso da terra (KLÜMPER; THEESFELD, 2017). A participação dos atores envolvidos nos processos decisórios é importante no sentido de legitimar a gestão integrada de bacias hidrográficas (BROMBAL et ai., 2018), e de identificar as demandas hídricas no setor agrícola e entender como suas práticas impactam a saúde das bacias (WICAKSONO et ai., 2019).

Sabe-se que acesso à informação estimulam a participação e, consequentemente, ações que equilibram a prestação de serviço da água entre necessidade humana e ecossistema saudável (SILVA, 2017; UNESCO, 2010; WICAKSONO et ai., 2019). No entanto, o baixo reconhecimento de políticas governamentais sobre os sistemas de gestão hídrica apontam a precariedade de gerenciamento de sistemas financeiros e o acesso à informação (ENDO et ai., 2015). Na perspectiva do nexo água - alimento, o acesso à informação reflete a integração entre planos de gestão das bacias hidrográficas e a gestão agrícola. É elemento que estimula e efetiva a participação dos agricultores no processo de decisão. O reforço da política e governança sob a abordagem nexo, fornecendo o compromisso político de integração, pode oportunizar a conscientização pública e social para o desenvolvimento de estratégias de gestão com cooperação no uso de recursos compartilhados, para caminhar em direção à segurança socioeconômica, erradicação da pobreza e redução de impactos ambientais (NHAMO et ai., 2018).

A inserção do meio ambiente no nexo água - alimentos evidencia a importância de considerar os impactos da agricultura em outros recursos

naturais, além da água. Por exemplo, a qualidade do solo e a pegada de carbono. (DE VITO et ai., 2017). A pegada de carbono é um indicador desses impactos, pois a sua concentração no solo determina os principais processos biológicos, químicos, físicos e ecológicos presentes na abordagem integradora de alimento e água (LAL et ai., 2017). Além das diversas abordagens nexo, um mesmo nexo pode ser visto sob diferentes óticas. No cenário em que água se encontra no foco do nexo água - alimentos, a produção de alimentos é considerada fator de demanda e avaliam-se os impactos que as práticas agrícolas exercem nos recursos hídricos. Diante da perspectiva alimentar, a água é considerada insumo (DE VITO et ai., 2017).

Diante do exposto, o aprofundamento do conhecimento a respeito dos fatores integradores nexo água - alimento - meio ambiente pode auxiliar a identificação dos elementos que se encontram na interface dos setores de gestão hídrica e da produção agrícola de alimentos que impactam o meio ambiente, e consequentemente impulsionar tomadas de decisão mais integradoras e sustentáveis.

## 2.4 SISTEMAS DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE.

Uma das ferramentas de mensuração de desenvolvimento sustentável é o uso de indicadores, que valora ações humanas de acordo com seus impactos no meio ambiente e auxilia os sistemas de gestão quanto ao planejamento e tomadas de decisão (BELLEN, 2002; JUWANA et ai., 2012; MEADOWS, 1998; OECD, 2003). Atualmente, o uso de indicadores é significativo para avaliação das esferas do desenvolvimento sustentável. Oliveira e Bueno (2015) utilizaram o sistema ISA (Indicadores de Sustentabilidade de Agro ecossistema) para avaliar o impacto da agroecologia, considerando a qualidade do solo agrícola com tal manejo e comparando com o solo natural. Carvalho e Cury (2015) selecionaram 40 indicadores com o objetivo de subsidiar a gestão de recursos hídricos no âmbito municipal. Semelhantemente, Rigby et ai. (2001) utilizam indicadores para avaliar e comparar a sustentabilidade entre manejas de

cultura. Em relação à esfera social, Jannuzzi (2005) faz uso de indicadores para avaliação de programas públicos.

Os indicadores geralmente informam sobre aspectos pontuais e, individualmente, não podem ser chamados de indicadores da sustentabilidade, o que representa uma lacuna do seu uso (QUIROGA, 2007). Por exemplo, existem indicadores de qualidade do ar, indicadores de manejo de solo e qualidade de solo, indicadores econômicos, indicadores sociais, entre outros, que conjuntamente possuem a característica de desenvolvimento sustentável, mas por si só não representam todas as suas dimensões. Entende-se que um conjunto de indicadores que contemplem de maneira equitativa o crescimento econômico, a qualidade ambiental e aspectos sociais podem ser denominados indicadores de sustentabilidade (BELLEN, 2002; MALHEIROS et ai., 2008).

Nesse sentido, a sistematização de indicadores busca reunir um conjunto de informações que contemplem a complexidade do desenvolvimento (NARDO et ai., 2005). Um marco para a sistematização de indicadores de sustentabilidade foi a proposta de Meadows (1998), que aborda as variáveis do desenvolvimento sustentável sob a ótica do capital natural, capital social e capital construído. Com o objetivo de auxiliar a elaboração dessas ferramentas de maneira a ter um instrumento confiável em representar a realidade, algumas etapas de construção são destacadas (JUWANA et ai., 2012; NARDO et ai., 2005). Dentre elas, são abordadas a seguir três etapas posteriores à fundamentação teórica: seleção de indicadores, calibração e análise de robustez.

Quanto ao processo de seleção de indicadores que irão compor um índice ou sistema de indicadores, estes devem seguir certos requisitos, como possibilidade de mensuração, disponibilidade de dados, ser financeiramente, humanamente e tecnicamente viáveis para monitoramento, e legitimados por aceitação política (BELLEN, 2002; JANNUZZI, 2005;).

As fontes para o embasamento teórico, definição de categorias de análise e seleção de indicadores podem ocorrer via especialistas, usuários, cientistas e/ou base de dados estatística. Quando a seleção dos indicadores é feita levando em consideração as partes envolvidas no sistema em estudo, práticas relacionadas à sustentabilidade são mais facilmente discutidas e aceitáveis (FREITAS et ai., 2015; RIGBY et ai., 2001). Por exemplo, a

identificação dos usuários finais e da finalidade de uso podem acessar seus pontos de interesse (BOCKSTALLER et ai., 2008). Além da relevância para as partes interessadas, se faz necessário abranger de forma equilibrada os aspectos econômicos, sociais e ambientais e refletir diretamente sobre a gestão de atividades no espaço territorial de abrangência (HCTF, 2003).

A técnica Delphi, na qual, inicialmente, utiliza-se a literatura cientifica para identificação inicial dos principais componentes e indicadores a serem considerados, se concentra na aplicação de questionários à comunidade envolvida e especialistas para refinar o modelo (JUWANA et ai., 2010). No entanto, existem críticas quanto à subjetividade dessas técnicas para determinação do referencial teórico e seleção de indicadores (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008). Em contrapartida, por mais subjetivo e impreciso que seja o referencial teórico, implica o reconhecimento do esforço em inter-relacionar os aspectos singulares da natureza multidimensional e complexa, que envolve vários atores da sociedade (NARDO et ai., 2005).

A etapa de calibração de indicadores compreende a agregação e a ponderação de indicadores e a mitigação de aspectos redundantes (FENEMOR et ai., 2008). A escolha do tipo de agregação e definição de peso entre os indicadores podem influenciar significativamente a qualidade do modelo (BECKER et ai., 2017). A agregação pode ser aplicada em todos os níveis da estrutura analítica, desde as categorias e subcategorias de análise até os indicadores (ESTY et ai., 2005; JUWANA et ai., 2012). Os modelos matemáticos aditivos e não aditivos são utilizados para essa finalidade (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008; JUWANA et ai., 2012).

As opções metodológicas são diversas para a calibração de índices ou modelos de indicadores. A análise estatística multivariada e análise hierárquica de processo são técnicas de agregação e ponderação que têm se apresentado propícias na construção dessas ferramentas (NARDO et ai., 2005).

Sob uma perspectiva diferente da análise multivariada, acredita-se que a importância dada aos indicadores ou determinadas categorias de análise muda de acordo com o recorte territorial estudado e de acordo com os valores inerentes aos decisores e atores que estão envolvidos no processo (CHAVES; ALIPAZ, 2007). O método AHP é um método participativo no qual a atribuição de pesos é definida, considerando a opinião desses atores (NARDO et ai.,

2005). Mattar Neto et ai. (2009) utilizam o método Mudge que se assemelha ao método AHP, quanto à atribuição de pesos às variáveis, de acordo com os critérios de importância dos especialistas.

Esse método é baseado na abordagem de problemas complexos de decisão multicritério, usando uma estrutura hierárquica flexível. Atualmente, se destaca principalmente em tomadas de decisão em grupo, agregadas às prioridades individuais, expressas por suas ponderações ou importâncias relativas (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008). Nesse contexto, os pesos iguais evitam a subjetividade da determinação de pesos e conferem equilíbrio às valorações (CHAVES; ALIPAZ, 2007).

No que tange à robustez de um modelo de indicadores ou índice, pode ser contestada a partir de incertezas quanto ao método de seleção das variáveis, esquema de ponderação ou tipo de agregação que foram determinados no processo de desenvolvimento (JUWANA et ai., 2012). Uma combinação de análises de incerteza e sensibilidade auxilia na avaliação da robustez e se concentra em como as variáveis de entrada afetam os valores dos índices (NARDO et ai., 2005).

Todas as etapas do desenvolvimento podem ser reavaliadas durante a análise de robustez. Inclusive a mudança de variável é propositadamente realizada para simulação de cenários em busca de identificação de indicadores ou categorias que agregam incertezas às ferramentas (ESTY et ai., 2005; JUWANA et ai., 2012; NARDO et ai., 2005). A quantificação dessas incertezas é importante para a validação do modelo (FARAMARZI et ai., 201O).

### 2.4.1 Estudos semelhantes: Modelos de indicadores de sustentabilidade e a abordagem nexo água - alimento - meio ambiente

Na tentativa de ratificar a importância da utilização dos modelos de indicadores de sustentabilidade ou índices para apoio à gestão para tomada de decisão, principalmente que possam contemplar elementos do nexo água - alimento - meio ambiente, alguns trabalhos são ressaltados.

Por exemplo, Reidsma et ai. (2012) apresentam a obtenção de um coeficiente técnico obtido por um modelo bioeconômico de avaliação de impacto do uso do solo agrícola nas dimensões econômica, social e ambiental. O modelo usa indicadores que mensuram aspectos relacionados a essas esferas da sustentabilidade, com aplicação na produção de arroz, para diagnóstico da poluição hídrica da bacia chinesa de Taihu.

Geng et ai. (2014) buscam auxiliar o uso eficaz e sustentável da água e do solo para alcançar benefícios econômicos, sociais e ecológicos. Utilizam indicadores de zoneamento capazes de descrever a situação do uso desses recursos naturais na agricultura e de orientar futuros planejamentos. Para tal objetivo, selecionam um conjunto de indicadores que considera as capacidades regionais de oferta dos recursos naturais, o nível tecnológico do uso do solo e da água, assim como as situações e demandas sociais, ecológicas e econômicas. Por sua vez, Wei et ai. (2009) apresentam um modelo de indicadores, baseado no sistema de força, pressão, estado, impacto e resposta capazes de integrar impactos ambientais de políticas públicas agrícolas.

A proposta desenvolvida por Juwana et ai. (201O) de uso de indicadores, para compor um modelo conceituai, culmina em um índice de sustentabilidade hídrica considerando a qualidade, demanda e disponibilidade de recursos hídricos, provisões da água, capacidade e saúde humana como categorias da província de Java, na Indonésia.

Silva (2017), sob aspecto semelhante da sustentabilidade hídrica, desenvolve um modelo conceituai composto por indicadores que integrem as dimensões do desenvolvimento sustentável, sob a ótica dos capitais proposta por Meadows (1998). No entanto, aplica sua ferramenta para diagnosticar a sustentabilidade no recorte das bacias hidrográficas com forte pegada urbana e, portanto, poucas variáveis rurais são consideradas.

Castro et ai. (2017) utilizam o índice de sustentabilidade hídrica WSI (Watershed Sustainability Index) proposto por Chaves e Alipaz (2007), para diagnosticar as bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Alto Ribeira.

### 2.4.2 Estudos semelhantes: Calibração de modelos de indicadores

Encontram-se na literatura diversos modelos conceituais compostos por indicadores que buscam fornecer avaliações sobre sustentabilidade. A validação e a calibração desses modelos podem ser feitas com o uso da análise multivariada, análise de multicritérios com aplicação de questionários para definição de grau de importância e desempenho das variáveis, análise de agrupamentos para identificação de grupos de indicadores ou de respondentes que se comportam de maneira semelhante diante de um determinado aspecto. Os métodos selecionados, suas finalidades de utilização e os autores de principais trabalhos estão descritos na tabela 1.

Tabela 1: Métodos, suas finalidades na pesquisa e autores dos trabalhos.

| **Métodos** | **Objetivos** | **Autores** |
|---|---|---|
| Média Aritmética | Agregar indicadores | Cetrulo et ai. (2013); Juwana et ai. (2012) |
| Mudge | Selecionar indicadores | Mattar Neto et ai. (2009) |
| Análise de fatores | Atribuir pesos aos indicadores e determinar as variáveis mais influentes | Andrade et ai. (2007); Brito et ai. (2006); Figueiredo Filho et ai. (2013); Medeiros e Enders (1998) |
| Componentes principais | Extração de fatores mais influentes | Andrade et ai. (2007); Brito et ai. (2006); Medeiros e Enders (1998); Figueiredo Filho et ai. (2013) |
| Análise de agrupamento | Agrupar indicadores semelhantes | Brito et ai. (2006); Medeiros e Enders (1998) |

Andrade et ai. (2007) utilizam a análise de fatores com extração pelo método de componentes principais para selecionar indicadores que determinam a qualidade da água da Bacia do Baixo Acaraú no Ceará, Brasil. Suas 25 variáveis são reduzidas a 18, que compõem os 4 fatores principais, pela rotação *Varimax,* interpretados por grupo de sólidos, grupo dos nutrientes, grupo orgânico e grupo de sais solúveis. Semelhantemente, Figueiredo Filho et ai. (2013) empregam a análise de fatores para seleção de indicadores sociais para construção de um índice de qualidade de moradia (IQM) por Estado brasileiro. Porém, para extração de fatores, fazem uso de outros métodos além dos componentes principais, com o objetivo de tornar mais robusta a análise dos dados.

Além do uso do método de componentes principais para identificação dos fatores que mais influenciam a qualidade das águas subterrâneas da bacia hidrográfica brasileira do rio Salitre, localizada na Bahia, Brito et ai. (2006) também detectam as fontes hídricas que apresentam características semelhantes quanto a critérios de qualidade da água. Para isso, usam a análise de agrupamento, técnica numérica que visa a agrupar objetos em classes, de modo que os similares pertençam à mesma classe. Desse modo, pode-se subsidiar o monitoramento das áreas que apresentam menores índices de qualidade.

O barômetro da sustentabilidade proposto por Cetrulo et ai. (2013) ,para avaliação da sustentabilidade dos Estados brasileiros, é composto por indicadores que são classificados segundo duas categorias de análise, que correspondem ao bem-estar humano e ecológico. Utilizam a média aritmética simples para o cálculo do índice, implicando assim em pesos iguais entre os indicadores que compõem o modelo. Foram utilizados dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) sobre o estado de Rondônia, para validação do índice gerado pelo barômetro. O modelo de sustentabilidade hídrica proposto por Juwanna et ai. (2012) também considera pesos iguais entre os indicadores fazendo uso da média aritmética simples para construção do índice WJWSI. Para a seleção de indicadores, se fez uso da técnica Delphi, que consulta especialistas a respeito de quais variáveis devem compor o modelo. São feitas alterações até que se tornem repetitivos e se esgotem as variáveis propostas.

Mattar Neto et ai. (2009) selecionam indicadores mais importantes para composição do índice de comprometimento ambiental do reservatório do Passaúna, localizado na cidade de Curitiba, no Paraná. Utilizam o método Mudge, que consiste em uma aplicação de questionário em escala *likert* aos especialistas, com a finalidade de que os mesmos atribuam pesos às variáveis de acordo com seus critérios de importância.

No entanto, devido à crítica em relação à subjetividade existente no julgamento de variáveis relevantes, com a utilização de métodos participativos para seleção de variáveis que exercem mais influência nos modelos e a aplicação de pesos em indicadores, tem-se como alternativa o uso de técnicas embasadas em métodos estatísticos multivariados.

# 3 ELEMENTOS DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE PARA ANÁLISE INTEGRADA DE SUSTENTABILIDADE

Os capítulos anteriores apresentaram a importância e a carência de uma ferramenta de apoio à tomada de decisão para análise de sustentabilidade que integre os temas água e produção agrícola de alimentos, evidenciando a complexidade do meio ambiente. A abordagem nexo foi destacada como uma alternativa integradora e para alavancar sinergismos que aumentem a produtividade agrícola, reduzindo simultaneamente os impactos ambientais.

O presente capítulo busca analisar os elementos de integração e sinergismos sob a perspectiva do nexo água - alimento - meio ambiente no contexto da sustentabilidade hídrica e agrícola. Desse modo, auxilia o desenvolvimento e/ou aperfeiçoamento de ferramentas robustas, inovadoras, integradoras e multidisciplinares de apoio à tomada de decisão, a partir de um que busque a integração entre as temáticas da sustentabilidade hídrica e produção agrícola de alimentos.

Esse capítulo é baseado no artigo de revisão de literatura intitulado "Elementos do nexo água - alimento - meio ambiente para análise integrada de sustentabilidade" por Layanne Andrade Mendonça, Marcelo Limont, William Bonino Rauen e Marie Luise Carolina Bartz, a ser submetido para publicação na revista *Scíence of the Total Environment.*

## 3.1 INTRODUÇÃO

A água é recurso natural limitado, indispensável para o desenvolvimento humano. Devido ao papel central que a água desempenha nas questões antropogênicas e ecossistêmicas relacionadas às crises ambientais mundialmente enfrentadas, a segurança hídrica e alimentar são temas constantemente abordados nas agendas e metas globais para promoção do desenvolvimento sustentável (MOMBLANCH et ai., 2019; FAO, 2018). No entanto, as constantes crises hídricas revelam que a população está vivendo além da capacidade de regeneração da natureza, comprometendo a sua integridade e disponibilidade atual e em longo prazo (TAMASAUSKAS et ai., 2016). Portanto, se faz necessário um manejo eficiente de recursos hídricos que considere seus usos múltiplos e favoreça a garantia da disponibilidade hídrica temporal e espacial (MOMBLANCH et ai., 2019).

A segurança hídrica, além da sustentabilidade, apoia-se na disponibilidade, na vulnerabilidade acentuada pelas mudanças climáticas e nas necessidades para o desenvolvimento humano, como a segurança alimentar (HOFF, 2011; SANTOS, 2016). A segurança alimentar está diretamente relacionada com a sustentabilidade ambiental, que abrange a escassez hídrica e degradação do solo, exigindo mudanças no padrão de produção agroalimentar (ALLEN et ai., 2018; UN-WATER, 2014). Em busca de segurança alimentar, práticas de intensificação da produção agrícola de alimentos são exercidas no campo e podem aumentar a degradação do meio ambiente, pôr em risco o capital natural necessário para a própria produção de alimentos e apontam para futuros insustentáveis (FAO, 2018; GARNETT; GODFRAY, 2012). O meio ambiente, por sua vez, é um conjunto de condições que permitem interações de ordem física, química e biológica, englobando ar, água, solo, seres humanos e suas inter-relações que regem os ecossistemas (KHAN et ai., 2017; MOMBLANCH et ai., 2019).

A inerente complexidade e dinamismo dos sistemas de produção agrícola, da gestão de recursos hídricos e do meio ambiente enaltecem a necessidade de uma gestão integradora frente às problemáticas existentes, considerando que a mudança ou impacto em um fator acarreta reflexos

significativos sobre os demais (DE VITO et ai., 2017; FAO, 2014). Portanto, torna-se indispensável uma visão holística para reconhecer os conflitos entre esses três setores e, por meio de abordagens colaborativas e interdisciplinares, atingir o uso eficiente dos recursos naturais, como água e solo, nos sistemas de produção agrícola de alimentos (DELGADO et ai., 2011).

Nesse cenário, a gestão integrada de recursos hídricos no recorte territorial das bacias hidrográficas prevê a integração dos setores usuários de água por meio de processos participativos e colaborativos na tomada de decisão, destacando-se a produção agrícola como setor econômico de grande interação com seus recursos naturais (KHAN et ai., 2017). Acredita-se que a substituição da dicotomia tradicional entre homem e natureza por uma perspectiva integradora que alavanque sinergismos entre os setores de gestão de recursos hídricos e agrícola pode fornecer uma nova base de análise para a gestão integrada de bacias hidrográficas (Liu et ai., 2013). Tais sincronias entre recursos hídricos e os aspectos da produção agrícola de alimentos, assim como o monitoramento da influência humana sobre o meio ambiente, podem ser identificadas sob a ótica do nexo (FAO, 2014; Momblanch et ai., 2019; WEF, 2011).

O nexo é uma estrutura de análise integradora de temas interligados que, por vezes, estão setorialmente isolados para fins de gestão e que proporciona a integração do uso eficiente de recursos naturais e promoção do desenvolvimento sustentável (Al Zayed; Elagib, 2017; Hoff, 2011; Ozturk, 2015). Dentre as abordagens do nexo, o que contempla água - alimento - meio ambiente é uma proposta a se considerar na identificação de elementos presentes na interface desses setores e que demandam uma análise cuidadosa, colaborativa e integradora por parte da gestão de recursos hídricos e da produção agrícola. Esses elementos são definidos nesse trabalho como fatores integradores do nexo. Nesse contexto, questionam-se quais são os fatores de integração presentes no nexo água - alimento - meio ambiente e como se relacionam sob a perspectiva da sustentabilidade hídrica e agrícola que possam auxiliar a construção de ferramentas de apoio às tomadas de decisão mais integradoras.

Esse artigo de revisão sistemática de literatura tem como objetivo analisar os fatores de integração sob a perspectiva do nexo água - alimento -

meio ambiente no contexto da sustentabilidade hídrica e agrícola. Nesse percurso irá delimitar o estado da arte, identificar tendências e lacunas sobre o nexo água - alimento - meio ambiente que possam contribuir para o desenvolvimento de ferramentas inovadoras de tomada de decisão, no sentido de auxiliar na gestão de bacia hidrográfica, onde a agricultura desempenha um papel fundamental nas questões socioambientais.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

A revisão sistemática da literatura seguiu as diretrizes das etapas de planejamento propostas por Pullin e Stewart (2006), por Kalahamad et ai. (2016) e conforme o Preferred Reporting Itens for Systematic Reviws and meta-análisys (PRISMA) (MOHER et ai., 2009), adaptadas para o presente trabalho. Utilizou-se ainda a análise de conteúdo proposta por Bardin (2009), na etapa metodológica de análise de dados, que contempla a exploração do material teórico selecionado e a identificação e intepretação de categorias analíticas. Os procedimentos metodológicos foram constituídos de etapas apresentadas na Figura 4.

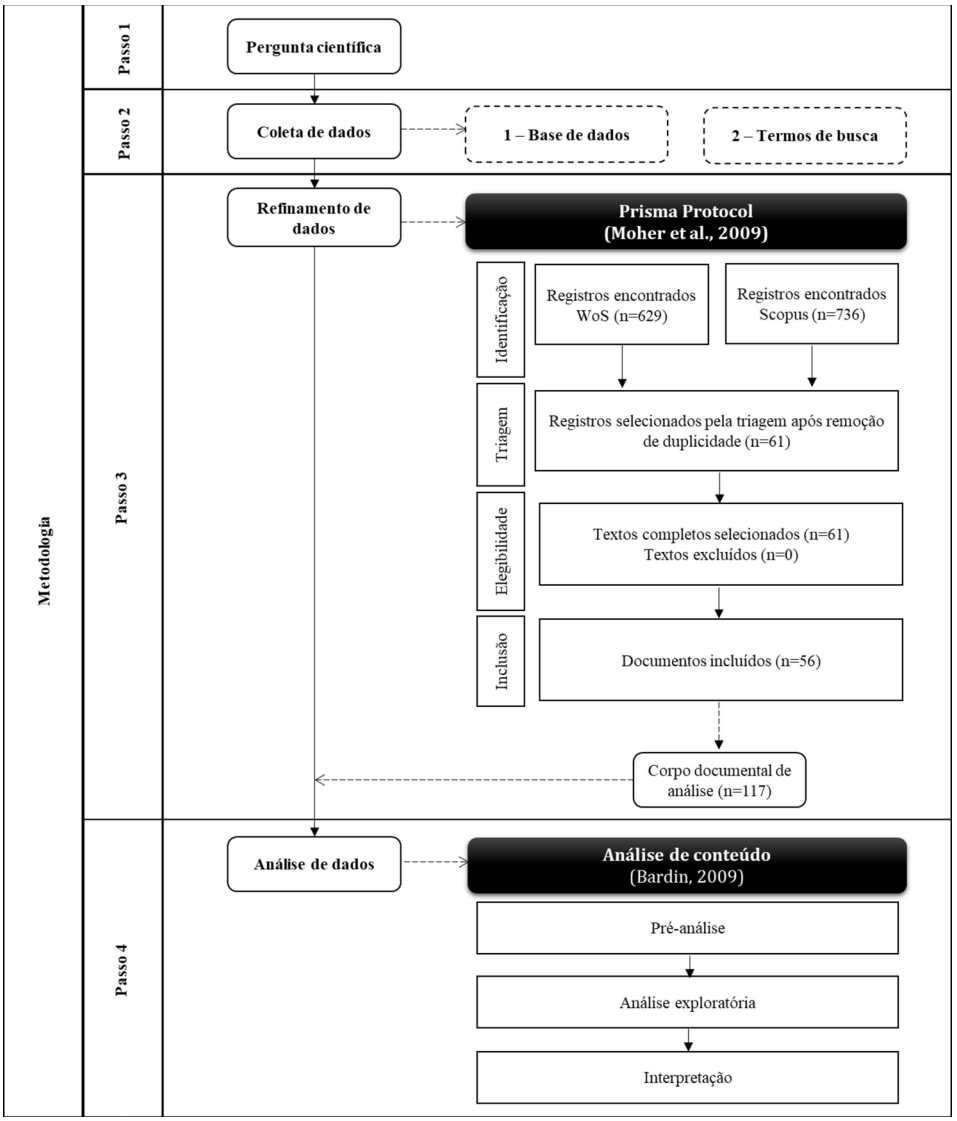



Figura 4: Etapas metodológicas para construção da revisão sistemática de literatura. Fonte: Da autora.

### 3.2.1 Pergunta científica

Primeiramente, foi elaborada uma pergunta científica para atender ao objetivo proposto e que norteou as demais etapas metodológicas:

- Quais são os fatores de integração entre as gestões hídrica e agrícola relevantes ao desenvolvimento de modelos de indicadores de sustentabilidade pela perspectiva do nexo água  alimento - meio ambiente?

### 3.2.2 Coleta de dados

A etapa de coleta de dados constituiu-se da definição das bases de dados e dos termos de busca da pesquisa. As palavras-chave foram definidas para a coleta de material científico, composto de informações que respondessem a pergunta de pesquisa: "modelos de indicadores" ou "índices de sustentabilidade hídrica ou de bacias hidrográficas", "modelos de indicadores ou índice de sustentabilidade agrícola" e "nexo". A combinação das palavras-chave com operadores booleanos gerou os termos de busca.

A pesquisa foi realizada nas bases de dados *Web of Science* (WoS) e *Scopus,* na busca por documentos com título, resumo ou corpo de texto que contenham os termos de busca definidos. O horizonte temporal compreendeu o período entre janeiro de 2008 e julho de 2019. O quadro 1 descreve a quantidade de documentos encontrados a partir dos termos de busca utilizados nas bases de dados estabelecidas.

Quadro 1: Quantidades de documentos encontrados em função dos termos de busca por bases de pesquisa bibliográfica.

| | Termos de busca | Bases de dados | |
|---|---|---|---|
| | | *WoS* | *Scopus* |
| | sustainab* ANO water* ANO model* ANO (indicator OR index) | 2.316 | 2.008 |
| Ii | sustainab* ANO water* ANO model* ANO ( indicator OR index) ANO ( agricult* OR "food security" ) | 629 | 736 |
| Iii | sustainab* ANO water* ANO model* ANO ( indicator OR index ) ANO ( agricult* OR "food security" ) ANO nexus | 24 | 18 |

O número significativo de resultados da pesquisa **1** (Quadro 1) revela o interesse da comunidade científica em abordagens que englobam ferramentas como modelos de indicadores ou índices associados à sustentabilidade hídrica ou de bacias hidrográficas. No entanto, essa quantidade é reduzida quando se buscam ferramentas que envolvam questões relacionadas à produção agrícola de alimentos, como pode ser observado na pesquisa de número **11**, indicando uma lacuna quanto às publicações de material científicos que integrem os modelos de indicadores de sustentabilidade hídrica às questões agrícolas de produção e segurança alimentar.

A baixa quantidade de documentos encontrados com o uso dos termos de busca Ili (Quadro 1), para responder a pergunta de pesquisa, implicou a procura por mais aspectos de integração da abordagem nexo água - alimento - meio ambiente, que poderiam ter sido abordados de maneira implícita nos documentos resultantes das demais pesquisas. Portanto, os registros das pesquisas li foram utilizados para coleta de mais documentos a compor o acervo, também referido como corpo documental de análise (Quadro 1).

### 3.2.3 Refinamento de dados

O refinamento de dados é realizado de acordo com o protocolo PRISMA (MOHER et ai., 2009), com o obtiva de sistematizar a construção de um corpo documental de análise composto por documentos inseridos no contexto desse trabalho. Contém os critérios de inclusão e exclusão de documentos e, posteriormente, inclusão de documentos julgados relevantes por alguma razão à análise. A seleção ou a eliminação dos artigos, apresentados pelas diferentes bases de dados, foi realizada quanto à relevância com base nos critérios de inclusão apresentados na tabela 2 pela leitura dos títulos e resumos.

Tabela 2: Critérios de inclusão e exclusão dos documentos.

| Critério | Inclusão | Exclusão |
|---|---|---|
| Tipo de documento | Artigos científicos | Qualquer outro |
| Ano y | 2008<y<2019 | y>2019 e y<2008 |
| Linguagem do texto | Inglês, Português e Espanhol | Qualquer outro |
| Recursos hídricos | Bacias hidrográficas | Lagos, água doce, águas subterrâneas, mar, oceano |
| Estressares | Produção agrícola de alimentos | Pecuária, aquacultura, agroindústria |

Documentos que se encontraram duplicados entre as bases de dados ou que se repetiam em formas distintas de publicação (conferência, artigo, capítulo de livro) foram retirados de maneira a eliminar a duplicidade de informações. A revisão dos títulos e resumos encontrados em função dos termos de busca apresentados no quadro 1 levou à seleção de 61 documentos. Relatórios e livros e alinhados com o tema, documentos datados anteriores ao horizonte temporal definido e teses, normativas e políticas públicas, julgados relevantes para a proposta do trabalho, foram posteriormente incluídos de

modo a compor um acervo amplo e pertinente sobre as questões abordadas. No total, foram utilizados 117 documentos para compor o *corpus* de análise.

### 3.2.4 Análise de dados

Na etapa de análise de dados, utilizou-se a análise de conteúdo proposta por Bardin (2009), para identificação e interpretação das categorias analíticas integradoras da sustentabilidade hídrica e da produção agrícola sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, relevantes para construção dos modelos conceituais e de indicadores. Os documentos (n=117) pertencentes ao *corpus* de análise foram submetidos às três fases da referida proposta: pré-análise, análise exploratória e interpretação dos dados.

#### 3.2.4.1 Pré-análise e Análise exploratória: Organização dos dados, unidades de registro e categorias de análise primárias

A leitura flutuante foi o momento de primeiro contato com o material do *corpus* de análise (BARDIN, 2009), no qual se teve conhecimento dos 117 textos em sua íntegra. A partir desse momento, gerou-se implicitamente hipótese sobre quais fatores integradores sob a perspectiva do nexo água - alimento - meio ambiente são relevantes para a fundamentação teórica dos modelos conceituais baseados em indicadores da sustentabilidade hídrica e agrícola. Adotou-se a frequência de ocorrência de tais fatores como critério de sua relevância.

Concluída a pré-análise, os documentos foram submetidos à análise exploratória, contendo a codificação dos textos em unidades de registros, a contagem das unidades de registro e a sua categorização. Os fatores integradores sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente que apareceram em dois ou mais textos definiram as unidades de registros. A etapa de contagem constituiu-se da determinação da frequência de ocorrência (fr) de

tais fatores nos documentos analisados. A categorização foi a etapa de agrupamento dos fatores integradores que possuíam características em comum, de acordo com o critério semântico e léxico. Isto é, que pertenceram a uma mesma abordagem temática frente ao contexto do nexo água - alimento - meio ambiente ou por possuírem um mesmo significado. Os resultados da pré-análise e da análise exploratória que contemplam a categorização dos fatores de integração, o número de documentos que mencionaram tais fatores (n) e a frequência de ocorrência estão apresentados no quadro 2.

Quadro 2: Categorização dos fatores de integração, quantidade de documentos *(n)* e frequência de ocorrência *(fr* ).

| Fatores de integração do nexo água - alimento - meio ambiente | | ***n*** | ***Ír*** |
|---|---|---|---|
| **Categorias** | **Fatores de integração** | | |
| Gestão integrada de recursos hídricos | Gerenciamento sistêmico | 50 | **42%** |
| | Subsídios Públicos | 2 | 1,7% |
| Segurança hídrica | Qualidade hídrica | 25 | 21% |
| | Disponibilidade hídrica | **22** | 18,5% |
| | Demanda hídrica | 32 | 26,7% |
| Segurança alimentar | Demanda por alimento | 26 | 21,8% |
| | Intensificação da produção | 23 | 19,3% |
| | Intensificação sustentável | **41** | 34,5% |
| | Sustentabilidade agrícola | 7 | 5,9% |
| Meio Ambiente | Impactos ambientais | 16 | 13,4% |
| | Qualidade do solo | 15 | **12,6%** |
| | Saúde humana | 17 | **14,3%** |
| | Vulnerabilidade social | 5 | **4,2%** |
| | Mudanças climáticas | 9 | 7,6% |

### 3.2.4.2 Interpretação de dados: análise dos fatores de integração e das categorias

Posteriormente à categorização dos fatores de integração, foi realizada uma análise intuitiva e reflexiva sobre os mesmos e suas categorias (BARDIN, 2009), de modo a identificar seus aspectos semelhantes e diferentes, assim como a maneira na qual se conectam sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente. Além disso, foi delimitada a relevância da inserção desses

fatores nas discussões de desenvolvimento de modelos de indicadores para análise integrada da sustentabilidade hídrica e da produção agrícola de alimentos.

## 3.3 CATEGORIAS ANALÍTICAS E FATORES DE INTEGRAÇÃO SOB A ÓTICA DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE

Os fatores de integração entre a sustentabilidade hídrica e agrícola abordados na literatura pela ótica do nexo água - alimento - meio ambiente e categorizados no quadro 2 se conectam por causa, consequência, intensidade, dependência e outras relações. Essas relações podem causar impactos positivos ou negativos em determinados fatores, o que evidencia o sinergismo da abordagem nexo. Tais inter-relações relevantes na tomada de decisão, e a maneira pela qual seus impactos são abordados literatura, são apresentadas na figura 5.

As relações entre os fatores de integração sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente apresentadas na figura 5 refletem a complexidade existente nas questões situadas na interface da gestão de recursos hídricos e da gestão agrícola para produção de alimentos e da sustentabilidade. Os principais fatores de integração (Quadro 2) e como se integram (Figura 5) serão discutidos a seguir e a partir das perspectivas das categorias analíticas: gestão integrada de recursos hídricos, segurança hídrica, segurança alimentar e meio ambiente.

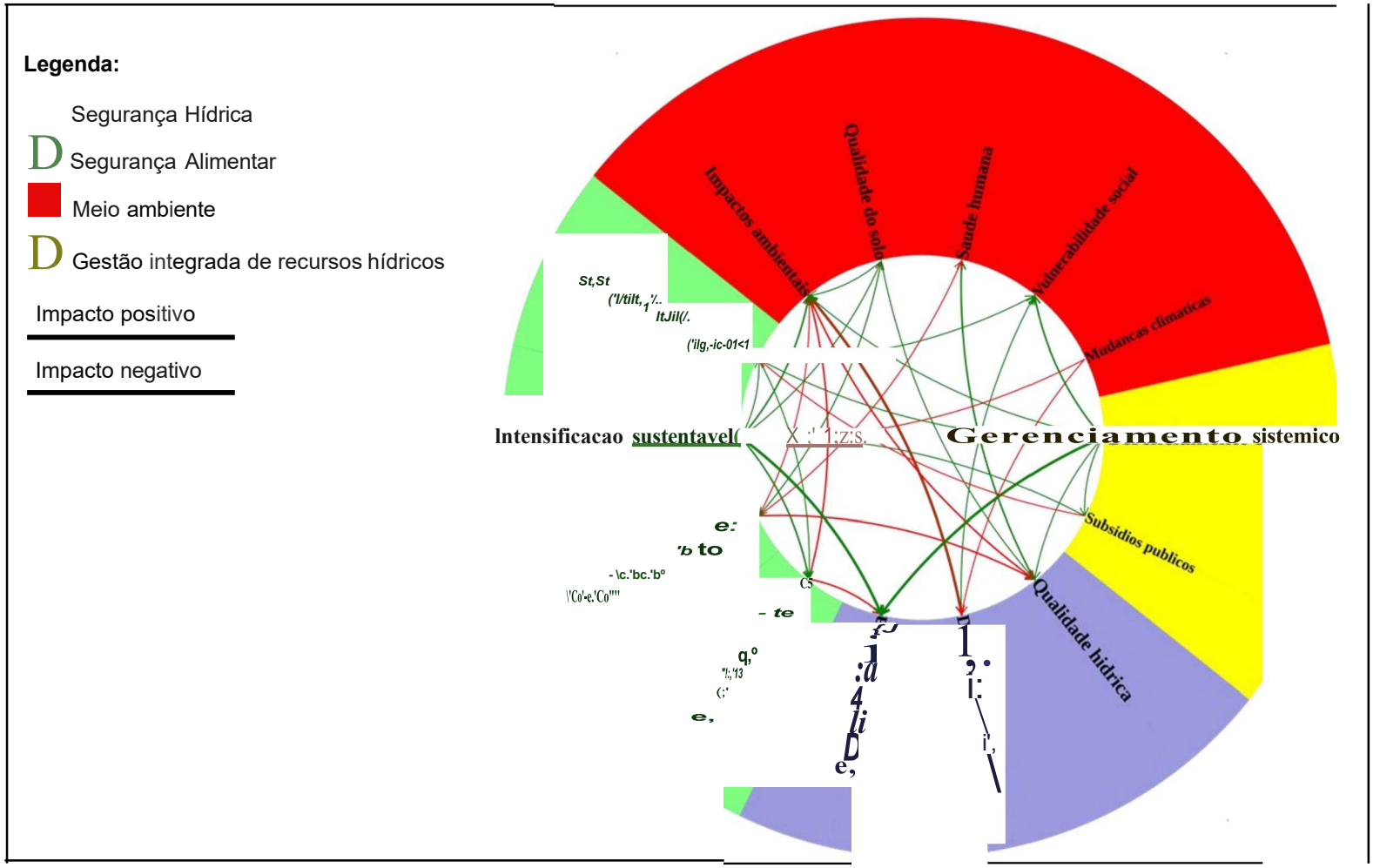



Figura 5: Fatores de íntegração sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente e suas respectivas inter-relações. Fonte: Fonte: Da autora.

### 3.3.1 Gestão integrada de recursos hídricos

O "Gerenciamento sistêmico" inserido na "Gestão integrada de recursos hídricos" foi um fator que se apresentou com uma frequência significativa (42%) em relação aos demais percentuais e com impactos nos demais fatores e categorias de análise, no que tange à alocação de água, frente às múltiplas demandas ecossistêmicas e alimentares (Quadro 2). Paralelamente, é um fator responsável pela implementação das políticas públicas para promover o processo participativo dos atores envolvidos na tomada de decisão (LIU et ai., 2013). Manifesta-se como uma forte tendência de pesquisa e, por esse motivo, essa sessão é pertinente para o desdobramento das diretrizes que norteiam as práticas de gestão integrada sob a ótica do nexo.

As questões da água ultrapassam as fronteiras governamentais e a integração das governanças engloba tanto as escalas políticas, quanto os diversos setores usuários de água (FABIOLA; DALILA, 2016; UN-WATER, 2014). A boa governança da água prevê uma gestão integrada, colaborativa e participativa para resolução de conflitos no recorte territorial das bacias hidrográficas, por ser uma unidade de gestão capaz de captar a complexidade das interações entre os recursos naturais, demandas sociais e econômicas (BROMBAL et ai., 2018; HOOPER, 201O). Por isso, o gerenciamento sistêmico conta com as políticas públicas para legitimar e instituir normas e procedimentos de integração a serem implementadas pelos sistemas de gestão, promovendo a participação da sociedade envolvida no processo.

Sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, atualmente os arranjos setoriais de gestão hídrica e agrícola são complexos, multidimensionais e sinérgicos de modo que não é pertinente que a integração seja feita de maneira simplista e aditiva (DAHER; MOHTAR, 2015; FISHER et ai., 2011). Requer uma governança participativa e colaborativa que considere as interações setoriais e escalares e a interdependência entre interesses diversos de modo que auxilie a promoção de tomadas de decisão mais equitativas, receptivas e politicamente engajadas (FISH et ai., 201O; HOOPER, 2010).

**A** conexão da gestão integrada de recursos hídricos na escala territorial de bacias hidrográficas com as múltiplas demandas ocorre mediante os conflitos pelo uso da água e ressalta a produção agrícola de alimentos como um forte estressar de recursos hídricos. Silva (2017) afirma que a compatibilização das demandas dos usuários é um desafio na gestão integrada. Tal complexidade se intensifica em um sistema hídrico com demandas heterogêneas, fazendo-se necessária uma visão sistêmica e colaborativa de gerenciamento para sustentar a capacidade de atendimento aos usuários (DAHER; MOHTAR, 2015; FABIOLA; DALILA, 2016) e evitar, paralelamente, os impactos de terceiros, isto é, os custos para um setor devido a ações de outros (FAO, 2014; KHAN et ai., 2017).

A demanda hídrica para irrigação é um dos exemplos de fatores estressares gerador de conflitos entre as partes interessadas que pleiteiam sua equidade de alocação (EMPRAPA, 2014). Os usuários disputam a distribuição igualitária, por tempo de irrigação, por volume extraído e até mesmo pela detenção de poder. Tem-se, como exemplo, a disponibilidade de água em larga escala para produção de energia hidrelétrica, abastecimento para irrigação e equilíbrio ecossistêmico, que necessitam melhor desempenho na criação de sinergismo entre os setores, instituições políticas e privadas e os usuários para promover uma gestão mais sustentável (FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992).

Para tanto, o processo decisório participativo, compreendido pelo gerenciamento sistêmico, se faz necessário, tanto no sentido de legitimar a gestão integrada de bacias hidrográficas (BROMBAL et ai., 2018), quanto no de identificar as demandas hídricas no setor agrícola e os seus impactos na saúde das bacias (WICAKSONO et ai., 2019). Sabe-se que a participação pública por meio da comunicação e do acesso à informação estimulam ações que equilibram a prestação de serviço da água entre necessidade humana e ecossistema saudável (VIESSMAN JR., 1990; WICAKSONO et ai., 2019). Desse modo, o gerenciamento sistêmico é um fator que se integra aos fatores "impactos ambientais" e "vulnerabilidade social".

No entanto, o baixo reconhecimento de políticas governamentais sobre os sistemas de gestão hídrica apontam a precariedade de gerenciamento de sistemas financeiros e o acesso à informação (ENDO et ai., 2015). O acesso à informação reflete a integração entre planos de gestão das bacias hidrográficas

e partes interessadas. É elemento que estimula e efetiva a participação dos agricultores no processo de decisão. Portanto, a situação ambiental, econômica e social das bacias hidrográficas, e a conjuntura na qual se encontram os recursos hídricos devem ser divulgados entre os atores sociais a fim de promover um envolvimento dos mesmos nas questões prioritárias de interesse (HARMANCIOGLU et ai., 2013; KERR et ai., 2016; WICAKSONO et ai., 2019).

O reforço da política e governança sob a abordagem nexo, fornecendo o compromisso político de integração, pode oportunizar a conscientização pública e social para o desenvolvimento de estratégias de gestão com cooperação no uso de recursos compartilhados, para caminhar em direção à segurança socioeconômica, erradicação da pobreza e redução de impactos ambientais (NHAMO et ai., 2018). Portanto, ratifica-se a relevância da gestão integrada de recursos hídricos, enquanto categoria integradora aos demais fatores e categorias de estudos no âmbito da sustentabilidade.

### 3.3.2 Segurança Hídrica

A segurança hídrica é uma componente da sustentabilidade que se apresenta na abordagem nexo água - alimento - meio ambiente por meio das demandas antropogênicas inter-relacionadas ao processo produtivo de alimento (WEF, 2011). O termo contempla o acesso à água, em nível local e global, à sua quantidade e qualidade para desenvolvimento da vida saudável e produtiva, assegurando a proteção e melhoramento das condições ambientais da natureza (GWP, 2000). Posteriormente, o conceito foi abrangido e complementado para acesso sustentável em prol do bem-estar e desenvolvimento socioeconômico, a fim de desenvolver medidas politicamente estáveis na proteção contra poluição e desastres associados à água e preservação dos ecossistemas (UN-WATER, 2013). No entanto, pode ter uma abordagem com foco em gestão de riscos de escassez quantitativa e qualitativa da água, de exceder o funcionamento natural do sistema hidráulico e

de deterioração da resiliência dos sistemas hídricos, em função de ações antrópicas (OECD, 2013).

O desenvolvimento do termo segurança hídrica por especialistas e formuladores de políticas promoveram avanços em abordagens interdisciplinares e integrativas que fornecem três principais enfoques, além da sustentabilidade. Apoia-se também na disponibilidade e qualidade aceitável, na vulnerabilidade acentuada pelas mudanças climáticas e no atendimento às demandas de subsistências e do bem-estar humano, como o acesso à água, a segurança alimentar e a preservação dos ecossistemas (MOMBLANCH et ai., 2019; NHAMO et ai., 2018; SANTOS, 2016).

Desse modo, fica ratificada a relação de dependência entre a gestão integrada de recursos hídricos e a segurança hídrica, uma vez que a gestão define metas para uma boa governança da água, que por sua vez é necessária para o avanço operacional da segurança da água (COOK; BAKKER, 2012). Além dessa correlação, evidenciam-se os aspectos de integração da segurança hídrica com a segurança alimentar e o meio ambiente, diante do crescimento populacional, econômico e da produção alimentícia exercerem aumento da demanda por recursos naturais limitados do ecossistema (UN-WATER, 2014). Esses aspectos foram abordados sob a ótica de integração dos fatores inseridos na segurança hídrica com os das demais categorias apresentadas no quadro 2.

- *Qualidade hídrica: Intensificação da produção agrícola e Impactos ambientais*

A qualidade da água é fator de interesse na comunidade científica internacional , que pode ser abordado sob o aspecto do uso de parâmetros químicos, biológicos e hidromorfológicos do meio aquático (CHAVES; ALIPAZ, 2007; DICKSON; et ai., 2016; KERR et ai., 2016). Os parâmetros químicos são componentes de avaliação da qualidade hídrica e da sua sustentabilidade, capaz de mensurar a intensidade das ações antrópicas nas bacias hidrográficas (FLOTEMERSCH et ai., 2015). Além da mensuração da magnitude dos impactos na qualidade da água, é pertinente identificar as fontes poluentes e assim auxiliar a implementação de ações corretivas que

auxiliem na redução da ameaça ao meio ambiente e à saúde humana (FAO, 2018; GUO et ai., 2014). O uso do solo, por exemplo, impacta no tipo de poluição mais predominante nos corpos hídricos, que podem ser advindos de dejetos ou resíduos industriais, urbanos e/ou agrícolas ( LIU et ai., 2015).

A agricultura é um setor primário que afeta diretamente os sistemas aquáticos. A expansão de terras agrícolas, associada ao uso excessivo e inadequado de agroquímicos, é observada como proporcional à deterioração da qualidade da água (SHUKLA et ai., 2018; ZHENG et ai., 2018; TIAN et ai., 2018). Nesse contexto, a poluição da água ocorre quando os fertilizantes e pesticidas são aplicados em quantidades que extrapolam o limite de absorção das culturas e, decorrente do processo de erosão do solo, são liberados aos corpos hídricos, ultrapassando a capacidade de autodepuração (CHOI et ai., 2017; CONIJN et ai., 2018; SHUKLA et ai., 2018). Fato que evidencia um dos aspectos de integração entre água, produção de alimentos e meio ambiente.

O comprometimento da qualidade das águas influencia a saúde humana e ecossistêmica, com impactos na saúde ambiental e severas implicações na biodiversidade das bacias hidrográficas (GUO et ai., 2014; BROMBAL et ai., 2018; GUTIÉRREZ et ai., 2018). Por exemplo, a concentração de nutrientes, identificada pelo teor de fósforo, nitrogênio, potássio, é apontada como uma das causas de aceleração da eutrofização de rios e lagos (KERR et ai., 2016; KIM et ai., 2018; SHUKLA et ai., 2018). O aporte de nutrientes e sua sedimentação são considerados estressares biológicos, pois acarretam a eutrofização dos rios e limitam a saúde das comunidades aquáticas (CONIJN et ai., 2018; KERR et ai., 2016).

O uso de pesticidas pode proteger as culturas e evitar perdas pós-colheita, o que a princípio contribui para a segurança alimentar. No entanto, são componentes tóxicos e sua presença no ecossistema apresenta duas preocupações: a bioacumulação e a biomagnificação. Dentre os impactos ambientais, são citadas a perda de habitat e da biodiversidade (FAO, 2017). Em muitos países, o uso de inseticidas, herbicidas, fungicidas e bactericidas foram causas de contaminação nos ecossistemas aquáticos, ultrapassando os danos industriais (FAO, 2018).

A pegada hídrica da água cinza é um indicador promissor para mensuração da água necessária na assimilação de poluentes agrícolas, e

consequentemente avaliação da qualidade da água resultante de tais práticas intensificadoras (TIAN et ai., 2018). Por outro ponto de vista, o uso de insumos agrícolas orgânicos podem ser uma alternativa ao aumento da qualidade hídrica (SHUKLA et ai. 2018; FAO, 2018).

- *Qualidade hídrica: gerenciamento sistêmico*

A qualidade da água deve ser regulamentada de acordo com normativas governamentais (FENEMOR et ai., 2008) e, portanto, tem relação direta com o gerenciamento sistêmico, sob o aspecto das políticas públicas rigorosas de controle da poluição (SHUKLA et ai., 2018). A gestão da qualidade da água está se tornando cada vez mais importante para o alcance da sustentabilidade, diante da dialética da crescente demanda por água limpa e aumento da poluição (LIU et ai., 2015). Ressalta-se, ainda, que um dos maiores desafios para uma gestão eficiente é manter uma qualidade da água aceitável para os usos desejáveis e manter a proteção do ecossistema (Khan et ai., 2017).

As gestões de bacias hidrográficas diferem quanto às suas normativas e formas de abordagem, que são determinadas pelas condições locais, políticas e econômicas de cada país (FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992). Tais normativas, associadas aos diversos sistemas de gestão de recursos hídricos, interferem na avaliação da sustentabilidade das bacias (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008), e na poluição permissiva em prol das demandas pelos usos (FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992; HARMANCIOGLU et ai., 2013). Diante dessa problemática, crescem os estudos sobre a questão utilitarista dos recursos hídricos e a necessidade da incorporação dos impactos humanos sobre o meio ambiente no âmbito da gestão de bacias hidrográficas (KHAN et ai., 2017).

Diante do exposto, a gestão sustentável de bacias hidrográficas requer uma habilidade do uso eficaz e consciente da água por todas as partes envolvidas no processo, desde o usuário até o formulador de políticas. Portanto, requer uma ação coletiva entre comunidade, pesquisadores com competência e habilidade multidisciplinar, formuladores de políticas governamentais e instituições (WANI; GARG, 2009).

- *Disponibilidade hídrica: vulnerabilidade social e mudanças climáticas*

No quadro 2, a disponibilidade hídrica é apresentada como fator integrador no sentido de que a quantidade de água necessária para satisfazer as diversas demandas sociais, econômicas e ambientais é peça chave para o estabelecimento de metas e planos de gestão integrada de recursos hídricos. Tal fator pode ser atrelado à escassez quantitativa da água de origem natural ou antrópica, influenciada pelo modo em que o ciclo hidrológico e o fluxo de água superficial ou subterrânea disponibilizam sua oferta nas bacias hidrográficas (AL ZAYED; ELAGIB, 2017; HUNTER et ai., 2015; MOMBLANCH et ai., 2019) ou impactada pelo volume de água não faturada, decorrentes de sistemas de produção agrícola ineficientes. (FLOTEMERSCH et ai., 2015).

No entanto, a disponibilidade hídrica vai além de quantidade de água; também se relaciona com o acesso físico e econômico (ABADI et ai., 2015; AL ZAYED; ELAGIB, 2017; DE VITO et ai., 2019; LEONG; LAI, 2017). Embora a água seja um recurso natural abundante, a pequena fração existente mais facilmente utilizável para o desenvolvimento humano está desigualmente distribuída pelo mundo (ANA, 2018; FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992). A disponibilidade hídrica, enquanto quantidade de água, é impactada pela a heterogeneidade da distribuição espacial e o tempo de reconstituição do ciclo hidrológico (FENEMOR et ai., 2008; LAWRENCE et ai., 2002)

Por outro lado, o difícil acesso aos recursos hídricos é uma variável que define a escassez quantitativa da água *per capita* que se correlaciona ao índice de pobreza (FENEMOR et ai., 2008; SULLIVAN et ai., 2003). Assim, é fator integrador com o bem-estar da população e outros elementos socioeconômicos, diagnósticos de desenvolvimento. Nesse contexto, o acesso sustentável é meta estipulada para atender os objetivos de desenvolvimento do milênio da ONU e pode ser mensurado pela pressão da água, tempo de espera e distância percorrida para se obter uma coleta de água potável (SULLIVAN et ai., 2003).

No âmbito das bacias hidrográficas brasileiras, a reponsabilidade de prestação de serviço de abastecimento de água rural e saneamento é concedida aos comitês de bacias locais, atendendo a todos os custos de manutenção das instalações de abastecimento de água (ANA, 2018; PEREZ-

FOGUET; GARRIGA, 2011). É importante ressaltar que assegurar o acesso à água pelas redes de abastecimento reduz os custos do agricultor, uma vez que o preço dos recursos oriundos de fontes não controladas pelas autoridades pode sofrer extrapolações (DE VITO et ai., 2019). A garantia de água com qualidade e quantidade depende de estratégias de gestão, especificamente na recuperação e conservação de nascentes na unidade de gestão de recursos hídricos (SILVA, 2017). Desse modo, acredita-se que sustentabilidade hidra ambiental é um estudo integrado do ciclo hidrológico com aspectos sociais, econômicos e políticos do desenvolvimento sustentável (BOMFIM et ai., 2015).

Em tais cenários, a presença das mudanças climáticas é uma variável de integração, uma vez que influencia o clima e provoca eventos extremos com impactos consideráveis na disponibilidade (DE LORENZI et ai., 2017;) e desafio para uma gestão sustentável (MOMBLANCH et ai., 2019). Uma visão geral sobre as mudanças climáticas, enquanto causa da variabilidade da precipitação, é necessária para a compreensão de seus impactos nos recursos hídricos e produção de alimentos (NHAMO et ai., 2018). As consequências da alteração do clima via aquecimento global, como alteração no regime de precipitação e intensificação das secas, reduzem a disponibilidade quantitativa de água e, consequentemente, a sustentabilidade da bacia (AHMADAALI et ai., 2018).

Sob a abordagem nexo em questão, estudos apontam as mudanças climáticas como um dos principais desafios de gestão sob a perspectiva de práticas atenuantes e ações de superação de impacto (PARACCHINI et ai., 2015; MOMBLANCH et ai., 2019). No âmbito da gestão agrícola, as propostas se baseiam na redução de emissões difusas para suavizar a responsabilidade de causa de mudanças climáticas. Dentre elas, máquinas agrícolas eficientes e práticas agrícolas que vislumbrem o sequestro de carbono, eficiência do uso de recursos naturais e aumento da resiliência dos sistemas produtivos (MARTINEZ; BLANCO; CASTRO-CAMPOS, 2018).

Entretanto, a indisponibilidade de recursos hídricos, que é uma variável limitante para a produção agrícola de alimentos, pode ser acentuada pelas mudanças climáticas, a menos que medidas de mitigação e adaptação sejam implementadas (MOMBLANCH et ai., 2019). Dentre elas, a eficiência do uso da água, fertilizantes e pesticidas para aliviar as pressões ambientais (PSOMAS et

ai., 2016) ou práticas de rotação de cultura para reduzir a instabilidade da produção (EL CHAMI; DACCACHE, 2015). Desse modo, a redução da sensibilidade às mudanças climáticas pode ser controlada por meio da seleção de cultivares e no manejo da irrigação associados a um manejo de solo sustentável que respondam às propriedades hidrológicas do solo e às características regionais de maneira menos vulnerável (DE LORENZI et ai., 2017). Nesse sentido, os sistemas de produção sustentáveis que incorporem tais ações têm sido incentivados em políticas públicas relacionadas às mudanças climáticas (FAO, 2017).

- *Demanda hídrica: demanda por alimento* e *impactos ambientais*

Em função do crescimento populacional, estima-se que deverá ocorrer um aumento de no mínimo 60% na demanda global por alimentos (TILMAN et ai., 2011). O crescimento populacional pressiona o meio ambiente e os recursos naturais não renováveis, acarretando problemas como a escassez hídrica, perda da biodiversidade e degradação do solo, conduzindo a impactos negativos no próprio sistema de produção de alimentos (GARNETT; GODFRAY, 2012). Para atender às necessidades do crescimento populacional, da economia e da produção alimentícia, existe uma crescente demanda hídrica e por outros recursos naturais limitados do ecossistema (ABADI et ai., 2015; GENG et ai., 2014; HUNTER et ai., 2015; JUWANA et ai., 2010)

A escassez hídrica refere-se à disponibilidade limitada, deterioração da qualidade e recuperação restrita desses recursos (AHMAD; KHAN, 2016). O termo implica a qualidade e quantidade disponíveis para atender as múltiplas demandas sociais, ecossistêmicas e produtivas de alimentos (FAO, 2017), que são tão importantes quanto à disponibilidade para o uso consultivo humano e doméstico (PEREZ-FOGUET; GARRIGA, 2011). Além de ser influenciada pelo crescimento populacional, a demanda hídrica também é impactada pelo padrão de consumo que rege a sociedade. Por essa ótica, é também ressaltada a importância da análise de identificação do padrão de consumo proveniente das atividades econômicas para avaliação das pressões exercidas nos recursos hídricos (FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992; HUNTER et ai., 2015; LI et ai., 2016).

Frente aos múltiplos usos da água, o setor produtivo agrícola é responsável pela maior porcentagem de uso de água doce e, portanto, atividade econômica de forte influência na demanda hídrica em países onde as condições pluviométricas exigem uma agricultura irrigada (FAO, 2018). Na Europa, a agricultura tem demanda significativa de água doce, atingindo em algumas regiões hidrológicas uma captação de 80% (PSOMAS et ai., 2016). Esse cenário se agrava para atender a necessidade de aumento da produção agrícola de alimentos e auxiliar na segurança alimentar, com o uso intensivo desse recurso natural (TIAN et ai., 2018).

A pegada hídrica é uma ferramenta de mensuração da demanda de água para produção. O conceito foi introduzido na gestão hídrica com objetivo de compreender a dinâmica dos sistemas de cultivo e do consumo de água frente às mudanças climáticas. (HARUN; HANAFIAH, 2018). A partir de informações dos fatores climáticos (temperatura, precipitação, radiação solar), a gestão da produção agrícola pode simular o orçamento de água no solo e no crescimento das culturas e gerar estratégias de adaptação para alcançar um melhor desempenho de produção **(NANA** et ai., 2014).

Por estar alinhada com as questões globais de depleção da água doce e impactos ambientais, a pegada hídrica pode se tornar um indicador para análise de sustentabilidade aplicada aos sistemas de produção agrícola de alimentos, principalmente quando associada à pegada de carbono (PARACCHINI et ai., 2015). Apesar de considerar, em seus cálculos, variáveis que exemplificam as práticas agrícolas adotadas na propriedade - uso de fertilizantes e pesticidas e tipo de cultura - não considera o sistema de manejo de solo (HOEKSTRA et ai., 2011) e nesse sentido outros indicadores mais integradores às práticas de manejo podem ser estudados.

- *Demanda hídrica: gerenciamento sistêmico*

Atender às crescentes demandas populacionais, por alimentos, por meio do uso de recursos naturais não renováveis como a água, mantendo a sustentabilidade ambiental e saúde ecossistêmica é um desafio global (TIAN et ai., 2018). Nesse sentido, o estudo da quantificação de fontes de águas convencionais e não convencionais disponíveis se faz necessário para uma gestão de alocação eficiente para atender às várias demandas por esse

recurso (DAHER; MOHTAR, 2015; ENDO et ai., 2015). O reúso da água é apresentado como outra estratégia de gestão para aumento da disponibilidade hídrica (HAIE; KELLER, 2008, 2012; VIESSMAN JR., 1990), que consequentemente contribui para a redução da demanda. A reutilização de águas residuais para a agricultura é uma prática alternativa comum em regiões áridas para garantir a produtividade agrícola e aliviar as pressões ambientais (PARACCHINI et ai., 2015), mas que necessitam de estudos quanto aos seus efeitos na fertilidade dos solos (JEONG et ai., 2014).

A alocação eficiente da água tem se apresentado como relevante para os sistemas de gestão integrada, sendo fator influente na sustentabilidade (LEONG; LAI, 2017), identificada como peça fundamental para solucionar os conflitos gerados pela grande demanda (DAI et ai., 2013; DONG et ai. 2013; FENEMOR et ai., 2008). Para isso, a alocação deve ser realizada de maneira equitativa, principalmente entre setores críticos como a produção de alimentos e energia para uma gestão sustentável (UN-WATER, 2015). Sob a esfera ambiental e econômica, a alocação associa-se com o valor agregado de recursos hídricos, criando a variável produtividade econômica de recursos, calculada pela razão entre o valor produtivo e o consumo de água (ABADI et ai., 2015).

Espera-se que a institucionalização de regras de alocação, legitimadas pelas políticas públicas, seja fundamental para redução desses conflitos (UN-WATER, 2015). Desse modo, se faz pertinente um conjunto de normas institucionalizadas para alocação equitativa da água (PORTO; PORTO, 2008; LANKFORD; COUR, 2019), que deve conciliar a complexidade dos múltiplos interesses e relações existentes nesse recorte territorial (LANKFORD; COUR, 2019), com as necessidades sociais e econômicas e ambientais (DONG et ai., 2013).

### 3.3.3 Segurança alimentar

A agricultura está no cerne do eixo água - alimentos - meio ambiente quando se analisa o desafio de promover a segurança hídrica-alimentar por

meio do uso eficaz de recursos naturais, como a água e o solo, em meio à demanda alimentícia e por crescimento econômico (UNEP, 2016). A segurança alimentar está diretamente relacionada com a sustentabilidade ambiental, que abrange a escassez hídrica e degradação do solo, exigindo mudanças no padrão de produção agroalimentar (ALLEN et ai., 2018). Para melhorar a segurança alimentar em todo o mundo, práticas de intensificação da produção agrícola de alimentos são exercidas no campo. Diante do crescimento populacional mundial, os sistemas de plantio, a agropecuária e a aquicultura se expandiram e intensificaram para atender à demanda por alimentos (FAO, 2017).

A intensificação da produção agrícola está associada à expansão de terras agrícolas, e ao manejo excessivo de nutrientes e pesticidas (FAO, 2018). No entanto, a degradação do solo e da água devido às praticas agrícolas intensificadoras diminuem o rendimento da produção. A redução de renda do agricultor limita as práticas sustentáveis, que exigem investimentos econômicos para o aumento da produtividade (CHOPIN et ai., 2017). Dessa forma, implica em práticas intensificadoras não sustentáveis, que resultam em baixa qualidade nutricional de alimentos, perturbações ambientais e insegurança alimentar (BOCKSTALLER et ai., 2008; IORIS, 2018).

Nesse contexto, a agricultura é vista como causa e vítima de seus impactos ambientais, pois a intensificação degrada o ambiente e torna escasso o capital natural necessário para a própria produção de alimentos (FAO, 2018; GARNETT; GODFRAY, 2012). Essa dinâmica é denotada espiral decrescente (DOGLIOTTI et ai., 2013) e aponta a insustentabilidade dos sistemas de produção que não consideram as questões ambientais (AL ZAYED; ELAGIB, 2017).

- *Intensificação da produção: impactos ambientais*

Semelhante aos usos múltiplos da água, a posse territorial é motivo de conflitos entre as atividades econômicas e entre os agricultores (BARREZUETA-UNDA et ai., 2016). Em função do abastecimento de água para irrigação, questões sociais como reassentamentos em áreas mais favoráveis à produção e desenvolvimento, são identificadas como possíveis conflitos por terras que prejudicariam a própria produção de alimentos (FAO,

2014). Além dos conflitos entre os produtores, a demanda de terras para outros fins, inclusive sob a perspectiva ambiental, aumentará a concorrência pelo uso da terra (FABIOLA; DALILA, 2016).

A expansão das terras de cultivo pode ser uma alternativa para minimizar os conflitos e satisfazer a demanda de produção. No entanto, no cenário de intensificação da produção e demanda por alimentos, aumentará a pressão por recursos hídricos, paralelamente aumentando os danos ambientais considerando a perda significativa da vegetação (TIAN et ai., 2018). A redução de áreas com vegetação natural, em função da expansão das terras aráveis irrigadas para produção de alimentos, é um fator contribuinte para o desenvolvimento econômico, porém gerador de impactos ambientais, promovendo um desequilíbrio entre as dimensões da sustentabilidade (CHAVES; ALIPAZ, 2007; DICKSON et ai., 2016; GUSTAFSON et ai., 2016). Com a finalidade de aumentar a área de cultivo, já foram reduzidas pela metade as florestas mundiais, desde o ápice da agricultura, o que acarreta o aumento da liberação de gases de efeito estufa, as mudanças climáticas e a perda da biodiversidade (FAO, 2018; GARNETT; GODFRAY, 2012).

No âmbito da qualidade da água, o desmatamento e a expansão agrícola são causas da redução, considerados padrões insustentáveis de intensificação e principais fatores de impactos (FAO, 2017). Estudos apontam que a cobertura florestal poderia diminuir a poluição dos corpos hídricos controlando seus parâmetros físico-químicos e diluindo o excesso de poluentes advindos da intensificação de atividades agrícolas (SHUKLA et ai., 2018). Nesse cenário de práticas agrícolas intensificadoras insustentáveis, o monitoramento de áreas preservadas nas bacias hidrográficas pode ser um parâmetro da degradação ambiental decorrente de manejas incorretos de solo, a ser mensurada por indicadores de integridade ecológica desse recorte territorial (PEREZ-FOGUET; GARRIGA, 2011).

Paralelamente à expansão da agricultura, caminha a demanda por água para irrigação. A agricultura é responsável por cerca de 70% das captações de água do mundo e exerce um papel considerável na demanda e na poluição desse recurso natural (FAO, 2018; HARUN; HANAFIAH, 2018). O aumento da área irrigada exerce mais pressão nos recursos hídricos com impactos negativos na sua disponibilidade (AYDOGDU; BILGIC, 2016; DE VITO et ai.,

2019; LI et ai., 2019), dificultando o processo produtivo de alimentos, quando se torna escasso o recurso mais limitante da produção agrícola (GUTZLER et ai., 2015). Sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, os sinergismos entre a expansão de terra agrícola, intensificação da produção e impactos ambientais e nos recursos hídricos são evidentes e estimulam o questionamento do quanto deveriam ser considerados nas tomadas de decisão na gestão hídrica e agrícola (LI et ai., 2019).

- *Intensificação sustentável: demanda por alimentos* e *impactos ambientais*

A "Intensificação sustentável" se apresenta como forte tendência de pesquisa relacionada à segurança alimentar, com um total de 34,5 % de frequência de ocorrência nos documentos avaliados (Quadro 2). O termo intensificação sustentável surge na tentativa de resolver a problemática que envolve aumento da produção de alimentos, escassez de recursos e degradação ambiental (GARNETT et ai., 2013). A tentativa de definir o conceito por meio do entendimento das palavras "intensificação" e "sustentabilidade" geram extensos debates científicos de natureza política, ambiental e social que contrastam, inclusive com o entendimento do grupo de agricultores (Godfray, 2015). Especialistas não definem, portanto, convergentemente o termo, podendo representar mudanças marginais em um sistema que continua aumentando a produção de alimentos ou alterar drasticamente um sistema agrícola que causa danos ambientais significativos e insegurança alimentar (PETERSEN; SNAPP, 2015). Pode ser definida também como o processo de fornecer alimentos mais seguros e nutritivos produzidos por meio do uso reduzido de recursos naturais ou de insumos tóxicos (NYATHI et ai., 2018).

Essa última definição, que remete a qualidade dos alimentos, é menos corriqueira. A análise da palavra "sustentável" associada apenas às questões ambientais limita a inserção do termo intensificação sustentável em outras áreas pertinentes à segurança alimentar, como por exemplo, nutrição, estrutura social e força de trabalho (Godfray, 2015). Nesse sentido, ressalta-se a necessita de um entendimento do termo sob o enfoque quali-quantitativo da produção de alimentos e práticas transformadoras das matrizes de produção. Evidencia-se a importância, ainda que um desafio, do replanejamento dos

sistemas de plantio no sentido de fazer uso produtivo do capital humano e social na promoção de alimentos nutritivamente saudáveis enquanto revertem os danos ambientais (Pretty et ai., 2018).

De modo geral, é um conceito que guia um sistema produtivo para melhorar a eficiência em todos os aspectos da cadeia alimentar, principalmente no que tange à eficiência da produção e do consumo, diante de um crescimento populacional, mudanças climáticas e urbanização que carregam alterações de estilos de vida e padrões alimentares (GARNETT; GODFRAY, 2012). Apesar do conceito ainda ser discutido e seus objetivos ainda estarem em estudo, a intensificação sustentável se baseia em premissas definidas de que o aumento da produção deve ocorrer por meio da produtividade. Isto é, maior eficiência da produção em menor espaço de terra ou a maximização de pessoas nutritivamente alimentadas por unidade de terra (GARNETT; GODFRAY, 2012). Considera-se, também, a redução do desperdício de nutrientes e uso de energia renovável, que maximizam o lucro e reduzem a pegada de carbono, como práticas de intensificação sustentável (FENEMOR et ai., 2008). Aposta-se na eficiência do processo de produção, eficiência do uso da água, melhoramento genético e gestão de consumo como abordagens de intensificação sustentável, associadas ao alcance qualitativo eficiência da cadeia alimentar para garantia da segurança alimentar (GARNETT; GODFRAY, 2012).

Enquanto a eficiência do processo de produção aumenta a produtividade e reduzem os danos ambientais, a produtividade das culturas e melhoria dos rendimentos podem impulsionar o aumento de insumos de água e nutrientes e os impactos ambientais (AHMAD; KHAN, 2016). O cenário de gestão sustentável da água demonstra que a melhoria da gestão da infraestrutura hídrica e a redução da poluição da água levam a um aumento na disponibilidade de água, o que, por sua vez, provoca um aumento no uso da água de irrigação. Um impacto negativo na conservação ambiental também é observado neste cenário. Isto implica que as medidas para melhorar a gestão sustentável da água têm um efeito oposto ao pretendido e, portanto, em alguns cenários, não se apresentam como opção adequada a ser implementada. (MARTINEZ et ai., 2018). Ainda assim, a intensificação sustentável é uma

abordagem promissora e merece destaque nesse estudo, sob a perspectiva do uso eficiente de água e manejo eficiente de solo.

- *Intensificação sustentável: demanda hídrica e subsídios públicos*

A demanda hídrica sob o enfoque do uso eficiente da água para irrigação e produção de alimentos agrícolas é uma estratégia de gestão agrícola que exemplifica um dos sinergismos entre água e alimentos, pois pode reduzir o desperdício do uso na agricultura e por meio de manejas de solos adequados, exercer menos pressão na captação hídrica (AL ZAYED; ELAGIB, 2017; DOGLIOTTI et ai., 2013; GENG et ai., 2014; DE VITO et ai., 2019). Afirma-se que a eficiência da irrigação é a chave para a segurança hídrica (FABIOLA; DALILA, 2016; PEREZ-FOGUET; GARRIGA, 2011) e sob a perspectiva de desenvolvimento, a promoção da sustentabilidade decorre principalmente de tal prática agrícola ( BROUZIYNE et ai., 2018; FARAMARZI et ai., 201O).

A eficiência do uso é definida como o quociente entre saída útil e entrada total de água em um determinado sistema. A saída útil é calculada como a quantidade total de água benéfica que sai do sistema, e a entrada é o volume total menos a água de reúso (HAIE; KELLER, 2008, 2012; LI et ai., 2016). Portanto, a gestão integrada, que considera abordagens interdisciplinares sobre esse recurso, o seu uso eficiente e suas reais taxas de disponibilidade é avaliada como a mais apropriada (FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992). O valor agregado é referido como o custo ambiental oriundo da captação e uso de recursos naturais para a produção agrícola de alimentos que deve ser incorporado como critério de avaliação nas tomadas de decisão (ABADI et ai., 2015; GENG et ai., 2014).

Acredita-se que um meio de verificar o uso do recurso hídrico pelo aumento da agricultura irrigada é a utilização do indicador de produtividade da água apresentado como área arável per capita (GENG et ai., 2014), ou quantidade de água utilizada por rendimento agrícola (AYDOGDU; BILGIC, 2016; MARTINEZ et ai., 2018), ou ainda, pela razão entre a produção (kg) e volume de água utilizado (SALADINE et ai., 2018). Sua utilidade se encontra no desenvolvimento e análise de estratégias de eficiência de irrigação e manejo de cultivo em prol do uso benéfico das culturas (NYATHI et ai., 2018). Uma

crítica a essa ferramenta se encontra em sua construção, a qual geralmente se concentra na quantidade de água efetivamente utilizada para produzir a safra, negligenciando o fator da disponibilidade. E, sob essa lacuna, foi desenvolvido o índice de produtividade hídrica nas lavouras, calculado pela razão entre o valor da produção (renda bruta e mercado) e a capacidade de água disponível calculada pela diferença entre o volume de água no solo posterior à drenagem natural, e a umidade do solo, que expressa o limite de retirada de água pela planta (MANETA et ai., 2009).

Proveitos na eficiência do uso da água podem ser obtidos quando a distribuição de água é precisamente adaptada à demanda de cultivo em termos temporais e espaciais (HASSAN-ESFAHANI et ai., 2015). É reconhecida uma lacuna considerável na produtividade da água, no que refere à quantidade de perda do recurso entre a fonte de captação e o destino (FABIOLA; DALILA, 2016). Nesse sentido, os sistemas de irrigação eficientes exercem papel fundamental no aumento da produtividade hídrica e das culturas, fornecendo água em tempo hábil e em quantidade suficiente às necessidades das plantações e do solo, evitando o desperdício. Dentre os sistemas de irrigação eficientes ou pressurizados, pode-se citar o gotejamento e aspersão, sendo o último apresentado como mais eficiente comparado com os demais (AYDOGDU; BILGIC, 2016).

Sob a perspectiva integradora de água, alimento e meio ambiente, se aposta no incentivo à inovação tecnológica para adquirir a eficiência do uso da água na agricultura, o aumento da produtividade de alimentos, e a minimização de impactos ambientais (ZHENG et ai., 2018). O uso de tecnologias também é pertinente para avaliação do estado da água na cultura em condições operacionais (MASSERONI et ai., 2017; LI et ai., 2019). Apesar do desempenho no aumento da confiabilidade dos rendimentos e redução de demanda quantitativa na produção e consequentemente aumento da disponibilidade de água para satisfazer a demanda ambiental, não se sabe o custo financeiro da obtenção de tais recursos tecnológicos (AHMADAALI et ai., 2018).

Os sistemas de irrigação eficientes exigem conhecimento, investimento e tecnologias de alto custo e mesmo com o aumento da renda anual agrícola, em termos econômicos, são por vezes consideradas insustentáveis, salvo a

existência de subsídios públicos (AYDOGDU; BILGIC, 2016). Corroborando o autor, os subsídios públicos são aspectos auxiliares na autonomia dos sistemas agrícola, uma vez que a preocupação com a integridade ambiental, o uso de tecnologias e a implementação de práticas menos invasivas exigem financeiramente um apoio governamental ou de instituições privadas (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008). No entanto, a dependência de subsídios públicos caminha no sentido contrário da sustentabilidade agrícola, uma vez que fere a premissa de autossuficiência econômica dos sistemas de produção (CHOPIN et ai., 2017).

- *Intensificação sustentável: sustentabilidade agrícola e impactos ambientais*

O manejo de solo envolve ações que podem ser direcionadas para a intensificação sustentável (FENEMOR et ai., 2008). A mudança no padrão de cultura para cultivas que necessitam menos irrigação são consideradas um caminho para redução de demanda hídrica (AHMADAALI et ai., 2018; CHOPIN et ai., 2017; CLAVEL et ai., 2012). O manejo do solo depende do cenário experimentado, que, ao ser avaliado pelos produtores, guiam ações relativas à divisão e uso de terra (GARNETT et ai., 2013). As diferentes formas do uso do solo interferem diretamente na fonte de alimentação de organismos de processos biológicos de suma importância para a própria produção agrícola (LAL et ai., 2017).

O reconhecimento por meio de um grupo de produtores e especialistas quanto à importância da integração da atividade agrícola com o ecossistema fez surgir a prática do plantio direto, que engloba a conservação do solo e da água durante o processo produtivo (PIERI et ai., 2012). O sistema de plantio direto é um manejo de solo classificado como de intensificação sustentável e resulta em maiores retornos produtivos para o agricultor, melhoramento do solo e consequentemente benefícios na bacia hidrográfica (FENEMOR et ai., 2008; PIERI et ai., 2012). O sistema de plantio direto foi aprimorado e definido pelos princípios do mínimo ou nulo revolvimento do solo, manutenção permanente de cobertura vegetal e rotação de culturas com uso de culturas de cobertura, embasando a agricultura conservacionista (CORBEELS et ai., 2014; PIERI et ai., 2012).

A agricultura conservacionista é um sistema agrícola base para a intensificação sustentável (CORSI, 2019) e acarreta resultados positivos, quando os três princípios do sistema de plantio direto são realizados conjuntamente, caso contrário, o rendimento pode ser menor quando comparado com técnicas convencionais de preparo de solo (CORBEELS et ai., 2014). Corroborando o pensamento da importância da agricultura conservacionista e sua relação direta com o uso da água e aumento da produtividade, estudos apontam que práticas da conservação do solo auxiliam a redução do vazamento de nitrogênio e também adicionam resiliência às culturas para enfrentar desafios como as mudanças climáticas (DELGADO et ai., 2011; GUTIÉRREZ et ai., 2018).

Outras boas práticas são incluídas na agricultura conservacionista, como regeneração de terras degradadas, aumento da biodiversidade do solo, uso eficiente da água, otimização de nutrientes, redução de insumos agrícolas, uso de sementes de qualidade e controle de praga (CORSI, 2019). Um dos ganhos pelo uso da agricultura conservacionista apontado é o aumento da prestação de serviços ambientais, dentre eles aumento da fertilidade do solo com redução de impactos ambientais (PARRON et ai., 2015). Desse modo, manejas de solo para produção agrícola de alimentos que priorizam a qualidade do solo e água tem potencialidade para alimentar a população, mitigar impactos das mudanças climáticas e preservar o meio ambiente, podendo ser um caminho fundamental para a transição da agricultura para sustentabilidade (MONTGOMERY, 2017).

- *Demanda por alimentos: sustentabilidade agrícola*

A disponibilidade de alimentos é abordada semelhantemente à disponibilidade hídrica, quanto à quantidade e qualidade necessária para atender a demanda e a distribuição igualitária. Nesse contexto, se relaciona com o acesso físico, econômico (renda) e social (pobreza) e a volatilidade dos preços dos alimentos. A gestão eficaz sobre o nexo ambiente-alimento inclui o bem-estar, que pode ser monitorado por meio de indicadores de expectativa de vida, obesidade e desnutrição, visto que hábitos alimentares saudáveis têm efeitos positivos na saúde (FABIOLA; DALILA, 2016). A qualidade dos alimentos é um aspecto relacionado com a saúde populacional que pode ser quantificado pelo valor nutricional e energético dos alimentos (GUSTAFSON et

ai., 2016b). O padrão de consumo de alimentos guia a produção agrícola (ALLEN et ai., 2018) e aparentemente é seguido por uma sociedade norteada por um paradigma de desenvolvimento que não pondera outras questões a não ser econômica.

Em países onde a produção de alimentos não é autossuficiente, a importação de alimentos pode acarretar vulnerabilidade às flutuações globais dos preços dos alimentos, dificultando o acesso econômico (DAHER; MOHTAR, 2015). Nesse contexto, o estudo da sustentabilidade agrícola se faz necessário frente à autonomia dos sistemas de plantio, que engloba a capacidade produtiva, a rentabilidade, a eficiência produtiva, a viabilidade econômica e independência financeira, no que tange à sustentabilidade econômica dos sistemas de produção de alimentos (CHOPIN et ai., 2017; DICKSON et ai., 2016; DOGLIOTTI et ai., 2013). Por sua vez, a produtividade das culturas, do uso da terra e do uso da água e valor agregado são aspectos relacionados quanto ao aumento da produção com redução de impactos ambientais (DE VITO et ai., 2017; DICKSON et ai., 2016; GENG et ai., 2014). A autonomia dos sistemas de produção de alimentos está diretamente integrada à segurança alimentar e bem-estar social, uma vez que o colapso dos sistemas agrícolas indica redução da disponibilidade de alimento e redução das condições humanas de sobrevivência.

Uma vez que a sustentabilidade agrícola ultrapassa as práticas com menos impactos ambientais quando comparada com a agricultura convencional (KERR et ai., 2016) e considera também sua capacidade de ofeta ao longo do tempo (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008), insere-se uma visão integrada de outros aspectos da sustentabildiade. Quanto aos aspectos constituintes das dimensões ambiental, econômica e social, destacam-se o uso da água e do solo, a diversidade de culturas, a qualidade do solo, a viabilidade econômica, a equidade de gênero na lavoura, o nível educacional e o grau de participação dos envolvidos nas tomadas de decisão (BARREZUETA-UNDA et ai., 2016). Desse último aspecto, ressalta-se a importância e o déficit de pesquisas que retratam o conceito de sustentabilidade do uso da terra adotado por cada agricultor, silvicultor e gestor de recursos hídricos, uma vez que o entendimento dessas partes interessadas sobre o tema guiam suas práticas de gestão (LANGE; SIEBERT; BARKMANN, 2015).

De acordo com Gómez-Limón e Riesgo (2008), a operacionalização da sustentabilidade agrícola se dá quando são avaliados os alcances do desempenho econômico (crescimento de renda), social (equidade e satisfação de necessidades básicas) e ecológico (proteção do ecossistema e regeneração dos recursos naturais). Entretanto, Dogliotti et ai. (2013) consideram as dimensões biofísica, econômica e social constituídas de quatro atributos de sustentabilidade de sistemas:

- Produtividade: a capacidade do sistema de produzir bens e serviços necessários para realizar os objetivos e metas das partes interessadas;
- Estabilidade: a presença e eficácia dos processos para prevenir a auto deterioração do sistema;
- Adaptabilidade, Confiabilidade, Resiliência: a capacidade do sistema para suportar e se recuperar de diferentes tipos de impactos e alterações de variáveis externas ou forças motrizes;
- Autossuficiência: capacidade do sistema de regular ou controlar suas interações com o meio ambiente em favor da independência econômica e acúmulo de capital social e humano.

Diante dos atributos apresentados, significativos sob a perspectiva do nexo, a sustentabilidade agrícola se conecta com a intensificação sustentável por meio de práticas apropriadas em satisfazer a demanda social de produção de alimentos, reduzindo simultaneamente os impactos ambientais dos recursos hídricos, desenvolvendo métodos reguladores de seus sinergismos capazes ainda de suportar, economicamente e ambientalmente, os impactos das mudanças climáticas.

### 3.3.4 Meio Ambiente

A categoria meio ambiente sob a perspectiva do nexo em questão engloba as relações entre os elementos do ecossistema em que o homem está inserido. Foi considerado o meio ambiente englobando o ecossistema natural e

o ambiente social com aspectos da qualidade de vida humana. Contempla, portanto, os fatores "impactos ambientais", "qualidade do solo", "vulnerabilidade social", "saúde humana" e "mudanças climáticas" (Quadro 2). Os dois últimos destacam-se por apresentarem, dentro da categoria, maiores frequências de ocorrências nos documentos analisados (14,3% e 13,4, respectivamente).

- *Saúde humana: qualidade hídrica e Intensificação da produção.*

A aplicação intensiva de insumos agrícolas pode afetar a biodiversidade ambiental, com impactos na cadeia alimentar e na saúde humana, por meio do consumo de águas ou alimentos contendo substâncias cancerígenas (FAO, 2017). Prova disso é que a agricultura tem sido considerada fonte de grandes surtos de doenças associadas ao consumo de água poluída com agroquímicos, hormônios e metais pesados (FAO, 2017; UN-WATER, 2017) e ingestão de alimentos produzidos com água de irrigação contaminada (GELTING; BALOCH, 2012).

O número de ocorrência de doenças causadas pela baixa qualidade da água é uma questão de saúde mundial que causam impactos no bem-estar sociocultural (SILVA, 2017; SULLIVAN et ai., 2003; VIESSMAN JR., 1990) e por esse motivo se apresenta como fator integrador. Está inserido na dimensão do capital social proposto por Meawdos (1998) e engloba, sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, os aspectos de saúde, educação e trabalho, relacionados às condições humanas vividas principalmente nas bacias hidrográficas e comunidades agrícolas. Além de compreenderem o número de doenças causadas pela má conservação dos recursos naturais: a água e o solo (CHOPIN et ai., 2017), englobam os problemas de saúde relacionados à exposição dos produtores rurais aos produtos tóxicos durante a lavoura (DOGLIOTTI et ai., 2013; FAO, 2017).

Além disso, estudos sobre a influência das questões hídricas no desenvolvimento humano apontam que as crises hídricas estão fortemente e diretamente relacionadas com a pobreza e qualidade de vida (UN-WATER, 2006). Além disso, é fator limitante do desenvolvimento econômico, pois a água é pré-requisito para produção industrial e agrícola (FALKENMARK; WIDSTRAND, 1992). Acredita-se que a proteção da qualidade da água é fator

que afeta a saúde pública, o bem-estar humano e a economia. Ratifica-se que água em qualidade e em quantidade é necessária para manutenção do meio ambiente, além de apresentar a escassez e outras variáveis relacionadas à sustentabilidade hídrica como interconectadas com as outras dimensões (econômica e ambiental) do desenvolvimento sustentável (VIESSMAN Jr.1990).

- *Impactos ambientais: qualidade hídrica e disponibilidade hídrica.*

Os impactos ambientais negativos relacionados à emissão de gases de efeito estufa e eutrofização de rios e lagos integrados às ações antrópicas de intensificação da produção já foram abordados anteriormente, assim como as práticas agrícolas conservacionistas que reduzem tais impactos. Os impactos ambientais podem ser considerados fatores de ameaças à segurança hídrica. Por exemplo, alterações antrópicas nos ambientes aquáticos podem causar danos à demanda ecossistêmica e acarretar perda da qualidade e disponibilidade hídrica. E, nesse sentido, o termo "saúde das bacias hidrográficas" é coerente na avaliação da sustentabilidade hídrica (FLOTEMERSCH et ai., 2015).

Nas demandas sociais e econômicas, por não estarem relacionada às causas naturais, a saúde das bacias hidrográficas se torna uma variável útil para avaliar a forma que ações antrópicas afetam a integridade dos ecossistemas aquáticos (FLOTEMERSCH et ai., 2015; KHAN et ai., 2017). O conceito de saúde das bacias hidrográficas é consistente com os demais conceitos de saúde ecológica - o estado preferido do ecossistema anteriormente à sua modificação por ações antrópicas. O estresse hídrico quantitativo e a disponibilidade qualitativa da água são aspectos de avaliação do equilíbrio ecológico (MASSERONI et ai., 2017; UN-WATER, 2012).

Uma vez que os impactos ambientais que alteram as funções de regulação hidrológica, química, sedimentar e de temperatura das bacias hidrográficas são influenciados por estressares, como porcentagem do uso de terras para agricultura associado às paisagens inclinadas, aos solos susceptíveis, à erosão e às taxas de aplicação de fertilizantes estão integradas à segurança hídrica pela sua qualidade e disponibilidade e à segurança

alimentar por dessas ações antrópicas para produção de alimentos (FLOTEMERSCH et ai., 2015).

- *Qualidade do solo: qualidade hídrica e impactos ambientais*

O solo é considerado elemento central do nexo no contexto abordado. É definido como organização natural e meio de crescimento das plantas e habitat para fauna e flora que modera os processos hidrológicos na zona entre a superfície da terra e a zona freática e reabastece o suprimento de água de precipitação para a biata do solo (LAL et ai., 2017). O conceito de qualidade do solo pode significar a capacidade do solo desempenhar suas múltiplas funções e, portanto, é considerada uma característica que depende de fatores intrínsecos, do manejo de solo adotado e de suas interações com o meio ambiente (MITCHELL et ai., 2019).

A fim de garantir a agricultura sustentável e a segurança alimentar, a gestão do solo precisa incluir simultaneamente suas múltiplas funções e serviços (LUDWIG et ai., 2018). O uso da agricultura para aumentar a qualidade do solo exige uma mudança de paradigma sobre manejo de solo para que sejam consideradas tanto a sua função produtiva quanto a sua função ecossistêmica (MONTGOMERY, 2017; PARRON et ai., 2015). Os serviços ecossistêmicos prestados pelo solo - regulação dos fluxos de água e qualidade do ar, purificação de água, provisão e alimentos, prevenção da erosão e manutenção da biodiversidade-- dentre outros, se encontram entrelaçados com a atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera, indicando sua interconexão com qualquer sistema de alimentos e recursos hídricos (PARRON et ai., 2015). Um manejo sustentável e integrado que considere tais serviços evita consequências negativas na saúde do solo, com efeitos positivos no ambiente e no rendimento das culturas (D'HAENE, 2012).

No âmbito do manejo de culturas, o solo e a água são recursos naturais centrais e essenciais para agricultura e dependendo do tipo de cultura plantada, as demandas quantitativas são definidas e suas qualidades, impactadas (DAHER; MOHTAR, 2015; GUTIÉRREZ et ai., 2018). Além disso, o manejo incorreto do solo pode alterar consideravelmente suas características físicas, químicas e biológicas, tornando-o impróprio para uso futuro para os cultivas (BOCKSTALLER et ai., 2008; FLOTEMERSCH et ai., 2015). O declínio

das propriedades físicas demanda tempo e custos consideráveis para corrigir (D'HAENE, 2012).

No cenário de integração da qualidade do solo com a qualidade da água, um manejo ineficiente transforma-o em fonte poluidora dos corpos hídricos. A aceleração do processo natural de erosão do solo é contextualizada diante de práticas invasivas, como o excesso do uso de pesticidas e nutrientes (D'HAENE, 2012), acarretando danos severos nos corpos hídricos, por meio do transporte de sedimentos tóxicos e assoreamento (BROUZIYNE et ai., 2018; GENG et ai., 2014; KERR et ai., 2016). No aspecto da quantidade hídrica, as diferentes características dos solos são responsáveis pela capacidade de armazenamento e infiltração de água afetando o balanço hídrico e sua demanda (GUTZLER et ai., 2015; HASSAN-ESFAHANI et ai., 2015). A manutenção da qualidade do solo, compreendendo seus atributos químicos e físicos e a sua diversidade biológica, reduzem os danos no ambiente aquático (DOGLIOTTI et ai., 2013; FENEMOR et ai., 2008). Nesse sentido, o ecossistema conta com sistemas de produção que compreendam a importância da qualidade do solo, a exemplo a agricultura conservacionista (CORSI, 2019).

Visto que as saúdes do solo, da água, ecossistêmica e humana se encontram correlacionadas, compreende-se que o conhecimento da complexa interligação é um caminho para garantia dos recursos naturais essenciais para o desenvolvimento humano (LAL et ai., 2017). E essas questões que englobam as saúdes de recursos naturais são categorizadas na dimensão do capital natural e na esfera ambiental da sustentabilidade (MEADOWS, 1998) influentes na segurança hídrica e alimentar mundial.

## 3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia sistemática direcionou o estudo na identificação de categorias analíticas composta por fatores de integração relevantes para o contexto de estudo no desenvolvimento de uma análise das relações existentes entre esses fatores. Identificaram-se extensos elementos de integração entre

sustentabilidade hídrica e agrícola. No entanto, esse trabalho limitou-se em apresentar os fatores julgados relevantes frente à ótica do nexo água - alimento - meio ambiente devido à frequência de sua ocorrência nos documentos de análise.

Dentre os fatores apresentados, o gerenciamento sistêmico foi mais citado em meio aos documentos analisados *(fr=* 42%). Identificou-se a abordagem integradora como uma tendência científica no âmbito da gestão integrada de recursos hídricos, uma vez que a boa governança da água requer um gerenciamento sistêmico com a participação dos envolvidos no processo e com a gestão colaborativa. Desse modo, poderia auxiliar a gestão de bacias hidrográficas a captar os conflitos e sinergismos existentes entre os atores sociais, dentre eles os produtores rurais, e promover a alocação equitativa e prioritária de recursos para a promoção da sustentabilidade. Paralelamente, conseguiria identificar as necessidades da produção de alimentos e ambientais, frente ao crescimento populacional, para gerir as demandas hídricas de forma integrada e sustentável.

Destacam-se também as práticas de intensificação sustentável como fatores de integração que resultam em sinergismos entre água, produção agrícola de alimentos e o meio ambiente. A intensificação sustentável se apresentou em segundo lugar em termos de frequência de ocorrência (34%) indicando uma forte convergência política e científica na inserção do tema enquanto abordagem de sustentabilidade no recorte territorial das produções agrícolas de alimentos. Os efeitos dessas práticas realizadas pelo setor produtivo alcançam outros elementos relevantes de outros setores apresentados nesse estudo. Por exemplo, o atendimento às demandas hídricas e alimentícias que apresentaram alta frequência de ocorrência na análise de conteúdo (27% e 22%, respectivamente). Por essa razão, poderia ser utilizados como variáveis guiadoras da formulação de políticas públicas integradoras.

Acredita-se que esses fatores possam ser considerados como indicadores de sustentabilidade no âmbito da gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos, visto que seus efeitos sinérgicos têm consequências nos setores da gestão hídrica, agrícola e ambiental. No entanto, a abordagem setorizada desses fatores é um limitador da gestão integrada. Como organizar essas variáveis integradoras e sinérgicas,

pertencentes às diferentes setores e escala de gestão, em uma ferramenta de apoio a tomada de decisão no âmbito da gestão de bacias hidrográficas é uma questão originada desse trabalho. Paralelamente, sabe-se do desafio em desenvolver um sistema de indicadores para análise de sustentabilidade que considerem esses sinergismos do ambiente complexo e dinâmico.

E, nesse sentido, acredita-se que essa revisão contribui para a construção de modelos conceituais e de indicadores para análise da sustentabilidade, embasados em um referencial teórico integrador do nexo água - alimento - meio ambiente.

# 4 SISTEMAS DE INDICADORES PARA AVALIAÇÃO INTEGRADA DA SUSTENTABILIDADE PELA ÓTICA DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE

Os capítulos anteriores apresentaram a importância e a carência de uma ferramenta robusta de apoio à tomada de decisão para análise de sustentabilidade que integre os temas água e produção agrícola de alimentos e que represente a complexidade do meio ambiente. O nexo água - alimento - meio ambiente foi destacado no capítulo 2 como uma alternativa de fundamentação teórica a ser utilizada na construção de sistemas de indicadores, uma vez que sua extensa quantidade de fatores integradores alavanca sinergismos entre a sustentabilidade hídrica e agrícola. O capítulo 3 apresenta os principais fatores de integração que merecem atenção na construção dos modelos integradores para análise integrada das questões hídricas, ambientais e da produção de alimentos. No entanto, além da definição de um referencial teórico, as etapas de desenvolvimento dos sistemas de indicadores são importantes para construção de ferramentas robustas e representativas da realidade.

O presente capítulo busca identificar as potencialidades e limitações dos sistemas de indicadores de sustentabilidade hídrica e da produção agrícola de alimentos. Esse capítulo é baseado no artigo de revisão de literatura intitulado "Sistemas de indicadores para avaliação integrada da sustentabilidade pela ótica do nexo água - alimento - meio ambiente" por Layanne Andrade Mendonça, Marcelo Limont, William Bonino Rauen e Marie Luise Carolina Bartz, a ser submetido para publicação na revista *Science of the Total Environment.*

## 4.1 INTRODUÇÃO

A frequente visão segmentada sobre os problemas mundiais mais discutidos, como a segurança hídrica, alimentar e ambiental dos sistemas de gestão (FISHER et ai., 2011; HOFF, 2011; LEESE; MEISCH, 2015) impulsiona a utilização de ferramentas auxiliares na tomada de decisão setorizada. Ressalta-se a carência de instrumentos que mensurem todas as dimensões contempladas pelo desenvolvimento sustentável de forma integrada e sinérgica, sem minimizar a importância de cada uma delas, de modo a representar o meio ambiente complexo e sistêmico (BELLEN, 2002; MALHEIROS et ai., 2008; MEADOWS, 1998; QUIROGA, 2007). Essa ausência se intensifica quando a integração abrange o meio ambiente, a sustentabilidade hídrica e a segurança alimentar.

Assim sendo, as tomadas de decisões destinadas a promover a sustentabilidade hídrica contam com sistemas de indicadores robustos e representativos, capazes de refletir todos os seus aspectos chave, sua importância relativa e inter-relações (ESTY et ai., 2005; JUWANA et ai., 2012; NARDO et ai., 2005), apresentando os sinergismos e os aspectos de integração entre água, alimentos e ambiente. É importante ressaltar a importância da elaboração de um referencial teórico como primeira etapa de desenvolvimento dessas ferramentas e gerar, a partir desse, uma estrutura de análise, também identificada como modelo conceituai, que possa contemplar não apenas as características do sistema real, mas também a visão científica sobre a realidade (JUWANA et ai., 2012; NARDO et ai., 2005; VAN BELLEN, 2004). A definição das demais etapas metodologias de construção é semelhantemente considerável, pois podem evitar equívocos nos resultados, gerando conclusões inadequadas sobre a avaliação do sistema (NARDO et ai., 2005).

Nesse contexto, essa revisão de literatura tem como objetivo identificar as potencialidades e limitações dos sistemas de indicadores para análises de sustentabilidade enquanto ferramentas robustas e integradoras da gestão de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos. Acredita-se que ao delimitar o estado da arte sobre estruturas analíticas integradoras e avaliadoras

da sustentabilidade, esse trabalho contribui para o desenvolvimento de ferramentas inovadoras de tomada de decisão, capazes de auxiliar na gestão de bacia hidrográfica, onde a agricultura desempenha um papel fundamental nas questões socioambientais.

## 4.2 SISTEMAS DE INDICADORES PARA ANÁLISE DE SUSTENTABILIDADE: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E MODELAGEM

Os discursos de desenvolvimento sustentável possuem aceitação satisfatória e contribuem para criação de metas universais de gestão que integram aspectos econômicos, sociais e ambientais. No entanto, sua real implementação depende de uma inserção do tema como estratégia de gestão que deve ser incorporada nas tomadas de decisão (WAAS et ai., 2014). Tal abordagem filosófica necessita de instrumentos quantificadores que descrevam, de maneira mais coerente com a realidade, os atributos da sustentabilidade (HARMANCIOGLU et ai., 2013).

Os indicadores, como ferramenta de mensuração do desenvolvimento sustentável, passaram a ser mais empregados posteriormente à Agenda 21, inicialmente de caráter científico e posteriormente inseridos como subsídio à tomada de decisão no âmbito de gestão (MEADOWS, 1998; QUIROGA, 2007). São medidas que avaliam o estado ou progresso de um fenômeno em relação a uma meta (GUALTIERI; LÓPEZ-JIMÉNEZ, 2012) e traduzem, em termos operacionais, dimensões previamente definidas (BELLEN, 2002; GUALTIERI; LÓPEZ-JIMÉNEZ, 2012; JANNUZZI, 2005).

A problemática do uso dessa ferramenta está na carência da unicidade de indicadores que mensurem todas as dimensões contempladas pelo desenvolvimento sustentável de forma integrada e sinérgica (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008; QUIROGA, 2007). Nesse sentido, Meadows (1998) marca a sistematização dos indicadores da sustentabilidade quando aponta a dificuldade da gestão em escolher um único indicador que seja o mais apropriado em captar toda a complexidade e amplitude do sistema de desenvolvimento. Nardo et ai. (2005) corrobora aproposição de Meadows

(1998) quanto a necessidade de modelos conceituais compostos por indicadores para modelagem do sistema.

O sistema amplo e complexo pode ser dividido em uma organização menor, de forma hierárquica para simplificar seu funcionamento e operacionalizar sua modelagem (MEADOWS, 1997). Por exemplo, a estrutura de análise em dimensões, parâmetros, subparâmetros e de indicadores possibilita a identificação dos fatores mais precários, que necessitam de tomadas de decisão prioritárias (CHAVES; ALIPAZ, 2007). Desse modo, os indicadores podem ser combinados e alocados de acordo com a hierarquia do sistema (VAN BELLEN, 2004).

De acordo com De Olde et ai. (2016), são recomendados três níveis hierárquicos para construção da estrutura do modelo conceituai e apontam a possibilidade do emprego de diversos termos relacionados. No primeiro nível da hierarquia, se encontra a dimensão que pode ser abordada como aspectos ou pilares. O segundo nível hierárquico é denotado pelo tema, atributo, categoria, critério, princípio ou meta. Os indicadores, também tratados como parâmetros ou variáveis, constituem o último nível organizacional. Em contrapartida, a estrutura básica dos modelos analíticos não é definida por um método específico, podendo ser flexível às condições locais e aos objetivos de aplicação (BARREZUETA-UNDA et ai., 2016).

Um dos principais pontos de alavancagem de um sistema é a meta construída com base em paradigmas e teorias que originam o próprio sistema e define a hierarquia de seus objetivos (MEADOWS, 1998). Na construção de sistemas de indicadores para avaliação da sustentabilidade, a visão sobre o paradigma do desenvolvimento embasa o estabelecimento de metas e escolha do que será medido (VAN BELLEN, 2004). Desse modo, estão atrelados à definição do escopo do modelo, direcionando a determinação das dimensões, categorias de análise, destinação, escala temporal e recorte territorial. Tais características diferenciam os diversos modelos de avaliação da sustentabilidade originados posteriormente à década de 70 (BARREZUETA-UNDA et ai., 2016).

Dentre os princípios de avaliação da sustentabilidade, são citados: o tripé da sustentabilidade, prisma da sustentabilidade, ótica dos capitais e a plataforma HELP (H = hydrology, E = environment, L = life, P = policy). Sob tais

perspectivas, também pode ser avaliada a sustentabilidade hídrica. Diante das diversas definições dos paradigmas da sustentabilidade e do desenvolvimento sustentável, surgem as estruturas de avaliação integrada que buscam contemplar todos seus aspectos (JUWANA; PERERA; MUTTIL, 2010).

O mais conhecido, com repercussões corporativistas e mundialmente aceito, o tripé da sustentabilidade possui três dimensões do desenvolvimento: a esfera social, ambiental e econômica. A abordagem simplista do uso de três dimensões foi uma tentativa de efetivar a implementação das agendas mundiais do desenvolvimento sustentável (SPANGENBERG et ai., 2010).

O prisma da sustentabilidade busca estabelecer um sistema integrado de indicadores, cobrindo a escala nacional dos negócios (SPANGENBERG et ai., 201O). Suas quatro dimensões - ambiental, institucional, econômica e social - são descritas por indicadores do uso e do estado de recursos naturais, assim como índices que avaliam desemprego, assistência médica e habitação, taxa de crescimento, produto interno bruto, justiça e participação social. Existe, no entanto, uma lacuna significativa em abordar planos, projetos e participação em escalas menores que as nacionais (JUWANA et ai., 2010).

Meadows (1998) propõe o uso de um sistema que aborde as variáveis do desenvolvimento sustentável. A proposta é constituída pelos capitais natural, construído, social e humano, sendo os dois últimos interpretados como similares, resumindo-se em três capitais capazes de abranger de forma integrada a problemática em questão. O capital natural relaciona-se aos estoques e fluxos ecossistêmicos como água, terra e energia, utilizados na produção de bens e serviços e desenvolvimento da economia. O capital construído é definido como o estoque da produção financeira, representados pelos sistemas de infraestrutura como máquinas, equipamentos e construção utilizados nos sistemas de abastecimento de água e energia, tratamento de esgoto e resíduos, prestação de serviços de transporte e gestão do solo. Os avanços sociais, a participação e diálogo entre todos os atores sociais, a equidade, desenvolvimento institucional e identidade cultural são questões do capital social, definido como o estoque de atributos pertencentes á sociedade (MEADOWS, 1998; SILVA, 2017).

Corroborando a ótica dos capitais de Meadows (1998), Parkin (2000) acredita que o bem estar social pode ser alcançado, então, por meio de

investimentos nos capitais, de modo a não interromper os fluxos dos mesmos. Sob o foco da qualidade de vida para o alcance do desenvolvimento, firma-se o progresso social sustentável, reconhecendo a necessidade da proteção do meio ambiente, uso prudente dos recursos naturais, estabilidade econômica e emprego (PARKIN, 2000). Desse modo, acredita que os cinco capitais - natural, humano, social, manufaturado/físico, financeiro - apresentam as dimensões necessárias para uma sociedade alcançar o desenvolvimento sustentável, na qual o capital financeiro é inserido na estrutura para fins de valoração e aquisição dos outros capitais e completude do sistema (PARKIN, 2000).

No âmbito da sustentabilidade hídrica, o **HELP** é uma iniciativa da UNESCO e do Programa Hidrológico Internacional para promover a gestão integrada de recursos hídricos por meio de uma plataforma que conecta as partes envolvidas no processo de gestão de bacias hidrográficas, com o objetivo de discutir os problemas comuns relacionados ao tema. Pode ser considerada uma abordagem integradora que visa a promover a sustentabilidade por interligar aspectos hidrológicos aos conhecimentos científicos e da comunidade e suas questões econômicas, sociais, ambientais e culturais (UNESCO, 201O).

A definição da finalidade e do escopo de mensuração, assim como o desenvolvimento de uma estrutura conceituai organizada por uma lógica embasada num determinado referencial teórico guiam as demais etapas da sistematização de indicadores (BARTRAM et ai., 2016; JUWANA et ai., 2012; NARDO et ai., 2005). No âmbito da avaliação da sustentabilidade e com o objetivo de tornar consistente a sistematização de indicadores e auxiliar na modelagem não deturpada da realidade, indicam-se nove etapas para a construção dos sistemas de indicadores (JUWANA et ai., 2012; NARDO et ai., 2005): Seleção de indicadores, Análise multivariada, Imputação de dados perdidos, Normalização, Ponderação e agregação, Análise de robustez e sensibilidade, Formação de indicadores compostos, Retorno aos dados reais, e Apresentação e divulgação. A síntese de três dessas etapas é apresentada no quadro 3, a saber: seleção de indicadores, calibração na composição de um índice (ponderação, agregação e análises multivariadas ou de multicritério) e análise de robustez.

Quadro 3: Descrição de etapas fundamentais para o desenvolvimento de sistemas de indicadores eficientes em diagnósticos e prognósticos de sustentabilidade.

| **Etapas** | **Características** | **Fontes*** |
|---|---|---|
| Seleção de indicadores | Estabelecer critérios:<br>• Mensurável<br>• Disponibilidade de dados<br>• Viável para monitoramento<br>• Legitimado por aceitação política<br><br>Definir fonte de embasamento teórico:<br>• Partes envolvidas (ex.: Técnica Delphy): crítica quanto a subjetividade. Prós quanto às discussões e facilidade de aceitação de ações práticas de sustentabilidade; interação entre os atores sociais.<br>• Revisão de literatura: Levantamento de tendências e lacunas científicas internacionais. | (2, 4, 10, 12, 13, 14 e 17) |
| Calibração | Tratar aspectos redundantes, agregar e definir ponderação das variáveis para manter a acurácia do modelo em refletir a realidade.<br>• Método AHP; Técnica Mudge: Crítica quanto a subjetividade. Prós quanto ao processo participativo dos atores envolvidos na construção de ferramentas para tomada de decisão.<br>• Análise Estatística Multivariada: Análise conjunta de quantidade considerável de dados para simplificação do entendimento de um cenário complexo de variáveis correlacionadas. | (1, 3, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 15, 16 e 17) |
| Análise de robustez | Combinação de análises de incertezas e sensibilidade originadas a partir das etapas de desenvolvimento.<br>• Quantificação de incertezas para validação do modelo (ex.: quanto às etapas anteriores influenciaram a aplicação do modelo em diferentes cenários). | *; r* 15 e |

* BARREZUETA-UNDA et ai., 2016 (1); BELLEN, 2002 (2); BECKER et ai., 2017 (3); BOCKSTALLER et ai., 2008 (4); CHAVES; ALIPAZ, 2007 (5); ESTY et ai., 2005 (6); FARAMARZI et ai., 2010 (7); FENEMOR et ai., 2008 (8); FIGUEREDO; SILVA, 2010 (9); GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008 (10); HAIR et ai., 2005 (11); HCTF, 2003 (12); RIGBY et ai., 2001(13); JUWANA et ai., 2010 (14); JUWANA et ai., 2012 (15); MATTAR NETO et ai., 2009 (16); NARDO et ai., 2005 (17).

### 4.2.1 Seleção de indicadores

Os métodos de seleção de indicadores são diversos, o que gera uma crítica quanto à padronização dos critérios utilizados nas metodologias de construção de sistemas de indicadores para monitoramento do desenvolvimento. No entanto, pode-se dizer que a alta frequência de utilização de determinados critérios no âmbito científico é um indício de homogeneidade dos métodos de seleção de indicadores (BARTRAM et ai., 2016). A função dos indicadores deve ser de produzir informações adequadas sobre a realidade na

qual se deseja intervir. No sentido de criar um conjunto de indicadores robustos e representativo da realidade a definição de critérios (BELLEN, 2002; NARDO et ai.., 2005) e as fontes para o embasamento teórico (JUWANA et ai., 2012; RIGBY et ai., 2001) fazem parte da seleção de indicadores.

A escolha dos indicadores que irão compor um índice ou sistema de indicadores deve seguir certos requisitos, dentre eles a possibilidade de mensuração, a disponibilidade de dados, serem financeiramente, humanamente e tecnicamente viáveis para monitoramento, e legitimados por aceitação política (BELLEN, 2002). A definição desses critérios, ainda que não siga uma metodologia consagrada na literatura e necessite de um refinamento metodológico, pode ser orientada pela utilidade encontrada pelos pesquisadores, a partir da finalidade, escopo e estrutura conceituai organizacional de seus indicadores (BARTRAM et ai., 2016).

As fontes para o embasamento teórico, definição de categorias de análise e seleção de indicadores podem ocorrer via especialistas, usuários, cientistas e/ou base de dados estatística (JUWANA et ai., 2012). Quando a seleção dos indicadores é feita levando em consideração as partes envolvidas no sistema em estudo, práticas relacionadas à sustentabilidade são mais facilmente discutidas e aceitáveis (RIGBY et ai., 2001). Por exemplo, a identificação dos usuários finais e da finalidade de uso, podem acessar seus pontos de interesse (BOCKSTALLER et ai., 2008). Além da relevância para as partes interessadas, se faz necessário abranger de forma equilibrada os aspectos econômicos, sociais e ambientais e refletir diretamente sobre a gestão de atividades no espaço territorial de abrangência HCTF (2003).

A técnica Delphi, na qual, inicialmente, utiliza-se a literatura cientifica para identificação inicial dos principais componentes e indicadores a serem considerados para, se concentra na aplicação de questionários à comunidade envolvida e especialistas, para refinar o modelo (JUWANA; PERERA; MUTTIL, 201O). No entanto, existe uma crítica quanto à subjetividade dessas técnicas para determinação do referencial teórico e seleção de indicadores (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008). Em contrapartida, por mais subjetivo e impreciso que seja o referencial teórico, implica o reconhecimento do esforço em inter-relacionar os aspectos singulares da natureza multidimensional e complexa, que envolve vários atores da sociedade (NARDO et ai., 2005).

### 4.2.2 Calibração de indicadores: aspectos redundantes, agregação e ponderação

Considera-se relevante a investigação da estrutura de dados obtida por meio do tratamento de aspectos redundantes, redução de variáveis, determinação dos tipos de agrupamento e dos pesos dos indicadores com a finalidade de mensurar a qualidade e eficácia do modelo elaborado (FENEMOR et ai., 2008). Para tanto, as etapas de escolha do tipo de agregação e definição de peso entre os indicadores podem influenciar significativamente no resultado final (BECKER et ai., 2017).

Nesse sentido, sugere-se cuidado e reflexão a partir das características reais do cenário a ser analisado, ponderando sobre a pertinência de atribuição de pesos e níveis de agregação que serão referência para o conjunto de indicadores em questão. A agregação pode ser aplicada em todos os níveis da estrutura analítica, desde as categorias e subcategorias de análise até os indicadores (ESTY et ai., 2005; JUWANA; MUTTIL; PERERA, 2012). Os modelos matemáticos aditivos e não aditivos são utilizados para essa finalidade (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008; JUWANA; MUTTIL; PERERA, 2012).

As opções metodológicas são diversas para a calibração de índices ou modelos de indicadores. A análise estatística multivariada e análise hierárquica de processo são técnicas de agregação e ponderação que tem se apresentado propícias na construção dessas ferramentas.

As ferramentas estatísticas de natureza exploratória exercem um papel fundamental na normatização, agregação e ponderação durante a fase de construção de modelos de indicadores (BARREZUETA-UNDA; PAZ GONZALEZ; CHABLA-CARILLO, 2016; NARDO et ai., 2005). A estatística multivariada destaca-se dentre esses instrumentos e é composta por técnicas de análises da inter-relação entre as variáveis do conjunto de dados, de modo a entender suas relações complexas, não identificadas nos métodos uni ou bivariados (HAIR et ai., 2005).

Pode-se citar a análise fatorial como um conjunto de métodos estatísticos que tem por objetivo descrever um conjunto de variáveis, utilizando um menor número de fatores, também chamado de índices, para melhor

compreensão do relacionamento entre elas (MANLY, 2008; NARDO et ai., 2005). Existem duas perspectivas de análise fatorial: a confirmatória e a exploratória. A primeira é utilizada quando se tem um conhecimento teórico ou prático, a priori, sobre comportamento dos dados, como o número de fatores a ser utilizado, ou quais variáveis devem ser agrupadas em um fator, para posteriormente ser testada essa hipótese. A análise fatorial exploratória é utilizada, geralmente, na fase inicial da pesquisa, com o objetivo de verificar padrões de comportamento entre as variáveis e explorar suas relações, sendo necessário, assim, técnicas para extração de fatores que melhor explicam o conjunto de dados (FIGUEREDO; SILVA, 2010; HAIR et ai., 2005).:

Dentre as técnicas de extração de fatores para análise fatorial, podem ser citadas: a análise de componentes principais, fatores principais, máxima verossimilhança, entre outros. A análise de componentes principais é utilizada para reduzir o número de variáveis de um conjunto de dados, relacionando as variáveis não independentes por meio de uma combinação lineares, para formar um menor número de índices chamados componentes principais (HAIR et ai., 2005; MANLY, 2008; NARDO et ai., 2005). Desse modo, dois ou mais índices podem simplificar a análise de muitas variáveis originais. Por fim, esses componentes podem ser utilizados como os fatores extraídos para análise fatorial.

A análise fatorial tem como resultado uma matriz composta por cargas fatoriais para cada variável e cada fator. Desse modo, podem-se identificar fatores que mais influenciam na variância dos dados, definindo o peso que cada um possui em relação aos demais, de forma não subjetiva, utilizando apenas o conjunto de dados (HAIR et ai., 2005). Nos casos em que se tenha dificuldade de interpretação dos fatores, faz-se o emprego do método rotacional, podendo este ser ortogonal ou oblíquo. Dentre as três principais abordagens ortogonais Quartimax, Equimax e Varimax, essa última tem oferecido bom desempenho analítico, devido à padronização das cargas em um intervalo entre -1 e 1. Isso simplifica a interpretação das correlações positivas, negativas ou falta de associação, quando a carga se apresenta próxima de O (FIGUEREDO; SILVA, 2010; HAIR et ai., 2005).

No entanto, a importância dada aos indicadores ou determinadas categorias de análise mudam de acordo com o recorte territorial estudado e de acordo com

os valores inerentes aos decisores e atores que estão envolvidos no processo (CHAVES; ALIPAZ, 2007). O método AHP é um método participativo na qual a atribuição de pesos é definida, considerando a opinião desses atores (NARDO et ai., 2005). Mattar Neto, Krüger e Dziedzic (2009) utilizam o método Mudge, que se assemelha ao método AHP quanto à atribuição de pesos às variáveis, de acordo com os critérios de importância dos especialistas.

Esse método é baseado na abordagem de problemas complexos de decisão multicritério, usando uma estrutura hierárquica flexível. Atualmente, se destaca principalmente em tomadas de decisão em grupo, agregadas às prioridades individuais, expressas por suas ponderações ou importâncias relativas (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008). No entanto, na maioria das vezes os pesos atribuídos às variáveis não correspondem à sua influência no conjunto de dados. Pois, quando os pesos são atribuídos de acordo com os especialistas ou quando são atribuídos pesos iguais, pode-se dizer que refletem a importância da variável associado a ele BECKER et ai., (2017). Nesse contexto, os pesos iguais evitam a subjetividade da determinação de pesos e conferem equilíbrio às valorações (CHAVES; ALIPAZ, 2007).

### 4.2.3 Análise de robustez de modelos de indicadores

A robustez de um modelo de indicadores ou índice pode ser contestado a partir de incertezas quanto ao método de seleção das variáveis, esquema de ponderação ou tipo de agregação que foram determinados no processo de desenvolvimento (JUWANA; MUTTIL; PERERA, 2012). Uma combinação de análises de incerteza e sensibilidade auxilia na avaliação da robustez e se concentra em como as variáveis de entrada afetam os valores dos índices **(NARDO** et ai., 2005).

Todas as etapas do desenvolvimento podem ser reavaliadas durante a análise de robustez. Inclusive, a mudança de variável é propositadamente realizada para simulação de cenários em busca de identificação de indicadores ou categorias mais responsáveis pelo desempenho de um país, na comparação de como essas incertezas se afetam os resultados em diferentes

cidades, estados e países (ESTY et ai., 2005; JUWANA; MUTTIL; PERERA, 2012; NARDO et ai., 2005). Portanto, a quantificação dessas incertezas é importante para a validação do modelo (FARAMARZI et ai., 2010).

## 4.3 POTENCIALIDADES E LIMITAÇÕES DOS SISTEMAS DE INDICADORES SOB A ÓTICA DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE

As distintas abordagens de avaliação da sustentabilidade embasaram a construção de índices relacionados à sustentabilidade hídrica, dentre eles: *Water Poverty índex (WPI)* por Sullivan et ai. (2003), *Canadian Water Sustainability Index (CWSI)* por Policy Research Initiative *(2007), Watershed Sustainability índex (WSI)* por Chaves e Alipaz, (2007), *West Java Water Sustainability índex (WJWSI)* por Juwana et ai. (2010), *Sustainability* Assessment *(SA)* por Brombal et ai. (2018), *Watershed Integrity (WI)* por Flotemersch et ai. (2016) e *Índice de sustentabilidade hídrica (ISH)* por Silva (2017). Na perspectiva da sustentabilidade, foram igualmente desenvolvidos índices relacionados à produção de alimentos, como o *Indicador composto de sustentabilidade agrícola (CJAS)* por Gómez-Limón e Riesgo, (2008) e o *Índice de sustentabilidade nutricional (NSI)* por Gustafson et ai. (2016).

No entanto, as distintas finalidades de uso dessas ferramentas alteram o embasamento teórico e as demais etapas de desenvolvimento. Isso resulta em diferentes públicos alvo, recortes territoriais de aplicação, critérios de seleção de indicadores, métodos de análise de robustez (BARTRAM et ai). Sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, a extensa quantidade de variáveis que funcionam como forças de impacto em todo sistema e que devem compor as análises de sustentabilidade, assim como as etapas consideradas na construção dos índices são relevantes para efetivação dessas análises de forma que explique a realidade.

Portanto, essa seção analisa as potencialidades e limitações dos principais índices e sistemas de indicadores *(WPI, CWSI, WSI, WJWSI, AS, WI, ISH, CJAS* e *NSI)* enquanto ferramentas integradoras sob a ótica do nexo.

A análise foi guiada a partir de discussões que contemplam: as escalas de gestão que podem ser aplicados, os paradigmas e esferas da sustentabilidade que nortearam suas construções, os fatores de integração sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente considerados, os métodos de seleção, de agregação e de ponderação de seus indicadores e a existência de análise de robustez. O quadro 4 apresenta síntese dessa análise que será descrita posteriormente.

Quadro 4: Ferramentas de apoio à gestão para tomada de decisão, seus recortes territoriais para aplicação, paradigmas de embasamento, aspectos de integração sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente e métodos de construção.

| **Modelos de indicadores/ indicadores compostos/índices** | **Autores** | **Recorte territorial de aplicação** | **Paradigmas e esferas da sustentabilidade** | **Aspectos de integração sob a ótica do nexo água-alimento-meio ambiente** | **Seleção de indicadores** | **Ponderação** | **Agregação** | **Análise de robustez** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| WPI (Water Poverty Index) | Sullivan et ai. (2003) | Comunidades | Fluxo de capitais Social-Natural-Humano-Social-Físico-Financeiro | Qualidade Hidrica, Disponibilidade Hídrica, Demanda, Pobreza | Revisão de literatura, opinião de especialistas e outras partes interessadas | Pesos iguais | Média aritmética | não |
| WSI (Watershed Sustainability Index) | Chaves e Alipaz (2007) | Bacias hidrográficas | HELP Hidrologia-Ambiente-Vida-Política | Qualidade Hidrica, Disponibilidade Hídrica, Demanda hídrica, Intensificação da Produção, Impactos Ambientais | Revisão de literatura | Pesos iguais | Média aritmética | não |
| CWSI (Canadian Water Sustainability Index) | PRI (2007) | Comunidades rurais Canadenses | Fluxo de capitais Social-Natural-Humano-Social-Físico-Financeiro | Qualidade Hídrica, Demanda Hídrica, Disponibilidade Hídrica, Impactos Ambientais, Saúde Humana | Revisão de literatura e workshop com especialistas | Pesos iguais e pesos diferentes | Média aritmética | não |
| WJWSI (West Java Water Sustainability Index) | Juwana et ai. (2010, 2012) | Província de Java | Prisma da sustentabilidade - adaptado | Disponibilidade Hídrica, Demanda Hídrica, Qualidade hídrica, Pobreza, Saúde Humana | Revisão de literatura, técnica Delphi e entrevista com as partes interessadas | Pesos iguais e pesos diferentes | Média geométrica | sim |
| AS (Sustainability Assessment) | Brombal et ai. (2018) | Bacias Urbanas | Tripé da sustentabilidade Ambiental-Social-Econômico | Qualidade Hídrica, Impactos Ambientais | Consulta às partes envolvidas | Pesos diferentes | Média ponderada | não |
| WI (Watershed Integrity) | Flotemersch et ai. (2016) | Bacias hidrográficas | | Disponibilidade Hídrica, Demanda Hídrica, Impactos Ambientais | Revisão de literatura | Pesos diferentes | Não aditivo (produto) | não |
| ISH (Índice de sustentabilidade hídrica) | Silva (2017) | Bacias Urbanas | Capitais Natural-Social-Construido | Qualidade Hidrica, Disponibilidade Hídrica, Demanda hídrica, Uso eficiente, Reuso | Revisão de literatura | Pesos iguais | Média aritmética | não |
| Indicador composto de sustentabilidade agrícola | Gómez-Limón e Riesgo (2008) | Fazendas | Tripé da sustentabilidade Ambiental-Social-Econômico | Subsídios Públicos, Uso Eficiente da Água, Demanda Hídrica, Qualidade do solo, Intensificação da Produção, Sustentabilidade Agrícola, | Revisão de literatura e disponibilidade | Pesos diferentes | Componentes principais, AHP e Multicritério MCDM | sim |
| Indice de sustentabilidade nutricional | Gustafson et ai. (2016) | Nacional | Tripé da sustentabilidade Ambiental-Social-Econômico | Demanda por Alimento, Demanda Hídrica, Pobreza, Impactos Ambientais, | Revisão de literatura e Consulta ás partes envolvidas | Pesos iguais | Média aritmética | não |

- *Índice de Pobreza Hídrica - "Water Poverty índex" (WPI)*

WPI é uma ferramenta de apoio à gestão eficaz da água no recorte territorial local, que avalia o impacto do desempenho do fornecimento de água às condições de uma vida saudável das comunidades, podendo ser expandida a aplicação nas bacias hidrográficas. Considera dados locais de uso e acessibilidade de recursos hídricos, a capacidade social e econômica dos usuários e de qualidade ambiental como aspectos de avaliação da pobreza, relacionada à falta de água (LAWRENCE et ai., 2002; SULLIVAN et ai., 2003). O referencial teórico utilizado indica a categorização de indicadores de acordo com os capitais propostos por Parkin (2000). Pois, acreditam que os ativos naturais, humanos e sociais não foram mobilizados a criar os capitais financeiros e físicos suficientes, impossibilitando um desenvolvimento eficaz. Aproxima-se do paradigma da ecossocioeconomia, proposta por Sachs (2009), na qual se enfatiza o bem-viver como requisito para qualquer conceito de desenvolvimento.

Sob a ótica dos aspectos socioeconômicos, a pobreza é avaliada pelo indicador de acesso à água para consumo e irrigação. Dentre os aspectos de integração com a produção agrícola de alimentos, pode-se afirmar que o atendimento à demanda por irrigação, expresso como a proporção de terra irrigada em relação ao total de terra cultivada, representa o quanto o uso da água alavanca outras categorias do sistema. Por exemplo, a disponibilidade e qualidade hídrica, variáveis de mensuração do capital natural, são mensuradas mediante análise de hidrologia, semelhantemente abordados nos trabalhos de Chaves e Alipaz (2007), Hunter et ai. (2015) e Khan et al.(2017), e impactadas pela demanda da produção de alimentos como ressaltados nos trabalhos de Dickson et ai. (2016) e Nhamo et ai. (2018). Por sua vez, a agricultura pode causar impactos ambientais como erosão do solo e, portanto, se relaciona com as variáveis ambientais (SULLIVAN et ai., 2003).

É pertinente concluir que o reconhecimento e transmissão de informações que relacionam os recursos hídricos, serviços ecossistêmicos e necessidades humanas auxiliam na gestão eficiente da água, por meio da compreensão e capacidade de explicação das tomadas de decisão. A integração entre a comunidade educacional e gestores da água pode ocasionar

parcerias que melhorem a eficácia do aprendizado sobre a importância dos recursos hídricos desde jovens e auxiliar o desenvolvimento dos capitais avaliados na redução da pobreza (SULLIVAN et ai., 2003; SILVA, 2017).

A seleção de seus componentes contou com a participação de partes interessadas, formuladores de política e cientistas que levantaram as principais dimensões e subdimensões do modelo. Apesar da estrutura de análise desenvolvida permitir a ponderação desses componentes, pesos iguais foram usados por não se fazer necessário o favorecimento de uma determinada dimensão. A definição dos pesos equivalentes é apresentada pelos autores do WPI como uma limitação; portanto, propõem como estudos futuros uma validação por meio da definição de pesos distintos, visto a particularidade dos locais de análise. Ratificam, sugerindo o desenvolvimento de variáveis específicas por locais de aplicação, diferenciando por demandas urbanas ou rurais. Outra limitação referente à ferramenta é a não realização de uma análise de robustez, posteriormente a aplicação nas comunidades dos países South Africa, Tanzania e Sri Lanka.

- *Índice de sustentabilidade hídrica canadense - "Canadian Water Sustainability Index" (CWSJ)*

O CWSI é desenvolvido para a avaliação do bem-estar das comunidades canadenses em relação à água doce (PRI, 2007). A categorização é fundamentada e adaptada à proposta do WPI, originando as cinco componentes: recursos, saúde dos ecossistemas, infraestrutura, saúde humana e capacidade. Acredita-se que a aplicação do índice em escala de comunidades facilita a comunicação com os atores envolvidos nas condições e problemáticas dos recursos hídricos e busca a sensibilidade das partes interessadas.

Quanto aos fatores de integração apresentados no quadro 2, os autores do CWSI abordam a qualidade hídrica, demanda hídrica, disponibilidade hídrica e impactos ambientais, avaliados pela saúde dos ecossistemas aquáticos. A componente saúde humana é representada no índice como acesso à água potável e número de incidência de doenças transmitidas pela água. Silva (2017) corrobora a ideia de que a saúde humana é uma variável importante no

alcance da sustentabilidade hídrica e utiliza a incidência de doenças transmitidas pela água como indicador do ISH.

Percebe-se que, apesar do CWSI conter indicadores que geram impactos na produção agrícola de alimentos ou no meio ambiente, não fica evidente a integração direta entre seus indicadores e aspectos da segurança alimentar abordadas pelo nexo água - alimento - meio ambiente. Por exemplo, sabe-se que a incidência de doenças transmitidas pela água tem relação direta com saúde humana, mas não aborda como esse aspecto social se integra à capacidade de trabalho dos agricultores ou demais atores sociais envolvidos no processo. Em contrapartida, essa relação fica evidente no ISH e o CIAS. Além dessa limitação, a ponderação e agrupamento dos indicadores e componentes são semelhantes aos adotados pelo WPI, definindo pesos iguais entre eles com aplicação da média aritmética e não realização de análise de robustez.

- *Índice de sustentabilidade de bacias hidrográficas - "Watershed Sustainability Index" (WSJ)*

A lacuna científica relacionada ao desenvolvimento de índices para avaliação da sustentabilidade de recursos hídricos sob o recorte territorial local impulsionou a elaboração do WSI (CHAVES; ALIPAZ, 2007). Os autores entendem que a sustentabilidade hídrica não se limita a fronteiras jurídicas e desenvolvem o índice com aplicação específica nas bacias hidrográficas.

Os autores do WSI acreditam que a integração dos pilares social, econômico e ambiental da sustentabilidade é obtida pela estrutura de análise da plataforma **HELP,** apresentada pela UNESCO (201O). Desse modo, o WSI, que contempla as dimensões hidrologia, meio ambiente, vida e política de recursos hídricos e indicadores elaborados por meio de trocas de experiências entre os atores envolvidos e gestores, promete favorecer a formulação de políticas e avaliação dos projetos de tomada de decisão que favorecem a gestão integrada (CHAVES; ALIPAZ, 2007). Pode-se dizer que Juwana et ai. (201O) corroboram os autores a partir do desenvolvimento de uma ferramenta integradora, sob a perspectiva do envolvimento dos atores sociais e especialistas no processo de gestão de recursos hídricos.

Dentre os aspectos de integração do nexo em questão, a qualidade da água é um parâmetro alocado na dimensão hidrologia, que pode ser mensurado pelo indicador bioquímico DBO ou concentração de nitrogênio, conhecida a correlação entre tal parâmetro e as atividades agrícolas na bacia. No caso da disponibilidade, é mensurada a quantidade de água superficial e subterrânea "per capita", semelhantemente alocada na dimensão hidrológica (CHAVES; ALIPAZ, 2007). Na esfera ambiental, as pressões humanas sobre o ambiente natural são mensuradas no WSI pelo uso de terra para agricultura. O uso da terra se relaciona com a intensificação da produção de alimentos, fator integrador sobre a ótica do nexo (FAO, 2018), uma vez que a agricultura tem como prática a expansão de terra agrícola (BROWN, 2003; TILMAN et ai., 2011).

Sabe-se que a proporção alta de áreas agrícolas implica maior perda de vegetação (DICKSON et ai., 2016; GUSTAFSON et ai., 2016; TIAN et ai., 2018). Os indicadores da variação da proporção de áreas agrícolas e urbanas e porcentagem de área da bacia sob vegetação natural são selecionados por estarem mais disponíveis quando comparados aos índices bióticos da água, integridade do habitat ripariano, raramente disponíveis em países em desenvolvimento (CHAVES; ALIPAZ, 2007). A viabilidade de mensuração da área sob vegetação natural de bacias brasileiras durante a aplicação do ISH (SILVA, 2017) ratifica a importância da seleção desse indicador na avaliação da sustentabilidade hídrica e a disponibilidade de dados em países em desenvolvimento.

A gestão integrada de recursos hídricos é um fator integrador aos aspectos socioeconômicos. Apresenta-se no WSI sob a perspectiva referente à relevância do nível de escolaridade e IDH alto, por indicarem maior envolvimento da população no manejo de bacias. Desse modo, o acesso à informação aumenta a capacidade de disposição dos mesmos no processo participativo de tomada de decisão, dando apoio à implementação de um gerenciamento sistêmico (DAHER; MOHTAR, 2015; FABIOLA; DALILA, 2016; HARMANCIOGLU et ai., 2013; KERR et ai., 2016).

A seleção dos indicadores do WSI foi realizada por meio de uma revisão de literatura, com apoio nos critérios sobre sustentabilidade de bacias hidrográficas, estabelecidos pela HTCF (2003). Diante do processo holístico de

gestão de recursos hídricos, a sustentabilidade das bacias foi avaliada, utilizando um modelo estrutural dinâmico de pressão-estado-resposta, fundamentado na OECD (2003) e utilizado por Wei et ai. (2009) na proposta de avaliar medidas políticas de agricultura no meio ambiente. Essas estruturas organizacionais causais entendem o fluxo do sistema a partir da pressão exercida pelo desenvolvimento socioeconômico no meio ambiente, que geram mudanças em seu estado natural e consequentemente resposta da sociedade (BARTRAM et ai, 2016). Apesar de considerarem os fluxos do sistema, visto que a concentração em eventos isolados induz o pesquisador a perder a capacidade preditiva, os modelos de causa e efeito recebem críticas por não retratarem a realidade do mundo não linear (MEADOWS, 1997). Além disso, o estudo voltado para desenvolver respostas dos estados avaliados resulta em políticas de curto prazo, dificultando uma análise mais complexa das causas e efeitos (SPANGENBERG; BONNIOT, 1998).

Os indicadores de pressão - estado - resposta de cada dimensão HELP do WSI possuem pesos iguais e utiliza a média aritmética simples para agregação das dimensões. Apesar dos autores do WSI entenderem que a ponderação, agregação e definição possam variar de acordo com o cenário das bacias, a justificativa para determinação de tais critérios se apresenta mediante tentativa de redução de conflitos entre as partes envolvidas e ampliação do respeito mútuo. Cada parâmetro utilizado para representar as dimensões foi dividido em faixas para pontuação para facilitar a classificação e avaliação do mesmo. Apesar de não apresentar análise de robustez após a aplicação da ferramenta à bacia do São Francisco Verdadeiro (Sul do Brasil), a simplicidade e aplicabilidade do índice permitiu a avaliação da referida bacia. O indicativo de sustentabilidade intermediária, no período entre 1996 e 2000, resultou em recomendações sobre os aspectos mais críticos na gestão de bacias hidrográficas a serem discutidos pelos decisores e pelas partes envolvidas (CHAVES; ALIPAZ, 2007).

- *Índice de sustentabilidade de West Java - "West Java Water Sustainability Index" (WJWSI)*

O índice de sustentabilidade da água do Oeste de Java desenvolvido por Juwana, Perera e Muttil (2010) tem aplicabilidade na referida província da Indonésia e é norteado pelo "prisma da sustentabilidade", presente no trabalho de Spangenberg e Bonniot (1998). Por meio de análise nos índices WPI, WSI, CWSI, busca abranger as dimensões do prisma em seus componentes e indicadores, originando as categorias Recursos hídricos, Provisão de água, Capacidade e Saúde Humana.

A componente Capacidade engloba indicadores de pobreza e educação, propostas semelhantemente por Lawrence et ai. (2002) e Gómez-Limón e Riesgo (2008), no sentido de serem aspectos relacionados ao bem-estar humano inserido nas esferas sociais e econômicas da sustentabilidade agrícola. Sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, a pobreza econômica e a má alocação de recursos, visto que a população de Java aplica a maior parte de sua renda em alimento, inviabiliza o gasto e acesso à água limpa. Como consequência, o impacto da pobreza na componente saúde humana é associada ao número de doenças, devido ao consumo de água com baixa qualidade nos centros urbanos (JUWANA et ai., 201O).

Portanto, encontram-se no índice os fatores integradores pela perspectiva do nexo água - alimento - meio ambiente: a qualidade hídrica, a demanda hídrica e a disponibilidade hídrica quanto à limitação do acesso e evidenciados pela pobreza e gerenciamento sistêmico. No entanto, os indicadores utilizados para o recurso hídrico não apontam explicitamente as consideração e implicações das atividades agrícolas de produção de alimentos. Por exemplo, a demanda hídrica é mesurada pela porcentagem de água exigida para diversos fins e a disponibilidade é avaliada pela taxa volume de água per capita (JUWANA et ai., 2010). Desse modo, a gestão integrada de recursos hídricos, enquanto uma categoria de análise dos fatores integradores do nexo em questão, é a que mais se insere no WJWSI frente aos indicadores representantes do gerenciamento sistêmico e participativo.

A proposta dos autores ao desenvolver o WJWSI é preencher a lacuna no processo participativo da sociedade no âmbito científico e nas tomadas de decisão. Assim, para a seleção de indicadores, além da revisão de literatura, se

faz uso da técnica Delphi, que consulta a opinião de especialistas e outros atores envolvidos na província de estudo, para a construção do modelo conceituai de apoio a ações políticas futuras. No entanto, o WJWSI recebe críticas quanto à viabilidade de aplicação em outras províncias ou escalas de gestão, visto que seus indicadores foram selecionados a partir da problemática referente à região estudo.

O modelo de sustentabilidade hídrica proposto por (JUWANA et ai., 2012), considera o método da média geométrica tanto para opções de ponderação de pesos iguais entre os indicadores, quanto para pesos diferentes. Uma vantagem do WJWSI, quando comparado aos demais índices abordados, é a verificação dos impactos das incertezas quanto aos critérios de agregação e atribuição de pesos aos indicadores nos valores finais dos índices, que se realiza por meio da análise de robustez.

- *Avaliação de sustentabilidade - "Sustainability Assessment" (SA)*

Evidencia-se a importância da gestão integrada de bacias hidrográficas, associada à gestão territorial integrada para se trabalhar a poluição ambiental e contaminação da água, em regiões com alta densidade demográfica e rápida urbanização (BROMBAL et ai., 2018). A gestão integrada de bacias hidrográficas é vista sob a ótica da harmonização das esferas social, econômica e ambiental do tripé da sustentabilidade. Os autores propõem um modelo estruturado em critérios e atributos, para avaliação da sustentabilidade dessas regiões, desenvolvido pela análise de decisão de multicritério na seleção e peso de indicadores que compõem o modelo. Os autores corroboram Juwana et ai. (201O) quanto à importância da participação de todos envolvidos no processo que se concretiza por meio da possibilidade de veto e definição de valores às variáveis de estudo e também utilizam a técnica Delph.

O sistema de indicadores de avaliação da sustentabilidade contempla, em sua dimensão ambiental, a qualidade da água. Os autores do SA ressaltam que a agricultura exerce impactos negativos na qualidade aumentando o teor de nitrogênio e fósforo. Sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, o impacto ambiental é um fator integrador que está contemplado na ferramenta SA pelos indicadores de qualidade ecológica e emissões de gases de efeito

estufa. A dimensão social aborda principalmente a participação pública nas decisões da bacia. Nesse sentido, as políticas públicas de recursos hídricos têm norteado seus instrumentos de gestão possibilitando a participação dos atores envolvidos nas tomadas de decisão (BRASIL, 1997; CE, 2000).

- *Integridade de bacias hidrográficas - "Watershed Integrity" (WI)*

A elaboração do WI corrobora a importância da aplicação de instrumentos de avaliação dos recursos hídricos no recorte territorial de bacias hidrográficas como proposto Chaves e Alipaz (2007), ratificada posteriormente por Brombal et ai. (2018). A partir da abordagem sobre a sustentabilidade utilizada no WI, Flotemersch et ai. (2015) acreditam que a harmonização de oportunidades ambientais, econômicas e sociais para o benefício das gerações presentes e futuras embasa o conceito de saúde das bacias hidrográficas e a seleção de indicadores que mensuram capacidade de oferta sustentável dos seus fluxos de serviços e suas componentes funcionais em um nível aceitável pelos usuários.

Desenvolvem, portanto, o índice de integridade das bacias hidrográficas como indicador de sustentabilidade de sua infraestrutura e descrevem seis funções principais de impactos de origem antrópicas:

- Regulação hidrológica - Relacionada ao ciclo hidrológico, que interfere na oferta. Exemplos: Alterações como superfícies impermeáveis, drenagem agrícola, irrigação, corte florestal, remoção de zonas húmidas e matas ciliares e represamento;
- Regulação química da água - Avaliação dos componentes químicos presentes na água derivados de ações humanas como mineração, despejo de agrotóxicos, resíduos industriais ou esgoto que podem alterar a qualidade de água superficial e subterrânea;
- Regulação de sedimentos - Associado ao fluxo de sedimentos pelo rio impactado pela construção de barragens e práticas agrícolas;
- Conectividade hidrológica - Pertinente ao fluxo espacial e temporal de materiais e energia aos componentes de uma bacia.

- Regulação da temperatura - É o controle primário da atividade biótica aquática que são interferidas per reações químicas, quantidade de sedimentos e conectividade hidrológica;
- Provisão de habitat - Pertinente ao ambiente propício à reprodução, abrigo e oferta de alimento para garantia da vida aquática. Ações humanas como represa de água para geração de energia e o uso da terra para urbanização ou produção agrícola podem ser estressares para essa função.

Nota-se que o índice de integridade de bacias hidrográficas é constituído de variáveis correlacionadas diante do sinergismo natural do sistema que interconecta as suas funções. Pode-se perceber, por exemplo, que os autores reconhecem os impactos da agricultura nas funções hidrológicas, alterando sua disponibilidade, sua qualidade e sua condição enquanto ecossistema (FLOTEMERSCH et ai., 2015). Corroborando a importância dos ecossistemas aquáticos para a sustentabilidade hídrica, apresentada semelhantemente nos trabalhos de Sullivan et ai. (2003), os autores do WI selecionam a integridade dos ambientes aquáticos como indicador da dimensão ambiental. No entanto, as questões econômicas e sociais não são consideradas no desenvolvimento do índice e apesar de considerar aspectos importantes da sustentabilidade hídrica, a falta de tratamento de dados redundantes, compromete a robustez do modelo.

- *Índice de sustentabilidade hídrica (/SH)*

O índice de sustentabilidade hídrica foi desenvolvido para avaliação da sustentabilidade hídrica na escala de gestão de bacias hidrográficas, principalmente nas que apresentam forte pegada urbana (SILVA, 2017). Os autores desenvolvem categorias e subcategorias de análise sob a ótica dos capitais desenvolvidos por Meadows (1998), para alocação de indicadores que foram selecionados via revisão de literatura.

Relacionado ao nexo água - alimento - meio ambiente, percebe-se a consideração de aspectos da produção agrícola de alimentos no modelo proposto, quanto à capacidade de suprimento para usos rurais inseridos no capital construído. Tal subcategoria avalia a variação entre demanda agrícola e

capacidade da infraestrutura (SILVA, 2017). A capacidade de infraestrutura contém o saneamento rural, que consiste em definir sistemas de abastecimento de água potável, rede de esgoto e manejo de águas pluviais, entre outros.

A disponibilidade hídrica é um fator integrador do nexo água - alimento - meio ambiente que se apresenta no ISH. Para mensurar a disponibilidade hídrica, os autores se baseiam WPI, WSI, WJWSI e no CWSI. Uma vez que a disponibilidade é determinada pela demanda, utilizam a taxa de variação entre esses atributos. Nessas ferramentas, a demanda é mensurada pela população existente e a disponibilidade, pela vazão média ou fluxos hidrológicos (CHAVES; ALIPAZ, 2007; JUWANA et ai., 2012; PRI, 2007; SILVA, 2017; SULLIVAN et ai., 2003). No entanto, sabe-se que a demanda hídrica sofre influências, como, por exemplo, do uso para irrigação (AHMAD; KHAN, 2016; HARUN; HANAFIAH, 2018; MASSERONI et ai., 2017; PSOMAS et ai., 2016; TIAN et ai., 2018). E as demandas por tipos de cultura ou quantidade disponível para o cultivo não foram consideradas.

A categoria mencionada também contempla o uso da água, e nesse aspecto insere o uso eficiente da água na agricultura por meio do indicador de eficiência dos sistemas de abastecimento hídrico e reúso. Desse modo, se relaciona com a intensificação sustentável e gerenciamento sistêmico - fatores de integração do nexo em questão - por conter, respectivamente, os aspectos de integração: uso eficiente da água e estratégias de reúso.

Pode-se dizer que os aspectos socioeconômicos do nexo água - alimento - meio ambiente também foram abordados no ISH. Esses se encontram sob o fator de integração saúde, compondo os atributos ineficiência do saneamento ambiental, contado pelo número de internações hospitalares por tais causas, e IDH, para mensurar a longevidade da população (SILVA, 2017). A utilização desse último, como um indicador no capital natural, também se faz presente na ferramenta de Chaves e Alipaz (2007), porém como parâmetro de estado no indicador Vida.

A definição de pesos iguais na elaboração do modelo proposto é realizada com a justificativa de que a ponderação pode ser feita por especialistas no momento da aplicação (SILVA, 2017). Essa mesma justificativa se aplica aos índices WPI e WSI, sendo o ISH baseado neste último para questões estruturais do índice. O instrumento foi aplicado na região

de abrangência do Comitê das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, no Paraná, Brasil, diagnosticando as bacias em questão, principalmente em relação ao capital natural, como sustentabilidade crítica.

As ferramentas de gestão de recursos hídricos para avaliação da sustentabilidade, apesar de considerarem aspectos integrados da agricultura como impactos de práticas agrícolas na qualidade, demanda hídrica e disponibilidade, não englobam outras questões agrícolas e ambientais ou forças que movem o sistema, como manejo eficiente do solo, mudança de padrões de culturas, mudanças climáticas, emissões de gases de efeito estufa, entre outros.

Além disso, a construção de índices embasada em um modelo matemático aditivo recebe críticas por viabilizar a compensação de indicadores (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008; JUWANA et ai., 2012). A compensação implícita nos modelos aditivos ocorre no caso em que um dos indicadores não esteja apresentando um bom desempenho, e o índice final é compensado com valores altos referentes aos indicadores de outras dimensões ou categorias analíticas que apresentam bom desempenho. Flotemersch et ai. (2015) corroboram Gómez - Limón e Riesgo (2008) quanto à crítica ao modelo aditivo e utilizam o produto de fatores para agregação das componentes do WI. Os autores ainda comparam as bacias hidrográficas com o corpo humano: quando uma de suas funções não desempenha seu papel, o corpo inteiro não está saudável.

A agregação de categorias analíticas e de indicadores por meio do modelo aditivo é realizada, principalmente, em cenários nos quais a função que define a relação entre as variáveis de estudo é desconhecida. Na modelagem de ambientes complexos e dinâmicos, como os referentes à avaliação da sustentabilidade, recomenda-se a integração e a captação de sinergismos, e evita-se a compensação (JUWANNA et ai., 2012).

- *Indicador composto de sustentabilidade agrícola - "Composite Indicator of Agricultura/ sustainability" (CIAS)*

A operacionalização do termo sustentabilidade agrícola se dá quando são avaliados os alcances do desempenho econômico, social e ecológico dos sistemas agrícolas (GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008). A motivação se encontra

devido às mudanças nas normativas de gestão da água, incluindo tarifação do uso da água e a dissociação dos subsídios públicos, associadas à baixa rentabilidade dos sistemas de produção poderem impactar a sustentabilidade agrícola.

As esferas do tripé da sustentabilidade abordadas pelo CIAS são compostas por indicadores de mensuração da rentabilidade econômica, manejas de fertilizantes/pesticidas para avaliação da qualidade ambiental em função da intensificação da produção, produtividade da água definida pela taxa de uso por área irrigada e porcentagem de horas trabalhadas para representar a dimensão social. A revisão de literatura se mostra fundamental em apontar fontes de coleta e disponibilidade para seleção de indicadores. Para tanto, os autores utilizam as metas estabelecidas por Nardo et ai. (2005). Para a agregação dos indicadores, utilizam as técnicas de agrupamento de componentes principais, AHP e Multicritério MCDM. Posteriormente à aplicação, faz-se uma análise criteriosa dos métodos utilizados avaliando a robustez das estruturas propostas.

Fica evidente que, apesar dos recursos hídricos serem insumos imprescindíveis para a produção de alimentos, esses não se encontram como elemento central da esfera ambiental do modelo. Essa lacuna, que surge enquanto limitação, justifica-se a partir do objetivo de aplicação pelo qual foi desenvolvido o CIAS. A escala de gestão de propriedades agrícolas pode inviabilizar o uso dessa ferramenta no âmbito da gestão de bacias hidrográficas. Dentre as razões dessa limitação está o fato de que a bacia hidrográfica pode conter diversas propriedades rurais e nesse caso a ampliação do recorte territorial para a escala de bacia para o uso do CIAS exige uma coleta de dados além do encargo da gestão de águas. Além disso, outros aspectos como saneamento básico estão fora do recorte das propriedades e necessitam estar inseridos nos modelos de sustentabilidade hídrica.

No entanto, essa ferramenta de aplicação no recorte territorial das propriedades pode auxiliar a tomada de decisão dos gestores agrícolas, na promoção da segurança alimentar com redução de impactos ambientais e nos recursos hídricos. Principalmente, se forem apresentadas pelos produtores rurais nos comitês de bacias hidrográficas como apoio ao conhecimento das

demandas dos sistemas produtivos e subsidiar uma gestão integrada e eficiente de recursos hídricos.

- *Índice de sustentabilidade nutricional - "Nutritional Sustainability Index"* ***(NSI)***

O índice de sustentabilidade nutricional é um instrumento embasado na sustentabilidade ambiental econômica e social, que contém como aspecto integrador a segurança alimentar. A qualidade nutricional dos alimentos, a quantidade do uso de recursos naturais - água, solo e energia - para a produção, condições de trabalho no campo e o acesso aos alimentos produzidos, muitas vezes limitado devido ao índice de pobreza são componentes desse modelo que ratificam a visão integradora dessas esferas à sustentabilidade (GUSTAFSON et ai., 2016). A avaliação dos impactos ambientais originados da produção de alimentos também se faz presente por meio do uso do indicador de emissão de gases de efeito estufa. Sob a ótica da produção de alimentos, são determinados indicadores de nutrição, meio ambiente, economia, sociais, resiliência, segurança e desperdício(GUSTAFSON et ai., 2016b). No entanto, quanto à integração com a sustentabilidade hídrica e agrícola, carece de outros elementos chave como acesso à água potável, produtividade hídrica e manejo de solo eficiente.

Ratificando a importância do processo participativo identificados por Brombal et ai. (2018), Juwana et ai. (2012) e Sullivan et ai. (2003), os autores fazem uso da revisão de literatura e da opinião de especialistas para definição de variáveis para compor o índice de sustentabilidade nutricional. A decisão da definição de pesos iguais foi realizada pelos especialistas, sugerindo o uso do modelo matemático de média aritmética para agregação. O índice composto por essas métricas é aplicado no recorte territorial nacional, com possibilidade de ser reduzido às escalas locais ou bacias hidrográficas. Pois, a definição do recorte territorial nacional como unidade de gestão pode dificultar a captação de todas as variáveis de fato significativas para o processo (GUSTAFSON et ai., 2016).

## 4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os principais índices e modelos conceituais e de indicadores selecionados (WPI, WSI, CWSI, WJWSI, ISH, SA, WI, CIAS, NSI) se diferenciam quanto aos seus objetivos e paradigmas norteadores da sustentabilidade e isso implica diferentes metodologias de construção e escala de gestão para aplicação. Apesar das diferentes abordagens, buscam contemplar todas as dimensões do desenvolvimento sustentável. Algumas lacunas são encontradas quanto ao local de aplicação, por exemplo, o WPI, o CWSI e o WJWSI, enquanto ferramentas de avaliação de sustentabilidade hídrica não consideram as bacias hidrográficas como unidade de implementação.

Quanto à viabilização da adequada governança da água, os modelos WPI, CWSI, WJWSI e SA são potenciais ferramentas de gestão integrada e participativa, visto que são construídos por meio de consulta aos especialistas e partes envolvidas. Em contrapartida, os métodos de ponderação e agrupamento se mostram subjetivos nessas situações e nenhum desses faz uso de análises estatísticas para mitigar a subjetividade. No entanto, o WJWSI é ressaltado quanto à realização da calibração e análise de robustez, apresentando-se mais eficiente em diagnósticos quando comparada às demais.

Também se pode extrair desse documento que, apesar do foco em questões relativas à produção e alimento, o indicador composto de sustentabilidade agrícola e o índice de segurança nutricional sustentável contemplam aspectos integradores sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente. Por exemplo, a visão de que a intensificação dos sistemas produtivos via expansão de terras agrícolas não é suficiente para garantir a segurança alimentar, além de causar impactos no ambiente e na demanda hídrica. Entretanto, carecem de indicadores que possam ser considerados em escala de bacias hidrográficas para gestão de recursos hídricos.

De modo geral, pode-se concluir que as ferramentas existentes, apesar de representar um avanço científico na gestão integrada e participativa, apresentam lacunas na inserção dos sinergismos existentes entre água - alimento - meio ambiente. Além disso, apesar das diversas metodologias de

construção, deve-se conter uma análise criteriosa da capacidade de diagnóstico e prognóstico das ferramentas de modo a representar a realidade.

# 5 MODELO CONCEITUAL PARA ANÁLISE INTEGRADORA DE SUSTENTABILIDADE HÍDRICA E ASPECTOS DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA DE ALIMENTOS

Os capítulos anteriores apresentam as potencialidade e limitações dos modelos de indicadores de sustentabilidade existentes que envolvem questões sobre recursos hídricos, produção agrícola de alimentos e meio ambiente. Fica também ratificada a necessidade de uma ferramenta capaz de integrar esses aspectos. Nesse capítulo é desenvolvido um modelo conceituai para avaliação de sustentabilidade como subsídio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos a partir da sistematização dos fatores de integração do nexo água - alimento - meio ambiente discutidos no capítulo 3, adaptados aos critérios de desenvolvimento e categorias analíticas utilizadas em modelos já existentes.

Esse capítulo se baseia no artigo científico "Modelo conceituai e de indicadores para análise integrada de sustentabilidade hídrica e da produção agrícola de alimentos", a ser submetido à revista *Water Resources Management* por Layanne Andrade Mendonça, Marie Luise Carolina Bartz e Marcelo Limont. Acredita-se que essa ferramenta possa auxiliar a gestão de recursos hídricos, no âmbito das bacias hidrográficas, nas tomadas de decisão mais assertivas e integradas com o setor da produção agrícola em prol da sustentabilidade.

## 5.1 INTRODUÇÃO

A sustentabilidade hídrica vem sendo avaliada por diversos instrumentos, desde o relatório de Relatório Brundtland (1997), que impulsionou a sistematização de indicadores como instrumentos de mensuração do desenvolvimento sustentável (WCED, 1987). No entanto, a premissa comum que alavanca esses estudos é a modelagem dos sistemas dinâmicos por meio da construção de indicadores que considerem a interação dos aspectos sociais, econômicos e ambientais, que impactam os corpos hídricos (BROMBAL et ai., 2018; CHAVES; ALIPAZ, 2007; HARMANCIOGLU et ai., 2013; JUWANA et ai., 2010; PRI, 2007; SILVA, 2017; SULLIVAN et ai., 2003).

As propostas de indicadores existentes divergem nas etapas de construção desde a definição do paradigma da sustentabilidade, que norteia os conceitos considerados em suas fundamentações teóricas, até as metodologias de construção dos índices, como seleção, agregação e ponderação de indicadores (JUWANA et ai., 2012). Além disso, diferem quanto à área de aplicação, podendo variar entre comunidades, local e bacias hidrográficas. Essa última vem sendo incentivada como unidade de gestão de recursos hídricos por contemplar os aspectos integrados do ecossistema e viabilizar o envolvimento dos atores sociais nos processos decisórios (SILVA, 2017; BRASIL, 1997; UNESCO, 201O). Portanto, indicada como apropriada para o uso de indicadores na avaliação e monitoramento da sustentabilidade hídrica (BROMBAL et ai., 2018; CHAVES; ALIPAZ, 2007; FLOTEMERSCH et ai., 2016; SILVA, 2017).

Diante da complexidade do meio ambiente, aponta-se a dificuldade de um modelo de indicadores de sustentabilidade hídrica que contemple de forma holística e sistematizada todos os aspectos inerentes ao desenvolvimento, assim como as variáveis de impacto nos corpos hídricos (DICKSON et ai., 2016; PETERSON et ai., 2013). Dentre essas variáveis, a produção agrícola de alimentos tem se apresentado como um setor de forte impacto aos capitais naturais, água e solo. Frente ao crescimento populacional e a necessidade de mitigar a demanda por alimentos, a intensificação da produção tem ocorrido principalmente por meio de práticas invasivas ao meio ambiente (ALLEN et ai.,

2018; UN-WATER, 2014). No entanto, existem iniciativas que visam a reduzir esses impactos e por isso deveriam ser incentivadas no intuito de serem amplamente adotadas e consideradas enquanto variáveis integradas no âmbito da gestão(DELGADO et ai., 2019) (DELGADO et ai., 2019; GARNETT et ai., 2013; PETERSEN; SNAPP, 2015; MARTINEZ et ai., 2018; MITCHELL et ai., 2019).

As abordagens nexo possuem um enfoque de análise integradora de setores que deveriam estar conectados durante a gestão (DE VITO et ai., 2017; FAO, 2014; OZTURK, 2015), como, por exemplo, os setores hídrico, agrícola e meio ambiente. Desse modo, o objetivo desse artigo é propor um modelo conceituai para análises de sustentabilidade como subsídio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos.

## 5.2 METODOLOGIA

O desenvolvimento do modelo conceituai e de indicadores para análise de sustentabilidade como subsídio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos foi baseado na sistematização proposta por Meadows (1998), constituída de duas etapas: fundamentação teórica, que é definida pela visão de mundo e suas ligações, e construção de uma estrutura de análise hierárquica.

### 5.2.1 Fundamentação teórica

Foi realizada uma revisão de literatura para analisar elementos integradores e sinérgicos do nexo água - alimento - meio ambiente e identificar potencialidades e limitações em modelos de indicadores para análise de sustentabilidade existentes. Dessa análise, os fatores integradores "Gerenciamento sistêmico", "Intensificação sustentável", "Demanda hídrica e por alimentos", "Qualidade hídrica", "Intensificação da produção", "Disponibilidade hídrica", "Saúde humana", "Impactos ambientais", "Qualidade do solo", "Mudanças climáticas", "Sustentabilidade agrícola", "Pobreza" e

"Subsídios Públicos" foram utilizados nessa ordem de importância como referencial teórico a compor o modelo.

A análise reflexiva dos índices Water Poverty Index (WPI), Canadian Water Sustainability Index (CWSI), Watershed Sustainability Index (WSI), West Java Water Sustainability Index (WJWSI), Sustainability Assessment (SA), Watershed Integrity (WI), Índice de Sustentabilidade Hídrica (ISH), Compositor Indicator of Agricultura! Sustainability (CIAS), Nutritional Sustainability Index **(NSI)** também foi embasamento para seleção de fatores integradores do nexo - água - alimento - meio ambiente.

### 5.2.2 Estrutura de análise hierárquica

Foi utilizada a estrutura organizada composta por indicadores desenvolvida por Silva (2017), para análise da sustentabilidade hídrica, como base da hierarquização definida nesse trabalho (Figura 6).

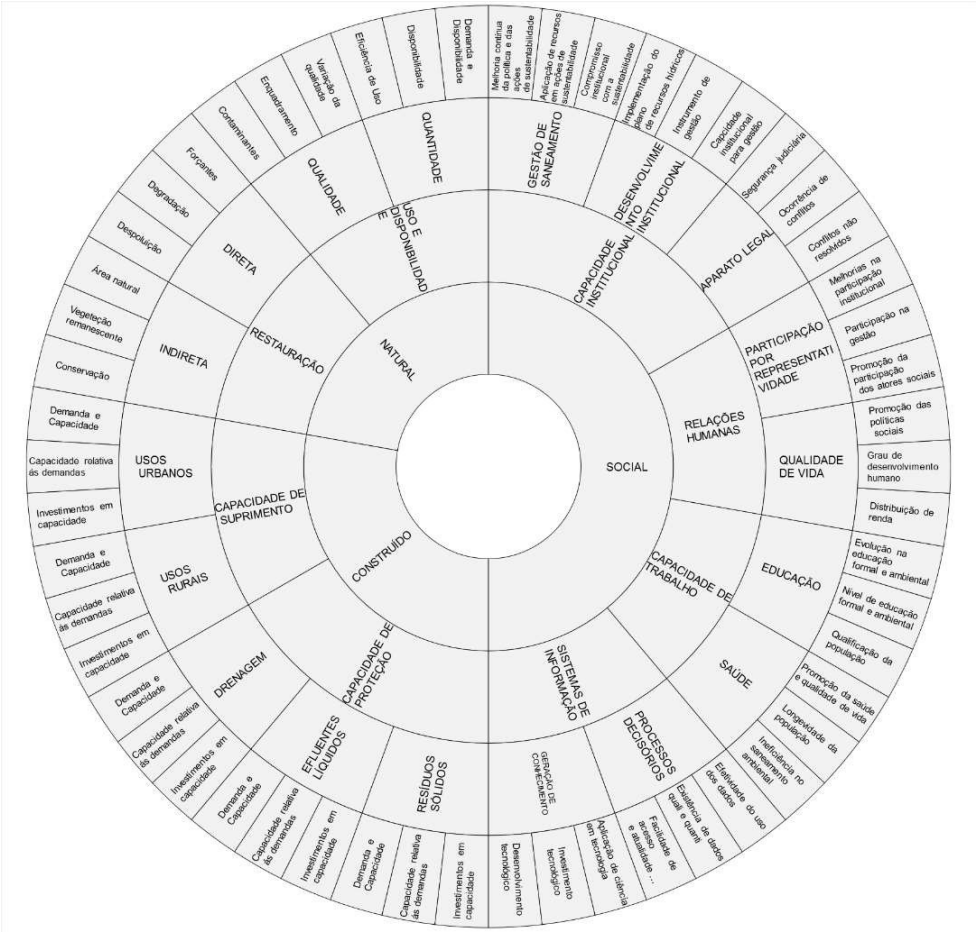



Figura 6: Estrutura analítica desenvolvida por Silva (2017) para avaliação da sustentabilidade hídrica em bacias hidrográficas com forte pegada urbana. Fonte: Adaptado de Silva (2017).

O modelo proposto por Silva (2017) se destaca frente aos demais avaliados por contemplar uma revisão de literatura sobre o paradigma da sustentabilidade e optar pela ótica dos capitais nessa perspectiva. Ainda, considera o âmbito das bacias hidrográficas como recorte de aplicação de sua ferramenta. Acredita-se que uma proposta integradora das esferas do desenvolvimento sustentável e da abordagem nexo é mais adequada do que abordagens segmentadas. Justifica-se, portanto, a adoção da ótica dos três capitais nesse trabalho para análise de sustentabilidade, na qual a dinâmica do sistema é captada pelo entendimento de que os estoques e fluxos nele existentes estão interligados (DALY; FARLEY, 2004 MEADOWS, 1998; SILVA, 2017).

Dentre os critérios de seleção de sistemas de indicadores apresentados pela Organização das Nações Unidas (ONU, 2007), foi priorizada a existência de uma base conceituai, aplicável em escala nacional, capaz de avaliar o desenvolvimento sustentável, captar suas relações relevantes e ser adaptável. Desse modo, os demais níveis hierárquicos propostos por Silva (2017) foram utilizados na íntegra ou adaptados, quando necessário, para contemplar os elementos de integração do nexo água - alimento - meio ambiente.

## 5.3 INTEGRAÇÃO DO NEXO ÁGUA - ALIMENTO - MEIO AMBIENTE AO MODELO CONCEITUAL DE INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE HÍDRICA E AGRÍCOLA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

A estrutura analítica sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente e dos capitais natural, social, para análise integrada de sustentabilidade hídrica com aspectos da produção agrícola de alimentos proposto por esse trabalho está apresentada na figura 7. As categorias que estão destacadas em vermelho, diferem das propostas por SILVA (2017). O desdobramento em categorias, subcategorias e atributos de análise sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente é discutido a seguir.

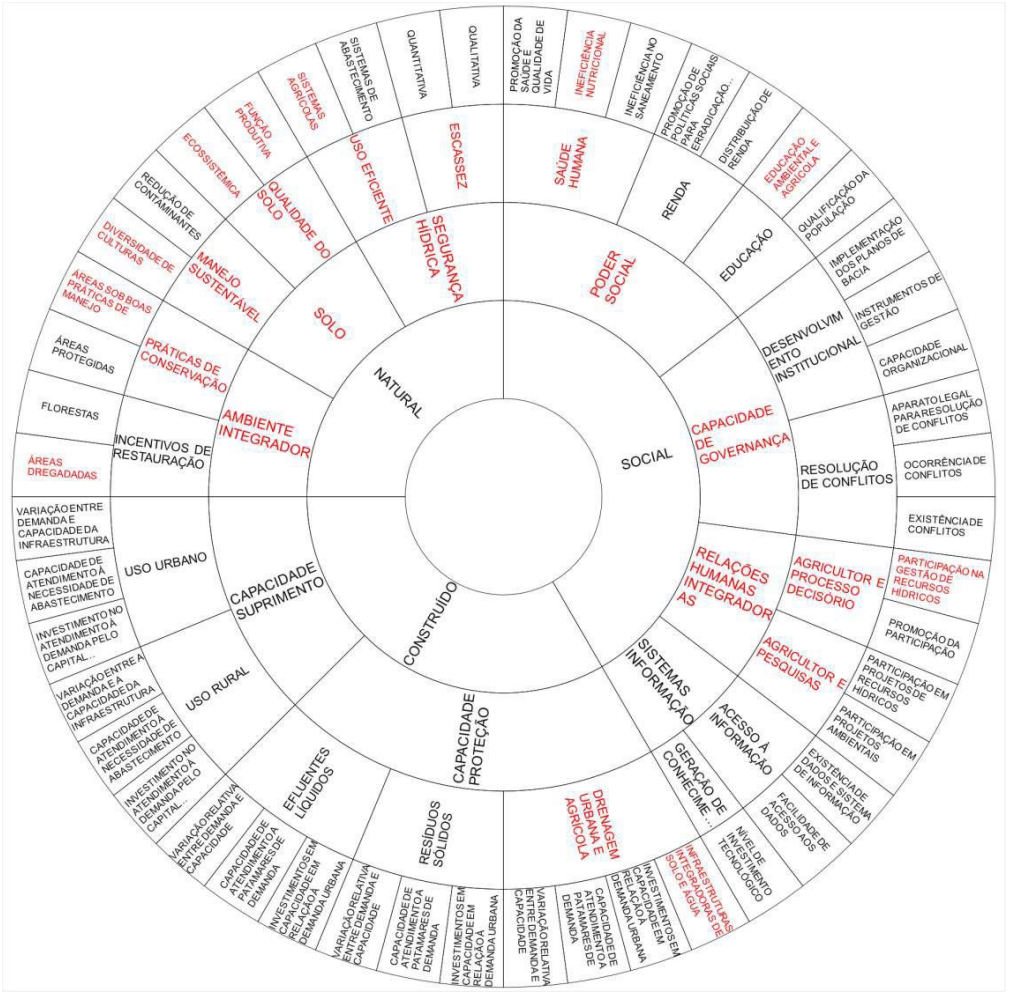



Figura 7: Modelo conceituai para análise integrada de sustentabilidade hídrica com aspectos da produção agrícola de alimentos e categorias que diferem das propostas por Silva (2017) destacadas em vermelho. Fonte: Da autora.

### 5.3.1 CAPITAL NATURAL

O capital natural é definido como o estoque ou o fluxo da natureza que é retirado como matéria ou como energia utilizada, para crescimento econômico, ou que é depósito de matéria e energia, concluída sua utilidade na sociedade (MEADOWS, 1998; SILVA, 2017). Julga-se uma situação insustentável quando a fonte de capital natural está se esgotando ou quando os dejetos estão aumentando (FAO, 2018; MEADOWS, 1998). No contexto da gestão de recursos hídricos com aspectos da produção agrícola de alimentos e qualidade

ambiental, o capital natural está associado às categorias "Segurança hídrica", "Solo" e "Ambiente integrador".

#### 5.3.1.1 Segurança hídrica

A segurança hídrica contempla disponibilidade e demandas qualitativas e quantitativas dos recursos hídricos para atendimento aos processos produtivos (SANTOS, 2016). A relação entre disponibilidade e demanda, em termos de qualidade e quantidade, refere-se à escassez hídrica (AHMAD; KHAN, 2016). O uso eficiente dos recursos hídricos nos processos produtivos é uma proposta que compreende ações que favorecem a sustentabilidade hídrica (SILVA, 2017). A segurança hídrica, como categoria do capital natural, é composta pelas subcategorias analíticas: Escassez e Uso eficiente.

Escassez *Hídrica*

A intrínseca relação entre a disponibilidade quantitativa e a poluição da água (PETERSON et ai., 2013) é razão de entender a escassez qualitativa como uma variável contemplada pela disponibilidade e uso qualitativo da água, associados à deterioração dos sistemas naturais por ações antrópicas (FAO, 2018; NORMAN et ai., 2013; OECD, 2013; UN-WATER, 2013). A qualidade da água se apresenta como um dos fatores de mensuração da sustentabilidade hídrica nos índices estudados e desenvolvidos por Silva (2017) e Juwana et ai. (2012). De modo geral, estuda-se a concentração de poluentes dos corpos hídricos por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos (CHAVES; ALIPAZ, 2007; DICKSON et ai. 2016; FLOTEMERSCH et ai., 2015; KERR et ai., 2016; SILVA, 2017; SULLIVAN et ai., 2003).

Sob a ótica de integração entre água e alimento, a intensificação do uso de agroquímicos, fertilizantes e defensivos, cujo objetivo é o aumento da produção agrícola, é uma significante fonte poluente das bacias hidrográficas (FAO, 2017; SHUKLA et ai., 2018; TIAN et ai., 2018). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é uma variável capaz de identificar a concentração de poluentes no âmbito dos nutrientes agrícolas (CHAVES; ALIPAZ, 2007; SILVA, 2017). No que se refere ao uso de pesticidas e seus impactos nos corpos

hídricos, as políticas agrícolas e a legislação de cada país são influentes na determinação de limites do uso dos agroquímicos e na qualidade aceitável da água para consumo (COSTA; GODINHO, 2015).

Desse modo, o atributo "Escassez Hídrica Qualitativa" do modelo de indicadores para análise de sustentabilidade hídrica e agrícola pode ser mensurado pelo indicador "Carga orgânica assimilável", calculado pela razão entre DBO lançada e DBO assimilável. E, uma vez que as diversas políticas regem as normativas governamentais para qualidade da água e controle de poluição (HARMANCIOGLU et ai., 2013; SHUKLA et ai., 2018; COSTA; GODINHO, 2015), o presente trabalho substituiu o índice de conformidade ao enquadramento descrito nas normativas brasileiras (ANA, 2018) e utilizado por Silva (2017) pelo "Índice de qualidade relativa à meta". Portanto, viabiliza o uso do indicador em outros sistemas de gestão de recursos hídricos como mensurador da Escassez Hídrica Qualitativa.

O atributo "Escassez Hídrica Quantitativa", por sua vez, se relaciona com a disponibilidade hídrica (AL ZAYED; ELAGIB, 2017 DICKSON et ai., 2016; JUWANA et ai., 201O; LEONG; LAI, 2017). A disponibilidade e uso dos recursos naturais se inserem no capital natural diante da finalidade desses em atender à demanda humana e ecológica (MEADOWS, 1998). Quando a demanda se encontra maior que a oferta, significa que a pressão no recurso natural está além da sua capacidade regenerativa, indicando a insustentabilidade do sistema (BROWN, 2003).

A escassez hídrica quantitativa pode ser impactada por ações antrópicas como a perda de volume de água nos sistemas agrícolas (FLOTEM ERSCH et ai., 2015) ou de origem natural, de acordo com a distribuição espacial heterogênea da água (FENEMOR et ai., 2008; LAWRENCE et ai., 2002). Uma das maneiras de mensuração da escassez quantitativa, portanto, é por meio de variação relativa entre a quantidade disponível e demanda (CHAVES; ALIPAZ, 2007; SILVA, 2017).

Características do ciclo hidrológico devem estar integradas com aspectos sociais e econômicos (BOMFIM et ai., 2015). Pode-se citar a demanda de uso consultivo humano e a demanda agrícola como variáveis relacionadas ao ciclo hidrológico por exercerem pressão na disponibilidade (FAO, 2017; PEREZ-FOGUET; GARRIGA, 2011). O crescimento populacional,

portanto, se apresenta como um fator diretamente relacionado à limitação da disponibilidade hídrica (ABADI et ai., 2015; GENG et ai., 2014; HUNTER et ai., 2015; JUWANA et ai., 201O). Adicionado o fato de influenciar o aumento da produção de alimentos, que por sua vez exige uma intensificação da captação dos recursos hídricos (GARNETT; GODFRAY, 2012; UN-WATER, 2014), a demanda agrícola para a produção de alimentos deve ser considerada no cálculo da demanda total no recorte territorial e temporal de estudo. Portanto, o indicador "Variação média anual entre demanda e disponibilidade" é calculado pela diferença entre a vazão média do fluxo dos corpos hídricos e o somatório da demanda populacional e agrícola. Os limites de pontuação para esse indicador foram semelhantes ao adotado por Silva (2017).

Os indicadores de disponibilidade utilizados em índices de sustentabilidade hídrica geralmente são calculados pela razão anual entre o fluxo de água disponível e a população, apresentados com um limite de tolerância (CASTRO et ai., 2017; SILVA, 2017). A proposta utilizada por Chaves e Alipaz (2007) e Silva (2017) do uso do indicador "Disponibilidade hídrica per capita" no período de análise das bacias hidrográficas foi adotada nesse trabalho para mensurar a escassez quantitativa da água trabalho.

*Uso eficiente de recursos hídricos*

A segurança hídrica significa também o acesso físico aos recursos hídricos (FENEMOR et ai., 2008a; LUZ; FERREIRA, 2011; SULLIVAN et ai., 2003) que pode ser assegurado por sistemas de abastecimento estruturados e eficientes em levar água com menor perda possível às comunidades de destino e uso eficiente dos sistemas de irrigação agrícolas (FABIOLA; DALILA, 2016; PEREZ-FOGUET; GARRIGA, 2011). Além da vertente estrutural do uso eficiente da água com menor perda no sistema, também implica promoções ao uso racional (SILVA, 2017) e estratégias de gestão agrícola para redução da demanda hídrica e desperdício (AL ZAYED; ELAGIB, 2017; ALLEN et ai., 2018; GENG et ai., 2014; GÓMEZ-LIMÓN; RIESGO, 2008; GUSTAFSON et ai., 2016; PRI, 2007). Desse modo, os atributos "Sistemas de abastecimento" e "Sistemas agrícolas" foram definidos como atributos dessa subcategoria.

O uso eficiente de água em um sistema pode ser calculado pela razão entre o volume de saída de água e a entrada total menos a quantidade de

reúso em um determinado sistema (HAIE; KELLER, 2008, 2012; LI et ai., 2016). Nesse trabalho, o uso eficiente da água por Sistemas de abastecimento é mensurado pelo indicador "Variação nas perdas dos sistemas de abastecimento" calculado pela divisão entre a diferença da perda final e inicial e a perda inicial do sistema. Os critérios de ponderação adotados para esse indicador são semelhantes aos utilizados por Silva (2017) para o indicador do atributo "melhoria na eficiência de uso", consistentes com o CWSI e que define o limite de 25% de perda inaceitável (PRI, 2007; SILVA, 2017).

O uso eficiente da água por "Sistemas agrícolas", por sua vez, pode ser mensurado pelos indicadores do "Uso de sistemas de irrigação pressurizados" (AYDOGDU; BILGIC, 2016). Os sistemas de irrigação que se adaptam às demandas de cultivas tendem a reduzir os impactos nos recursos hídricos, como aumento do tempo de regeneração e redução de desperdício (FABIOLA; DALILA, 2016; HASSAN-ESFAHANI et ai., 2015). O uso de sistemas de aspersão ou gotejamento é indicado nesse sentido (AYDOGDU; BILGIC, 2016). Outro indicador proposto é "Produtividade hídrica", calculada por diversas formas para mensurar o uso eficiente da água nos sistemas agrícolas (AYDOGDU; BILGIC, 2016; MANETA et ai., 2009; MARTINEZ et ai., 2018; GENG et ai., 2014). Fez-se uso, portanto, da razão entre quantidade de água utilizada por rendimento agrícola.

#### 5.3.1.2 Solo

O solo é uma organização natural que se encontra no cerne do nexo água - alimento - meio ambiente, na qual são desenvolvidas funções produtivas e ecossistêmicas (LAL et ai., 2017; MONTGOMERY, 2017; MITCHELL et ai., 2019; PARRON et ai., 2015). A qualidade do solo é definida aqui como a capacidade de desenvolver suas múltiplas funções e serviços, incluindo atendimento à demanda da produção de alimentos e redução de impactos ambientais (LUDWIG et ai., 2018; MITCHELL et ai., 2019). O manejo de solo que contenha práticas de intensificação sustentável, por sua vez, consiste em práticas agrícolas que guiam o uso da terra para atender a

demanda da produção de alimentos com menores impactos ambientais, dentre eles os recursos hídricos (ABADI et ai., 2015; CHOPIN et ai., 2017; CLAVEL et ai., 2012; LAL et ai., 2017;). Desse modo, as subcategorias analíticas, "Qualidade do solo" e "Manejas sustentáveis" foram adotadas para compor o capital natural solo.

*Qualidade do solo*

A capacidade do solo em atender à demanda produtiva de alimentos agrícolas foi definida pelo atributo "Função produtiva". O indicador "Produtividade agrícola" mensura o retorno produtivo em relação à quantidade de recurso utilizado (GOMES-RIESGO, 2008; MAHON et ai., 2018). Pode ser calculado pela razão entre rendimento e o metro quadrado de área produtiva (LI et ai., 2019). Outro indicador proposto para esse atributo é "Percentual de pequenas propriedades rurais". Justifica-se o uso desse indicador por acreditar que as pequenas propriedades, além de sustentar mais trabalhadores por unidade de área, possuem facilidade em dedicar-se às práticas de intensificação sustentável, como uso eficiente dos recursos naturais (MAHON et ai., 2018).

O atributo de qualidade "Ecossistêmica" reflete a capacidade do solo em atender à demanda ecossistêmica. Foram utilizados os indicadores "Percentual da área da bacia com cobertura natural remanescente" (CHAVEZ; ALLIPAZ, 2007; SILVA 2017), o "Environment Pressure Index" (ANA, 2013; CHAVES; ALIPAZ, 2007), calculado pela média do percentual de variação da área agrícola e urbana no recorte territorial estudado e "Biodiversidade do solo" (CORSI, 2019; PARRON et ai., 2015; MAHON et ai., 2018). Desse modo, é percebida a necessidade de uma ampliação do conceito da principal função produtiva da agricultura, habitualmente definida como produção de alimentos. Essa simplista definição reduz a principal função da agricultura que é de produzir ambiente e recursos naturais, além de produzir alimentos (FEBRAPDP, 2011).

*Manejo sustentável do solo*

O manejo sustentável do solo é constituído de uma gama de práticas agrícolas de intensificação sustentável, dentre elas o uso eficiente de fertilizantes e pesticidas, práticas de rotação de culturas e de mitigação à

compactação do solo. Nesses aspectos, foram adotados os atributos "Redução de contaminantes" e "Diversidade de culturas".

O excesso de uso dos fertilizantes e agrotóxicos transforma-os em poluentes que ultrapassam a capacidade de regeneração e autopurificação dos corpos hídricos (CHOI et ai., 2017; CONIJN et ai., 2018; SHUKLA et ai., 2018). O atributo "Redução de contaminantes" foi adotado a partir do princípio de que o manejo de solo que proporciona redução das fontes de contaminação, como despejos de efluentes agrícolas, e auxiliam no aumento da disponibilidade e uso qualitativo da água (BROUZIYNE et ai., 2018; GENG et ai., 2014; KERR et ai., 2016; SALADINI et ai., 2018). O impacto das práticas agrícola no meio ambiente é considerado fontes difusas (FAO, 2017; MARTINEZ et ai., 2018). O "Uso racional de insumos agrícolas" é uma adaptação ao indicador "Redução de Aporte de fertilizantes e agrotóxicos" proposto por Silva (2017), usado para mensurar a redução de fontes contaminantes agrícolas no meio ambiente.

O atributo "Diversidade de culturas" é considerado um manejo de intensificação sustentável, pois considera os ganhos na agro biodiversidade e na redução de pragas e doenças, que consequentemente produz ganhos econômicos, ambientais e sociais (MAHON et ai., 2018) Para esse atributo, foi proposto o indicador "Percentual de terras sob monocultura".

#### 5.3.1.3 Ambiente integrador

Sob a ótica no nexo água - alimento - meio ambiente, a segurança hídrica, os manejas sustentáveis do solo para produção de alimentos e os impactos ambientais possuem sinergismos inerente ao ambiente complexo e dinâmico. Em prol da sustentabilidade, pela ótica do capital natural, são requeridas iniciativas integradoras de conservação e restauração da água, do solo e outros elementos do meio ambiente (AL ZAYED; ELAGIB, 2017; FAO, 2014; OZTURK, 2015; UNESCO, 201O; WEF, 2011). As subcategorias analíticas "Práticas de Conservação" e "Iniciativas de Restauração" estão inseridas na categoria de ambiente integrador.

*Práticas de conservação*

O excesso do uso de fertilizantes agrícolas impacta a restauração dos corpos hídricos uma vez que a lixiviação de sedimentos aos corpos hídricos causa eutrofização de rios e lagos (BROUZIYNE et ai., 2018; CONIJN et ai., 2018; GENG et ai., 2014; KERR et ai., 2016). Os pesticidas, por sua vez são responsáveis pela perda da biodiversidade aquática e impactos severos no ecossistema (FAO, 2018). A agricultura conservacionista se apresenta como um sistema agrícola que direcionam o manejo adequado do solo, minimizando a compactação do solo e impactos nas bacias hidrográficas (GUTIÉRREZ et ai., 2018;). Por fim, o atributo "Áreas sob boas práticas de manejo" busca captar os incentivos às boas práticas de gestão por meio do indicador "Nível de implementação dos sistemas de manejo do solo conservacionistas".

Outro atributo das práticas de conservação é "Áreas protegidas", que reflete em uma ação de conservação direta dos recursos hídricos ou de terras (CHAVES; ALIPAZ, 2007; SILVA 2017). O indicador "Criação de áreas protegidas" foi definido para mensurar as áreas protegidas, semelhante à proposta de Silva (2017).

*Incentivos de restauração*

Na avaliação dos impactos antrópicos na dimensão meio ambiente do nexo em questão, ressalta-se a expansão das terras agrícola em função da intensificação da produção acarretando perda da vegetação (DICKSON et ai., 2016; FAO, 2018; GUSTAFSON et ai., 2016; TIAN et ai., 2018). As bacias hidrográficas florestadas tendem a apresentar aumentos no nível de abastecimento dos lençóis freáticos, ganhos na qualidade do solo e eficiência adaptativa aos eventos extremos (ANA, 2013, BELT et. ai., 2013; CE, 2000; SILVA, 2017). Portanto, o indicador "Ações de reflorestamento" foi proposto para mensurar o atributo "Florestas".

Por outro lado, manejas sustentáveis do solo incluem a recuperação de terras degradadas (CORSI, 2019; SILVA, 2017). Nesse contexto, o atributo proposto "Áreas degradadas" é mensurado pelo indicador "Percentual de regeneração de áreas degradadas", que engloba corpos hídricos ou solos impróprios para plantio.

### 5.3.2 CAPITAL CONSTRUÍDO

De acordo com Meadows (1998), o capital construído é a capacidade física humana que origina alguma produção econômica. Seu aumento é diretamente proporcional ao investimento econômico, enquanto sua redução é consequência da depreciação e obsolescência. Silva (2017) utiliza os indicadores de sistemas de infraestrutura e capacidade econômica para construção da infraestrutura necessária para conservação do capital natural.

Nesse trabalho, será abordado como a capacidade dos sistemas de infraestrutura necessários a atender à demanda agrícola e de bens de consumo da sociedade e ao capital natural em sua conservação, avaliadas pelas categorias "Capacidade de suprimento" e "Capacidade de proteção", respectivamente.

#### 5.3.2.1 Capacidade de Suprimento

De forma a avaliar a capacidade dos sistemas de infraestrutura em atender às demandas urbanas e rurais, tal categoria foi constituída por duas subcategorias analíticas: "Uso urbano" e "Uso rural" em consonância à proposta de Silva (2017). Os atributos associados às categorias refletem a "Relação entre a demanda e a capacidade da infraestrutura", "Capacidade de atendimento à necessidade de abastecimento" e "Investimentos no atendimento à demanda pelo capital construído".

*Uso urbano e uso rural*

O atributo "Relação entre a demanda e a capacidade de infraestrutura" pode ser avaliada por um indicador que mensure a evolução do capital construído em relação à demanda. Adota-se o indicador "Diferença entre variação da demanda e variação na capacidade da infraestrutura". O crescimento proporcional é um indício de sustentabilidade (MEADOWS, 1998).

A estimativa da demanda urbana e rural pode ser obtida pela vazão média anual. Uma vez que a agricultura é setor econômico de maior consumo de água (FAO, 2017, 2018; HARUN; HANAFIAH, 2018; UNEP, 2016; UNESCO, 201O), a demanda rural, no contexto do nexo estudado, engloba o consumo humano e água para irrigação (DE VITO et ai., 2019). As faixas de pontuação do indicador são semelhantes a proposta por Silva (2017).

Para o atributo "Capacidade de atendimento à demanda pelo capital construído", sugere-se o indicador "Grau de cobertura de abastecimento", que considera a definição de patamares de demanda urbana e rural e avalia a capacidade de abastecimento da demanda mínima, mediana e do pico de demanda. A demanda mínima é definida de acordo com normativas dos sistemas de gerenciamento de recursos hídricos. Nas bacias hidrográficas brasileiras, serão de acordo com os usos prioritários referenciados na Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). O histórico de consumo determina demanda mediana, e a demanda máxima é o pico consumo, que deve ser atendido (BRASIL, 2014). Para que o indicador seja viável para aplicação em bacias sob a gestão de outras normativas, as demandas poderão ser calculadas de acordo com suas respectivas normativas. Ressalte-se que para o cálculo da demanda de uso urbano/rural desse trabalho, considera-se a vazão de retirada, que engloba a vazão de consumo e a vazão de retorno da água ao meio ambiente. Essa última é definida por coeficientes de retorno adotados de acordo com o tipo de consumo (ANA, 2013).

O conceito de usos consultivos engloba questões quantitativas e qualitativas, visto que o retorno das águas ao ambiente está comprometido pela menor vazão ou pela perda da qualidade. O coeficiente de abastecimento urbano é de "0,8"; o de abastecimento rural, de "0,5"; e o de irrigação, de 0.2 **(ANA,** 2013). Nota-se que a demanda para irrigação merece atenção por possuir baixo coeficiente de retorno, implicando proporcionalmente na qualidade e quantidade hídrica absorvida pelo ambiente pós-uso consultivo. Tal fato ratifica a ideia de que a agricultura irrigada, juntamente com o manejo do solo e das culturas, é responsável pela perda de qualidade e quantidade da água (ANA, 2013; AYDOGDU; BILGIC, 2016; FAO, 2017, 2018; HARUN; HANAFIAH, 2018; UNEP, 2016; UNESCO, 2010).

A capacidade é determinada pelo volume hídrico produzido nos sistemas de tratamento de água, nos poços artesianos e reservatórios (BRASIL, 2014). Diz-se que quanto maior a capacidade de atender ao pico de demanda, mais próximo caminha o sistema em direção à sustentabilidade (BRASIL, 2014; SILVA, 2017). Portanto, o indicador grau de cobertura de abastecimento indica um sistema mais sustentável, quando a capacidade tende a ser maior que a demanda máxima, de acordo com os critérios de pontuação e escala propostos por Silva (2017).

Outro atributo proposto é "Investimentos no atendimento à demanda de investimento no capital construído". As demandas de investimento são consideradas ações necessárias para manutenção, benfeitorias, na depreciação e inovação da infraestrutura rural e urbana de abastecimento e saneamento, cujas prestações de serviço são concedidas às bacias hidrográficas (ANA, 2013; BRASIL, 1997; PEREZ-FOGUET; GARRIGA, 2011). O investimento na manutenção é pertinente para manter a infraestrutura em estado útil: nas benfeitorias, implicam o aumento da vida útil; na depreciação, representam gastos com a recuperação de redes, barragens, reservatórios e outras construções; e a inovação, com aquisição de novos equipamentos, reposição e modernização da infraestrutura (SILVA, 2017).

O investimento em tecnologias inovadoras que aumentem a eficiência dos sistemas de irrigação é incentivado, sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, porém de alto custo (AHMADAALI et ai., 2018; AYDOGDU; BILGIC, 2016; DE VITO et ai., 2019; LI et ai., 2019; MASSERONI et ai., 2017). Enfatize-se que tais equipamentos de auxílio ao uso eficiente da água também necessitam de constante manutenção (ANA, 2013). O mesmo ocorre com o investimento ou manutenção de maquinários agrícolas adaptados para serem usados em manejas de solo que reduzem impactos negativos nos recursos hídricos (TEIXEIRA, 2018). A depreciação desses bens tende a ocorrer mais rápido em sistemas de plantio direto, pela força exercida pelas máquinas em solo descoberto e úmido (CONSOLINE, 2018; VALENTE et ai., 2019).

Os subsídios públicos ou privados são caminhos para mitigação da insustentabilidade de sistemas agrícolas, cujas boas práticas agrícolas são limitadas pelo alto custo de investimentos (AYDOGDU; BILGIC, 2016; DELGADO et ai., 2019; DICKSON et ai., 2016). Apoios do governo incluem

projetos e parcerias com agricultores que executam boas práticas agrícolas. No âmbito privado, compreendem a facilidade de financiamento para aquisição de bens de consumos e infraestruturas agrícolas.

O estoque de capital deve ser suficiente para abranger as demandas atuais e futuras (BRASIL, 2014; SILVA, 2017). Portanto, na categoria "Uso Urbano" foi selecionado o indicador "Evolução no investimento em manutenção, benfeitorias, depreciação e inovação", que caminha no sentido da sustentabilidade à medida que o investimento é aumentado, conjuntamente com a abrangência de cobertura de abastecimento, ou quando o abastecimento é universalizado e, nesse caso, deve haver uma redução de investimento, conforme proposto por Silva (2017). Na categoria "Uso Rural".

O indicador, seus critérios e escalas foram adaptados para incluir os investimentos em subsídios na infraestrutura agrícola para produção de alimentos (ABRELPE, 2014; BELT et ai., 2013). Portanto, sugere-se o indicador "Evolução no investimento em subsídios".

Vale ressaltar que o baixo investimento na infraestrutura de saneamento básico, água e esgoto pode estar relacionado aos baixos índices de saúde humana (CHAVES; ALIPAZ, 2007; SILVA, 2017), enquanto as políticas de acesso à água apontam para o bem-estar populacional (UN-WATER, 2015). Desse modo, ratifica-se que o capital construído é um meio intermediário para atingir a sustentabilidade do capital humano.

#### 5.3.2.2 Capacidade de Proteção

A Capacidade de Proteção é uma categoria de análise que representa a habilidade em proteger o capital natural, água e solo, por meio do capital construído. Os sistemas de distribuição de água é uma infraestrutura de abastecimento por meio de tratamento de águas residuais que engloba coleta, transporte, tratamento e gerenciamento (DICKSON et ai., 2016). As subcategorias de análise "Drenagem urbana e agrícola", "Efluentes líquidos" e "Resíduos sólidos" foram definidas nessa categoria semelhantemente à proposta por Silva (2017), exceto pela primeira citada. Nessa subcategoria, o

atributo "Infraestruturas integradores de solo e água" foi adicionado. Os atributos "Variação relativa entre demanda e capacidade hídrica", "Capacidade de atendimento a patamares de demanda hídrica" e "Investimento em capacidade em relação à demanda por investimentos" foram selecionados do modelo proposto por Silva (2017), assim como seus indicadores e faixas de pontuação. Tais atributos analíticos se aplicam nas três subcategorias definidas.

*Drenagem urbana* e *agrícola*

A drenagem urbana é avaliada não apenas considerando a capacidade da infraestrutura fornecida, mas também a demanda por essas estruturas (SILVA, 2017). A demanda por redes coletoras de águas pluviais pode ser prevista pela ocorrência de inundações e alagamentos nos municípios, o que tem se mostrado como uma situação problema no Brasil na última década (BRASIL 2014). A drenagem rural se apresenta ainda mais alarmante, pois a distância entre a zona urbana e a rural dificulta e aumenta o custeio do desenvolvimento dos sistemas de infraestrutura (DICKSON et ai., 2016).

A adequação de estradas rurais constitui medidas integradas para redução de erosão do solo e escoamento de água ao longo das estradas (CAMILO, 2007; ZOCCAL; POLIDO, 2011; SILVA, 2016). Portanto, o indicador "Nível de adequação das estradas rurais para escoamento de água" pode ser um indicador de drenagem rural no contexto agrícola. Os impactos positivos das boas condições das estradas rurais alcançam também a esfera do capital social, pois viabilizam o acesso das famílias à educação e saúde (FREITAS; BORK, 2017). No campo da produção, possibilita a participação nas cadeias de suprimento e aumentam a renda do agricultor (DICKSON et ai., 2016, FREITAS; BORK, 2017).

Outro indicador de drenagem integrada de solo e água seria o "Uso de Sistemas de terraceamento" de acordo com a demanda topográfica. Os terraços são construções em terreno agrícola inclinado para controle de escoamento superficial e erosão do solo, com benefícios de infiltração e armazenamento da água no solo, redução das perdas de nutrientes do sistema de produção e maior permanência de matéria orgânica no solo (CATI, 2014; PARANÁ, 2016; POLIDO, 2011). Vale ressaltar que tal prática agrícola é

indicada para terrenos com declives superiores a 2% e associados às práticas complementares como plantio direto e rotação de culturas (CATI, 2014; PARANÁ, 2016).

### 5.3.3 CAPITAL SOCIAL

As distintas visões de mundo dificultam a diferenciação entre capital humano e capital social (MEADOWS, 1998). Esse último é considerado nesse trabalho como estoques de atributos sociais que permitem atingir um desenvolvimento das condições de vida do indivíduo e de seu relacionamento com a sociedade. Dentre eles, educação, saúde, força de trabalho, honestidade e justiça podem ser investidos e depreciados.

A gestão integrada de recursos hídricos foi identificada na literatura como fator de integração entre sustentabilidade hídrica e produção agrícola de alimentos contendo componentes do gerenciamento sistêmico. Um dos atributos do gerenciamento sistêmico é a gestão participativa e colaborativa. No que tange à tomada de decisão no âmbito das bacias hidrográficas, a representação do todo em um sistema unificado pode ser efetivada por meio da participação dos atores sociais envolvidos no processo (DAHER; MOHTAR, 2015; FABIOLA; DALILA, 2016).

Os processos participativos nas tomadas de decisão, por sua vez, auxiliam geração de conhecimento; por exemplo, a respeito das demandas agrícolas e ecossistêmicas (BROMBAL et ai., 2018; DE VITO et ai., 2017; FAO, 2014), promovem decisões mais justas equitativas (DAHER; MOHTAR, 2015; FISH et ai., 201O; FISHER et ai., 2011; HOOPER, 201O), além de reduzir os conflitos entre os múltiplos usuários de água (DAHER; MOHTAR, 2015; FABIOLA; DALILA, 2016; KHAN et ai., 2017).

Os aspectos socioeconômicos surgem como um fator relevante, que contém elementos relacionados à pobreza e saúde humana, que interagem diretamente com qualidade da água utilizada em prol da intensificação da produção (GELTING; BALOCH, 2012; SILVA, 2017; SULLIVAN et ai., 2003;).

Sob a ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, os aspectos do gerenciamento sistêmico e socioeconômicos foram compreendidos nas definidas categorias de análise do capital social: Sistemas de Informação, Capacidade de Governança Institucional, Relações Humanas Integradoras e Poder Social.

#### 5.3.3.1 Sistemas de Informação

A alocação do estoque de conhecimento à produção de capital social auxilia a evolução da sociedade e sua aplicação tem impactos diretos na proteção ambiental. A partir de interações sociais e da partilha de informações, acredita-se que a geração de conhecimento e a tomada de decisão sejam aspectos do desenvolvimento sustentável (MEADOWS, 1998; SILVA, 2017). Portanto, foram definidas as subcategorias analíticas "Geração de conhecimento" e "Acesso à informação".

*Geração de conhecimento*

A geração de conhecimento está relacionada ao desenvolvimento tecnológico e pesquisa, uma vez que podem ser empregados em ferramentas inovadoras de controle de poluição e tratamento de recursos hídricos (SILVA, 2017; DONG et ai. 2013), de uso eficiente de irrigação, de aumento da produtividade e de redução de impactos ambientais no setor agrícola (AHMADAALI et ai., 2018; AYDOGDU; BILGIC, 2016; MASSERONI et ai., 2017).

O atributo "Nível de investimento tecnológico em recursos hídricos" da geração de conhecimento pode ser representado pelo indicador "Percentual investido em tecnologia e pesquisas em recursos hídricos". As faixas e escalas de pontuação foram semelhantes às propostas por Silva (2017).

*Acessibilidade à informação*

O acesso à informação promove um envolvimento das partes interessadas em relação ao cenário econômico, ambiental e social das bacias

hidrográficas (ENDO et ai., 2015; HARMANCIOGLU et ai., 2013; JUWANA et ai., 2010; KERR et ai., 2016; SILVA, 2017) e corroboram o incentivo à participação dos mesmos no processo de tomada de decisão (BRASIL, 1997; BROMBAL et ai., 2018). Portanto, o atributo "Facilidade de acesso aos dados" é mensurado pelo indicador Grau de facilidade de acesso informações de recursos hídricos e de saneamento. No entanto, para que se tenha acesso, primeiramente deveria existir a informação. O atributo "Existência de dados e sistema de informação" é um atributo que pode ser mensurado pelos indicadores "Grau de cobertura de monitoramento sobre as demandas e disponibilidades hídricas", e "Disponibilidade de sistemas unificados de informação". Os indicadores de acessibilidade à informação seguem critérios e pontuações semelhantes ao proposto por Silva (2017).

#### 5.3.3.2 Capacidade de Governança Institucional

A eficiência institucional em responder às necessidades da sociedade é essencial para o desenvolvimento da sustentabilidade (MEADOWS, 1998). Na temática abordada nesse trabalho, a categoria analítica Capacidade de Governança se relaciona com as subcategorias "Resolução de conflitos" e "Desenvolvimento institucional" por englobar um conjunto de normativas e instrumentos institucionais que gerem uma sociedade sob um direcionamento sistêmico.

*Resolução de conflitos*

O conflito pelo uso da água é considerado um fator presente na gestão de recursos hídricos (BROMBAL et ai., 2018; HOOPER, 2010, SILVA, 2017). O setor agrícola é vulnerável à ocorrência de conflitos por demandar água em sua produção de culturas irrigadas (DE VITO et ai., 2017; LEESE; MEISCH, 2015; OZTURK, 2015;). As outras demandas setoriais e ecossistêmicas também exigem um gerenciamento sistêmico para suavizar o cenário de conflitos pelo uso da água (KHAN et ai., 2017). A existência de conflitos não resolvidos pode indicar uma disfunção na alocação de água (LEONG; LAI, 2017); a alta

incidência pode estar relacionada a uma múltipla demanda a ser atendida (DAHER; MOHTAR, 2015; FABIOLA; DALILA, 2016). Nesses casos, a existência de aparatos legais para mitigação de conflitos sugere avanços na gestão das bacias hidrográficas (LANKFORD; COUR, 2019; PORTO; PORTO, 2008; UN-WATER, 2015).

Desse modo, o atributo "Existência de Conflitos" pelo recurso hídrico associado ao setor agrícola e à demanda ambiental é mensurado pelo indicador "Incidência de conflitos não resolvidos" no recorte territorial das bacias hidrográficas. O atributo "Ocorrência de Conflitos" pelo recurso hídrico, associado ao setor agrícola e à demanda ambiental, é mensurado pelo indicador "Incidência de conflitos envolvendo recursos hídricos, produção agrícola de alimentos e demanda ambiental". O atributo "Aparato legal para resolução de conflitos", por fim, pode ser avaliado pelo indicador "Existência de legislação para mitigação de conflitos". Os critérios de ponderação dos indicadores seguiram os adotados por Silva (2017).

*Desenvolvimento institucional*

As bacias hidrográficas, enquanto recorte territorial para gestão de recursos hídricos, no qual estão presentes conflitos relacionados ao uso da água, necessitam de desenvolvimentos institucionais como apoio à efetivação de políticas públicas que viabilizem a gestão sustentável (HARMANCIOGLU et ai., 2013; SILVA, 2017; SILVA et ai., 2016).

Nessa subcategoria, avalia-se a capacidade institucional por meio da existência e implementação de instrumentos de gestão que direcionem o desenvolvimento de ações integradoras e de participação entre o poder público, usuário da água, e sociedade civil (FABIOLA; DALILA, 2016; UN-WATER, 2014). Sob a ótica do nexo, ressalte-se o produtor agrícola como usuário da água, com papel significante no processo de gestão.

Portanto, o atributo "Capacidade organizacional" mensurado pelo indicador "Existência de comitê/agência de água" reflete a viabilidade da representatividade dos atores sociais nas tomadas de decisão realizadas nessa estrutura organizacional, por exemplo, na aprovação dos instrumentos de gestão da bacia hidrográfica. Por sua vez, o atributo "Instrumentos de gestão" pode ser mensurado pelo indicador "Grau de implementação dos instrumentos

de gestão", que subsidiam a efetivação das políticas públicas da bacia em questão. Vale ressaltar as diferentes políticas públicas que gerem os diversos países. No exemplo do Brasil, o plano de recursos hídricos, a outorga e a cobrança pelo uso da água e o enquadramento dos corpos hídricos são instrumentos da política nacional de recursos hídricos (BRASIL, 1997).

A existência de planos de recursos hídricos é um avanço no nível estratégico organizacional. No entanto, pela perspectiva de execução, é necessário um atributo que reflita o nível de execução desses planos e instrumentos de gestão (SILVA, 2017). Portanto, o indicador "Nível de execução dos planos de bacias" quantifica o atributo "Implementação dos planos de bacias".

#### 5.3.3.3 Relações Humanas Integradoras

A eficiência das relações humanas foi identificada no relatório de Meadows (1998) como uma variável relacionada ao capital social. A participação social na esfera de gestão pública de bacias hidrográficas é um indicador de sustentabilidade de recursos hídricos (CHAVES; ALIPAZ, 2007; JUWANA et ai., 2012; PRI, 2007; SILVA, 2017; SULLIVAN et ai., 2003). A participação dos agricultores nos processos decisórios é um elemento do nexo água - alimento - meio ambiente que pode auxiliar o gerenciamento sistêmico na identificação de conflitos, promover a representatividade e o acesso à informação a respeito dos recursos hídricos e ambientais (BROMBAL et ai., 2018; ENDO et ai., 2015; HOOPER, 201O; OZTURK, 2015). A relação de integração entre agricultor e pesquisas também reflete o acesso à informação (MAHON et ai., 2018) e auxilia a implementação do gerenciamento sistêmico prevista na gestão integrada de recursos hídricos (BROMBAL et ai., 2018). Desse modo, as subcategorias analíticas "Participação do agricultor no processo decisório" e "Integração do agricultor com pesquisas" foram determinadas para compor as relações humanas integradoras.

*Participação do agricultor no processo decisório*

A participação no processo decisório da gestão de recursos hídricos e que envolve o meio ambiente acontece via representatividade nos comitês e agências de bacias hidrográficas (BRASIL, 1997; SILVA, 2017), assim como a inserção nos conselhos de meio ambiente (SILVA, 2017). Para que haja uma efetiva participação dos atores sociais, é necessário instrumentos que viabilizem a participação. Desse modo, o atributo "Promoção da participação" é representado pelo indicador "Implantação e representatividade em conselhos", que mensura a implantação de comitês e conselho juntamente com a representatividade dos atores sociais (OECD, 2011; SILVA, 2017; UN-WATER, 2015). Nesse presente trabalho, a propoção da participação tem ênfase nos agricultores.

Outro atributo dessa subcategoria é a "Participação na gestão de recursos hídricos" mensurado pelo indicador "Participação do setor agrícola nos comitês de bacias hidrográficas", variando de baixa participação até efetiva participação, de acordo com critérios de ponderação semelhantes ao de SILVA (2017).

*Integração do agricultor, pesquisadores e extensionistas*

As interações entre a escala do setor agrícola com cientistas por meio da presença do agricultor em pesquisas científicas são vitais para a sustentabilidade agrícola (MAHON et ai., 2018). A propagação do conhecimento científico, por exemplo, sobre manejas de solo menos invasivos ao ambiente que proporcione crescimento econômico, pode ser tema de pesquisas. A identificação de tais indicadores de sustentabilidade, que transpassa o meio acadêmico e alcança os atores sociais, facilita a aceitação de práticas sustentáveis (FREITAS et ai., 2015; RIGBY et ai., 2001) e propulsiona o envolvimento das mesmas em questões de interesses públicos por meio da participação no processo decisório (HARMANCIOGLU et ai., 2013; KERR et ai., 2016; SILVA, 2017; UNESCO, 2010).

Desse modo, o atributo "Participação em projetos ambientais", mensurado pelo indicador proposto "Presença do setor agrícola nos projetos de pesquisas ambientais", pode ter faixa de pontuação qualitativa, variando entre baixa participação e participação efetiva nos projetos de pesquisas

relacionados ao meio ambiente. Com faixas de pontuação semelhantes, o atributo "Participação em projetos de recursos hídricos" é mensurado pelo indicador proposto "Presença do setor agrícola nos projetos de pesquisas de recursos hídricos" e avalia o relacionamento dos atores sociais do setor agrícola com o meio científico.

#### 5.3.3.4 Poder social

O poder social foi identificado no trabalho de Meadows (1997) como uma variável inerente ao capital social associado com indicadores de distribuição de renda e grau de desenvolvimento humano. Os indicadores de saúde, educação, nutrição e produtividade também foram ressaltados, porém relacionados ao capital humano (SILVA, 2017, MEADOWS, 1997). Sob a perspectiva do nexo água - alimento - meio ambiente, foram identificadas como elementos integradores dos aspectos socioeconômicos: a saúde humana e a pobreza.

A saúde humana nesse contexto é impactada pela qualidade da água (FAO, 2018; GUO et ai., 2014). Os instrumentos desenvolvidos por Juwana et ai. (201O), Pri (2007) e Silva (2017) avaliam as doenças relacionadas à água, por escassez hídrica qualitativa ou quantitativa ou saneamento ineficaz. A saúde humana também pode ser impactada pelo consumo de alimentos pouco nutritivos (FABIOLA; DALILA, 2016, GUSTAFSON et ai., 2016), contendo substâncias tóxicas ou cancerígenas, a partir de um manejo inadequado do solo ou por contato excessivo com agrotóxicos (DOGLIOTTI et ai., 2013; FAO, 2017).

A pobreza é um aspecto de qualidade de vida da sociedade (NHAMO et ai., 2018). No que se relaciona com a sustentabilidade hídrica e produção agrícola de alimentos, pode indicar um forte alinhamento com as crises hídricas ou acesso à água potável para consumo humano e agrícola (SULLIVAN et ai., 2003).

Desse modo, a categoria analítica que reflete o empoderamento social compilou o poder econômico e a capacidade de trabalho e por isso contém as subcategorias: Saúde humana, Educação e Renda.

*Saúde humana*

O acesso à água potável aponta melhorias na saúde humana (JUWANA et ai., 2010; PRI, 2007; SILVA 2017, SULLIVAN et ai., 2003). E, nesse aspecto, a saúde humana fica atribuída à "Ineficiência no saneamento", que pode ser mensurada pelo indicador "Internações hospitalares por doenças provenientes do saneamento inadequado". Por outro lado, o atributo "Ineficiência nutricional" pode ser mensurado pelo indicador "Internações hospitalares por desnutrição". Ambos os indicadores possuem critérios de pontuação semelhantes aos estabelecidos por Silva (2017).

A consequência de uma da promoção da saúde pode indicar aumento da longevidade populacional. Por isso, o atributo "Longevidade da população" foi adotado para compor essa subcategoria, associado ao indicador "IDH - longevidade da bacia". Os critérios de pontuação variam de O a 100, em uma escala de 4 pontos, variando entre ruim e muito bom.

*Educação*

A educação é considerada uma subcategoria analítica da sustentabilidade hídrica, justificado pela conscientização que é dada à sociedade a respeito da importância do termo (CHAVES; ALIPAZ, 2007; JUWANA et ai., 2010; PRI 2007; SILVA, 2017; SULLIVAN et ai., 2003). A "Qualificação da população" é um atributo que pode ser mensurado pelos indicadores "IDH-Educação" e "Educadores qualificados em educação ambiental" (SILVA, 2017). Seguindo o mesmo raciocínio da importância do nível educacional para alavancar práticas sustentáveis, foi adicionado o indicador "Educadores qualificados em Agronomia/Engenharia agrícola". Outro atributo proposto é a "Educação ambiental e agrícola", mensurado pelos indicadores "Evolução em programas de educação ambiental em recursos hídricos" e "Percentual de cursos técnicos agrícolas em relação ao total de cursos técnicos disponíveis".

*Renda*

Aspectos de renda, pobreza ou rendimento foram categorizados como variáveis de capacidade pelos autores do WPI, CWSI e WJWSI, pelo componente vida dos autores do WSI, e como um atributo da qualidade de vida inerente ao capital social no modelo proposto por Silva (2017). Foi proposto nesse trabalho, fundamentado na hipótese de que a pobreza limita o acesso à água potável para consumo e irrigação (SULLIVAN et ai., 2003) e aos alimentos nutritivos (GUSTAFSON et ai., 2016). Sob outra ótica, a capacidade institucional de fornecimento de água que atenda às necessidades humanas se correlaciona com o IDH - renda das bacias hidrográficas (SILVA, 2017). Na escala de propriedades, a contribuição econômica por unidade de área rural remete à sustentabilidade econômica (GOMES-RIESGO, 2008; MAHON et ai., 2018).

Portanto, o atributo "Distribuição de renda" pode ser mensurado pelos indicadores "Variação no IDH-renda", "IDH da bacia" e "Proporção da renda agrícola em relação a renda da bacia hidrográfica". Outro atributo dessa subcategoria é a "Promoção de políticas sociais para erradicação da pobreza" mensurada pelo indicador "Variação do nível de pobreza".

## 5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

São inúmeras as variáveis integradoras de recursos hídricas com a produção agrícola de alimentos que causam impactos na sustentabilidade. Tais fatores podem ser identificados a partir da ótica do nexo água - alimento - meio ambiente, como por exemplo: O gerenciamento sistêmico dos recursos hídricos, a intensificação sustentável da produção agrícola, a segurança hídrica, a qualidade do solo, os aspectos socioeconômicos e os Impactos ambientais. Entretanto, as ferramentas de apoio à tomada de decisão utilizadas para avaliação da sustentabilidade hídrica não consideram esses fatores no processo integrador e dinâmico do ambiente.

O desenvolvimento do modelo conceituai e de indicadores para avaliar a sustentabilidade das bacias hidrográficas, a partir da ótica dos capitais natural,

social e construído, permitiu uma abordagem integradora da gestão de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos. Isso ocorreu devido ao desencadeamento de uma estrutura de análise hierárquica, a partir dos capitais, fundamentada teoricamente na abordagem integradora do nexo água - alimento - meio ambiente. A implementação dessa ferramenta holística pelos decisores e definidores de metas é um caminho para efetivar a gestão de recursos hídricos sob uma visão sistêmica e integradora com a produção agrícola de alimentos no caminho da sustentabilidade.

# 6 VALIDAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL E DE INDICADORES: APLICAÇÃO EM BACIA HIDROGRÁFICA BRASILEIRA E FRANCESA

Esse capítulo, com intuito de alcançar o objetivo da tese, constitui na validação do modelo de indicadores proposto no capítulo 5, sob o recorte territorial de aplicação de uma bacia brasileira e uma bacia francesa. O recorte de aplicação brasileiro é a área abrangida pelo Comitê de Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Alto Ribeira, enquanto a área francesa encontra-se sobra a abrangência do Comissão Local de Água de Oudon, cujos dados foram coletados durante um estágio doutoral fornecido pelo Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior da CAPES em parceria com a Universidade Le Mans, na França.

Baseia-se no artigo científico "Validação do modelo conceituai e de indicadores: Aplicação em bacia hidrográfica brasileira e francesa" por Layanne Andrade Mendonça, Marcelo Limont, François Laurent e Marie Luise Carolina Bartz, a ser submetido para publicação na revista franco brasileira *Confins.*

## 6.1 INTRODUÇÃO

A validação é uma etapa fundamental do desenvolvimento de ferramentas de medição, como os índices e os modelos de indicadores (GAMA et ai., 2016). De modo geral, significa avaliar a qualidade do instrumento, ou seja, sua capacidade em mensurar com precisão o que se propõe a medir (ALEXANDRE; COLUCI, 2011; GUIMARÃES et ai., 2014; MORAIS, 2014). Implica sua adequação à sua finalidade (LIU et ai., 2011). Nesse sentido, a validação é constituída de etapas metodológicas na busca por refinamento e fidedignidade do instrumento em seu contexto de aplicação (LIU et ai., 2011; SILVA et. ai, 2009). Em abordagens mais complexas, como a sustentabilidade, depende da viabilidade de aplicação em diferentes dimensões e escalas, da legitimidade quanto aos diversos interesses de mensuração entre os atores envolvidos, e da confiabilidade, ainda que inevitável existência de grau de incerteza (NARDO et ai., 2005).

Os métodos de validação existentes na literatura são vastos, diante das diferentes perspectivas sobre a terminologia (ALEXANDRE; COLUCI, 2011; GAMA et ai., 2016; MORAIS, 2014). A validação conceituai do modelo pode ser entendida como a certificação da transcrição adequada dos conceitos abstratos para indicadores mensuráveis (ALEXANDRE; COLUCI, 2011; LIU et ai., 2011). Posteriormente ao desenvolvimento do instrumento, tem-se a etapa de julgamento, geralmente realizada por especialistas (MORAIS, 2014). Desse modo, a validação conceituai recebe uma crítica quanto à subjetividade de seu processo (ALEXANDRE; COLUCI, 2011). A validação experimental, por sua vez, consiste em verificar o comportamento do instrumento de mensuração na prática (SILVA; et ai., 2009), isto é, se pode ser considerado generalizável e recomendável a partir da aplicação em uma amostra representativa (GUIMARÃES et ai., 2014; MORAIS, 2014).

A avaliação da qualidade dos modelos de indicadores constitui um aprimoramento de todas as etapas de sua construção, podendo ser farto o processo de melhoria até oferecer condições para sua implementação (LIU et ai., 2011; NARDO et ai., 2005). Desse modo, auxilia metodologicamente a

construção de modelos de indicadores credíveis e passíveis de recomendação (BECKER et ai., 2017; GAMA et ai., 2016; MORAIS, 2014).

O modelo conceituai e de indicadores desenvolvido para análise integrada da sustentabilidade hídrica com aspectos da produção agrícola de alimentos foi construído embasado teoricamente por meio de revisão de literatura. Acredita-se que a validação desse instrumento analítico é fundamental para avaliação de sua capacidade em analisar de forma integrada a sustentabilidade hídrica e agrícola no âmbito das bacias hidrográficas. Desse modo, a recomendação e a efetivação do uso dessa ferramenta poderão auxiliar a gestão integrada de recursos hídricos com a produção agrícola de alimentos, a partir do uso de uma ferramenta robusta em diagnosticar e prognosticar a sustentabilidade na escala territorial das bacias hidrográficas e em determinada escala temporal.

Portanto, o objetivo desse capítulo foi validar o modelo conceituai e de indicadores para análise de sustentabilidade hídrica com aspectos da produção agrícola de alimentos, a partir de sua aplicação em recorte territorial de uma bacia hidrográfica brasileira e uma francesa.

## 6.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A metodologia proposta tem caráter exploratório, pois busca investigar questões que circundam uma abordagem inovadora; descritivo, por clarificar o fenômeno estudado e documentar as relações entre suas variáveis, e aplicado, pois gera conhecimento para testar teorias e confirmar resultados que geram impactos além do âmbito acadêmico, proporcionando um vínculo entre a academia e os atores sociais que possa guiar soluções integradoras para o processo estudado.

Será utilizado o modelo conceituai e de indicadores para análise de sustentabilidade como apoio à gestão integrada de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos (Figura 8).

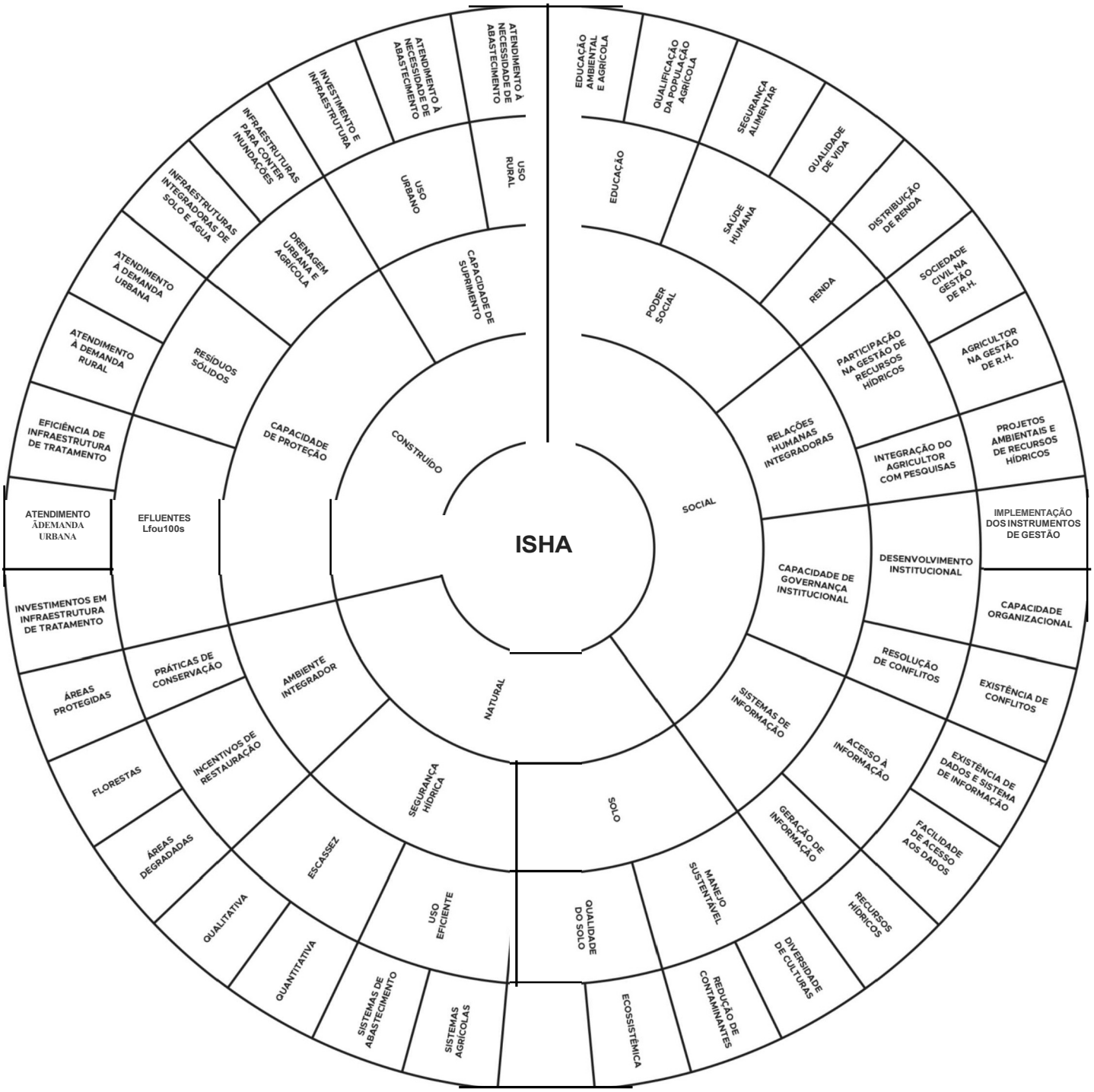



Figura 8: Modelo conceituai para análise integrada de sustentabilidade hídrica com aspectos da produção agrícola de alimentos. Fonte: Da autora.

A aplicação realizada na bacia hidrográfica brasileira de abrangência do Comitê de Bacias do Alto Iguaçú e Afluentes do Alto Ribeira (COALIAR) na escala temporal de 2000 a 201O e na bacia francesa de abrangência da Comissão Local de Água de Oudon, na escala temporal de 2015 a 2020, avaliam a qualidade do modelo proposto.

A validação para cada estudo de caso parte da preocupação quanto à avaliação da adequação de dados aos critérios de seleção de indicadores previamente selecionados na elaboração do modelo conceituai, e quanto aos procedimentos de agregação, ponderação e análises de sensibilidade e incertezas (NARDO et ai., 2005). Desse modo, foram definidas as seguintes etapas metodológicas para validação do instrumento: verificação de dados, construção de índice e análise de robustez. A figura 9 apresenta o fluxo para execução dessas etapas.

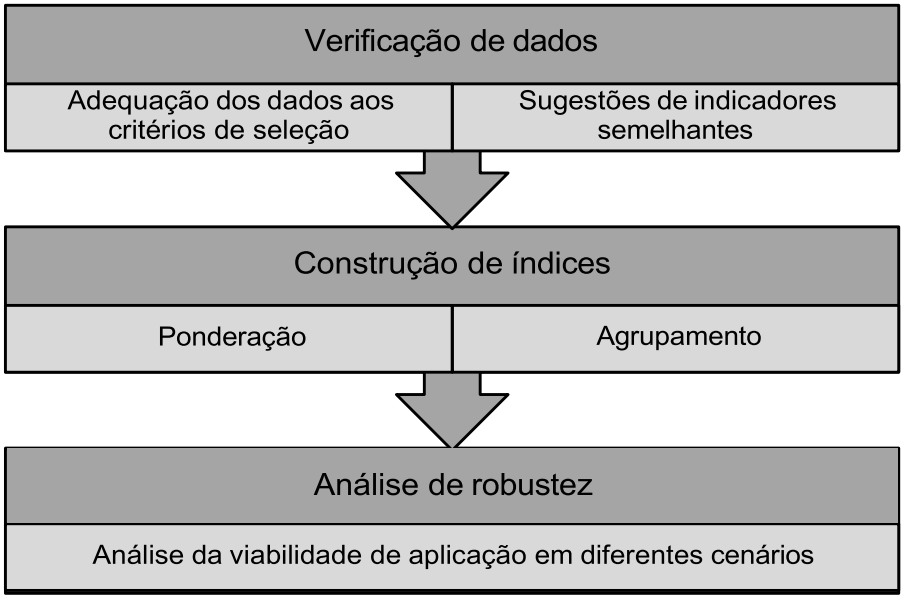



Figura 9: Etapas metodológicas para validação do modelo conceituai e de indicadores. Fonte: Da autora.

As etapas metodológicas para validação do modelo serão detalhadas nas subseções a seguir.

### 6.2.1 Verificação de dados

A quantidade expressiva de indicadores, em um primeiro momento, poderia ser um facilitador para seleção de indicadores a compor um modelo para avaliação sistemática. No entanto, essa etapa exige atenção para que o conjunto de indicadores englobe as esferas da sustentabilidade (WANG et ai., 2013, SILVA et ai., 2020), assimile as interligações dinâmicas do sistema (DAHL, 2012; SILVA et ai., 2020) e seja capaz de informar a evolução temporal da sustentabilidade (JUWANA et ai., 2012; SILVA et ai., 2020).

Nesse aspecto, é pertinente o estabelecimento de critérios para seleção de indicadores (NARDO et ai., 2005; SILVA, 2017, JUWANA et ai. 2012, CHAVEZ ALIPAZ, 2006; OECD, 2003; BELLEN, 2002, MEADOWS, 1998; HCTF, 2003). Os critérios adotados nesse trabalho para seleção de indicadores na composição do modelo conceituai, para avaliação integrada da sustentabilidade hídrica, com aspectos da produção agrícola de alimentos no âmbito das bacias hidrográficas, estão apresentados no quadro 5.

O critério "mensurável" foi adotado nesse trabalho a partir da compreensão de que as informações necessárias para aplicação do modelo podem estar em outras escalas de gestão além das bacias hidrográficas, como por exemplo, no nível de propriedades (Quadro 5). Nesse cenário, os dados precisam ser trabalhados de modo a transmitir as informações no nível das bacias e na escala temporal de avaliação.

No contexto do trabalho, a "relevância política" é um critério adotado (Quadro 5), pois o indicador deve estar associado às tomadas de decisão das bacias hidrográficas e pode auxiliar na formulação de políticas públicas mais integradoras à produção agrícola de alimentos. A adoção do critério de "utilidade pública" (Quadro 5) é justificada uma vez que o modelo de indicadores foi construído para ser aplicado em um recorte territorial de gestão que compreende os diversos atores sociais. Portanto, deve ser de fácil entendimento para a população e, assim, promover discussões mais participativas.

Quadro 5: Critérios, descrições e fonte de referência para seleção de indicadores.

| **Critérios** | **Descrição** | **Fontes** |
|---|---|---|
| Mensurável | Dados de fácil acesso e disponíveis nas escalas espacial e temporal | CHAVES; ALIPAZ, 2006; HCTF, 2003; JUWANA et ai., 2012; MEADOWS, 1998; SILVA, 2017. |
| Relevância política | Viável como base de comparação internacional, reflete e mensura ações gerenciais de relevância e aplicável nas escalas territorial e gerencial de planejamento. | BELLEN, 2002; CHAVES; ALIPAZ, 2006; HCTF, 2003; NARDO et ai., 2005; OECD, 2003; SILVA, 2017. |
| Utilidade pública | Fácil intepretação, compreendidos pela população, disponíveis para a sociedade e gera envolvimento social. | BELLEN, 2002; CHAVES; ALIPAZ, 2006; HCTF, 2003; MEADOWS, 1998; NARDO et ai., 2005; OECD, 2003; SILVA, 2017. |
| Confiabilidade | Atualizado, documentado com qualidade conhecida, fundamentado em informações confiáveis, validado e interpretado tecnicamente e cientificamente, com base em padrões internacionais. | CHAVES; ALIPAZ, 2006; BELLEN, 2002; HCTF, 2003; JUWANA et ai., 2012; MEADOWS, 1998; NARDO et ai., 2005; OECD, 2003. |
| Econômico | Disponível em boa relação custo/benefício | BELLEN, 2002; MEADOWS, 1998; SILVA, 2017; OECD, 2003. |
| Integrador | Demonstram conexões entre os aspectos da sustentabilidade, capaz de descrever o escopo integrado do ambiente avaliado. | CHAVES; ALIPAZ, 2006; JUWANA et ai., 2012; MEADOWS, 1998; HCTF, 2003. |

A "confiabilidade" foi definida como critério, pois o diagnóstico gerado pelo modelo depende de informações confiáveis para refletir de maneira mais realista o cenário a ser avaliado (Quadro 5). No contexto desse trabalho, o critério "econômico" é relevante (Quadro 5), pois a maioria das bacias hidrográficas apresenta carência orçamentária. Por fim, o critério "integrador" foi definido para seleção de indicadores (Quadro 5), em vista à necessidade da conexão entre as esferas do desenvolvimento sustentável e dos elementos presentes na interface da gestão de recursos hídricos e da produção agrícola de alimentos.

A utilidade de um indicador pode ser mensurada pela existência de dados disponíveis na escala de tempo e territorial determinada. Países em desenvolvimento tendem à falta de informação. Nesse caso, os indicadores poderão ser substituídos por outros semelhantes (JUWANA et ai., 2012). Desse modo, julgou-se pertinente iniciar a verificação da adequação dos dados

aos critérios de seleção de indicadores, a partir da disponibilidade dos mesmos.

Os dados coletados referentes à região de aplicação do modelo, no caso da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, foram fundamentados em documentos adquiridos nas organizações pertencentes às esferas municipal, estadual e federal do governo brasileiro: Relatórios do Instituto Paranaense do Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES), da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA), do Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos (SNIRH), do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), da Agência Nacional de Águas (ANA), da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), Secretaria de Agricultura e Abastecimento (SEAB), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR), da Federação da Agricultura do Estado do Paraná (FAEP), da Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha e Irrigação (FEBRAPDP) e da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Os trabalhos de Silva (2017), Castro et ai., (2017) e Silva et ai. (2020) também foram selecionados como material científico, por caracterizem a área de estudo sob a perspectiva da sustentabilidade.

Foram utilizados os seguintes documentos para coleta de dados referente às bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira: Finalização do Plano das bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (AGUASPARANÁ, 2013), Plano Diretor de Drenagem para a Bacia do Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba (SUDERHSA, 2002). CENSO Agropecuário 2006: Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação IBGE (2006), Indicadores de Sustentabilidade Ambiental por Bacias Hidrográficas do Estado do Paraná (IPARDES, 2013), CENSO Demográfico 2000: Características gerais da população (IBGE, 2000), CENSO Demográfico 201O (IBGE, 2010), Educação Ambiental por um Brasil Sustentável (BRASIL, 2014) e Aplicação Web Série Histórica (SNIS, 2017). Utilizou-se, também, a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) e seus instrumentos de gestão.

Os dados referentes à região francesa foram principalmente fornecidos pela gestão da Comissão Local de Água de Oudon e fundamentados em documentos públicos adquiridos nas regiões administrativas francesas

(comunas, municípios, departamentos e país): Plano de Desenvolvimento e Gestão da Água de Oudon (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux - SAGE), Sindicato Intercomunitário de Abastecimento de Água Potável (Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable - SIAEP), Serviço Público de Saneamento não coletivo (Service Public de gestion de l'Assainissement Non-Collectif - SPANC), Agencias de água (Les agences de l'eau), Escritório Nacional de Águas e Ambientes Aquáticos (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques - ONEMA), Direção Regional de Ambiente, Planeamento e Habitação (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement - DREAL), Direção Regional de Alimentação, Agricultura e Silvicultura (Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt - DRAFFD).

Foram utilizados os seguintes documentos para obtenção de dados referente à bacia hidrográfica de Oudon: Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin versant de l'Oudon (SAGE, 2013) e os trabalhos de Laurent (2012, 2015) para compor o material científico por abordarem a integração da qualidade da água e as práticas agrícolas da região de aplicação francesa. Também foi consultada a Política Européria relativa ao uso da água - Directiva Quadro das Águas (CE, 2000).

### 6.2.2 Construção do índice de sustentabilidade hídrica (ISHA)

O Índice de Sustentabilidade Hídrica e Agrícola (ISHA) foi proposto na presente pesquisa para caracterizar as bacias hidrográficas de estudo quanto à sustentabilidade por meio de uma avaliação integradora das questões hídricas e agrícolas. Foi construído a partir da agregação dos capitais, das categorias analíticas, dos atributos e dos indicadores que compõem o modelo conceituai apresentado na figura 9.

A etapa de construção de índices a partir de um conjunto de indicadores constitui da agregação e ponderação dos mesmos (NARDO et ai., 2005). Para tais práticas, adotou-se, respectivamente, o modelo aditivo e pesos iguais entre os níveis hierárquicos do modelo conceituai e seus indicadores, semelhantemente aos índices desenvolvidos por Chaves e Alipaz (2006), Silva

et ai. (2017) e Sullivan et ai. (2003), que recomendam estruturas aditivas que abrandam a sub ou superestimação de indicadores.

Os indicadores só podem ser agrupados se estiverem em uma mesma escala de valor de mensuração (JUWANA et ai., 2012). Portanto, definiram-se critérios de pontuação para cada indicador e posteriormente padronizou-se a mensuração de acordo com uma escala categórica de cinco pontos - muito ruim (O), ruim (0,25), regular (0,5), bom (0,75) e muito bom (1), semelhantemente à escala adotada no Índice de Sustentabilidade de Bacias Hidrográficas (CHAVEZ; ALIPAZ, 2006).

O agrupamento dos indicadores gerou subíndices para os atributos, que por sua vez, e de acordo com mesmo método aditivo (média aritmética), geraram subíndices referentes às subcategorias analíticas. A agregação ordenada de todos os níveis hierárquicos do modelo, a partir dos indicadores, gerou os subíndices que viabilizam a avaliação dos capitais natural, social e construído. O cálculo do ISHA para a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (ISHA - Alto Iguaçu) e para a Bacia de Oudon (ISHA - Oudon) foi realizado por meio da equação:

$$ISHA \quad \frac{C_N + C_C + C_S}{3}$$

Sendo,

*CN,* o subíndice do Capital Natural;

*Cc,* o subíndice do Capital Construído;

$C_{5,}$ o subíndice do Capital Social.

A avaliação do desempenho do ISHA e de seus níveis hierárquicos foi realizada considerando uma escala numérica de sustentabilidade similar à utilizada no Índice de Desenvolvimento Humano (ONU, 2014) e à proposta de Juwana et ai. (2012), enquanto que a escala de cores foi adaptada à proposta de Silva (2017). O desempenho de cada categoria e subcategoria avaliada reflete a prioridade de ação da gestão de recursos hídricos. A figura 1O apresenta a escala proposta para caracterizar as bacias hidrográficas em relação à sustentabilidade hídrica e agrícola a partir da avaliação das

condições dos indicadores, das categorias e subcategorias de análise, dos capitais e do índice agregado final - ISHA.

| Escala de Sustentabilidade | | | |
|---|---|---|---|
| Resultado :5 0,25 Muito Ruim | 0,25 <Resultado< 0,50 Ruim | 0,50 :5 Resultado< 0,75 Intermediária | Resultado 2:: 0,75 Boa |

Figura 10: Escala de avaliação da sustentabilidade hídrica e agrícola de bacias hidrográficas. Fonte: Da autora.

### 6.2.3 Análise de robustez

A análise de robustez, realizada para avaliar a capacidade do índice ser aplicado em diferentes circunstâncias (ESTY et ai., 2005; JUWANA et ai., 2012, NARDO et ai., 2005), foi considerada nesse trabalho por meio da verificação da viabilidade de aplicação do modelo conceituai e de indicadores proposto em diferentes bacias hidrográficas - Bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, localizada no Brasil e Bacia de Oudon, na França.

Ambas as regiões selecionadas para a aplicação do modelo proposto compreendem a complexidade das interações entre as categorias de análise do ISHA e, portanto, adequadas para a realização do estudo. No entanto, enquanto a região brasileira possui uma mancha urbana significativa (AGUASPARANÁ, 2013) que pode exercer pressão na produção agrícola de alimentos, a região francesa possui uma intensa atividade agrícola que impacta diretamente a demanda hídrica (LAURENT, 2015). Tais diferentes cenários relacionados às atividades econômicas presentes em cada bacia favoreceram a avaliação da aplicabilidade em distintas circunstâncias socioeconômicas.

Foi realizada uma análise qualitativa do potencial de aplicação do modelo em meio às possíveis fontes de incerteza, citadas por Nardo et ai. (2005), dentre elas, a seleção de indicadores, a qualidade, a existência e a edição de dados e a equação para o cálculo do ISHA. Paralelamente, os diagnósticos da sustentabilidade das bacias obtidos pelo ISHA e por seus

subíndices foram comparados com os diagnósticos de sustentabilidade hídrica e agrícola apresentados nos relatórios elaborados pelos comitês de bacias hidrográficas e nos documentos científicos que fornecem informações sobre o cenário das regiões de estudo: Finalização do Plano das bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (AGUASPARANÁ, 2013), Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin versant de l'Oudon (SAGE, 2013) e trabalhos de Laurent (2012, 2015), Castro et ai., (2017) e Silva (2017). Desse modo, inferiu-se sobre a aptidão do modelo em representar a realidade.

## 6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da aplicação do modelo conceituai e de indicadores nas bacias brasileira e francesa foram apresentados e discutidos sob a perspectiva da verificação da existência e qualidade dos dados para mensurar o ISHA, da avaliação de sua capacidade em gerar diagnósticos compatíveis com a realidade, e da verificação de sua aplicabilidade como ferramenta de suporte à tomada de decisão no âmbito da gestão sustentável e integradora de bacias hidrográficas e da produção agrícola de alimentos.

### 6.3.1 Caracterização das bacias hidrográficas do estudo

A validação do modelo na bacia brasileira foi realizada na região de abrangência do COALIAR, instalado no Paraná. O recorte territorial engloba 21 municípios do Estado do Paraná (CASTRO et ai., 2017), totalizando uma área de 5870 $km^2$ (AGUASPARANA, 2013) e uma área de drenagem de aproximadamente 2689 $km^2$, como apresentado na figura 11.

Figura 11: Recorte territorial de abrangência do COALIAR. Fonte: Adaptado de Castro et ai. (2017).

A região de estudo brasileira engloba 3 milhões de habitantes e uma parte significativa da Região Metropolitana de Curitiba, com forte adensamento populacional urbano (mais que 90% de sua população residindo na região urbana metropolitana), mesmo que limitado pela alta declividade existente na região norte e no extremo sul da bacia. Possui clima predominantemente subtropical mesotérmico úmido e as influências das massas de ar tropicais, polares e equatoriais sobre as condições meteorológicas e as dinâmicas atmosféricas, implicam na regularidade pluviométrica, em verões suaves sem estação de seca e na ocorrência de geadas de inverno (ÁGUASPARANÁ, 2013).

Estudos avaliam o cenário hídrico e apontam sustentabilidade intermediária, com escassez hídrica qualitativa e quantitativa, tendo como colaborador, o crescimento populacional (CASTRO et ai., 2017). No entanto, Silva (2017) avalia a sustentabilidade da mesma região como crítica. Informações a respeito da produção agrícola na bacia indicam que insumos químicos, como pesticidas, são lançados nos corpos hídricos em quantidades

que vão além da capacidade de assimilação dos mesmos (ANA, 2013). A região apresenta, em sua maioria, áreas de aptidão regular para as práticas agrícolas, o que significa possuir solos com pouca limitação para tal prática no que tange suas características de fertilidade e deficiência de água e oxigênio. No entanto, a agricultura intensiva e o manejo impróprio do solo ocasionam poluição dos recursos hídricos, assoreamento e erosão (ÁGUASPARANÁ, 2013).

A área de aplicação no território francês foi referente à região de abrangência da Comissão Local de Água de Oudon, que inclui 96 comunas (menor e mais antiga subdivisão administrativa da França), totalizando um recorte territorial de 5806 km$^2$, na qual o Rio Oudon drena uma bacia hidrográfica de 1480 km$^2$ (SAGE, 2013), conforme apresentado na figura 12.

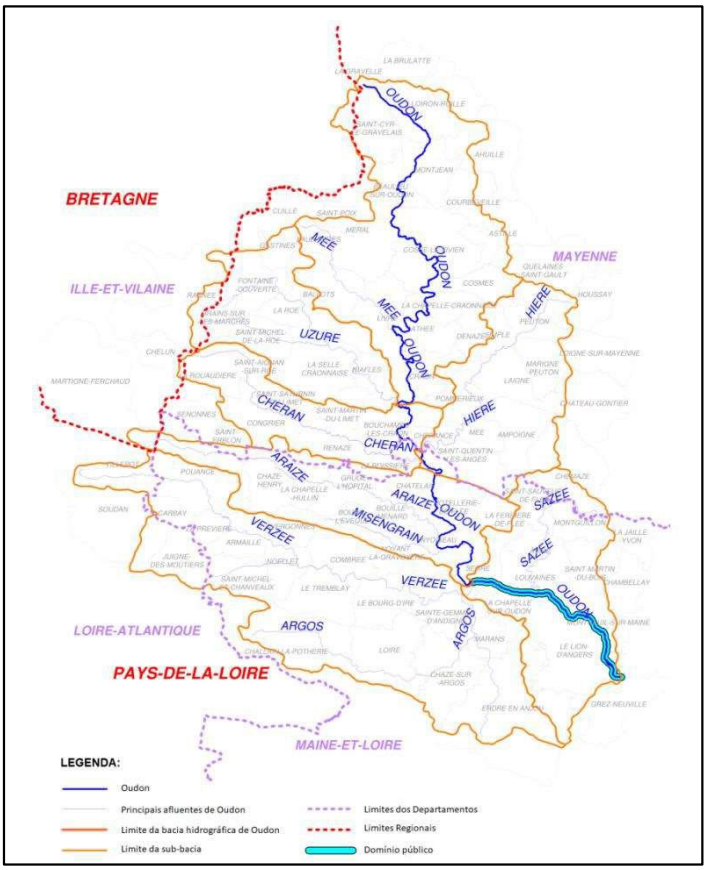



Figura 12: Recorte territorial de abrangência da Comissão Local de Água de Oudon. Fonte: Adaptado de Comissão Local de Oudon (2016)

A região de estudo francesa possui aproximadamente 70000 habitantes, relevo suavemente ondulado, precipitação média anual de 743 mm e solo argiloso na maior parte de seus planaltos e fundos de vale. Composta por uma

área agrícola referente a 87%, em 201O, cujos sistemas dominantes são a agricultura mista e a agropecuária, a bacia apresenta a agricultura como fonte dominante de poluição hídrica por nitrogênio e fósforo, apesar das existentes regulamentações de restrição ao uso de nitrogenados em virtude da experiência histórica nacional de intensificação da agricultura que gerou perdas consideráveis nos recursos naturais. A extensão da poluição é explicada por fatores como a intensificação da produção do milho que ocasiona a lixiviação dos insumos orgânicos e o descumprimento do plano de adubação, acarretando uma maior incidência de nitratos. A preferência pela produção do milho também pode provocar uma redução da rotação de culturas e ser considerada um incentivo à monocultura. **(LAURENT,** 2015).

### 6.3.2 Indicadores selecionados

O modelo conceituai e de indicadores para análise integrada da sustentabilidade hídrica e agrícola gerou um conjunto de 58 indicadores categorizados de acordo com os atributos que são as últimas categorias de análise da estrutura estabelecida pelo modelo (Figura 8) e que compõem o ISHA. A tabela 3 apresenta os indicadores selecionados para cada atributo, seus critérios e escalas de pontuação e os dados obtidos para cada bacia de aplicação.

Tabela 3: Indicadores selecionados por atributos, seus critérios e escalas de pontuação e os dados obtidos para as bacias no Brasil e na França.

| Índicador/Cálculo | Critérios de pontuação | Escala | Brasil | | | França | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Dados | Pontuação | Fonte | Dados | Pontuação | Fonte |
| Atributo: Qualitativa | | | | | | | | |
| Índice de qualidade da água (IQA) $IQA = IT\ qw$<br>Qualidade da água em relação à presença de Nitrato (QAN)<br>Qualidade da água em relação à presença de Fósforo (QAF) | IQA :::; 19 Péssimo<br>19 < IQA:::; 36 Ruim<br>36 < IQA:::; 51 Regular<br>51 < IQA:::; 79 Boa<br>79 < IQA :::; 100 Ótima | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | IQA = 47,44 | 0,5 | AGUASPARANÁ (2013) | QAN Ruim<br>QAF Regular | 0,25<br>0,50 | SAGE (2013) |
| Índice do estado de qualidade relativa à meta<br>Estudo qualitativo de trechos do rio inseridos ou não no enquadramento de classe<br>Risco de não atendimento aos objetivos do bom estado da água | Muito ruim<br>Ruim<br>Médio<br>Bom<br>Muito bom | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | Piora na classe de enquadramento dos rios decorrente da densidade populacional. | 0,25 | AGUASPARANÁ (2013); SILVA (2017) | Melhora na classificação dos estados químicos e ecológicos dos rios. Porém, maioria dos trechos com risco de não cumprimento. | 0,25 | SAGE (2013) |
| Atributo: Quantitativa | | | | | | | | |
| Disponibilidade hídrica (water availability - wa).<br>wa = Fluxo médio de longo prazo/população no ano estudado | wa < 1700<br>1700 < wa < 3400<br>3400 < wa < 5100<br>5100 < wa < 6800<br>wa > 6800 | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | 1172 $m^3$/pessoa/ano de 2010 | 0 | CASTRO et ai. (2017) | wa (2018) = 240304320 /70000=3432,92; wa (2019)= 254180160/70000 = 3631,15 | 0,5 | NAIADES (2020); SAGE (2013) |
| Atributo: Sistemas de Abastecimento | | | | | | | | |
| Perdas anuais dos sistemas de abastecimento (Perda) | Perda maior que 80%<br>Perda entre 60% e 80%<br>Perda entre 40% e 60%<br>Perda ente 20% e 40%<br>Perda entre O e 20% | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | Sem dados sobre perdas na irrigação. Perdas na distribuição acima de 25%. Redução da perda ao longo dos anos. | 0,75 | SILVA (2017) | | | |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Atributo: Sistemas Agrícolas | | | | | | | | |
| Uso de sistema de irrigação sustentável (Sisus) Sisus = % de áreas irrigadas por aspersão ou gotejamento Uso de sistema de irrigação pressurizados em pro_dução de grãos (SIP). SIP = Ar a de irrigação pressurizados/Area de irrigação para produção de grãos | % entre O e 20%<br>% entre 20% e 40%<br>% entre 40% e 60%<br>% entre 60% e 80%<br>% maior que 80% | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | Sisus = 64,5% | 0,75 | IBGE (2006) | SIP = 100% | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| Uso de sistemas de irrigação por gotejamento em arboricultura (SIG). SIG = Área de irrigação por gotejamento/Área total de irrigação para arboricultura) | % entre O e 20%<br>% entre 20% e 40%<br>% entre 40% e 60%<br>% entre 60% e 80%<br>% maior que 80% | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | SIG = 100% | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| Produtividade hídrica (Prod Hid). Prod Hidv = Produção de grão (kg) das áreas irrigadas/ Volume de água de irrigação. Prod Hida = Produção vegetal (kg)/área irrigada produção temporária e permanente(ha) | % menor que 0,40<br>% entre 0,40 e 0,8<br>% entre 0,80 e 1,20<br>% entre 1,20 e 1,60<br>% maior que 1,60 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | % Prod Hida = 6,13 | 1 | IBGE (2006) | | | |
| Atributo: Função Produtiva | | | | | | | | |
| Produtividade agrícola (Prod Agri Pri = Peso da pr<?dução da principal cultura / Area de plantio da principal cultura) - (kg/ha). ProdAgriPri em relação à produtividade nacional = Prod Agri Pri/Prod Agri Pri Nac | % menor que 0,40<br>% entre 0,40 e 0,8<br>% entre 0,80 e 1,20<br>% entre 1,20 e 1,60<br>% maior que 1,60 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | ProdAgriPri= 5244,15 (Milho). Prod Agri Pri Nac = 3570,11. % = 1,46 | 0,75 | IBGE (2006) | ProdAgriPri= 8000 kg/ha (Milho). Dados de Mayenne Prod Agri Pri Nac = 5079,36 kg/há. % = 1,57 | 0,75 | |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Produtividade agrícola ProdAgriSec = Peso da produção da cultura secundária (kg)/ Área de plantio da cultura secundária (há). | % menor que 0,40<br>% entre 0,40 e 0,8<br>% entre 0,80 e 1,20<br>% entre 1,20 e 1,60<br>% maior que 1,60 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | ProdAgriSec (Soja). % = 1,059 | 0,5 | IBGE (2006) | | | |
| Atributo: Ecossistêmica | | | | | | | | |
| Presença de cobertura vegetal remanescente (Vn). Vn = Porcentagem de área de cobertura vegetal remanescente | Vn < 5%<br>5% < Vn <10%<br>10% < Vn < 25%<br>35% < Vn < 40%<br>Vn >40% | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Vn=15%. Área de cobertura média 24,01% | 0,5 | AGUASPARANÁ (2013) | Área agrícola = 80%<br>Vn entre 10% e 25% | 0,25 | SAGE (2013) |
| Índice de pressão ambiental (Enviromental Pressure Index - EPI). EPI = proporção de lavoura + urbana em relação ao total de area da bacia | EPI >20%<br>10% < EPI < 20%<br>5% < EPI <10%<br>0% < EPI < 5%<br>EPI < 0% | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | EPI =4,5% | 0,75 | AGUASPARANÁ (2013) | Proporção de área agrícola = 80%<br>Proporção de área urbana quase insignificante.<br>EPI > 20% | O | SAGE (2013) |
| Biodiversidade do solo (Bio solo). Bio solo= Índice de Qualidade do Solo | Muito Ruim<br>Ruim<br>Regular<br>Bom<br>Muito bom | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | | | |
| Atributo: Redução de Contaminantes | | | | | | | | |
| Uso de fertilizantes (Fert). Fert = Proporção dos agricultores utilizando um balanço de fertilização. Uso de agrotóxico (Agrtox). Agrotox = Proporção de área cultivada ou propriedades utilizando agrotóxicos | % entre 0,8 e 1<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre O e 0,2 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | Aumento no uso de agrotóxicos e melhora nos sistemas de tratamento e controle de efluentes. Agrotox= 0,36 | 0,5 | IBGE (2006); SILVA (2017) | Fert = Balanço de fertilização obrigatório (Nitrato). Não consegue avaliar se realmente ocorre Classe de qualidade da água boa ou muito boa para pesticidas. | 0,75 | Comitê de bacia de Oudon; LAURENT (2013) |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Proporção de agricultura orgânica (Prop Agri Org). Prop Agri Org = Área sob agricultura orgânica/Área de agricultura | % entre O e 0,2<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | PropAgriOrg = 0,04 | O | | PropAgriOrg = 67% | 0,75 | Comitê de bacia de Oudon |
| Proporção de agricultura integrada (Prop Agri Int). Prop Agri Int = Área sob agricultura integrada/Área de agricultura | % entre O e 0,2<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | | | |
| Atributos: Diversidade de Culturas | | | | | | | | |
| Proporção de monocultura (Prop Mono). Prop mono= Área sob monocultura/Área de agricultura | % entre 0,8 e 1<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre O e 0,2 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | | | |
| Atributo: Áreas Protegidas | | | | | | | | |
| Criação de áreas protegidas (AreaProt). AreaProt = Incesntivo à criação de unidades de áreas protegidas na bacia | Muito Ruim<br>Ruim<br>Regular<br>Bom<br>Muito Bom | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Criação e ampliação de áreas protegidas. Ruim, mas melhorando (SILVA 2017) | 0,25 | AGUASPARANÁ (2013) | | | |
| Atributo: Florestas | | | | | | | | |
| Ações de reflorestamento, restauração e recuperação das APP ao longo do rio (Rest). Rest = Razão entre km restaurados ou conservados pelo total dos km do rio (bandes tampon) | km Rest < 0,2<br>Km Rest entre 0,2 e 0,4<br>Km Rest entre 0,4 e 0,6<br>Km Rest entre 0,6 e 0,8<br>Km Rest entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu com os maiores plantios de espécies florestais invasoras. Ruim e piorando | O | AGUASPARANÁ (2013); SILVA (2017) | Implementação band tampon = 95% | 1 | Comitê de bacia de Oudon |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Atributo: Áreas Degradadas | | | | | | | |
| Percentual de regeneração de áreas degradadas (Prop Rest Área Degrad). Prop Rest Área Degrad = Percentual de regeneração de áras degradadas | Degradação super elevada | 0 | Existência de programas e projetos. Sem informações sobre efetividade e aplicação de recursos financeiros. Desastres ambientais e ocupações irregulares | 0,25 | SILVA (2017) | Não existe áreas degradadas nessa região | Comitê de bacia de Oudon |
| | Degradação elevada | 0,25 | | | | | |
| | Degradação regular | 0,5 | | | | | |
| | Degradação leve | 0,75 | | | | | |
| | Sem degradação | | | | | | |
| Atributo: Atendimento à Necessidade de Abastecimento de Uso Urbano | | | | | | | |
| Capacidade ociosa de infraestrutura urbana - CapUrb = (Volume disponível nos reservatórios - Vazão captada dos reservatórios)/ Volume disponível nos reservatórios | CapUrb entre 0% e 2,5% | 0 | | | | | |
| | CapUrbentre 2,5% e 5% | 0,25 | | | | | |
| | CapUrb entre 5% e 7,5% | 0,5 | | | | | |
| | CapUrb entre 7,5% e 10% | 0,75 | | | | | |
| | CapUrb maior que 10% | 1 | | | | | |
| Cobertura de abastecimento público urbano (CobAbUrb). CobAbUrb = Índice de abastecimento urbano = porcentagem de domicílios abastecidos | CobAbUrb entre O e 0,2 | 0 | Capacidade da infraestrutura de abastecimento ampliada Universalização do abastecimento urbano. Infraestrutura instalada capaz de atender à demanda máxima | | SILVA (2017) | Cobertura = 100% | Comitê de bacia de Oudon |
| | CobAbUrb entre 0,2 e 0,4 | 0,25 | | | | | |
| | CobAbUrb entre 0,4 e 0,6 | 0,5 | | | | | |
| | CobAbUrb entre 0,6 e 0,8 | 0,75 | | | | | |
| | CobAbUrb entre 0,8 e 1 | 1 | | | | | |
| Atributo: Investimento em Infraestrutura de Uso Urbano | | | | | | | |
| Taxa de investimento para manutenção (TaxaInvest). TaxaInvest = (receita ano final/invest no abastecimento final) - (receita ano inicial/invest no abastecimento ano inicial) | % entre O e 0,2 | 0 | | | | | |
| | % entre 0,2 e 0,4 | 0,25 | | | | | |
| | % entre 0,4 e 0,6 | 0,5 | | | | | |
| | % entre 0,6 e 0,8 | 0,75 | | | | | |
| | % entre 0,8 e 1 | 1 | | | | | |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Preço cobrado para uso da água (PreçoRH). PreçoRH = Preço cobrado para uso de água por volume (Euro ou Reais/m3). *Indicador binário: existe cobrança (1) e não existe cobrança (O) | Não existe cobrança | O | Não há cobrança pelo uso da água | 0 | | Cobrança pelo uso da água | | |
| | Existe cobrança | | | | | | | |
| Atributo: Atendimento à Necessidade de Abastecimento de Uso Rural | | | | | | | | |
| Capacidade ociosa de infraestrutura rural (CapRur). CapRur = (Volume disponível nos reservatórios - Vazão captada dos reservatórios)/ volume disponível nos reservatórios | Não existe rede CapRur | O | | 1 | | | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| | CapRur entre O e 0,25 | 0,25 | | | | | | |
| | CapRur entre 0,25% e 0,5% | 0,5 | | | | | | |
| | CapRur entre 0,5% e 10% | 0,75 | | | | | | |
| | CapRur maior que 10% | 1 | | | | | | |
| Cobertura de abastecimento público rural (CobAbRur). CoberAbastecRural= Índice de abastecimento rural = porcentagem de domicílios abastecidos. % população rural *ou domicílios rurais* abastecido | CobAbRur entre O e 0,2 | O | Abastecimento domiciliar no Alto Iguçau: 52,5% por poços e 46,7% por rede geral. Infraestrutura insuficiente para abastecimento de água | 0,5 | AGUASPARANÁ (2013); SILVA (2017) | Cobertura = 100% | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| | CobAbRur entre 0,2 e 0,4 | 0,25 | | | | | | |
| | CobAbRur entre 0,4 e 0,6 | 0,5 | | | | | | |
| | CobAbRur entre 0,6 e 0,8 | 0,75 | | | | | | |
| | CobAbRur entre 0,8 e 1 | 1 | | | | | | |
| Atributos: Infraestrutura para Conter Inundações | | | | | | | | |
| Planos para conter inundação urbana (PlanInun). PlanInun = existência e execussão das prescrições de planos de drenagem | Não existe | O | PDD necessidade de 202 intervenções físicas | 0,5 | SUDERHSA (2002); SILVA (2017) | Plano apenas nas duas grandes cidades (Craon e Segré), porém com execussão alta | 0,75 | Comitê de bacia de Oudon |
| | Em desenvolvimento | 0,25 | | | | | | |
| | Existente com execussão baixa | 0,5 | Necessidade de normas quanto às alterações na quantidade e qualidade da água pluvial das áreas urbanas. Falta de informações sobre drenagem rural. | | | | | |
| | Existente com execussão regular | 0,75 | | | | | | |
| | Existentes com execussão alta | 1 | | | | | | |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Tecnologias alternativas para gestão das águas pluviais (TecAlterAguasPluv). TecAlterAguasPluv == necessidade (neces), existência (exist) e estado de concervação (cone) | Neces e não exist de invest<br>Neces, exist e cone baixo<br>Neces, exist e cone regular<br>Neces, exist e cone bom<br>Não há necese de invest | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>▪ | Necessidade de investimento, 558 milhões até 2020 ao longo de 800 km de rios. Regular | 0,5 | SUDERHSA (2002); SILVA (2017) | Existência de tecnologias alternativas para infiltração e conter inundações quando necessário. Nem sempre é necessário. | 0,75 | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributos: Infraestrutura Integradora de Solo e Água | | | | | | | | |
| Manejo do risco de inundações das estradas rurais (ManejoRiscoEstraRural). ManejoRiscoEstraRural == grau risco de inundação/erosão da bacia e existência de plano de manejo para estradas rurais | zona de risco média/alta e sem plano de manejo de estradas rurais<br>zona de risco baixa e sem plano de manejo de estradas rurais<br>zona de risco média/alta e com plano de manejo de estradas rurais<br>zona de risco baixa e com plano de manejo de estradas rurais<br>não é zona de risco | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | Não é zona de risco | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| Infraestrutura como efeito hidraulico == Necessidade, existencia e estado de concervação das infraestruturas (bom manejo ou não) | Necessidade e não existência de infraestrutura<br>Necessidade, existência e estado de concervação baixo<br>Necessidade, existência e estado de concervação regular<br>Necessidade, existência e estado de concervação bom<br>Não há necessidade de infraestrutura | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | Em relação à drenagem rural, deve ser destacada a inexistência de dados no PDD, assim como a dificuldade em encontrar dados sobre drenagem rural nos órgãos oficiais por meio da consulta eletrônica de informações. InfEfeitHid == 0,35 | 0,25 | **AGUASPARANÁ** (2013) | Não há necessidade de infraestrutura | 1 | Comitê de bacia de Oudon |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Atributos: Eficiência de Infraestrutura de Tratamento de Efluentes Líquidos | | | | | | | | |
| Porcentagem de tratamento de DBO = % do volume de água tratada. Porcentagem de DBO remanescente | % entre 0,8 e 1<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% ente O e 0,2 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | DBO remans = 70% | 0,25 | Castro et ai. (2017); IPARDES (2013) | | | |
| Porcentagem de tratamento de N = % do volume de água tratada | % entre O e 0,2<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | Concentração de Nitrato alta | 0,25 | LAURENT (2012) |
| Porcentagem de tratamento de P = % do volume de água tratada | % entre O e 0,2<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | Concentração regular | 0,5 | LAURENT (2012) |
| Atributos: Atendimento à Demanda Urbana de Efluentes Líquidos | | | | | | | | |
| Taxa de ligação à estação de tra!amento (Taxliga). Taxliga = numero de casas ligadas/total de casas | Taxliga entre O e 0,2<br>Taxliga entre 0,2 e 0,4<br>Taxliga entre O ,4e O,6<br>Taxliga entre 0,6 e 0,8<br>Taxliga entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>O,5<br>0,75 | 67% da população urbana com esgotamento sanitário. | 0,75 | IPARDES (2013) | Taxa de sistema individual sem conexão ou ineficiente | 0,5 | Comitê de bacias de Oudon |
| Atributos: Investimento em Infraestrutura de Tratamento de Efluentes Líquidos | | | | | | | | |
| Taxa de investimento público no tratamento em relação à receita (EvolulnvestJ. EvolulnvestJ = (invesUreceita) do ano final - (inves/receita) do ano inicial e lnvestJ = invest do ano final/invest ano inicial. Necessário (NecesJ e InvestimentoJ (lnvestJ | Neces e sem invest<br>Neces e com invest<br>Não neces e sem invest<br>Não nece_s e redução de invest<br>Não neces e sem invest | O<br>0,25<br>O 5<br>0,75 | | | | | | |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Atributo: Atendimento à Demanda Urbana de Efluentes Sólidos | | | | | | | |
| Taxa de coleta urbana (TaxColetaUrb). TaxColetaUrb = Número de casas com coleta/número total de casas | Taxa entre O e 0,2<br>Taxa entre 0,2 e 0,4<br>Taxa entre 0,4 e 0,6<br>Taxa entre 0,6 e 0,8<br>Taxa entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | Brasil, 42,6% dos domicílios têm coleta diária, 16,5% têm coleta indireta e 40,9% dá outro destino | 0,5 | (BRASIL, 2014). | Taxa= 100% | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Atendimento à Demanda Rural de Efluentes Sólidos | | | | | | | |
| Taxa de coleta rural e grau de triagem (TaxColetaRural). TaxColetaRural = Número de propriedades com coleta/número total de propriedades | Taxa entre O e 0,2<br>Taxa entre 0,2 e 0,4<br>Taxa entre 0,4 e 0,6<br>Taxa entre 0,6 e 0,8<br>Taxa entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | | | | Taxa= 100% | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| Cobertura da triagem da coleta rural (CobTriagCR). CobTriagCR = % de propriedades rurais atendidas por triagem de embalagens e resíduos tóxicos | CobTriagCR entre O e 20%<br>CobTriagCR entre 20% e40%<br>CobTriagCR entre 40% e60%<br>CobTriagCR entre 60% e80%<br>CobTriagCR entre 80% e 1 | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | CobTriagCR = 0,32 | 0,25 | IBGE (2006) | Taxa= 100% | 1 | Comitê de bacia de Oudon |
| Condição da infraestrutura para comportar os resíduos últimos (CondInfraRes). CondInfraResSoli = Tipos de destinação (lixão ou aterro) e capacidade de comportar a demanda | Ausencia de aterro sanitário e uso do lixão<br>Aterro sanitário sem drenagem e capacidade aquém da demanda<br>Aterro sanitário sem drenagem e capacidade de atender a demanda<br>Aterro sanitário com drenagem e capacidade aquem da demanda<br>Aterro sanitário com drenagem e capacidade de atender a demanda | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Carência de ações para a coleta seletiva e reciclagem. Aterro Sanitário da Caximba estava no limite Necessidade de novo aterro sanitário. | 0,5 | SNIS (2017); SILVA (2017) | | 1 | Comitê de bacia de Oudon |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Atributo: Recursos Hídricos | | | | | | | | |
| Investimento e funcionamento na criação de informação {InvInfRH). InvInfRH = Valor investido no funcionamento e na criação da informação em RH / população da bacia . média francesa. Ou avaliação qualitativa sobre investimento na criação de informação | Muito Ruim<br>Ruim<br>Regular<br>Bom<br>Muito Bom | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | | | | | | |
| Atributo: Facilidade de Acesso aos dados: | | | | | | | | |
| Disponibilidade, acesso e divulgaçãodos de informção sobre RH da bacia (InfPubl). InfPubl = Disponibilidade, nível de acesso e divulgação de dado públicos sobre recursos hídricos da bacia | Indisponibilidade de dados<br>Disponibilidade de dados com acesso restrito (cadastros??)<br>Disponibilidade de dados com acesso parcial (alguns dados aberto e outros restritos)<br>Disponibilidade e acesso público<br>Disponibilidade e acesso público e divulgação da informação pública | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Acesso à informação limitado, sem a presença de portal da transparência e acesso à informação. | 0,5 | SILVA (2017) | Disponibilidade, acesso público e divulgação pelo site | 0,75 | Comitê de bacia de Oudon |

*Tabela 3: continuação...*

| Atributo: Existência de dados e sistema de informação | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Cobertura da informação sobre monitoramento e demandas (CobInfMoniDem). CobInfMoniDem = Existência de rede de monitoramento pluviometrico e fluviometrico e dados de demanda e disponibilidade hídrica superficial | Não existencia de rede de monitoramento | 0 | Existência de rede de monitoramento bem distribuída e postos pluviométricos e fluviométricos com séries longas e consistentes. | | AGUASPARANÁ (2013) | Rede de monitoramente de precipitação, vazões, demanda e confiabilidade. Censo de irrigação em andamento. | | Comitê de bacia de Oudon |
| | Redes de monitoramento insuficientes para cobrir a bacia | 0,25 | | | | | | |
| | Redes de monitoramentos adequadas sem dados de dem ou dispo superficial | 0,5 | | | | | | |
| | Redes de monitoramentos adequdas com dados de dem e dispo | 0,75 | | | | | | |
| | Redes de moni adequadas com dados de dem e disp e confiabilidade (série histórica) | | | | | | | |
| Estrutura de banco de dados unificados (EstruUniDados). EstruUniDados = Existência de sistemas unificados de informação para apoio ao planejamento e tomada de decisão | Não existencia de sistemas unificados de base de dados | 0 | Implantação dos sistemas SNIS, SNIRH e SIH. Porém, insuficiência de alguns dados sobre Recursos Hídricos | 0,5 | SILVA (2017) | Existência do SAGE Planejamento integrado da gestão de água, instituída pela DOA. Falta de série histórica sobre irrigação e dados agrícolas relacionados aos recursos hídricos. | 0,75 | Comitê de bacia de Oudon |
| | Sist. em implantação e bases de dados dispersas e insuficiente | 0,25 | | | | | | |
| | Sist. em implantação e bases de dados com algum agrupamento e insuficiente | 0,5 | | | | | | |
| | Sistemas implatados e base de dados agrupados e insuficiente | 0,75 | | | | | | |
| | Sist. Implantados, base de dados agrupados e suficientes | | | | | | | |

*Tabela 3: continuação...*

| Atributo: Existência de Conflitos | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Conflitos envolvendo recursos hídricos, produção agrícola de alimentos e demanda ambiental (ConfRHAgriAmb). ConfRHAgriAmb = Existência, resolução e gravidade de conflitos envolvendo RH, produção agrícola e demanda ambiental | Conflitos existentes, não equacionados e geradores de ações judiciais | 0 | Conflitos existentes, sem ação judicial | 0,25 | AGUASPARANÁ (2013) | Conflitos por água de irrigação no verão, sem ação judicial | 0,25 | Comitê de bacia de Oudon |
| | Conflitos existentes, não equacionados, não geradores de ações judiciais | 0,25 | | | | | | |
| | Conflitos existentes, equacionados parcialmente e geradores de ações judiciais | 0,5 | | | | | | |
| | Conflitos existentes, adequadamente equacionados após ações judicial | 0,75 | | | | | | |
| | Conflitos existentes, adequadamente equacionado não geradores de ações judiciais | | | | | | | |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Atributo: Capacidade Organizacional | | | | | | |
| Comitê ou Agência de água (Comitê de bacias). Comitê de bacias = Existência, implantação e efetividade de atividades dos comites ou agência de água | Não existencia de comitê ou agência de água<br>Organização de comite ou agência em andamento<br>Existencia de comite ou agência sem instalação<br>Existencia de comite com implantação e instrumentos de gestão em desenvolvimento<br>Comite implantado com frequencia de atividades regulares e instrumentos de gestão desenvolvidos | o<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Comitê da bacia instituído pelo Decreto Estadual nº 5.878/2005 se mantendo atuante no período de análise Funções da Agência de bacia são realizadas pela Gerência de Bacias Hidrográficas presente no comitê da bacia | | AGUASPARANÁ (2013) | Comitê implantado (Commission Locale de l'Eau Bassin Oudoun) com atividades regulares e instrumentos de gestão. | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Implementação dos Instrumentos de Gestão | | | | | | |
| Situação dos Planos de bacia (SituPlan). SituPlan = Implantação ou execussão dos planos de bacia | Inexistencia de planos<br>Planos em desenvolvimento<br>Existência planos, porém sem acompanhamento da execução<br>Existência planos, com pouco acompanhamento da execução<br>Existência planos, com acompanhamento muito bom da execução | o<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Apesar de possuir programas e ações para o acompanhamento da execução do Plano da Bacia, não foram localizadas informações sobre o acompanhamento. | 0,75 | AGUASPARANÁ (2013) | Existência de planos com acompanhamento muito bom da execussão (2 vezes dentro de 3 anos dentro de um planejamento de 5 anos) | Comitê de bacia de Oudon |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Atributos: Projetos Ambientais e de Recursos Hídricos | | | | | | | |
| Porcentagem do setor agrícola nas pesquisas ambientais e de RH (PropAgrPesq). PropAgrPes = Porcentagem do setor agrícola envolvidos em projetos ambientais ou de recursos hídricos/total de propriedades da bacia. *Presença de Universidae nos comitês de bacias | PropAgrPes = O<br>PropAgrPes entre O e 0,25<br>PropAgrPes entre 0,25 e 0,5<br>PropAgrPes entre 0,5 e 0,75<br>PropAgrPes entre 0,75 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Alta Participação de representantes universitários em todas as reuniões | 1 | **AGUASPARANÁ** (2013) | 16% dos agricultores da bacia estão vinculados a algum sindicato | 0,25 | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Agricultor na Gestão | | | | | | | |
| Participação do setor agrícola na composição dos comitês de bacias (PartAgrComi). PartAgrComi = frequência de participação dos representantes agrícolas no comitês de bacias hidrográficas | Sem participação<br>Baixa participação<br>Regular participação<br>Média participação<br>Alta Participação | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Alta Participação (Presença de membro da FAEP ou OCEPAR em todas as reuniões) | 1 | **AGUASPARANÁ** (2013) | Participação regular | 0,5 | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Sociedade Civil na Gestão | | | | | | | |
| Participação da sociedade civil oraganizada nos comitês de bacias hidrográficas (PartCivComi). PartCivComi = Frequência de participação da sociedade civil organizada no comitês | Sem participação<br>Baixa participação<br>Regular participação<br>Média participação<br>Alta Participação | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Alta Participação (Presença de ONGS em todas as reuniões) | 1 | **AGUASPARANÁ** (2013) | Participação regular | 0,5 | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Qualidade de Vida | | | | | | | |
| Doenças provenientes do saneamento básico inadequado. DSRAI = Porcentagem de doenças relacionadas ao saneamento inadequado em relação ao total de doenças. Internações por intoxicação devido à exposição aos agrotóxicos {IEA) | DSRI entre 0,8 e 1<br>DSRI entre 0,6 e 0,8<br>DSRI entre 0,4 e O, 6<br>DSRI entre 0,2 e 0,4<br>DSRI entre O e 0,2 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | IEA = 0,0042 | 0,5 | **AGUASPARANÁ** (2013) | Sem doenças relacionadas à água. DSRI = O | 1 | Comitê de bacia de Oudon |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Índice de desenvolvimento humano (IDH). IDH = Média do IDH-longevidade dos municípios da bacia | IDH entre O e 0,2<br>IDH entre 0,3 e 0,4<br>IDH entre 0,4 e 0,6<br>IDH entre 0,6 e 0,8<br>IDH entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | IDH-Longevidade crescimento médio de 6,75%<br>IDH-Longevidade médio de 0,843 | 1 | IBGE (2000 e 2010) |
| Cobertura dos programas de segurança alimentar.<br>CoberSegAlim = % de família de baixa renda inseridas em programas de segurança alimentar | % cobertura entre O e 0,2<br>% cobertura entre 0,2 e 0,4<br>% cobertura entre 0,4 e 0,6<br>% cobertura entre 0,6 e 0,8<br>% cobertura entre 0,8 e **1** ou não existe baixa renda | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | Municípos do Paraná aderidos ao plano de segurança alimentar. Informações a partir de 2011 | 0,5 | http://www.aen.pr.gov.br/ |
| Atributo: Segurança Alimentar | | | | | |
| Parcerias entre produtores locais e escolas (PropProdEsc). PropProdEsc =%de escolas públicas parceiras de produtores locais | % de escolas públocas parceiras entre O e 0,2<br>% de escolas públocas parceiras entre 0,2 e 0,4<br>% de escolas públocas parceiras entre 0,4 e 0,6<br>% de escolas públocas parceirasentre 0,6 e 0,8<br>% de escolas públocas parceiras entre 0,8 e 1 | 0<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | O Programa de Aquisição de Alimentos **(PAA),** criado pelo artigo 19 da Lei nº 10.696, de 2 de julho 2003: promover o acesso à alimentação, em quantidade, qualidade e regularidade necessárias às populações em situação de insegurança alimentar e nutricional. Informações a partir de 2011 | 0,5 | http://www.aen.pr.gov.br/ |

*Tabela 3: continuação...*

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Porcentagem de formação superior dos agricultores (PropFormAgr) = Número de produtores com formação superior/total de agricultores | % entre O e 0,2<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | PropFormAgri = 0,32 | 0,25 | IBGE (2006) | | O | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Qualificação da População Agrícola | | | | | | | | |
| Formação/sensibilização ambiental dos Produtores (PropFormAmbAgr). PropFormAmbAgr = Porcentagem de agricultores com cursos em educação ambiental | % entre O e 0,2<br>% entre 0,2 e 0,4<br>% entre 0,4 e 0,6<br>% entre 0,6 e 0,8<br>% entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75 | | | | | O | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Educação Ambiental e Agrícola | | | | | | | | |
| Porcentagem de escolas com curso sobre a questão ambiental, incluído recursos hídricos (EsAm). | EsAm entre O e 0,2<br>EsAm entre 0,2 e 0,4<br>EsAm entre 0,4 e 0,6<br>EsAm entre 0,6 e 0,8<br>EsAm entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | Sindicato realiza palestras sobre ambientes aquáticos e biodiversidade nas escolas primárias. | 0,5 | Comitê de bacia de Oudon |
| Atributo: Distribuição de Renda | | | | | | | | |
| Proporção da renda agrícola em relação à renda da bacia hidrográfica (RAgr). RAgr = Renda ágrícola/Renda da bacia hidrográfica. Quartil da renda agrícola em relação a média da renda da bacia | RAgr entre O e 0,2<br>RAgr entre 0,2 e 0,4<br>RAgr entre 0,4 e 0,6<br>RAgr entre 0,6 e 0,8<br>RAgr entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | | | | | | |
| Porcentagem de pequenas propriedades rurais (PRu). PRu = Área pequenas propriedades ou Propriedade rural/Área rural da bacia | PRu entre o e 0,2<br>PRu entre 0,2 e 0,4<br>PRu entre 0,4 e 0,6<br>PRu entre 0,6 e 0,8<br>PUu entre 0,8 e 1 | O<br>0,25<br>0,5<br>0,75<br>1 | PropAgriFami = 0,825 | 1 | IBGE (2006) | | | |

O índice de qualidade da água - IQA - foi selecionado como um indicador de escassez qualitativa (Tabela 3) uma vez que foi desenvolvido principalmente para avaliar a qualidade hídrica visando o abastecimento público. O índice adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e utilizado pela Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA) é calculado nas bacias brasileiras a partir do produtório de nove parâmetros de qualidade de água (q) e de seus respectivos pesos (w) fixados de acordo com sua importância global: Oxigênio dissolvido (w = O,17), Coliformes termotolerantes (w = O,15), pH (w = O,12), DBO (w = O,1O), Temperatura da água (w = O,1 O), Nitrogênio total (w = O,1O), Fósforo total (w = O,1O), Turbidez (w = 0,08) e Resíduo total (w = 0,08).

Justifica-se o uso desse indicador, por ser o principal índice de qualidade da água utilizado no Brasil, além de atender aos critérios de seleção de indicadores apresentados no quadro 5: Utilidade pública, Confiabilidade, Econômico e Integrador. A limitação desse indicador consiste na dificuldade de mensuração no território francês, o que inviabilizaria a comparação internacional e por consequência não atenderia o critério de relevância política.

Com a finalidade de avaliar a qualidade da água da bacia hidrográfica francesa, de atender aos critérios do quadro 5 e diante da inviabilidade do cálculo do IQA para tal região, utilizou-se os indicadores "Qualidade da água em relação à presença de Nitrato" e "Qualidade da água em relação à presença de Fósforo" (Tabela 3). As substâncias Nitrato e Fósforo, oriundas também de fertilizantes, foram julgdas relevantes para o contexto do estudo integrador entre água, produção agrícola de alimentos e meio ambiente, uma vez que a presença excessiva destes em água potável impacta negativamente a saúde humana, pois aumenta a probabilidade de ocorrência de síndromes e doenças cancerígenas.

O Índice do estado de qualidade relativa à meta do país refere-se a um estudo qualitativo de trechos do rio inseridos ou não no enquadramento de classe. O indicador foi utilizado apenas no território brasileiro para mensurar a escassez qualitativa da água, visto que o enquadramento dos corpos hídricos é um instrumento brasileiro de gestão que relaciona a qualidade da água com a sua demanda de utilização. Para a região de estudo francesa, foi avaliado o risco de não atendimento aos objetivos referentes ao bom potencial ecológico e

bom estado químico das águas superficiais, estabelecidos pela DQA (CE, 2000).

Para avaliar a escassez quantitativa da água foi selecionado o indicador "disponibilidade hídrica *per capita" (water avaí/abílíty - wa),* calculado pela razão entre o fluxo hídrico médio em longo prazo e a população existente no horizonte temporal selecionado (CHAVES; ALIPAZ, 2006). Tal indicador atende aos critérios apresentados no quadro 5, em destaque a facilidade de mensuração no âmbito das bacias hidrográficas por conter e monitorar o ciclo hidrológico.

O "uso de sistemas de irrigação pressurizados" foi um indicador selecionado para mensurar o uso eficiente da água pelos sistemas agrícolas. No território brasileiro, foi calculado pela razão entre as áreas irrigadas por aspersão (pivô central ou comum) ou gotejamento e as áreas totais irrigadas (Tabela 3). No âmbito francês, a avaliação dos sistemas de irrigação foi restringida aos sistemas agrícolas de cultivas de grãos e a arboricultura por apresentarem uma significante demanda hídrica na região. Portanto, dois indicadores foram selecionados: "Uso de sistemas de irrigação pressurizados" e "uso de sistema de gotejamento em arboricultura". Para tais indicadores, foi necessária uma adaptação em termos de escala territorial e temporal e, portanto, utilizaram-se dados dos municípios inseridos no recorte das bacias hidrográficas para o ano de 2006.

Outro indicador selecionado para avaliar o uso eficiente da água pelos sistemas agrícolas foi a "produtividade hídrica". Ambos os indicadores categorizados no uso eficiente da água pelos sistemas agrícolas atendem aos critérios do quadro 5. Destaca-se, nesse contexto, a dificuldade de obtenção de dados na escala de gestão de bacias, sendo necessária a busca por informação na escala de propriedades rurais inseridas nos municípios do recorte de aplicação. Além disso, foi necessária a alteração do cálculo do indicador. Uma vez que não foi possível obter dados de volume de água para irrigação, utilizou-se a área irrigada para produção temporária e permanente de culturas (Tabela 3). Ressalta-se, ainda, o potencial integrador que esses indicadores possuem, ratificando a importância de sua inserção no modelo que propõe o nexo água - alimento - meio ambiente.

As produtividades agrícolas da principal cultura e da cultura secundária foram comparadas com a produtividade média nacional e, assim como os dados brasileiros para o cálculo dos indicadores "uso de pousio do solo", "uso de agrotóxico" e "proporção de agricultura orgânica" foram obtidos na escala municipal no ano de 2006.

Alguns indicadores utilizados no território brasileiro, como, por exemplo, "proporção de áreas protegidas", "ações de reflorestamento" e "percentual de áreas degradadas", não puderam ser calculados de acordo com o sugerido, por falta de dados na escala desejada. No entanto, uma avaliação qualitativa via diagnósticos apresentados no relatório técnico "Finalização do Plano das bacias do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira" (AGUASPARANÁ, 2013) foi realizada para fornecer resultados para tais indicadores.

Para avaliar o capital natural solo, segundo sua função ecossistêmica, foi selecionado o indicador Índice de Pressão ambiental (EPI), calculado pela variação média da área agrícola da bacia e da população urbana (em porcentagem). Sabe-se que o uso e ocupação do solo possuem extressores que podem afetar a integridade ambiental das bacias hidrográficas (FLOTEMERSCH et ai., 2016) e a proporção de áreas agrícolas e urbanas está correlacionada com a pressão exercida sobre a vegetação natural remanescente (CHAVES; ALIPAZ, 2006). O indicador atende aos critérios do quadro 5, principalmente quanto à facilidade de obtenção de dados em países em desenvolvimento.

Os indicadores de cobertura de abastecimento público, planos de drenagem e tecnologias alternativas para gestão de águas pluviais apresentaram limitações para o cálculo na escala das bacias brasileiras e, portanto, foi utilizada a escala estadual. Por outro lado, os dados para o indicador "infraestrutura de efeito hidráulico" foram obtidos na escala de municípios que forneceram dados relacionados ao quantitativo de propriedades inseridas nos municípios pertencentes ao recorte da bacia avaliada. Adotou-se como infraestrutura de efeito hidráulico, as práticas de terraceamento, plantio em nível e proteção/conservação de encostas.

As doenças provenientes do saneamento básico e o IDH só puderam ser avaliadas por meio da escala estadual, enquanto as intoxicações por exposição

aos agrotóxicos foram calculadas nas escalas de propriedades e municipais, de acordo com dados do IBGE (2006).

A limitação de dados brasileiros para calcular o indicador "porcentagem do setor agrícola nas pesquisas ambientais e de recursos hídricos" implicou na alteração do indicador para "presença das universidades no comitê de bacia". Sabe-se que são atores sociais diferentes com atuação em espaços distintos. Porém, acredita-se que o novo indicador proposto seja pertinente na mensuração da categoria analítica "Relações Humanas Integradoras" na qual está inserido. Ainda que não possa diretamente mensurar a participação dos agricultores nos projetos acadêmicos que envolvam os recursos hídricos e o meio ambiente, viabiliza a integração do agricultor com a comunidade acadêmica e as questões hídricas e ambientais presentes na bacia e discutidas durante as reuniões dos comitês. Devido ao mesmo motivo de escassez de dados, o indicador "porcentagem de pequenas propriedades rurais" foi alterado, no recorte brasileiro, para "porcentagem de agricultura familiar".

De acordo com os resultados obtidos na etapa de verificação de existência de dados, pode-se afirmar que a seleção de indicadores é uma tarefa complexa e apresenta limitações. A principal barreira nesse passo metodológico da construção do índice proposto se dá na obtenção de dados na escala de bacias hidrográficas, principalmente no que se refere aos dados agrícolas ou sociais. No entanto, percebeu-se uma maior facilidade de acesso e menor tempo para coleta de dados referentes à bacia francesa. Tal cenário mais favorável pode ser justificado pelo processo de obtenção de dados no recorte territorial francês devido à disponibilidade de informações fornecidas pela Comissão de Água de Oudon. Ressalta-se, além disso, que as informações disponíveis são ainda deficitárias e não informam um quadro preciso da região em termos de uso e manejo de solo.

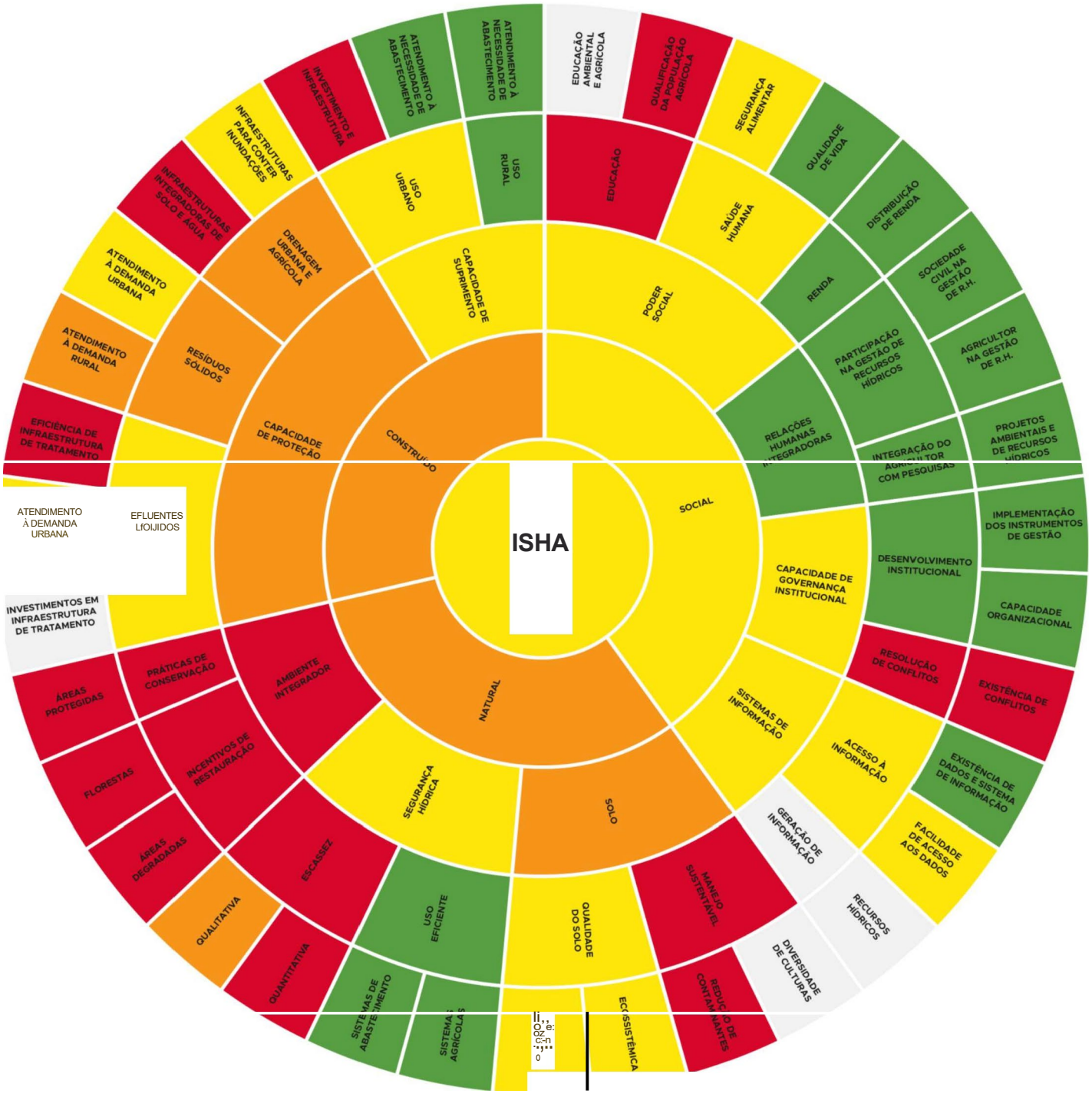
A escassez de indicadores mensurados na escala temporal desejada se apresentou como segunda limitação mais frequente na aplicação do modelo, principalmente no Brasil devido ao fato de a maioria dos dados ser obtida a partir do Censo demográfico, realizado a cada dez anos. Por tal motivo, foi estabelecido o horizonte temporal de aplicação na bacia brasileira entre os anos de 2000 e 201O. No âmbito francês, pôde ser avaliado entre os anos de 2010 e 2020.

Sob a perspectiva metodológica, tais limitações poderiam ser mitigadas se o processo de seleção de indicadores ocorresse via revisão de literatura e posteriormente refinado por meio de consulta aos atores relacionados com a gestão de bacias hidrográficas. A consuta aos gestores poderia facilitar o acesso à informação sobre indicadores passíveis de mensuração, supondo que possuem conhecimento sobre os dados referentes à região de aplicação e em qual escala estão disponíveis. Como exemplo, o desenvolvimento do índice de sustentabilidade hídrica (SILVA, 2017) apresentou ausência de dados para mensurar alguns dos indicadores selecionados. Em contrapartida, a mensuração dos indicadores selecionados para compor os índices desenvolvidos por Chavez e Alipaz (2006) e por Juwanna et ai. (2012) foi facilitada uma vez que os autores consideraram a opnião de especialistas e das partes interessadas no processo de construção, ainda que tal prática caracterize a seleção de indicadores como subjetiva e imparcial.

Ressalta-se que a seleção de indicadores do presente trabalho foi realizada somente via revisão de literatura com o intuito de mitigar a subjetividade. E para solucionar a barreira da inexistência de dados na escala temporal ou territorial definida, optou-se por adaptar ou substituir os indicadores não passíveis de mensuração. A pré-definição dos capitais e das categorias analíticas e a flexibilização dos indicadores corrobora a proposta de Meadows (1998) e destaca o modelo entre os demais índices desenvolvidos e consolidados para uma determinada região de aplicação. Desse modo, viabiliza a aplicação em diferentes cenários (políticos e econômicos) considerando a importância e, portanto, seleção de determinados indicadores.

### 6.3.3 Diagnósticos da sustentabilidade das bacias hidrográficas

A mensuração e a agregação dos indicadores, dos atributos, das categorias analíticas e dos capitais geraram o índice de sustentabilidade hídrica e agrícola (ISHA) e possibilitaram o diagnóstico de cada nível analítico das bacias hidrográficas avaliadas. A figura 13 apresenta uma mandala que contém o diagnóstico da bacia brasileira do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira em escala de cores que evidenciam os aspectos críticos de priorização no sentido da sustentabilidade.




**Legenda:**

- **Desempenho de Sustentabilidade Muito Ruim**
- **Desempenho de Sustentabildiade Ruini**
- **Desempenho de Sustentabilidade Regular**
- **Desempenho de Sustentabilidade Bom**
- **Não avaliado**

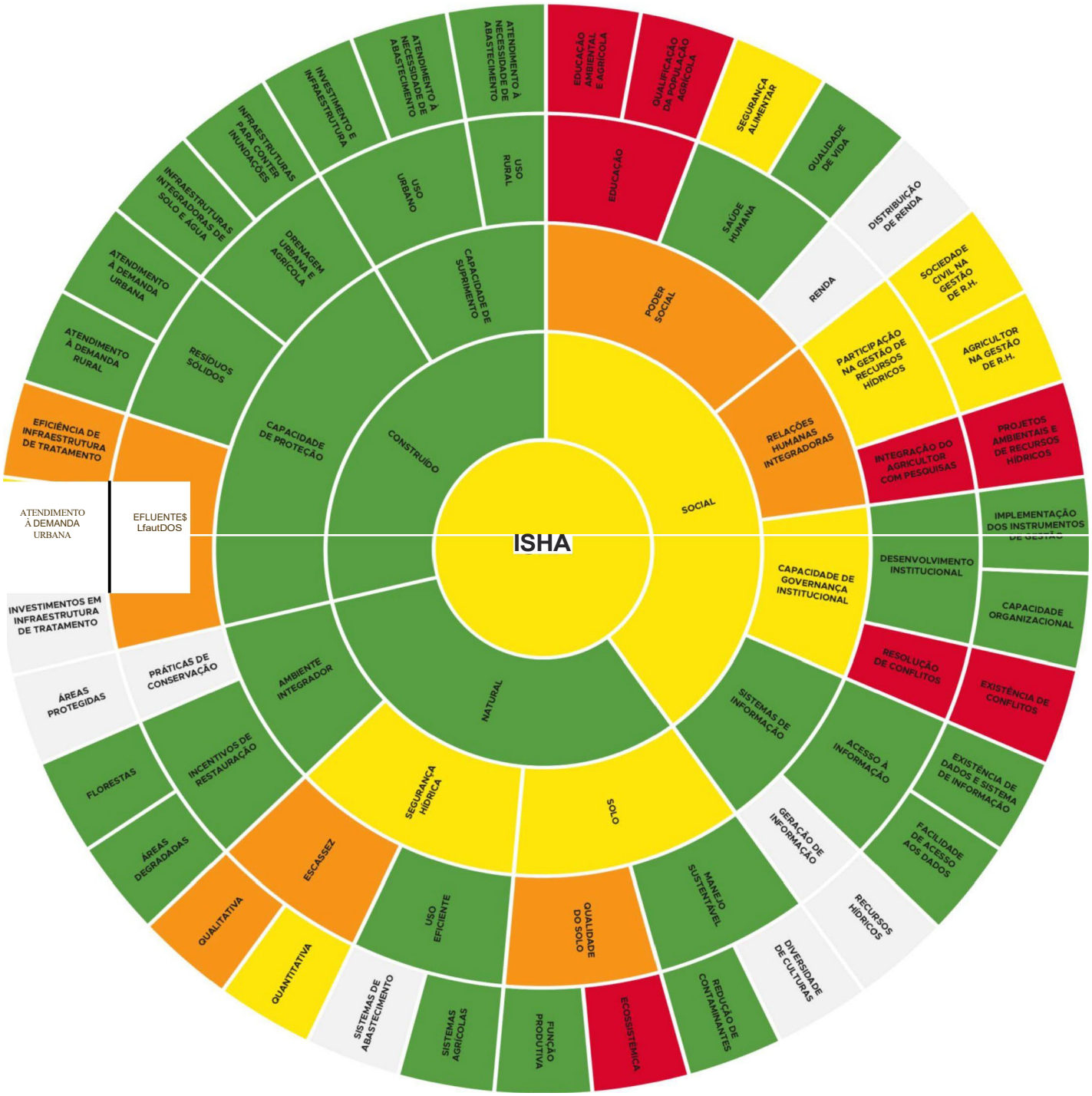
Figura 13: Mandala da sustentabilidade da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Fonte: Da autora.

De acordo com a figura 13, os aspectos mais críticos no primeiro nível hierárquico analítico da bacia hidrográfica brasileira são os capitais natural e construído, indicando sustentabilidade ruim. Comparando com escala de avaliação utilizada por Silva (2017), pode-se afirmar que os resultados são semelhantes - capital natural apresenta problemas de escassez qualitativa e quantitativa que impactam negativamente a segurança hídrica. O solo apresentou sustentabilidade ruim, principalmente pela carência de um manejo sustentável com redução de contaminantes agrícolas. Destaca-se também, o ambiente integrador como categoria analítica prioritária nas discussões para tomada de decisão voltada para práticas de restauração e incentivos de restauração.

O capital construído da bacia brasileira foi avaliado como igualmente crítico ao capital natural (Figura 13). No entanto, se avaliado conforme a escala proposta por Silva (2017) pode-se dizer que se apresenta menos crítico quando comparado ao capital natural, o que corrobora a avaliação do autor, e indica que a grande problemática se encontra na ineficiência ou ausência de infraestruturas integradoras de água e solo que impactam negativamente a drenagem urbana e rural.

O capital social apresentou sustentabilidade intermediária (Figura 13), cujo ponto prioritário de intervenção é a educação superior agrícola. Semelhantemente ao diagnóstico de Silva (2017), foi o capital com menores pontos críticos de intervenção e bom desempenho nas relações humanas integradoras da bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. A definição dos comitês de bacias como ambiente que promove a participação dos usuários da água na tomada de decisão viabiliza a efetivação dessas relações. Ratifica-se, portanto, a importância da existência dos comitês e a gestão no recorte territorial das bacias hidrográficas.

No âmbito da região francesa, a figura 14 apresenta uma mandala que contém o diagnóstico da bacia de Oudon em escala de cores que evidenciam os aspectos críticos de priorização no sentido da sustentabilidade.




Legenda:

- De!S!empenho de Sus1entabilidade Muito Ruim
- Desempenho de Sus1entabildiade Ruin1
  De sempenho de Sus1entabilidade Regular
- De sempenho de Sus1entabilidade Bom

D Não avaliado

Figura 14: Mandala da sustentabilidade da Bacia Hidrográfica de Oudon. Fonte: Da autora.

O diagnóstico do capital natural indicou sustentabilidade boa (Figura 14), destacando-se o uso eficiente dos recursos hídricos nos sistemas agrícolas e o manejo sustentável do solo com redução de aportes de contaminantes. Porém, o diagnótico de desempenho ruim e intermediário na qualidade e na quantidade de água, respectivamente, sugere possível escassez de recursos hídricos, ainda que a categoria segurança hídrica tenha apresentado um desempenho intermediário (Figura 14).

Tal diagnótico pode estar relacionado com o significativo aporte de fertilizantes (nitrato e fóforo), ainda que em diminuição, e com o assoreamento, como exposto por Laurent (2012), decorrentes de práticas de uma minoria de agricultores que ignoram a obrigatoriedade do balanço de fertilização, as boas práticas de manejo de solo e que são menos sensíveis às questões ambientais. Outra justificativa seria a grande quantidade de propriedades rurais com produção animal que origina o nitrogênio e os nitratos nas águas de Oudon (SAGE, 2013). Tais resultados também corroboram os planos de ação elaborados pela comissão local de água de Oudon, que evidenciam a qualidade hídrica e as condições agrícolas de produção como questões prioritárias de intervenção (SAGE, 2013).

Comparando os resultados obtidos pelas duas bacias, pode-se verificar que o capital natural da bacia hidrográfica de Oudon foi diagnosticado como mais sustentável do que a bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Tal resultado corrobora a ideia da poluição permissiva no âmbito urbano e rural, amparada pela gestão brasileira de recursos hídricos e sustentada por Cardoso-Silva et ai. (2013).

O capital construído da bacia francesa foi diagnosticado como sustentabilidade boa (Figura 14) e se apresentou, portanto, superior à sustentabilidade do capital construído brasileiro. A não efetivação do instrumento de gestão "cobrança pelo uso da água" no recorte de aplicação brasileiro pode ser um fator que justifique o baixo investimento nas infraestruturas de abastecimento, de drenagem e de tratamento de efluentes. Enquanto a gestão hídrica francesa possui maior disponibilidade de recursos financeiros para tais investimentos.

Contrariamente ao diagnóstico da bacia brasileira, o capital social da bacia francesa foi o que apresentou menor desempenho - sustentabilidade

intermediária (Figura 14). No âmbito francês, tal diagnóstico sugere discussões prioritárias acerca das categorias analíticas "relações humanas integradoras", "poder social" e "capacidade de governança" que compõem o modelo conceituai e de indicadores para análise integrada da sustentabilidade. Vale ressaltar que as subcategorias "resolução de conflitos" e "educação" foram diagnosticadas com desempenho muito ruim em ambas as bacias, portanto, necessitam de ações prioritárias de mudança.

Pode-se verificar que os diagnósticos das bacias foram compatíveis com relatórios de análise de conjuntura dos recursos hídricos e com diagnósticos de sustentabilidade fornecidos por outros modelos de indicadores, apresentando compatibilidade com a realidade. O modelo de indicadores foi executável no Brasil e na França, o que aponta para seu potencial de uso em diferentes sistemas de gestão de bacias hidrográficas, corroborando ao processo de validação definido por Guimarães et ai. (2014) e Morais (2014).

A fim de comparação entre a sustentabilidade de bacias hidrográficas de diferentes países, ressalta-se a relevância do índice ISHA. O cálculo do ISHA para ambas as bacias indica sustentabilidade intermediária: ISHA - Alto Iguaçu (0,51) e ISHA - Oudon (0,70). A comparação dos diagnósticos das bacias se justifica na promoção de discussões sobre praticas de gestão que indicam progresso no sentido da sustentabilidade. Em um primeiro momento analítico, o índice pode auxiliar no panorama global desse progresso. No entanto, percebe-se que o índice final de cada bacia não reflete a visível diferença entre os desempenhos de sustentabilidade expostas pelas mandalas de diagnóstico da bacia brasileira (Figura 13) e da bacia francesa (Figura 14). Isso ocorre devido ao fato de que os índices, por serem uma agregação de indicadores, podem aliciar uma leitura simplista dos cenários de estudo (NARDO et ai., 2005). Portanto, para uma análise minuciosa se faz necessária, a avaliação das demais categorias analíticas, o que ratifica a importância da existência de um modelo conceituai hierarquizado por como base para a contrução dos índices (MEADOWS, 1998; NARDO et ai., 2005). Tal análise foi viabilizada pela proposta metodológica de construção e validação do modelo de indicadores do presente estudo, ressaltando, portanto, seu potencial de aplicação.

Ainda que observado seu potencial de aplicação, vale notar que para um maior refinamento do ajuste do modelo à realidade das bacias, sugere-se uma

proposta metodológica de ponderação de indicadores diferente da adotada nesse trabalho. Chaves e Alipaz (2006) e Sullivan et ai. (2003) afirmam que a ponderação via consulta aos atores familiarizados com a realidade do local de aplicação reflete a importância dos indicadores e sua influência no contexto avaliado. Diante da mesma importante perspectiva de consulta aos especialistas, a avaliação do potencial de aplicação do modelo realizada nesse trabalho carece de uma percepção dos getores de bacias hidrográficas e demais atores envolvidos no processo quanto à capacidade do modelo em gerar diagnósticos que representem a realidade. Portanto, a não realização de tais etapas metodológicas na construção do ISHA e na análise de robustez foi identificada como limitação desse estudo.

## 6.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existem diversos índices que avaliam a sustentabilidade dos recursos hídricos, porém o grande desafio se encontra na construção de uma ferramenta capaz de gerar tais diagnósticos a partir de uma análise integrada das variáveis que impactam a sustentabilidade. O modelo conceituai e de indicadores proposto e validado nesse trabalho foi desenvolvido com o objetivo de analisar a sustentabilidade de bacias hidrográficas e da produção agrícola de alimentos considerando duas perspectivas integradoras: a ótica dos capitais (natural, social e construído) e o nexo água - alimento - meio ambiente.

Apesar das limitações identificadas durante a aplicação do modelo de indicadores nas bacias brasileira e francesa, dentre elas a escassez de dados em escala temporal e territorial, se apresentou como ferramenta robusta com potencial de utilização, uma vez que foi possível gerar diagnósticos de sustentabilidade compatíveis com as informações a respeito da sustentabilidade das áreas de estudo, apresentadas nos planos de bacia de ambas as regiões.

A geração de um índice a partir de um embasamento teórico e estruturado por meio de um modelo conceituai hierárquico permitiu tanto uma avaliação ampla da sustentabilidade das bacias, quanto uma identificação mais

particularizada das categorias e subcategorias prioritárias de intervenção que implicam na sustentabilidade mensurada pelo índice geral.

Conclui-se que o modelo conceituai e de indicadores para análise integrada da sustentabilidade hídrica e da produção agrícola de alimentos pôde ser validado por meio da metodologia utilizada e aplicação em duas bacias hidrográficas distintas, apresentando potencial de aplicação e geração de diagnósticos que representam a realidade.

# 7 CONCLUSÃO

A necessidade de integração das diversas variáveis do sistema dinâmico e complexo para o alcance da sustentabilidade tem sido ratificada em fóruns de discussão mundiais. Paralelamente, são desenvolvidos instrumentos para avaliação da sustentabilidade. Nesse sentido, a busca por instrumentos que possam dar suporte à gestão integrada dos recursos hídricos à produção agrícola de alimentos das bacias hidrográficas tem sido tendência de pesquisa no meio científico. No entanto, as estruturas institucional-administrativas ainda desenvolvem seus instrumentos de gestão de acordo com suas demandas setoriais, dificultando a efetiva implantação da gestão integrada.

Da mesma forma, existe uma carência de ferramentas que integrem as variáveis do nexo água - alimento - meio ambiente, capazes de apoiar as tomadas de decisão no sentido da sustentabilidade de bacias hidrográficas.

As discussões a respeito do nexo água - alimento - meio ambiente, apresentadas no capítulo 3 desse trabalho, proporcionaram um entendimento sobre os principais fatores de integração presentes no sistema dinâmico e complexo que impactam a sustentabilidade. Os fatores de integração são elementos presentes na interface desse eixo que, quando alterados em um determinado setor, influenciam elementos de outro. Desse modo, traz uma contribuição científica acerca de uma fundamentação teórica integradora que pode guiar o desenvolvimento de modelos conceituais e de indicadores. Além disso, o conhecimento das inter-relações desses elementos contribui para realização de práticas agrícolas mais engajadas com sustentabilidade hídrica, ao mesmo tempo em que colabora para que a gestão de recursos hídricos promova decisões que considerem as demandas agrícolas e ecossistêmicas.

Dentre os fatores de integração, o gerenciamento sistêmico foi identificado como principal componente da gestão integrada de recursos hídricos à produção agrícola de alimentos, servindo de facilitador da participação dos agricultores nos processos decisórios, promovedor do acesso à informação sobre disponibilidade hídrica e demanda hídrica para agricultura irrigada e incentivador de uma gestão colaborativa. Desse modo, além das

questões ambientais, contempla também as questões socioeconômicas do desenvolvimento sustentável.

Outro fator de integração em destaque foi a intensificação sustentável, fundamentado em práticas agrícolas que objetivam o aumento da produtividade com redução de danos ambientais. Na escala de propriedades, o manejo eficiente de solo foi identificado como o elo entre água e produção de alimentos. Nesse sentido, sistemas de plantio com práticas de intensificação sustentável, como a agricultura conservacionista, são promissores para o alcance da sustentabilidade hídrica e agrícola. Esses fatores integradores formaram as categorias analíticas do modelo conceituai e guiaram a seleção de indicadores. O desafio metodológico na construção do modelo conceituai e de indicadores foi de agrupar esses fatores, cujas informações estão inseridas nas diferentes escalas de gestão.

O capítulo 4 apresentou uma análise dos principais índices de sustentabilidade existentes na literatura, quanto à presença de elementos do nexo água - alimento - meio ambiente, e de que maneira foram inseridos em tais ferramentas. No entanto, foi ratificada a hipótese de que cada instrumento foi desenvolvido para satisfazer a demanda setorial. Ainda que apresentassem alguns elementos que estão na interface do nexo em questão, não abrangem, portanto, os principais fatores de integração elencados, em sua completude.

A discussão das potencialidades e limitações metodológicas dos índices de sustentabilidade, também discutidas no capítulo 4, guiou a definição das etapas para a construção do modelo conceituai e de indicadores desse trabalho e sua escala de aplicação. O modelo conceituai e de indicadores para análise integrada da sustentabilidade hídrica e da produção agrícola de alimentos é desenvolvido no capítulo 5. O modelo proposto destaca-se dos demais índices existentes por conter uma ótica mais integradora sobre a sustentabilidade - adoção da ótica dos capitais natural, social e construído. A partir dessa, a estrutura hierárquica gerada com base na inserção dos fatores integradores do nexo água - alimento - meio ambiente é inovadora e agrega valor teórico ao desenvolvimento do modelo.

A validação do modelo proposto que avalia o seu potencial de aplicação está apresentada no capítulo 6 da tese. A exequibilidade da ferramenta em dois países com cenários de gestão de recursos hídricos distintos evidencia o

uso promissor do modelo de indicadores para análise integrada da sustentabilidade hídrica e agrícola. Dentre as limitações metodológicas apresentadas, ressalta-se a dificuldade de acesso aos dados na escala temporal e territorial de bacias hidrográficas. Tal fato ratifica a hipótese de que estruturas administrativas ainda se encontram aquém do gerenciamento sistêmico necessário para uma gestão sustentável. Vale ressaltar que a potencialidade do modelo proposto se encontra na flexibilização da escolha dos indicadores, para compor as categorias analíticas, de acordo com a sua importância dentro de cada cenário avaliado.

A metodologia de construção do modelo conceituai e de indicadores favoreceu a criação do índice de sustentabilidade hídrica e agrícola (ISHA), cuja relevância se encontra na possibilidade de comparação rápida e panorâmica entre bacias em diferentes cenários. Ainda, pode-se afirmar que os diagnósticos de cada categoria analítica e sua apresentação gráfica, de fácil interpretação, podem guiar discussões para tomadas de decisão com maior representatividade dos atores sociais.

Os resultados do trabalho são, portanto, contribuições científicas que estimulam o desenvolvimento de ferramentas inovadoras e robustas para avaliação integrada da sustentabilidade. Além disso, a tese contribui a partir de uma solução alternativa para efetivação da gestão integrada de recursos hídricos com a produção agrícola de alimentos, por meio de modelo conceituai e de indicadores, em forma de planilhas em Excel executáveis, para a compilação dos dados e elaboração do diagnóstico das bacias.

A presente tese abre perspectivas para trabalhos futuros no âmbito acadêmico e experimental de aplicação na gestão de bacias hidrográficas. São possíveis alterações nas etapas metodológicas de construção e de análise de robustez do modelo. O refinamento do modelo por meio de consultas aos gestores de bacias em relação à seleção e à definição de pesos dos indicadores é sugestão para suprir a !limitação do modelo em considerar opiniões de especialistas. Também é proposta a realização de novos métodos de agregação de indicadores. Propõe-se, também, uma análise de incertezas e de sensibilidade que possam avaliar de maneira quantitativa a robustez do modelo de indicadores, a partir da investigação das alterações de tais etapas metodológicas.

Acredita-se, ainda, que uma ferramenta de fácil utilização e com uma interface mais interativa do que as planilhas do Excel utilizadas para elaboração dos diagnósticos das bacias pode propagar as informações sobre as categorias mais críticas de intervenção em relação à sustentabilidade e agilizar o processo de tomada de decisão. Desse modo, recomenda-se o desenvolvimento de um aplicativo livre para análise integrada da sustentabilidade hídrica e agrícola de bacias hidrográficas.

# REFERÊNCIAS

ABADI, L. S. K.; SHAMSAI, A.; GOHARNEJAD, H. An analysis of the sustainability of basin water resources using Vensim model. **KSCE Journal of Civil Engineering,** v. 19, n. 6, p. 1941-1949, 2015.

ABDULLAEV, I; RAKHMATULLAEV, S. Setting up the agenda for water reforms in Central Asia: Does the nexus approach help? **Environmental Earth Sciences,** 2016.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014.** São Paulo: ABRELPE, 2014.

AGUASPARANA. **Finalização do Plano das bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Governo do Estado do Paraná.** Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. SEMA. Instituto das Águas Paraná. Curitiba, Paraná, 2013.

AHMAD, A.; KHAN, S. Water and energy scarcity for agriculture: is irrigation modernization the answer? **Irrigation and Drainage,** 2016.

AHMADAALI, J; BARANI, G.A.; QADERI, K.; HESSARI, B. Analysis of the effects of water management strategies and climate change on the environmental and agricultura! sustainability of Urmia Lake Basin, Iran. **Water (Switzerland),** v. 10, n. 2, 2018.

AL ZAYED, 1. S.; ELAGIB, N. A. Implications of non-sustainable agricultura! water policies for the water-food nexus in large-scale irrigation systems: A remate sensing approach. **Advances in Water Resources,** v. 11O, p. 408-422, 2017.

ALEXANDRE, N. M. C.; COLUCI, M. Z. O. Validade de conteúdo nos processos de construção e adaptação de instrumentos de medidas. **Ciência & Saúde Coletiva,** v. 16, n. 7, p. 3061-3068, jul. 2011.

ALLEN, T.; PROSPERI, P; COGILL, B; PADILLA, M; PERI,I. A Delphi Approach to Develop Sustainable Food System Metrics. **Springer Netherlands,** v. 141(3), p 1307-1339, fev. 2018.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: 2013.** Brasília: Distrito Federal, 2013

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: 2018.** Brasília: Distrito Federal, 2018. Disponível em http://arquivos.ana.gov.br/portal/publicacao/Conjuntura2018.pdf. Acesso em julho de 2019.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Programa Produtor de Água.** Brasília: Distrito Federal, 2018. Disponível em http://arquivos.ana.gov.br. Acesso em janeiro de 2020.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA; M. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. O. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola,** v. 27, n. 3, p 683-690. 2007

AYDOGDU, M. H.; BILGIC, A. An evaluation of farmers' willingness to pay for efficient irrigation for sustainable usage of resources: the GAP-Harran Plain case, Turkey. **Journal of Integrative Environmental Sciences,** v. 13, n. 2-4, p. 175-186, 2016.

BARDIN, L. **Análise de conteúdo.** Lisboa: Edições 70, 2009.

BARREZUETA-UNDA, S.; PAZ GONZALEZ, A.; CHABLA-CARILLO, J. Revision of Criteria for Measuring Sustainability Agricultura!: Adaptation of Frameworks and Proposed Indicators. **Revista Conrado,** v. 12, n. 56, p. 16-21, 2016.

BECKER, W.; SAISANA, M.; PARUOLO, P.; VANDECASTEELE, 1. Weights and importance in composite indicators: Closing the gap. **Ecological Indicators,** v. 80, n. March, p. 12-22, 2017.

BELLEN, H. M. van. **Indicadores de Sustentabilidade:** Uma Análise Comparativa. 2002. 235 f. Tese (Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.

BELT, M. van d.; BOWEN, T.; SLEE, K.; FORGIE, V. Flood Protection: Highlighting in investment trap between built and natural capital. American Water Resources Association. **Journal of the American Water Resources Association,** v. 49, p. 681-692, 2013.

BOCKSTALLER, C; GUICHARD, L., MAKOWSKI, D.; AVELINE, A; GIRARDIN, P.; PLANTUREUX, S. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. **Agronomy for Sustainable Development,** v. 28, n. 1, p. 139-149,2008.

BOMFIM, E. O.; GADELHA, C. L. M.; FILGUEIRA, H. J. A; AMORIM, J. F.; AMORIM, D. S. Sustentabilidade Hidroambiental de nascentes na bacia hidrográfica do rio Gramame no estado da Paraíba, Brasil. **Sociedade** & **Natureza,v.27,** n.3, p.453-468,dez.2015.

BOULAL, H.; MATEOS, L.; GÓMEZ-MACPHERSON, H. Soil management and traffic effects on infiltration of irrigation water applied using sprinklers. **Irrigation Science,** v. 29, n. 5, p. 403-412, 2011.

BRAGA, L.M.M.; ARGOLLO FERRÃO, A.M. A gestão dos recursos hídricos na França e no Brasil com foco nas bacias hidrográficas e seus sistemas territoriais. **Labor** & **Engenho,** Campinas [SP] Brasil, v.9, n.4, p19-33, out./dez. 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Articulação Institucional e Cidadania Ambiental. Departamento de Educação Ambiental. ProNEA (Programa Nacional de Educação Ambiental). **Educação Ambiental por um Brasil Sustentável.** Brasília, DF, 2014.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei 9.433/1997: Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.** Brasília, DF, 1997.

BRITO, L. T. L.; SILVA, A. S.; SRINIVASAN, V. S.; GALVÃO, C. O.; GHEYI, H. R. Uso de análise multivariada na classificação das fontes hídricas superficiais da Bacia Hidrográfica do Salitre. **Engenharia Agrícola,** v.26, n.1, p.58-66. 2006.

BROMBAL, D. NIU, Y., PIZZOL, L.; MORIGGI, A.; WANG, J.; CRITTO, A.; JIANG, X.; LIUG B.; MARCOMINI, A. A participatory sustainability assessment for integrated watershed management in urban China. **Environmental Science and Policy,** v. 85, n. March, p. 54-63, 2018.

BROUZIYNE, Y. ABOUABDILLAH, A.; HIRICH, A.; BOUABID, R.; ZAABOUL, R.; BENAABIDATE, L. Modeling sustainable adaptation strategies toward a climate-smart agriculture in a Mediterranean watershed under projected climate change scenarios. **Agricultura! Systems,** v. 162, n. August 2017, p. 154-163, 2018.

BROWN, L. R. **Eco-economia:** Construindo uma economia para a terra. Earth Policy Institute. Universidade Livre da Mata Atlântica (UMA), 1 ed., Salvador: 2003. 368 p.

CALIZAYA, A.; MEIXNER, O.; BENGTSSON L.; BERNDTSSON, R. Multi-criteria Decision Analysis (MCDA) for Integrated Water Resources Management (IWRM) in the Lake Poopo Basin, Bolivia. **Water Resources Management,** v. 24, p.2267-2289,2010.

CAMILO, 1. B. **Recomendações técnicas para adequação de estradas rurais.** Cuiabá: EMPAER-MT, 2007.

CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPEO, M. L. M. Diretiva quadro d'água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao brasil. **Ambiente** & **Sociedade,** v. 16, p. 39-58, 2013.

CARNEIRO, P. R. F.; CARDOSO A. L.; ZAMPRONIO, G. B.; MARTINGIL, M. C. A Gestão Integrada de Recursos Hídricos e do Uso do Solo em bacias urbano metropolitanas: O controle de inundações na bacia dos rios lguaçu/Sarapuí, na Baixada Fluminense. **Ambiente & Sociedade,** v. 13, p.29 - 49, 2010.

CARVALHO, D. M.; BERENGUER, M. E. M. **Pegada hídrica e análise de sustentabilidade do tratamento de água no brasil:** Um estudo de caso da ETA Laranjal. 2016. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

CARVALHO, J. R. M; CURI, W. F. Indicadores para a gestão de recursos hídricos em municípios: uma proposta metodológica de construção e análise. **E&G Economia e Gestão,** v. 15, n. 38, mar. 2015.

CARVALHO, C.; NETO, L.; MOTA, S. **O futuro da alimentação e da agricultura:** os desafios e as opções para a sustentabilidade global. Dissertação de mestrado (Ciências do Consumo a Nutrição), Faculdade de Ciências da Nutrição e Alimentação da Universidade do Porto, 2014.

CASTRO, C. O.; LOUREIRO, O. C. S.; SANTOS, A. V.; SILVA, J.; RAUEN, W. B. Water sustainability assessment for the region of Curitiba. **International Journal of Sustainable Building Technology and Urban Development,** 8(2), 184-194, 2017.

CATI. Comissão Técnica de Conservação do Solo. **Boas Práticas em Conservção do Solo e da Água.** Manual Técnico, 81. Campinas, CATI, 2014. 38p.

CE. DIRECTIVA 2000/60/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. **Directiva Quadro da Água.** 2000. Disponível em: http://www.apambiente.pt/dqa/assets/01-2000_60_ce---directiva-quadro-da-%c3%a1gua.pdf. Acesso julho de 2019.

CETRULO, T. B., MOLINA, N. S., MALHEIROS, T. F. Indicadores de sustentabilidade: proposta de um barômetro de sustentabilidade estadual. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais,** n. 30, 2013.

CFS. Committee on World Food security. Global Strategic Framework for Food Security and Nutrition, 2016. Rome: FAO.

CHAVES, H. M. L.; ALIPAZ, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: The watershed sustainability index. **Water Resources Management,** v. 21, n. 5, p. 883-895, 2007.

CHOI, S. K.; JEONG, J.; KIM, M. K. Simulating the effects of agricultura! management on water quality dynamics in rice paddies for sustainable rice production-model development and validation. **Water (Switzerland),** v. 9, n. 11, 2017.

CHOPIN, P.; Blazy, J.M.; GUINDÉ, L.; TOURNEBIZE, R.; DORÉET, T. A novel approach for assessing the contribution of agricultura! systems to the sustainable development of regions with multi-scale indicators: Application to Guadeloupe. **Land Use Policy,** v. 62, p. 132-142, 2017.

CHRISTOPHE, B.; TINA, R. Integrating water resource management and land-use planning at the rural-urban interface: Insights from a political economy approach. **Water Resources and Economics,** v. 9, p. 45 -59, 2015.

CLAVEL, L.; CHARRON, M. H.; THEROND, O.; LEENHARDT, D. A Modelling Solution for Developing and Evaluating Agricultura! Land-Use Scenarios in Water Scarcity Contexts. **Water Resources Management,** v. 26, n. 9, p. 2625-2641, 2012.

CLEMEN R, REILLY T. **Making hard decisions with decision tools 2004.** Pacific Grove, CA: Duxbury; 2001.

CONIJN, J. G. CONIJN, J. G.; BINDRABAN, P. S.; SCHRÔDER, J. J.; JONGSCHAAP, R. E. E. Can our global food system meet food demand within planetary boundaries? **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v. 251, p. 244-256, 2018.

CONSOLINE, L. B. **Transplante manual e semimecanizado da cultura do brócolis em preparo de solo convencional e direto.** Dissertação de mestrado (Agronomia), Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp, Botucatu, 2018.

COOK, C.; BAKKER, K. Water security: Debating an emerging paradigm. **Global Environmental Change,** v. 22, n. 1, p. 94-102, 2012.

CORBEELS, M.; SAKYI, R. K.; KÜHNE, R. F.; WHITBREAD, A. 2014. **Meta-analysis of crop responses to conservation agriculture in sub-Saharan Africa.** CCAFS Report No. 12. Copenhagen: CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS)

CORSI, S. 2019. **Conservation Agriculture: Training guide for extension agents and farmers in Eastern Europe and Central Asia.** Rome, FAO. 136 pp.

D'HAENE, K. An indicator for soil physical quality in integrated sustainability assessment models. **Archives of Agronomy and Soil Science,** v. 58, p. S66-S70, 2012.

DAHL, A. L. Achievements and gaps in indicators for sustainability. **Ecological Indicators,v.17,** p. 14-19, 2012.

DAHER, B. T.; MOHTAR, R. H. Water-energy-food (WEF) Nexus Tool 2.0: guiding integrative resource planning and decision-making. **Water International,** v. 40, n. 5-6, p. 748-771, 2015.

DAI, S.; LI, L., XU, H.; PAN, X.; LI, X. A system dynamics approach for water resources policy analysis in arid land: A model for Manas River Basin. **Journal of Arid Land,** v. 5, n. 1, p. 118-131, 2013.

DELGADO, J. A.; BARRERA MOSQUERA, V. H. ; ESCUDERO LÓPEZ, L. O.; CARTAGENA AYALA, Y. E.; ALWANG, J. R.; STEHOUWER, R. C.; ARÉVALO TENELEMA, J. C.; D'ADAMO, R.; DOMÍNGUEZ ANDRADE, J. M.; VALVERDE, F.; OCHOA, S. A. Conservation Agriculture Increases Profits in an Andean Region of South America. **Agrosystems, Geosciences & Environment,** v. 2, n. 1, p. O, 2019.

DALY, H.; FARLEY, J. **Economia Ecológica: princ1p10s e aplicações.** Instituto Piaget. Divisão Editorial. Lisboa, Portugal, 2004

DE LORENZI, F.; ALFIERI, S. M.; MONACO, E.; BONFANTE, A.; BASILE, A.; PATANÊ, C.; MENENTI, M. Adaptability to future climate of irrigated crops: The interplay of water management and cultivars responses. A case study on tomato. **Biosystems Engineering,** v. 157, p. 45-62, 2017.

DE OLDE, E. M.; OUDSHOORN, F. W.; S0RENSEN, C. A. G.; BOKKERS, A. M.; DE BOER, 1. J. M. Assessing sustainability at farm-level: Lessons learned from a comparison of toais in practice. **Ecological Indicators,** v. 66, n. July, p. 391-404, 2016.

DE VITO, R. PORTOGHESE, I.; PAGANO, A.; FRATINO, U.; VURRO, M. An index-based approach for the sustainability assessment of irrigation practice based on the water-energy-food nexus framework. **Advances in Water Resources,v.** 110, p.423-436,2017.

DE VITO, R.; PAGANO, A.; PORTOGHESE, I.; GIORDANO, I.; VURRO, R.; FRATINO, M. U. Integrated Approach for Supporting Sustainable Water Resources Management of Irrigation Based on the WEFN Framework. **Water Resources Management,** v. 33, n. 4, p. 1281-1295, 2019.

DELGADO, J. A.; GROFFMAN, P. M.; NEARING, M. A.; GODDARD, T.; REICOSKY, D.; LAL, R.; KITCHEN, N. R.; RICE, C. W.; TOWERY, D.; SALON, P.. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. **Journal of Soil and Water Conservation,** v. 66, n. 4, p. 118A-129A, 2011.

DICKSON, S. E.; SCHUSTER-WALLACE, C. J.; NEWTON, J. J. Water Security Assessment Indicators: The Rural Context. n. July 2014, p. 1567-1604, 2016.

DOGLIOTTI, S.; GARCÍA, M.C.; PELUFFO, S.; DIESTE, J.P.; PEDEMONTE, A.J.; BACIGALUPE, G.F.; SCARLATO, M.; ALLIAUME, F.; ALVAREZ, J.; CHIAPPE, M.; ROSSING, W.A.H. Co-innovation of family farm systems: A systems approach to sustainable agriculture. **Agricultura! Systems,** v. 126, p. 76-86, 2013.

DONG, C.; SCHOUPS, G.; GIESEN, N. van de. Scenario development for water resource planning and management: A review. **Technological** & **Social Change,** 80, p. 749-761, 2013.

EDELENBOS, J.; MEERKERK, 1. V. Connective capacity in water governance practices: The meaning of trust and boundary spanning for integrated performance. **Current Opinion in Environmental Sustainability,** v.12, p.25-29, 2015.

EL CHAMI, D.; DACCACHE, A. Assessing sustainability of winter wheat production under climate change scenarios in a humid climate - An integrated modelling framework. **Agricultura! Systems,** v. 140, p. 19-25, 2015.

EMBRAPA 2014. **Visão 2014-2034:** o futuro do desenvolvimento tecnológico da agricultura brasileira. Brasília, DF: Embrapa. 2014.

EMBRAPA 2018. **Visão 2030:** O Futuro da Agricultura Brasileira. Brasília, DF: Embrapa. 2018.

ENDO, A.; BURNETT, K.; ORENCIO, P.M.; KUMAZAWA, T.; WADA, C.A.; ISHII, A.; TSURITA, I.; TANIGUCHI, M. Methods of the Water-Energy-Food Nexus. **Water,** v. 7, n. 10, p. 5806-5830, 2015.

ESTY, D.C.; LEVY, M.; SREBOTNJAK, T.; DE SHERBININ, A. **Environmental Sustainability Index:** benchmarking national environmental stewardship. New Haven: Yale Center for Environmental Law & Policy; 2005.

FABIOLA, R.; DALILA, D. R. How the nexus of water/food/energy can be seen with the perspective of people well being and the Italian BES framework. **Agriculture and Agricultura! Science Procedia,** v. 8, p. 732-740, 2016.

FALKENMARK, M.; WIDSTRAND, C. Population and Water Resources: A Delicate Balance. **Population bulletin,** v. 47, n. 3, 1992.

FAO 2012. **World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision.** ESA Working paper No. 12-03. Rome, FAO.

FAO 2014. **The Water-Energy-Food Nexus A new approach in support of food security and sustainable agriculture Food.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO 2017. **Water pollution from agriculture: a global review.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO 2018. **More people, more food, worse water? a global review of water pollution from agriculture.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FARAMARZI, M.; YANG, H.; SCHULIN, R.; ABBASPOUR, K. e. Modeling wheat yield and crop water productivity in lran: lmplications of agricultura! water management for wheat production. **Agricultura! Water Management,** v. 97, n. 11, p. 1861-1875,2010.

FEBRAPDP, 2011. **Metodologia participativa para avaliar a qualidade do plantio direto na bacia hidrográfica Paraná Ili.** Ponta Grossa: FEBRAPDP, 2011. 99p. Disponível em: https://febrapdp.org.br/download/publicacoes/Metodologia_comp.pdf. Acesso em 20 de Abr de 2021.

FENEMOR, A.; DEANS, N.; DAVIE, T.; ALLEN W., DYMOND, J., KILVINGTON, M.; PHILLIPS, C..; BASHER, L.; GILLESPIE, P.; YOUNG, R.; SINNER, J.; HARMSWORTH, G.; ATKINSON, M.; SMITH, R. Collaboration and modelling - Toais for integration in the Motueka catchment, New Zealand. **Water SA,** v. 34, n. 4 SPEC. ISS., p. 448-455, 2008.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA, J. J. A. Visão além do alcance: uma introdução à análise fatorial. **Opinião Pública,** v. 16, n. 1, p. 160-185, 201O.

FISHER, M.; COOK, S.; TIEMANN, T. T.; NICKUM J. Institutions and organizations: the key to sustainable management of resources in river basins. **Water International,** v. 36, n. 7, p. 846-860, 2011.

FLOTEMERSCH, J. E.; LEIBOWITZ, S. G.; HILL, R. A.; STODDARD, J. L.; THOMS, M. C.; THARME, R. E. A Watershed Integrity Definition and Assessment Approach to Support Strategic Management of Watersheds. **River Research and Applications,** v. 32, n. 7, p. 1654-1671, 2015.

FREITAS, M. J.; FERREIRA, G. B.; SILVA, M. S. L.; MOREIRA, M. M.; SILVA, J. N. Avaliação de indicadores de sustentabilidade em agro ecossistemas com barragens subterrâneas - a percepção dos agricultores na Bahia. **IX Congresso Brasileiro de Agroecologia,** cadernos de agroecologia, v. 1O, n. 3, 2015.

FREITAS, T. D.; BORK, F. "Patrulha Agrícola" e o Desenvolvimento da "Porteira para Dentro": Analisando o Programa de Infraestrutura Agrícola de São Lourenço do Sul/RS. **Desenvolvimento em Questão,** v. 15, n. 38, p. 164, 24 mar. 2017.

GAMA, Z. A. S.; SATURNO-HERNÁNDEZ, P. J.; RIBEIRO, D. N. C.; FREITAS, M. R.; MEDEIROS, P. J.; BATISTA, A. M.; BARRETO, A. F. G.; LIRA, B. **F.;** MEDEIROS, C. A. S.; VASCONCELOS, C. C. C. S.; SILVA, E. M. M.; FARIA, E. D. B.; DANTAS, J. F.; NETO JÚNIOR, J. G.; MEDEIROS, L. C. L.; SICOLO, M. A.; FONSECA, P. C. B.; COSTA, R. M. M.; MONTE, F. S.I; MELO NETO, V. Desenvolvimento e validação de indicadores de boas práticas de segurança do paciente: Projeto ISEP-Brasil. **Cadernos de Saúde Pública,** v. 32, n. 9, p. 1-17, 2016.

GARNETT; GODFRA Y. **Sustainable intensification in agriculture. Navigating a course through competing food system priorities.** Oxford, UK: Oxford Martin Programme on the Future of Food & Food Climate Research Network, 2012.

GARNETT, T.; APPLEBY, M. C.; BALMFORD, A.; BATEMAN, 1. J.; BENTON, T. G.; BLOOMER, P.; BURLINGAME, B.; DAWKINS, M.; DOLAN, L.; FRASER, D.; HERRERO, M.; HOFFMANN, I.; SMITH, P.; THORNTON, P. K.; TOULMIN, C.; VERMEULEN, S. J.; GODFRAY, H. C. J. Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. **SCIENCE,** p. 4-5, 2013.

GELTING, R. J.; BALOCH, M. A. The Food-Water Nexus: Irrigation Water Quality, Risks to Food Safety, and the Need for a Systems-Based Preventive Approach. **Journal of Environmental Health,** v. 75, n. 3, p. 40-41, 2012.

GENG, Q.; WU, P.; ZHAO, X.; WANG, Y. A framework of indicator system for zoning of agricultura! water and land resources utilization: A case study of Bayan Nur, Inner Mongolia. **Ecological Indicators,** v. 40, p. 43-50, 2014.
GIACOMONI, M.H.; KANTA, L.; ZECHMAN, E.M. Complex Adaptive Systems Approach to Simulate the Sustainability of Water Resources and Urbanization. **Journal of Water Resources Planning and Management,** v. 139, p. 554-564, 2013.

GÓMEZ-LIMÓN, J.; RIESGO, L. **Alternative approaches on constructing a composite indicator to measure agricultura! sustainability.** 107th EAAE Seminar "Modelling of Agricultura! and Rural Development Policies", Sevilla, Spain, January 29th -February 1st, 2008. **Anais...2008.**

GUO, W. ;YICHENG F. B. R. H. G. N. Z. Agricultura! non-point source pollution in the Yongding River Basin. **Ecological Indicators,** v. 36, p. 254-261, 2014.

GUSTAFSON, D.; GUTMAN, A.; LEET, W.; DREWNOWSKI, A.; FANZO, J.; INGRAM, J. Seven food system metrics of sustainable nutrition security. **Sustainability (Switzerland),** v. 8, n. 3, 2016.

GUIMARÃES, R. M.; MAZOTO, M. L.; MARTINS, R. N.; CARMO, C. N.; ASMUS, C. 1. F. Construção e validação de um índice de vulnerabilidade socioambiental para a vigilância e gestão de desastres naturais no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva,** v 19, 2014.

GUTIÉRREZ, M. BIAGIONI, R. N.; ALARCÓN-HERRERA, M. T. RIVAS-LUCEROM B. A. An overview of nitrate sources and operating processes in arid and semiarid aquifer systems. **Science of the Total Environment,** v. 624, p. 1513-1522, 2018.

GUTZLER, C.; HELMING, K.; BALLA, D.; DANNOWSKI, R.; DEUMLICH, D.; GLEMNITZ, M.; KNIERIM, A.; MIRSCHEL, W.; NENDEL, C.; PAUL, C.; SIEBER, S.; STACHOW, U.; STARICK, A.; WIELAND, R.; WURBS, A.; ZANDER, P. Agricultura! land use changes - a scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. **Ecological Indicators,** v. 48, p. 505-517, 2015.

HAIE, N.; KELLER, A. A. Macro, Mesa, and Micro-Efficiencies in Water Resources Management: A New Framework Using Water Balance. **Journal of the American Water Resources Association,** v. 48, n. 2, p. 235-243, 2012.

HAIR, J.J.F.; BLACK, W.C.; BABIN, B.J.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. **Análise multivariada de dados.** 1 ed. Porto Alegre: 2005. 593 p.

HARMANCIOGLU, N. B.; BARBAROS, F.; CETINKAYA, C. P. Sustainability Issues in Water Management. **Water Resources Management,** v. 27, n. 6, p. 1867-1891, 2013.

HARUN, S. **N.;** HANAFIAH, M. M. **Blue and Green Water Use of Cultivating Selected Crops in Malaysia.** (K. Ibrahim et ai., Eds.)AIP Conference Proceedings. **Anais...2018**

HASSAN-ESFAHANI, L.; TORRES-RUA, A.; MCKEE, M. Assessment of optimal irrigation water allocation for pressurized irrigation system using water balance approach, learning machines, and remotely sensed data. **Agricultura! Water Management,** v. 153, p. 42-50, 2015.

HCTF. Habitat Conservation Trust Fund. **Mission creek sustainable watershed indicators workbook.** British Columbia, 2003.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **Manual de avaliação da pegada hídrica:** estabelecendo o padrão global. São Paulo: Instituto de Conservação Ambiental, 2011

HOOPER, B. River basin organization performance indicators: application to the Delaware River basin commission. **Water Policy,** v. 12, p. 461-478, 2010.

HUNTER, C.; GIRONÁS, J.; BOLSTER, D.; KARAVITIS, C. A. A dynamic, multivariate sustainability measure for robust analysis of water management under climate and demand uncertainty in an arid environment. **Water (Switzerland),** v. 7, n. 11, p. 5928-5958, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 201O.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2000. Disponível emhttp://censo201O.ibge.gov.br/resultados.html.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2000:** Caracteríticas Gerais da População. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2000. Disponível em http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável.** Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, RJ, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.** Rio de Janeiro, RJ, 2016. Disponível em :https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/projecao_da_populacao/2013/. Acesso em julho de 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **CENSO Agropecuário 2006:** Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação. Rio de Janeiro, RJ, 2006. Disponível em https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro_2006.pdf. Acesso em janeiro de 2021.

IORIS, A. A. R. The politics of agribusiness and the business of sustainability. Sustainability (Switzerland), v. 1O, n. 5, 2018.

IPARDES. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Indicadores de Sustentabilidade Ambiental por Bacias Hidrográficas do Estado do Paraná.** Curitiba: IPARDES, 2013.

JANNUZZI, P. M. Indicadores para diagnóstico, monitoramento e avaliação de programas sociais no Brasil. **Revista do Serviço Público,** v 56, p. 137-160, jun. 2005.

JEONG, **H.** JANG, T.; SEONG, C.; PARK, S. Assessing nitrogen fertilizer rates and split applications using the DSSAT model for rice irrigated with urban wastewater. **Agricultura! Water Management,** v. 141, p. 1-9, 2014.

JUWANA, I.; MUTTIL, N.; PERERA, B. J. C. Indicator-based water sustainability assessment - A review. **Science of the Total Environment,** v. 438, p.357-371,2012.

JUWANA, I.; PERERA, B. J. C.; MUTTIL, N. A water sustainability index for West Java. Part 1: developing the conceptual framework. **Water Science and Technology,** v. 62, n. 7, p. 1629-1640, out. 201O.

KARNIB, A. Bridging Science and Policy in Water-Energy-Food Nexus: Using the Q-Nexus Model for Informing Policy Making. **Water Resources Management,** v. 32, n. 15, p. 4895-4909, 2018.
KAUFFMAN, G. J. Governance, policy, and economics of Intergovernanmental river basin management. **Water Resourses Management,** 2015

KERR, J. M.; DEPINTO, J.V.; MCGRATH, D.; SOWA, S. P.; SWINTON, S. M. Sustainable management of Great Lakes watersheds dominated by agricultura! land use. **Journal of Great Lakes Research,** v. 42, n. 6, p. 1252-1259, 2016.

KHAN, H. F.; YANG, Y. C. **E.;** XIE, H.; RINGLER, C. A coupled modeling framework for sustainable watershed management in transboundary river basins. **Hydrology and Earth System Sciences,** v. 21, n. 12, p. 6275-6288, 2017.

KIM, Y.; KONG, I.; PARK, **H.;** KIM, **H.J.;** KIM, I.J.; UM, M.J.; GREEN, P.A.; VÔRÔSMARTY, C. J. Assessment of regional threats to human water security adopting the global framework: A case study in South Korea. **Science of the Total Environment,** v. 637-638, p. 1413-1422, 2018.

LAL, R. MOHTAR, R.H., ASSI, A.T; RAY, E.; BAYBIL, H.; JAHNL, M. Soil as a Basic Nexus Tool: Soils at the Center of the Food-Energy-Water Nexus. **Current Sustainable/Renewable Energy Reports,** v. 4, n. 3, p. 117-129, 2017.

LANGE, A.; SIEBERT, R.; BARKMANN, T. Sustainability in Land Management: An Analysis of Stakeholder Perceptions in Rural Northern Germany. **Sustainability,** v. 7, n. 1, p. 683-704, 2015.

LANKFORD, B.; COUR, J. **From Integrated to Adaptive: A New Framework for Water Resources Management of River Basins.** 2007. Disponível em www.iwmi.cgiar.org. Acesso em julho de 2019.

LAURENT, F. Agriculture et pollution de l'eau: modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales. Sciences de l'environnement. Université du Maine, 2012.

LAURENT, F. L'évolution des pratiques agricoles face aux enjeux de la qualité de l'eau : le bassin del'Oudon (France). **Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement,** p. 25-26, 2015.

LAWRENCE, P.; MEIGH, J.; SULLIVAN, C. The Water Poverty Index: an International Comparison Keele Economics Research Papers. **Keele Economics Research Papers,** 2002.
LEESE, M.; MEISCH, S. Securitising Sustainability? Questioning the ' Water , Energy and Food-Security Nexus '. **Water Alternatives,** v. 8, n. 1, p. 695-709, 2015.

LEONG, W. K.; LAI, S. H. Application of Water Evaluation and Planning Model for Integrated Water Resources Management: Case Study of Langat River Basin, Malaysia. **IOP Conference Series: Materiais Science and Engineering,** v. 21O, n. 1, 2017.

LI, J.; ZHU, T.; MAO, X.; ADELOYE, A. J. Modeling crop water consumption and water productivity in the middle reaches of Heihe River Basin. **Computers and Electronics in Agriculture,** v. 123, p. 242-255, 2016.

LI, M. SINGH, V. P.; FU, Q.; LIU, D.; LI, T.; ZHOU, Y. Optimization of agricultura! water-food-energy nexus in a random environment: an integrated modelling approach. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment,** v. 4, 2019

LIU, J. LI, Y.P., HUANG, G.H.; ZENG, X. T.; NIE, S. An integrated optimization method for river water quality management and risk analysis in a rural system. **Environmental Science and Pollution Research,** v. 23, n. 1, p. 477-497, 2015.

LIU, J.; YU, Y.; ZHANG, L.; NIE, C. An overview of conceptual model for simulation and its validation. **Procedia Engineering,** v. 24, n. Cm, p. 152-158, 2011.

LIU, S.; CROSSMAN, N.D.; NOLAN, M.; GHIRMAY, H. Bringing ecosystem services into integrated water resources management. **Journal of Environmental Management,** v. 129, p. 92-102, 2013.

LUDWIG, M.; WILMES, P.; SCHRADER, S. Science of the Total Environment Measuring soil sustainability via soil resilience. **Science of the Total Environment,** v. 626, p. 1484-1493, 2018.

LUZ, L. D. DA; FERREIRA, M. T. A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos - analisando os focos das diretrizes brasileira e européia. **REGA,** v. 8, p. 19-31, 2011.

MAHON, N.; CRUTE, I.; OI BONITO, M.; SIMMONS, E. A.; ISLAM, M. M. Towards a broad-based and holistic framework of Sustainable Intensification indicators. **Land Use Policy,** v. 77, n. June, p. 576-597, set. 2018.
MALHEIROS, T. F.; PHILIPPI JR. A.; COUTINHO, S.M.V. Agenda 21 Nacional e Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: contexto brasileiro. **Saúde e Sociedade.** São Paulo, v. 17, p.7-20, 2008.

MANETA, M. P.; SINGH, P. N.; TORRES, M.; WALLENDER, W. W.; VOSTI, S. A.; RODRIGUES, L. N.; BASSOI, L. **H.;** YOUNG, J. A. A parsimonious crop-water productivity index: an application to Brazil. **Area,** v. 41, n. 1, p. 94-106, 2009.

MARTINEZ, P.; BLANCO, M.; CASTRO-CAMPOS, B. The Water-Energy-Food Nexus: A Fuzzy-Cognitive Mapping Approach to Support Nexus-Compliant Policies in Andalusia (Spain). **Water,** v. 1O, n. 5, 2018.

MASSERONI, D.; ORTUANI, B.; CORTI, M.; GALLINA, P.M.; COCETTA, G.; FERRANTE, A.; FACCHI, A. Assessing the Reliability of Thermal and Optical Imaging Techniques for Detecting Crop Water Status under Different Nitrogen Leveis. **Sustainability,** v. 9, n. 9, 2017.

MATTAR NETO, J.; KRÜGER, C. M.; DZIEDZIC, M. Analysis of environmental indicators in Passaúna reservoir. **Engenharia Sanitária Ambiental,** v. 14, p. 205-213, 2009.

MCNEILL, K.; MACDONALD, K.; SINGH, A.; BINNS, A. D. Food and water security: Analysis of integrated modeling platforms. **Agricultura! Water Management,** v 194, p.100-104, 2017.

MEADOWS, D. **Indicators and Information Systems for Sustainable Development.** A Report to the Balaton Group. Hartland: Hartland: The Sustainability Institute, 1998.

MEADOWS, D.H.; MEADOWS, D.L.; RANDERS, J.; Behrens Ili, W. W. **The limits to growth. A report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind.** New York: Universe Book, 1972.

MEDEIROS, C. A. F.; ENDERS, W.T. Validação do modelo de conceitualização de três componentes do comprometimento organizacional (Meyer e Allen, 1991). **Revista de Administração Contemporânea,** v 2, n 3, p 67-87. 1998.

MITCHELL, J.; REICOSKY, D. C.; KUENEMAN, E. A.; FISHER, J.; BECK, D. Conservation agriculture systems. **CAB Reviews,** v.14, n 1, 2019.

MOMBLANCH, A.; PAPADIMITRIOU, L.; JAIN, S. K.; KULKARNI, A.; OJHA, C. S. P.; ADELOYE, A. J.; HOLMAN, 1. P. Untangling the water-food-energy-environment nexus for global change adaptation in a complex Himalayan water resource system. **Science of the Total Environment,** v. 655, n. March, p. 35-47, 2019.

MONTGOMERY,D.R. **Growing a Revolution - Bringing Our Soil Back to Life.** W.W. Norton & Company, New York, London. 2017.

MORAIS, E. A. S. **Construção e validação de indicadores de qualidade no cuidado ao paciente crítico neurológico.** Dissertação de Mestrado (Ciências), Faculdade de Ciências Médicas da Universidade Estadual de Campinas, 2014.

NAIADES, 2020. Données sur la Qualité des Eaux: Service Public d'Information sur l'Eau. Disponível em [http://www.naiades.eaufrance.fr/bienvenue-naiades]. Acesso em 01 fev 2020.

NANA, E.; CORBARI, C.; BOCCHIOLA, D. A model for crop yield and water footprint assessment: Study of maize in the Po valley. **Agricultura! Systems,** v. 127, p. 139-149,2014.

NARDO, M.; SAISANA, M.; SALTELLI, A.; TARANTOLA, S., HOFFMAN A., GIOVANNINI, E. **Handbook on constructing composite indicators:** methodology and user guide. Ispra, Italy: OECD Statistics Working Paper; 2005.

NHAMO, L.; NDLELA, B.; NHEMACHENA, C.; MABIHAUDHI, T., MPANDELI, S.; MATCHAYA, G.. The water-energy-food nexus: Climate risks and opportunities in Southern Africa. **Water (Switzerland),** v. 1O, n. 5, 2018.

NORMAN, E. S.; DUNN, G.; BAKKER, K.; ALLEN, D. M.; ALBUQUERQUE, R. C. Water Security Assessment: Integrating Governance and Freshwater Indicators. **Water Resources Management,** v. 27, n. 2, p. 535-551, 2013.

NYATHI, M. K.; VAN HALSEMA, G. E.; ANNANDALE, J.G.; STRUIK, P. C. Calibration and validation of the AquaCrop model for repeatedly harvested leafy vegetables grown under different irrigation regimes. **Agricultura! Water Management,** v. 208, p. 107-119, 2018.

OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development. **Environmental Indicators: Development, Measurement and Use.** Organization for Economic Co-Operation and Development. Reference Paper, 2003.

OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development. **Water Governance in OECD Countries:** a multi-level approach. OECD Studies on Water. OECD, Publishing, 2011.

OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development. **Water security for better lives: A summary for policymakers.** 2013.

OLIVEIRA, D. T. C.; BUENO, G. T. Avaliação da qualidade química do solo de um sistema agroecológico por indicadores de sustentabilidade: Estudo de caso no Assentamento Pastorinhas, Brumadinho, Minas Gerais. **IX Congresso Brasileiro de Agroecologia, cadernos de agroecologia,** v. 10, n. 3, 2015.

ONU. United Nations. **Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies.** Third Edition. United Nations, New York, 2007

ONUBR. **Novo estudo da ONU indica que mundo terá 11 bilhões de habitantes em 2100:** Divisão de População, 2015. Nações Unidas do Brasil. Disponível em https://nacoesunidas.org/novo-estudo-da-onu-indica-que-mundo-tera-11-bilhoes-de-habitantes-em-2100/. Acesso em 09/11/2016.

OZTURK, 1. Sustainability in the food-energy-water nexus: Evidence from BRICS (Brazil, the Russian Federation, India, China, and South Africa) countries. **Energy,** v. 93, p. 999-101O, 2015.

PARACCHINI, M. L. PARACCHINI, M. L., BULGHERONI, C., BORREANI, G., TABACCO, E., BANTERLE, A., BERTONI, D., ROSSI, G.; PAROLO, G.; ORIGGI, R.; PAOLA, C. D. A diagnostic system to assess sustainability at a farm level: The SOSTARE model. **Agricultura! Systems,** v. 133, p. 35-53, 2015.

PARANÁ. Conselho Regional de Engenharia e Agronomia do Paraná. **Manejo e Conservação do Solo e da Água.** Série de Cadernos Técnicos da Agenda Parlamentar, 2016. Disponível em https://www.crea-pr.org.br/ws/publicacoes-do-crea-pr/cadernos-tecnicos-da-agenda-parlamentar.

PARKIN, S. Sustainable development: the concept and the practical challenge. **CIVIL ENGINEERING,** v. 38, n. November, p. 3-8, 2000.
PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Biorna Mata Atlântica.** Brasília, DF: Embrapa, 2015. 372 p

PEREZ-FOGUET, A.; GARRIGA, R. G. Analyzing Water Poverty in Basins. **Water Resources Management,** v. 25, n. 14, p. 3595-3612, 2011.

PETERSEN, B.; SNAPP, S. What is sustainable intensification? Views from experts. **Land Use Policy,** v. 46, p. 1-10, 2015.

PETERSON, H. M.; NIEBER, J.; KANIVETSKY, R.; SHMAGIN, B. Water Resources Sustainability Indicator: Application of the Watershed Characteristics Approach. **Water Resources Management,** v. 27, n. 5, p. 1221-1234, 2013

PHILIPPI JR., A.; SAMPAIO, C. A. C.; FERNANDES, V. Sustentabilidade e Cidadania Corporativa. In: PHILIPPI JR., A. **Gestão Empresarial e sustentabilidade.** São Paulo: Manolo, 2017

PIERI, C.; EVERS, G.; LANDERS, J.; O'CONNELL, P.; TERRY, E. No-till farming for sustainable rural development. International. **Bank for Reconstruction and Development, Rural Development Department.** 2002.

PINGALI, P. L. Green Revolution: Impacts, limits, and the path ahead. **PNAS,** v.109, n. 31, jul. 2012.

POLIDO, M., J. **Um estudo de adequação de estrada rural da microbacia água das araras.** Monografia de Especialização (Gestão Pública Municipal). Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Curitiba, 2011.

PORTO, F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de Bacias Hidrográficas. **Estudos Avançados,** v. 22, p. 43-60. 2008.

PRI. Project Sustainable Development. **Canadian Water Sustainability Index.** Government of Canada. Policy Research Initiative. PRI Project Sustainable Development, 2007. Disponível em www.policyresearch.gc.ca.

PSOMAS, A.; DAGALAKI, V.; PANAGOPOULOS, Y.; KONSTA, D.; MIMIKOU, M. Sustainable agricultura! water management in Pinios river basin using remate sensing and hydrologic modeling. **Procedia Engineering,** v. 162, p. 277-283, 2016.

PULLIN, A. S.; STEWART, G. B. Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management. **Conservation Biology,** v. 20, n.6, p. 1647-1656,2006.

QUIROGA, R. **Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe.** Santiago de Chile: CEPAL, Naciones Unidas, 2007.

RAUEN, W.B. TEIXEIRA, E.C.; GIRARDI, G.; LOPES, M. E. P. A. Contribuições da pesquisa interdisciplinar à gestão compartilhada de uma bacia hidrográfica experimental. In: PHILIPPI JR, A; FERNADES, V. (Org.). **Práticas da Interdisciplinaridade no Ensino e Pesquisa.** Barueri: Manole, 2015.

REIDSMA, P.; FENG, S.Y.; VANLOON, M.; LUO, X.J.; KANG, C.K.; LUBBERS, M.; KANELLOPOULOS, A.; WOLF, J.; ITTERSUM, M.K.; QU, F.T. Integrated assessment of agricultura! land use policies on nutrient pollution and sustainable development in Taihu Basin, China. **Environmental Science and Policy,** v. 18, p. 66-76, 2012.

RIGBY, D.; WOODHOUSE, P.; YOUNG, T.; BURTON, M. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultura! practice. **Ecological Economics,** v. 39, p.463-478,2001.

SACHS, 1. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável.** Rio de Janeiro: Garamond, 2009.

SALADINI, F.; BETTI, G; FERRAGINA, E; BOURAOUI, F; CUPERTINO, S; CANITANO, G; GIGLIOTTIA, M; AUTINO, A, PULSELLIA, F, M; RICCABONIF, A; BIDOGLIO, G; BASTIANONI, S. Linking the water-energy-food nexus and sustainable development indicators for the Mediterranean region. **Ecological Indicators,** v. 91, 2018.

SALTELLI A, TARANTOLA S, CAMPOLONGO F. **Sensitivity analysis in practice:** a guide to assessing scientific models. John Wiley & Sons Inc.; 2004.

SAMPAIO, C. A., C.; FERNANDES, V. A natureza da problemática socioambiental. In: OUTRA, S., SAYAGO, D.; TONI, F.; CAMPOS, F.I. **Ensaios em Ciências Ambientais: Crises, riscos e racionalidades.** Rio de Janeiro: Garamond, 2016.

SANTOS, B. B. M. Segurança hídrica da região metropolitana do rio de janeiro: contribuições para o debate. **Ambiente** & **Sociedade,** v. 19, p. 103-120, 2016.

SAGE 2013. **Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin versant de l'Oudon.** Évaluation Environnementale, 2013.

SCHULL, V. Z.; DAHER, B.; GITAU M. W.; MEHAN, S.; FLANAGAN, o.e. Analyzing FEW nexus modeling toais for waterresources decision-making and management applications. **Food and Bioproducts Processing,** v. 118, p.108 - 124, 2020.

SHUKLA, A. K.; OJHA, C. S. P.; MIJIC A.; BUYTAERT, W.; PATHAK, S.; GARG R. D.; SHUKLA S. Population growth, land use and land cover transformations, and water quality nexus in the Upper Ganga River basin. **Hydrology and Earth System Sciences,** v. 22, n. 9, p. 4745-4770, 2018.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Aplicação Web Série Histórica.** Disponível em http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica. Acesso em janeiro 2021.

SILVA, J. DA. **Avaliação integrada de sustentabilidade hídrica em bacias hidrográficas com forte pegada urbana.** Tese (Gestão Ambiental), Universidade Positivo, 2017.

SILVA, J. DA; FERNANDES, V; LIMONT, M; Dziedzic, M, ANDREOLI, e. V.; RAUEN, W. B. Water sustainability assessment from the perspective of

sustainable development capitais: Conceptual model and index based on literature review. **Journal of Environmental Management,** v 254, 2020.

SILVA, J.; RAUEN, W. B.; PARRA, O.; URRUTIA, R.; TEIXEIRA, E. C.; FERNANDES, V. Indicadores para avaliação do grau de implementação de política nacional de recursos hídricos. In: RIOS, R. B.; HERNANDEZ, J. R. **Desarrollo Sustentable. Miradas Interdisciplinarias de Experiencias en Chile y Brasil.** Universidad de Concepción, Chile, 2016.

SILVA, M. G.; CÂNDIDO, G. A.; MARTINS, M. F. Método de construção do índice de desenvolvimento local sustentável: uma proposta metodológica e aplicada. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais,** v. 11, n. 1, p. 55-72, 30 jun. 2009.

SPANGENBERG, J. H.; BONNIOT, O. Sustainability Indicators - A Compass on the Road Towards Sustainability. **W u p per ta l P a per,** p. 1-34, 1998.

SUDERHSA. Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. **Plano Diretor de Drenagem para a Bacia do Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba.** SUDERHSA, 2002.

SULLIVAN, C. A.; MEIGH, J. R.; GIACOMELLO, A. M. The Water Poverty Index: Development and application at the community scale. **Natural Resources Forum,** v. 27, n. 3, p. 189-199, 2003.

TAMASAUSKAS, P. F. L. F.; SOUZA, L. F. P.; LIMA, A. M. M.; PIMENTEL, M. A. P.; ROCHA, E. J. P. Métodos de avaliação da influência das áreas ripárias na sustentabilidade hidrológica em bacias hidrográficas no nordeste do estado do Pará. **Caderno de Geografia,** v. 2, p. 172-186, 2016.

TEIXEIRA, T.G. **Atributos físicos de um Latossolo, sistema radicular e produtividade da soja sob tráfego controlado em plantio direto no sul do Brasil.** Tese (Ciência do solo), Universidade Federal de Santa Maria, 2018.

TIAN, H.; LU, C.; PAN, S.; YANG, J.; MIAO, R.; REN, W.; YU, Q.; FU, B.; JIN, F.; LU, Y.; MELILLO, J. M.; OUYANG, Z.; PALM, C.; REILLY, J. M. Optimizing resource use efficiencies in the food-energy-water nexus for sustainable agriculture: from conceptual model to decision support system. **Current Opinion in Environmental Sustainability,** v. 33, p. 104-113, 2018.

TILMAN, D. BALZER, C.; HILL, J.; BEFORT, B. L. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **PNAS,** v. 108, n. 50, 2011.

TOONEN, T. The (changing) Role of National Governance in Multi-level (water) Governance. In Principies of good governance at different water governance levels. **Papers presented at a workshop held on 22 March 2011 in Delft, the Netherlands.** UNESCO, 2011.

UN-WATER. United Nations-Water. WWAP. World Water Assessment Programme. The United Nations. **World Water Development Report 2: Water,a shared responsibility.** Paris, UNESCO, 2006.

UN-WATER. United Nations-Water. WWAP. World Water Assessment Programme. The United Nations. **World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk.** Paris, UNESCO, 2012.

UN-WATER. United Nations-Water. WWAP. World Water Assessment Programme. The United Nations. **Water Security & the Global Water Agenda A UN-Water: Analytical Brief.** Paris, UNESCO, 2013.

UN-WATER. United Nations-Water. WWAP. World Water Assessment Programme. The United Nations **The United Nations World Water Development Report 2014: Water and energy.** UNESCO: Paris, France, 2014

UN-WATER. United Nations-Water. WWAP. World Water Assessment Programme. The United Nations **The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a sustainable world.** Paris: UNESCO: Paris, 2015.

UN-WATER. United Nations-Water. WWAP. World Water Assessment Programme. The United Nations **Wastewater: The Untapped Resource.** Paris: UNESCO: Paris,2017.

UNEP. **A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment.** Nairobi: 2016.

UNESCO. Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. Help: Hydrology for the Environment, Life and Policy. **International Hydrological Programme Division of Water Science.** 2010.

VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. **Ambiente & Sociedade,** v. 7, n. 1, p. 67-87, 2004.

VALENTE, G. F.; Silva, V. F. A.; Silva, J. N. P.; Silva, D. R.; Galvão, J. R. Resistência mecânica à penetração em sistemas de manejo do solo. **Revista Verde,** 2019.

VIESSMAN JR., W. WATER MANAGEMENT ISSUES FOR THE NINETIES. **WATER RESOURCES BULLETIN,** v. 26, n. 6, p. 883-891, 1990.

WAAS, T.; HUGÉ, J.; BLOCK, T.; WRIGHT, T.; BENITEZ-CAPISTROS, F.; VERBRUGGEN, A. Sustainability Assessment and Indicators: Toais in a Decision-Making Strategy for Sustainable Development. **sustainability,** v. 6, p. 5512-5534, 2014.

WANG, Y.; LAM, K.; HARDER, M. K.; MA, W.; YU, Q. Developing an indicator system to foster sustainability in strategic planning in China: A case study of Pudong New Area, Shanghai. **Ecological Indicators,** v. 29, p. 376-389, 2013.

WANI, S. P.; GARG, K. K. Watershed Management Concept and Principies. **Journal of Hydrological** Research and Development, 2009.

WCED. World Commision on Environmental and Development. **Report Our Common Future.** Organizações Unidas. New York. ONU, 1987.
WEF. **Water Security: The Water-Food-Energy-Climate Nexus: the World Economic Forum Water Initiative.** World Economic Forum. Island Press, 2011.

WEI, Y.; DAVIDSON, B.; CHEN, D.; WHITE, R. Balancing the economic, social and environmental dimensions of agro-ecosystems: An integrated modeling approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v. 131, p. 263-273, 2009.

WICAKSONO, A.; JEONG, G.; KANG, D. Water-energy-food nexus simulation: An optimization approach for resource security. **Water (Switzerland),** v. 11, n. 4, 2019.

ZHAO, C.; WANG, P., ZHANGV, G. A comparison of integrated river basin management strategies: A global perspective. **Physics and Chemistry of the Earth,** v. 80, 2015.

ZOCCAL, J. C.; SILVA, P. A. R. **Manutenção de estradas e conservação da água em zona rural: adeuqação de erosões em estradas rurais: causas, consequências e problemas na manutenção de estrada rural.** Soluções:

cadernos de estudos em conservação do solo e água. CODASP, v. 2, n. 2, São José do Rio Preto. 2016. 118p.

ZHENG, J.; WANG, W.; CHEN, D.; CAO, X.; XING, W.; DING, Y.; DONG, Q.; ZHOU, T. Exploring the water-energy-food nexus from a perspective of agricultura! production efficiency using a three-stage data envelopment analysis modeling evaluation method: a case study of the middle and lower reaches of the Yangtze River, China Jiazhong. **Water Policy,** 2018.