



Universidade de Brasília
Consórcio Ciências Ambientais
IB, IG, IQ, CDS e ECO/FACE
Curso de Graduação em Ciências Ambientais

Paula Castro Brandão Vaz dos Santos

**PRODUÇÃO AGRÍCOLA, CONSUMO DE ÁGUA E EXTERNALIDADES
NO MATOPIBA**

Monografia

Brasília
2019

Paula Castro Brandão Vaz dos Santos

**PRODUÇÃO AGRÍCOLA, CONSUMO DE ÁGUA E EXTERNALIDADES NO
MATOPIBA**

Monografia apresentada ao curso de graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção de grau de bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira

Brasília
2019

Paula Castro Brandão Vaz dos Santos
Prof. Orientador: Jorge Madeira Nogueira

BANCA EXAMINADORA

Prof. Jorge Madeira Nogueira
Orientador

Prof. Jérémie Garnier
Examinador

Prof. Joana D'arc Bardella Castro
Examinadora

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Jorge Madeira Nogueira, não só por este trabalho, mas por todas as aulas, conselhos e orientações ao longo dos últimos quatro anos.

À Camille Amorim, Carol Carvalho, Michelly Lima e Palloma Amorim pela amizade e carinho de sempre.

À Carlos Eduardo Menezes e Claudiano Neto, pelos momentos de risada e troca de conhecimento no CIORD.

Aos amigos que tornaram a UnB mais que uma universidade: Heloísa Dourado, Jerffeson Rossi, Gabriela Leal, Khalil Ganem, Beatriz Dantas, Luiz Silva, Gabriel Barbosa e Larissa Lopes.

À Thais Baère, Fernanda Santana, e Márcio Albuquerque pelo cuidado nos momentos mais difíceis.

À Sofia Zagallo, Alice Soares, e Victor Paschoal pelo apoio técnico e disponibilidade para me ajudar na reta final deste trabalho.

Ao curso, colegas e professores de Ciências Ambientais, pela fonte de conhecimento abundante nos últimos quatro anos e meio.

Aos meus avós.

Ao meu pai, fonte de admiração, como o profissional que me ensinou a nunca perder a curiosidade pelo mundo ao meu redor.

À minha mãe, que sem sua torcida e amor incondicional, nada disso seria possível.

RESUMO

O MATOPIBA é um acrônimo referente as unidades federativas do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, localização da nova fronteira da agricultura brasileira. A produção agrícola possui uma importante diferença quando comparada a outros setores, a grande dependência hídrica. Sabe-se que o setor agrícola é o maior demandante desse recurso, logo a proteção dos recursos hídricos é de grande relevância para a sustentabilidade da agricultura. A Política Nacional de Recursos Hídricos consolidada pela Lei Federal nº 9.433/97, afirma a água como um bem de valor econômico que deve ser regulado por preços em termos monetários, reduzindo o seu consumo desenfreado e não consciente. O trabalho procurou inserir a discussão sobre valoração da água e identificar os custos econômicos e físicos envolvidos na irrigação, junto do método de valoração mais apropriado ao contexto do MATOPIBA. Para obterem-se os resultados, foi realizada revisão bibliográfica e concepção de fluxogramas discernindo os dados de disponibilidade hídrica e de produção da soja em uma menor área, nas mesorregiões baianas que compõem o MATOPIBA: Extremo Oeste Baiano e Vale São-Franciscano da Bahia. Os resultados calculados demonstraram a grande demanda hídrica da soja baiana para sua produção por hectare, mais o elevado custo econômico e renda líquida negativa, caso os custos sociais do consumo da água fossem internalizados. O método mais apropriado para a valoração econômica da água usada na irrigação do MATOPIBA é o Método Dose-Resposta.

Palavras-chave: Produção Agrícola; Consumo Hídrico; MATOPIBA; Segurança Hídrica; Soja.

ABSTRACT

MATOPIBA is an acronym referring to the federative units of Maranhão, Tocantins, Piauí and Bahia, location of the new frontier of Brazilian agriculture. Agricultural production has an important characteristic when compared to other sectors, the great dependence on water. It is known that the agricultural sector is the biggest demander of this resource, meaning the protection of water resources is of great relevance for the sustainability of agriculture. The National Water Resources Policy of Brazil, consolidated by Federal Law 9.433 / 97, affirms water as a good of economic value that must be regulated by prices in monetary terms, reducing its uncontrolled and unconscious consumption. This work sought to insert the discussion about water economic valuation and to identify the economic and physical costs involved in irrigation, along with the valuation method most appropriate to the context of MATOPIBA. In order to obtain the results, a bibliographical review and flowchart design was carried out, in order to discern the water availability and soybean production data in a smaller area, the Bahian mesoregions that make up the MATOPIBA: Extremo Oeste Baiano and Vale São-Franciscano da Bahia. The calculated results demonstrated the high-water demand of the Bahia's soybean for its production per hectare, plus the high economic cost and negative net income, if the water consumption's social costs were to be considered. the most appropriate method for the economic valuation of water used in MATOPIBA irrigation is the Dose-Response Method.

Keywords: Agriculture Production; Water Consumption; MATOPIBA; Water Security; Soybean.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA MATOPIBA	23
FIGURA 2 – MAPA DA DISTRIBUIÇÃO DOS BIOMAS	25
FIGURA 3 – MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DOS SOLOS NO MATOPIBA	26
FIGURA 4 - MAPA PLUVIOMÉTRICO DO MATOPIBA E REGIÕES VIZINHAS	34
FIGURA 5 – BALANÇO DO CONSUMO HÍDRICO POR SETOR	37
FIGURA 6 – FLUXOGRAMA DA CONTA FÍSICA	53
FIGURA 7 – FLUXOGRAMA DA CONTA ECONÔMICA DA ÁGUA	55
FIGURA 8 – FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DO CÁLCULO DA RENDA LÍQUIDA DA PRODUÇÃO DE SOJA	56
FIGURA 9 – FLUXOGRAMA REPRESENTATIVO DO CÁLCULO DA RENDA LÍQUIDA TOTAL DA PRODUÇÃO DE SOJA NO MATOPIBA BAIANO PARA A SAFRA DE 2017/2018	57
FIGURA 10 – FLUXOGRAMA DA ESCOLHA DE MÉTODO DE VALORAÇÃO PARA A INTERNALIZAÇÃO DO CUSTOS SOCIAIS GERADOS PELA PRODUÇÃO DE SOJA NO MATOPIBA	59

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – POPULAÇÃO E DENSIDADE DEMOGRÁFICA DOS ESTADOS NAS REGIÕES DO MATOPIBA	23
---	-----------

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
1. COBRANÇA DA ÁGUA BRUTA: RACIONALIDADE AMBIENTAL E ECONÔMICA	12
1.1 ÁGUA COMO BEM ECONÔMICO	12
1.2 DETERMINAÇÃO DO VALOR DA ÁGUA	15
1.3 COBRANÇA DA ÁGUA POR EXTERNALIDADE	18
1.4 COBRANÇA DA ÁGUA BRUTA PARA AGRICULTURA.....	19
2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO: MATOPIBA	22
2.1 A FRONTEIRA AGRÍCOLA MATOPIBA	22
2.2 MEIO FÍSICO	24
2.3 MEIO SÓCIO ECONÔMICO	28
2.4 PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO MATOPIBA.....	30
3. FONTES E USO DA ÁGUA NO MATOPIBA	33
3.1 A ÁGUA NO MATOPIBA	33
3.2 O USO DA ÁGUA NO MATOPIBA	35
3.3 A AGRICULTURA IRRIGADA NO MATOPIBA	39
4. REVISÃO DE MÉTODOS DE VALORAÇÃO RELACIONADOS À ÁGUA.. 43	
4.1 VALORAÇÃO ECONÔMICA: UMA VISÃO GERAL.....	43
4.2 MÉTODOS DE FUNÇÃO DEMANDA	45
4.3 MÉTODOS DE FUNÇÃO DE PRODUÇÃO.....	46
4.3.1 MÉTODO CUSTO DE OPORTUNIDADE	48
4.3.2 MÉTODO CUSTO DE REPOSIÇÃO	49
4.3.4 MÉTODO DOSE-RESPOSTA	51
5. CÁLCULO DO VALOR DA ÁGUA	52
5.1 MÉTODOS DO CÁLCULO	52
CONCLUSÃO	62
REFERÊNCIAS	63

INTRODUÇÃO

A área total cultivada com soja no MATOPIBA em 2013 foi de 3,3 milhões de hectares, ao passo que a área total no Brasil foi de 33 milhões de hectares. Embora a área seja inferior aos outros grandes produtores do Centro-Oeste, a taxa de crescimento da produção é expressiva: 263% entre os anos 2000 e 2014. Assim sendo, apesar de ainda representar apenas cerca de 10% da área e da produção nacional, a produção regional do MATOPIBA cresce a taxas vigorosas, com capacidade de alcançar destaque nacional em um futuro breve.

A produção agropecuária possui uma importante diferença quando comparada a outros setores: sua forte dependência de recursos naturais e processos biológicos. Fauna e flora não são manipuladas como máquinas. O clima não é uma variável volátil. Um solo fértil pode por manejos impróprios, pode perder nutrientes necessários para sua manutenção e o funcionamento da atividade agrícola. O prejuízo financeiro oriundo de uma seca inesperada, veranicos, ou uma baixa repentina nos preços torna a agricultura uma atividade exigente de estudos contínuos, a fim de manter sua eficiência comercial e sustentabilidade ambiental.

A instabilidade climática é considerada um dos maiores riscos para a agricultura. A variabilidade de chuvas, a título de exemplo, gera consequências como a diminuição da produtividade agrícola, principalmente para plantações que dependem exclusivamente da chuva para sua irrigação. Sistemas artificiais de irrigação geralmente protegem a atividade agrícola dos efeitos adversos dessa variabilidade. Porém, também é necessário discutir com foco nos custos oriundos do consumo de água por parte do setor agrícola.

Ao ser uma atividade que utiliza grande volume de água, tanto fornecedores de insumos como produtores e ambientalistas, empenham-se na busca de soluções que diminuam custos e minimizem os possíveis impactos negativos do manejo diário das culturas nos recursos hídricos. Em função do reconhecimento da água como um componente-chave do desenvolvimento e crescimento econômico, o planejamento agrícola relacionado à gestão dos recursos hídricos, integrando as informações econômicas, sociais, hidrológicas, é de extrema urgência.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho de conclusão de curso foi inserir a discussão sobre valoração da água e identificar os custos econômicos e físicos

envolvidos na irrigação da nova fronteira agrícola brasileira, o MATOPIBA. Para a consecução desse objetivo, foram realizadas pesquisas de fundamentação teórica com base em artigos, livros, relatórios técnicos, legislações. Sites governamentais foram bases de dados, sendo analisados dados socioeconômicos, de produção agrícola e hídricos. A partir desse ponto, foram formulados fluxogramas que pudessem explicar como o cálculo do valor da água deve ser realizado, e qual o método de valoração mais adequado para relacionar esse valor à irrigação agrícola.

Este estudo estrutura-se em cinco capítulos. O primeiro apresenta a literatura acadêmica sobre o valor econômico da água e como é realizada a cobrança pelo uso desse recurso ambiental atualmente no Brasil. O segundo capítulo apresenta a área de estudo do trabalho, a fronteira agrícola MATOPIBA, em seus dados socioeconômicos e características ambientais. O terceiro capítulo é a revisão de literatura sobre o consumo hídrico no MATOPIBA, e como os recursos hídricos são impactados por esse. O quarto capítulo apresenta ao leitor os métodos de valoração econômica que podem ser usados para calcular o valor econômico da água. No quinto e último capítulo, há como calcular os custos envolvidos na irrigação agrícola, e a indicação do método mais apropriado para valorar a água usada na irrigação agrícola artificial.

1. COBRANÇA DA ÁGUA BRUTA: RACIONALIDADE AMBIENTAL E ECONÔMICA

1.1 ÁGUA COMO BEM ECONÔMICO

À vista do acelerado desenvolvimento de grandes centros urbanos, da intensificação de atividades agrícolas e industriais, junto com o exponencial aumento da demanda pelos recursos hídricos, há apreensão pelo futuro desses recursos e sua escassez. Por muitos anos, pensou-se na água como um recurso natural inesgotável, sem expressão econômica em virtude de sua fartura. Até a Conferência de Estocolmo de 1972, a água era definida em um recurso natural renovável, não importasse a que tipos de uso e intensidade era sujeitada (MONTIEL, 1996)¹. Entretanto, a capacidade natural de renovação desse recurso está em crescente questionamento. Condições como a expansão do desmatamento para produção agrícola, urbanização sem planejamento, assoreamento e lançamento de esgotos em mananciais, e o uso intensivo de irrigação podem ser citadas como agravantes. Para muitos especialistas, a água não pode mais ser considerada um recurso renovável e inesgotável (CARRAMASCHI, 2000).

Como solução para escassez, é necessária a transição de uma gestão de recursos naturais abundantes para uma gestão de recursos naturais escassos que exija mudanças estruturais no padrão de consumo, levando em conta os aspectos econômicos dos recursos naturais (DA MOTTA, 1998). A Economia Ambiental surge com ferramentas para a gestão ambiental, baseadas em regras da Teoria Econômica unificadoras do crescimento e desenvolvimentos das atividades humanas à conservação e preservação ambiental (CARDOSO, 2002).

Uma dessas ferramentas é o conceito de “valor econômico” de um recurso ambiental. De forma genérica, afirma-se que um recurso natural possui valor econômico quando os usuários estão dispostos a pagar para consumi-los (DA MOTTA, 1998). Logo, a utilização de mercados complementares ou até hipotéticos é fundamentada na captação da disposição a pagar por certo bem ou serviço ambiental (SOARES, 2002).

¹ Considera-se um recurso natural como renovável quando este apresenta capacidade de reposição, no mínimo parcial, do montante extraído ao longo do tempo (MUELLER, 2001). Para isso, o padrão de extração não pode ser mais elevado que o padrão de crescimento natural do recurso. Logo não se caracteriza um recurso renovável por sua existência fixa, que pode tanto aumentar como diminuir (PEACE; TURNER, 1995).

Para estimar-se o valor econômico de um recurso natural, métodos de valoração econômica são aplicados. Métodos esses que usam, na maioria das vezes, dos preços de mercado de certo recurso natural ou o serviço privado, para que benefícios e custos ambientais das variações do estoque desses recursos sejam calculados. Estima-se indiretamente com base no preço dos recursos privados, assumindo que esses não são alterados perante tais variações, os valores econômicos dos recursos naturais cuja variação está sendo analisada. Logo, o valor do recurso natural será determinado através de estimativas do valor deste quanto a outros serviços e bens disponíveis na economia, e como o consumo modifica o nível de bem-estar da sociedade (SOARES, 2002).

Consequentemente, o valor econômico existe, mesmo que o preço de utilização de recursos ambientais não seja reconhecido no mercado. É importante reconhecer que o valor econômico dos recursos ambientais se origina de todos os seus atributos, estejam eles associados ou não a algum uso (DA MOTTA, 1997). Valor esse considerado essencialmente variável, uma vez que depende da utilidade ou satisfação qual os usuários o atribuem. Entretanto, todo bem econômico possui um valor de troca, regulados por preços que são expressos em termos monetários. Essa expressão tem como finalidade possibilitar uma análise comparativa para recursos heterogêneos, algo inviável sem uma expressão em unidade comum (CARRAMASCHI, 2000).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) consolidada pela Lei Federal nº 9.433/97 possui como maior objetivo assegurar a disponibilidade de água em padrões de qualidade apropriado aos respectivos usos. Para esse fim, a PNRH reafirma a água como um bem de domínio público, limitado e dotado de valor econômico (ADASA, 2018). A água possui um valor econômico diferenciado de outros recursos naturais, pois esse é definido de acordo com a finalidade do uso do corpo hídrico. O seu uso pode definir em um bem privado, bem público puro ou bem público misto.

A água empregada para consumo humano, irrigação agrícola e uso industrial é caracterizada enquanto bem econômico privado. No qual o uso de uma unidade do bem por um indivíduo impossibilita seu uso por outrem, assinalando os princípios da rivalidade e da excludência. Os bens públicos são o oposto, prevalecendo dois princípios críticos: (i) não-excludência, que afirma a inviabilidade em excluir algum usuário do gozo do bem, estando esse disponível; (ii) não-rivalidade, onde a exclusão não é desejável, devido ao custo marginal de se ter mais um usuário ser próximo a zero.

A utilização de um corpo hídrico para atividades como a pesca, atividades recreativas e composição paisagística encaixa a água como um bem público misto. Pois

a utilização pelo indivíduo não impede a utilização pelos demais, porém a cobrança por esse pode excluir a mesma utilização, a título de exemplo. Situação que atesta a problemática dos recursos naturais de livre acesso (STIGLITZ apud CARDOSO, 2002).

Por não possuírem direitos de propriedade definidos, os recursos naturais de livre acesso como a água não podem ter seu uso e/ou exploração restringidos por qualquer indivíduo ou grupo. Um dos problemas são suas taxas de consumo, os usuários de recursos hídricos, por exemplo, ao não possuírem direitos de propriedade nitidamente estabelecidos tendem a subestimar o valor do bem, então o super utilizando. Logo, as taxas de consumo de bens de livre acesso são distintivamente mais elevadas do que as taxas de bens com direitos de propriedade estabelecidos (PERMAN et al., 1999). Quando uma bacia hidrográfica possui seu recurso cotado a preço zero, qualquer usuário não considera o custo social gerado aos outros usuários do sistema hídrico pelo seu consumo de um metro cúbico a mais de água. Por consequência, usuários não levam em conta o efeito externo causados sobre os demais usuários, estabelecendo um padrão de consumo ineficiente, pelo ponto de vista econômico (CARRERA-FERNANDEZ; GARRIDO, 2002).

A água de um manancial, usada para abastecimento público e irrigação é definida como bem privado, já que o metro cúbico de água utilizado por qualquer desses usuários não será utilizado por outros. Porém, quando utilizada para fins recreativos, a água de um manancial é definida como bem público (CARRAMASCHI, 2000).

O livre acesso aos recursos resulta em uma alocação não eficiente. Usuários individuais explorarão os recursos enquanto os benefícios forem positivos, onde o benefício total equipara à escassez (custo social do recurso). Não há incentivos para a redução sua captação por nenhum usuário individual, já que os benefícios oriundos dessa redução seriam desfrutados por outro usuário. Com esse exemplo, é claro a não eficiência econômica do livre acesso ao consumo de água. Na verdade, ocorre uma incitação à super-exploração da água (PERMAN et al., 1999).

A cobrança pelo uso de água como instrumento econômico surge para reconhecer o valor econômico desse recurso e indicar aos usuários o seu real valor, implementar o sistema de gestão a fim de impedir a super-exploração. A cobrança pelo uso da água é aplicada em usos sujeitos à outorga, isto é, licença concedida pelo Poder Público para pessoa física ou jurídica. Usos que incluem à captação de água para processo industrial ou irrigação agrícola, lançamento de efluentes industriais ou urbanos, canalizações de

rios, entre outros usos que modificam o regime, quantidade ou qualidade do recurso hídrico (CARDOSO, 2002).

A análise do possível comportamento de mercado frente a uma cobrança pelo uso dos recursos hídricos é essencial para que o instrumento sugerido (cobrança) seja corretamente avaliado. Assimilar esse possível comportamento significa entender o porquê da cobrança pelo uso da água em termos de comportamento de mercado (CARRAMASCHI, 2000).

1.2 DETERMINAÇÃO DO VALOR DA ÁGUA

A PNRH afirma a água como recurso dotado de valor econômico, sendo a cobrança pelo uso da água um instrumento para a sua gestão. No entanto, a Lei não prevê a determinação dos preços para essa cobrança (CARRAMASCHI; CORDEIRO NETTO; NOGUEIRA, 2000).

Os variados valores de troca ou preços da água a tornam um bem ambiental diferenciado. A determinação do que dependem e como são estabelecidos esses preços é um dos principais temas de pesquisa da Economia no século XXI (CARRAMASCHI, 2000). Por tratar-se de um recurso natural com discutível capacidade de renovação, e possuir uma gama de diferentes usos, a definição do valor da água não é trivial.

Cada diferente tipo de uso da água exige uma técnica própria de quantificação de seus benefícios. Logo, usuários devem ser divididos conforme os benefícios criados por cada uso. São eles: (a) benefícios pelo consumo, tanto direto quanto indireto; (b) benefícios provenientes de aspectos estéticos e recreacionais; (c) vantagens econômicas de despejo de resíduos e (d) benefícios negativos ou prejuízos, no caso de enchentes, por exemplo (WORLD BANK, 1997).

O valor econômico total - VET de um bem ou serviço ambiental, como a água, pode ser dado pela seguinte expressão (NOGUEIRA et al., 1998):

$$\mathbf{VET = VU + VO + VQO + VE} \quad (1)$$

Pode-se aplicar essa expressão para os recursos hídricos, uma vez que são bens ambientais. VET representa o valor econômico do total da água, VU é definido pelo valor de uso do recurso, VQO simboliza o valor de quase-opção, em conclusão há o

valor de existência VE. Para certos bens e serviços ambientais, dado uso pode suprimir outro gerando um caso de uso consuntivo. A irrigação agrícola é um exemplo, como o discutido neste trabalho. Assim, é importante reconhecer os conflitos de usos do bem, antes da determinação de seu valor econômico, para que todos os benefícios possam ser agregados, até os oriundos de usos não consuntivos (CARDOSO, 2002).

Para determinar-se o valor econômico da água, é possível empregar diversos métodos de valoração econômica ambiental, usados para expressar custos e benefícios de bens e serviços ambientais em termos monetários. Essa expressão é dada ou por preços de mercado ou valores atribuídos pelos agentes econômicos aos recursos ambientais, mediante suas preferências individuais. Uma vez que inexistem mercados para ativos ambientais ou para os bens e serviços por eles gerados (CARDOSO, 2002).

Os métodos de valoração econômica da água contextualizam questões econômicas, legais, institucionais, técnicas e sociais. A atribuição de um valor econômico aos recursos hídricos exige detalhada elaboração, ao possuírem diferentes usos finais, a partir de sua utilização como bem de consumo final até o uso como insumo, na irrigação agrícola, por exemplo (CARRERA-FERNANDEZ; GARRIDO, 2002). A valoração da água é uma maneira importante de tornar mais eficiente a alocação da água e encorajar usuários a conservar recursos hídricos escassos.

Preços que refletem de modo rigoroso o valor econômico da água ou de sua escassez fornecem informações aos usuários, que são usadas em tomadas de decisão relacionadas ao consumo e uso de água. Dessa maneira, a valoração da água pode afetar o uso eficiente da água, tanto no nível individual como social. Em prática, esquemas de valoração de água podem ser desenhados para atingir muitos objetivos. Formuladores de políticas públicas podem desejar pela discriminação entre diferentes categorias de usuários ou cobranças por consumo, a fim de aumentar o lucro para propósitos gerais (WORLD BANK, 1997).

A aplicação pouco rigorosa dos métodos de valoração econômica ambiental pode, no entanto, dificultar a avaliação das vantagens e desvantagens desses métodos, e como melhorá-los (NOGUEIRA et al., 1998). A maior parte de ativos ambientais não possui substitutos, e a ausência de expressões em termos financeiros como “preços” desses ativos adultera a consciência dos consumidores da água, por exemplo. Essas situações geram falhas de mercado na alocação eficiente dos recursos hídricos, evidenciando a divergência entre custos privados e sociais (MARQUES; COMUNE, 1995). Mesmo que não sejam cobrados, os preços devem ser considerados nos

processos de tomada de decisão, em nível de projetos e de políticas, principalmente na área de avaliação de danos ambientais, como acontece em inúmeros países (CARRAMASCHI, 2000).

No caso concreto de cobrança pela água bruta, prevista na PNRH, ela possui restrições de diversas naturezas no Brasil. Uma delas é institucional, como ocorre no caso da vinculação das receitas obtidas através da cobrança pelos recursos hídricos. A legislação tributária brasileira obstaculiza essa vinculação ao local de geração da receita, algo que pode alterar inteiramente o espírito da Lei das Águas. O artigo 151 da Constituição Federal, inciso I, afirma que a instituição do tributo possui outros objetivos além de arrecadação financeira, possibilitando a concessão de incentivos fiscais e um tributo com finalidade diversa da fiscal. A tributação diversificada é usada para estimular ou desestimular comportamentos sociais, que visem o desenvolvimento socioeconômico por todo o país (FONTENELE; ARAÚJO, 2001).

A cobrança pela água no Brasil é realizada, por outro lado, mediante critérios relacionados aos custos médios da utilização desse recurso. Sendo um bem público, não é coerente que a precificação da água não leve em conta a eficiência no uso. Considerando que o instrumento de cobrança retira recursos financeiros da economia, subtraindo os excedentes do produtor e consumidor, esses necessitam ser devidamente empregados (GARRIDO, 2018). Essa discussão induz à conceituação de quatro preços da água.

Em grandes centros urbanos, o consumidor paga por dois preços: o preço correspondente à captação, tratamento e distribuição da água potável ao consumidor; e o preço associado aos serviços de saneamento básico como a coleta, transporte e destinação final do esgoto (ADASA, 2018). Nesses casos, o corpo hídrico é gratuito e de livre acesso. No início do desenvolvimento dos centros urbanos, a gratuidade da água era praticável devido a sua abundância relativa às necessidades de uma população de reduzida renda *per capita*, e áreas de baixa densidade populacional. Logo, os dois preços discutidos eram perfeitamente funcionais, cobrindo os custos que a sociedade possuía ao prover serviços de saneamento básico como o abastecimento e esgotamento. Conforme sucedeu o crescimento e desenvolvimento econômico das sociedades, juntamente do crescimento populacional, o cenário alterou-se (FUNCEME, 2008).

Uma maior população demanda de uma maior quantidade de alimentos, intensificando não só a agricultura irrigada, mas também a produção de inúmeros produtos de consumo que se utiliza dos corpos hídricos (ADASA, 2018). Dessa

maneira, o princípio-usuário-pagador como instrumento econômico pode ser aplicado a fim de promover o uso racionalizado da água. Em busca da união entre disponibilidade e uso dos recursos hídricos, surgem mais dois preços de origens econômicas: o preço correspondente à captação e consumo de água, com o objetivo de racionalizá-los, e assegurar o investimento em serviços ofertantes de água; e o preço correspondente à poluição de rios através de despejo de esgotos e resíduos, reduzindo o seu lançamento e assegurando investimentos em estações de tratamento (ADASA, 2018).

A cobrança deve ser julgada como um instrumento econômico necessário para a preservação e conservação desses recursos, pois trata de um pagamento pela utilização privada de um bem. Ainda assim, o termo “cobrança” gera muitas dúvidas entre os consumidores, qual afirmam já pagar pelo seu consumo. Nessas situações é necessária a intervenção do Estado para a correção de externalidades ambientais negativas, através de instrumentos como a cobrança pelo uso da água e pelo lançamento de poluentes em mananciais. A definição de preços justos e efetiva cobrança pelo uso e poluição da água são fundamentais para a gestão dos recursos hídricos no país (CARRAMASCHI, 2000).

1.3 COBRANÇA DA ÁGUA POR EXTERNALIDADE

Externalidades negativas são definidas como precursoras de danos ambientais, que não são internalizados nas funções de produção e consumo. Por essa razão, o mercado de determinado bem não funciona com eficiência, pois o custo privado não será o mesmo que o custo social. Em presença de externalidades negativas, o nível de utilização da água para qualquer finalidade é subótimo. A não-internalização de seus custos leva à utilização dos recursos hídricos um nível acima do qual ocorreria se as externalidades fossem ponderadas (DA MOTTA, 1998).

Considerando a água um recurso escasso, e assim um bem de interesse econômico, surge a necessidade da introdução de um mecanismo de mercado para corrigir essas distorções ocorrentes em decisões de consumo dos usuários individuais. O mecanismo irá internalizar nos custos privados de cada usuário, os custos sociais por eles gerados (CARRAMASCHI, 2000).

A falha de mercado surge quando a água residual dos usuários não é toda canalizada para uma estação de tratamento coletiva única. Ao contrário, não haveria externalidades e o problema da precificação da utilização da água seria semelhante ao de preço público, igualando a receita de cobrança com as necessidades de financiamento

e gestão do sistema de tratamento. Assim, é essencial determinar um nível de cobrança que reduza a descarga de poluentes e externalidades ambientais negativas (DA MOTTA, 1998).

A cobrança dos recursos hídricos para gerência das externalidades ambientais negativas diferencia-se da cobrança para financiamento em duas características situações. Primeiramente quando o consumo da água afeta outros, sem que o usuário consumidor pague por isso. Segundo, quando se cobra pela poluição dos corpos hídricos, o tratamento da água residual ocorre de forma descentralizada pelos usuários, ou seja, sem o poder monopolista do Estado ou de uma associação (DA MOTTA, 1998).

A fim de definir o nível de cobrança por externalidade, o objetivo é atingir um nível desejado de poluição, ou seja, o padrão ambiental para o meio e não o de emissão por usuário. Logo, ao invés de maximizar a função de benefício social, minimiza-se a função de custo social, originando os preços ótimos de poluição. A meta é reduzir os custos totais relacionados à restrição de que um total de poluição, gerado pelos usuários, não deva exceder um padrão ambiental anteriormente estabelecido (FUNCEME, 2008).

Para esses casos, intervenções junto de instrumentos de gestão limitadores da atividade de exploração dos recursos são necessárias. O objetivo manifesta-se pelo tributo que induz os agentes econômicos à internalizarem a escassez, através da incorporação do custo social geral por esta, na função de custos privados. Assim, as decisões de produção deverão considerar custos privados e sociais ao contrário de apenas custos de produção privados (PERMAN et al., 1999).

Por um ponto de vista administrativo, a intervenção do Estado através da cobrança pelo uso da água manifesta-se como solução para as externalidades geradas. A cobrança é uma forma de racionalizar o consumo da água, atendendo os usuários competidores e assegurando eficiência produtiva em nível ótimo. Algo extremamente importante para o desenvolvimento econômico das regiões das bacias hidrográficas (ADASA, 2018).

1.4 COBRANÇA DA ÁGUA BRUTA PARA AGRICULTURA

Ao final de janeiro de 1992, ocorreu a chamada Conferência de Dublin, definida por seu foco na gestão de recursos hídricos, discutindo principalmente sua relação com o desenvolvimento econômico. No documento principal da Conferência foi criada uma

Agenda para Ação, a fim de executar os objetivos apresentados no evento. Dois pontos da Agenda relacionam-se diretamente com este estudo: o terceiro e quinto ponto. O de menor número alerta a necessidade de conservação e reuso da água em frente ao grande desperdício causado pela agricultura irrigada, usos industriais e abastecimento urbano. A irrigação, era estimada em 70 por cento dos usos consuntivos totais da água, sendo que 60 por cento de volumes derivados eram desperdiçados devido à métodos de irrigação inadequados. O terceiro ponto possui caráter fundamentalmente econômico (GARRIDO, 2018).

Já o quinto ponto da Agenda para Ação relaciona o problema da produção agrícola e o abastecimento rural de água. Foi definido que a agricultura não poderia mais ser isenta do seu impacto no consumo dos recursos hídricos, e deve procurar pela redução do gasto de água a fim de sobrar vazões para outros usos (GARRIDO, 2018).

A fim de entender a importância dos recursos hídricos na agricultura, métodos de valoração de água bruta são essenciais. Esses estão incluídos nos métodos que atribuem preços economicamente justos para os casos onde o Estado é responsável pelo sistema de alocação ou oferta de água. Em inúmeras situações não há informações sobre os custos de fornecimento e preços de mercado da água, como no caso da água bruta. Métodos de valoração ambiental mostram-se uma alternativa para precificar a água bruta, qual não possui mercado consolidado (FARIA; NOGUEIRA, 2004).

O valor econômico da água usada para irrigação é medido através da contribuição da água no valor total da produção agrícola. Ou seja, a água deve ser considerada um fator na função de produção de certo produto agrícola. Tal noção é importante para discutir-se a relação da irrigação agrícola com demais tipos de consumo. Principalmente quando a água usada em culturas irrigadas apresenta baixo retorno financeiro comparativamente a setores de geração da energia elétrica e serviços de saneamento básico (SOARES, 2002).

Para a água de uso urbano e uso agrícola, todos os países desenvolvidos, e alguns emergentes, estabelecem cobranças com base em custos médios, como alternativa ao custo marginal de fornecimento. Países geralmente não ajustam suas cobranças por regiões, embora os custos de fornecimento alterem-se extensamente entre essas. Usuários agrícolas de água em regra pagam apenas pelos custos de operação e manutenção dos sistemas de irrigação, cerca de 20% a 75% dos custos totais. Poucos países tentam recuperar os custos capitais vindos dos usuários (WORLD BANK, 1997).

A necessária cobrança da água bruta para uso agrícola induz a duas conjunturas: uma possível cobrança, a fim de reduzir o consumo, corrigindo externalidades ambientais negativas, fornecendo recursos para investimentos, avaliando esse impacto no rendimento dos agricultores; e como a cobrança suscitaria o uso e alocação ótima dos recursos hídricos (CARRAMASCHI; NETTO; NOGUEIRA, 2000). Para situações de derivações, captações e extrações de água, como na agricultura, o critério de cobrança da água é o volume retirado e a regime de variação. Em casos de lançamentos de efluentes, além do volume de lançamento e o regime de variação, observa-se as características físico-químicas, biológicas e toxicidade do efluente (CARDOSO, 2002).

Critérios de cobrança devem refletir não só a pequena capacidade de pagamento pelo consumo da água, mas também dificuldades de faturamento. Estes são dois problemas que afetam o sistema de cobrança por tratarem de maneira diferenciadas certos segmentos de usuários, então induzindo à deliberações e privilégios ineficientes (ADASA, 2018).

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO: MATOPIBA

2.1 A FRONTEIRA AGRÍCOLA MATOPIBA

O MATOPIBA é um acrônimo referente às unidades federativas do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, localização da nova fronteira agrícola brasileira. O desenvolvimento do MATOPIBA iniciou-se com a imigração oriunda do sul do Brasil durante a década de 1970, em consequência de políticas públicas voltadas ao crescimento e desenvolvimento econômico do Cerrado do Norte e Nordeste do Brasil, como o Programa de Desenvolvimento do Cerrado – Polocentro, Programa de Terras e de Estímulo à Agroindústria do Norte e do Nordeste – Polonordeste, entre outros. Esses programas ofereceram incentivos financeiros aos produtores, como crédito agrícola e subsídios para a exploração agrícola no Cerrado (BRUGNERA; DALCHIAVON, 2017).

Desse modo, surgiram extensas áreas de agricultura intensiva e produção pecuária, modificando o cenário de vegetação natural e agricultura de subsistência predominante (SALVADOR; DE BRITO, 2018). Ao final da década de 1990 a expansão da fronteira agrícola estava consolidada. O MATOPIBA compreende 29 microrregiões, não incluindo a totalidade dos estados considerados (Figura 1). As 29 microrregiões constituem-se em 135 municípios maranhenses, 139 tocantinenses, 33 piauienses, e 30 baianos, espalhados por uma área de 73.848.967 hectares (GOMES JÚNIOR, 2015). Essa região vem passando por transformações tanto em aspectos econômicos quanto sociais, consequência da expansão agrícola, com destaque para soja, milho e algodão (PEREIRA; PORCIONATO; CASTRO, 2018).

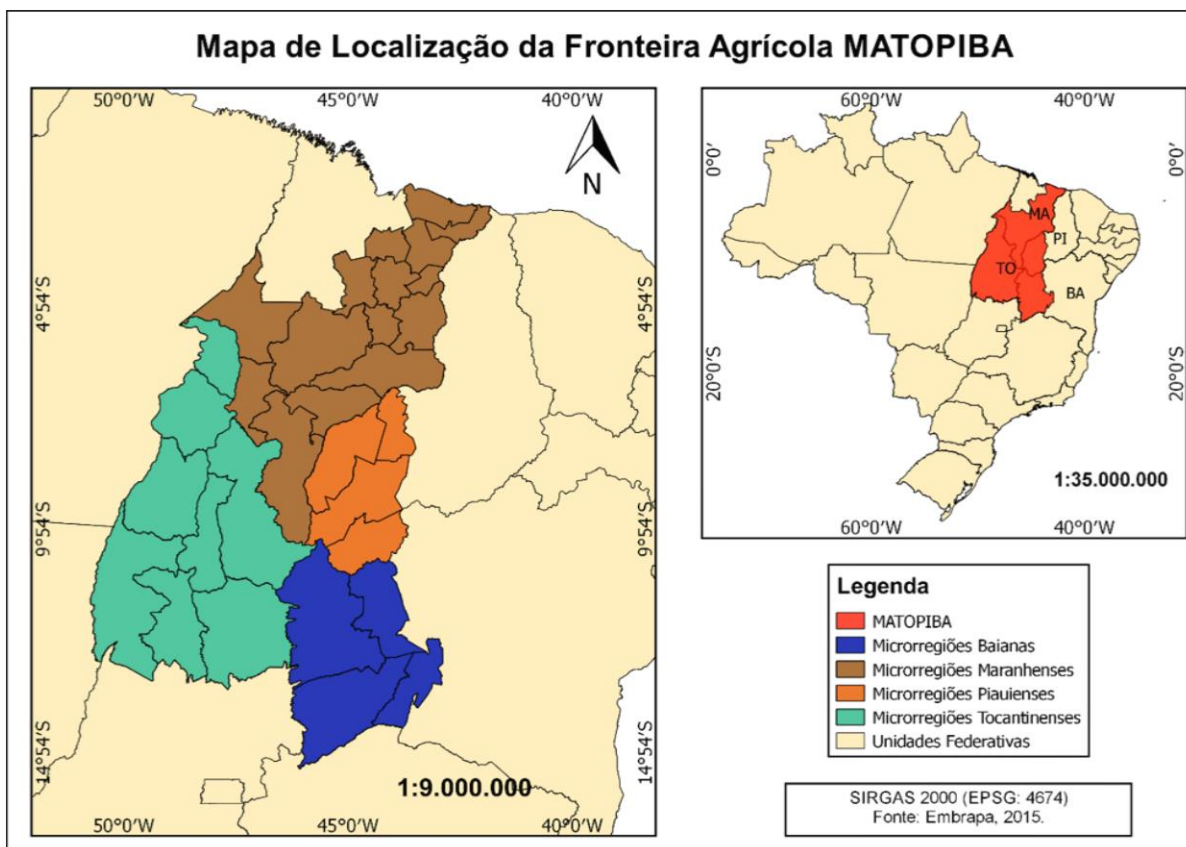


Figura 1 – Mapa de Localização da Fronteira Agrícola MATOPIBA

Fonte: Elaborado pela autora com base em (EMBRAPA, 2015), 2019.

Em 2010, o MATOPIBA possuía uma população de 5,9 milhões de habitantes, com o estado do Maranhão concentrando 57,6%, O Tocantins 25,30%, a Bahia 12,72%, e 4,75% no Piauí (Tabela 1). O Maranhão destaca-se também por possuir a maior densidade populacional da região, o valor de 14,18 de habitante por km². Aproximadamente 35% da população dessa região, ou seja, 2,04 milhões de habitantes, residia no meio rural. Na Bahia, 42% da população do MATOPIBA residia no meio rural; No Piauí e Maranhão, 39%; e no Tocantins, 22%. A média brasileira residente no meio rural em 2010 foi de 15,3%, bem inferior à de todos os estados da Fronteira (IBGE, 2010).

Tabela 1 – População e Densidade Demográfica dos estados nas regiões do MATOPIBA

Estado	Área (ha)	População	% Relativa (População/População Total)	Densidade Demográfica (hab/km ²)
MA	23.982.347	3.401.352	57,63%	14,18
TO	27.772.052	1.493.296	25,30%	5,38
BA	13.214.498	750.686	12,72%	5,68
PI	8.204.588	256.455	4,35%	3,13
Total	73.173.486	5.901.789		8,07

Fonte: IBGE, 2010.

A delimitação territorial da Fronteira Agrícola foi oficializada pelo Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA, através da portaria N° 244, de 12 de novembro de 2015 (BRUGNERA; DALCHIAVON, 2017). Sendo que sua ocupação se deu devido às características fundamentais para o desenvolvimento da agricultura moderna no Brasil. São áreas planas, extensas, de solos potencialmente produtivos, clima propício e elevada incidência solar. Porém, grande parte desse atrativo foi resultado oriundo de inovações tecnológicas que permitiram o cultivo de grãos em áreas tropicais de solos ácidos e pobres. Inovações essas ligadas principalmente ao desenvolvimento de variedades de soja, bem como a evolução de melhores técnicas de manejo do solo (BRAGANÇA, 2018).

Entretanto, a fronteira agrícola MATOPIBA apresenta uma grande dificuldade em questões de planejamento, em virtude de seu imenso território. Condições essenciais para a comercialização dos produtos agrícolas, como infraestrutura e logística de transporte terrestre, comunicação e portuária não são tão desenvolvidas (BUAINAIN; GARCIA; RIBEIRO, 2017). Situação mais dificultada pelos cenários diversos e complexos que compõem a região, desde diferentes tipos de solo e clima, até diferentes níveis sócio econômicos, exigindo um manejo contextualizado (EMBRAPA et al., 2014).

2.2 MEIO FÍSICO

A vegetação natural do MATOPIBA é composta por três biomas: Cerrado, em cerca de 90% do território delimitado, Amazônia com 7,3 % e Caatinga abrangendo apenas 1,7% (Figura 2). De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, o

MATOPIBA possui clima tropical de estações úmida e seca. A temperatura média anual é acima de 25 °C, e pluviometria média anual entre 1000 e 1900 mm (SALVADOR; DE BRITO, 2018).

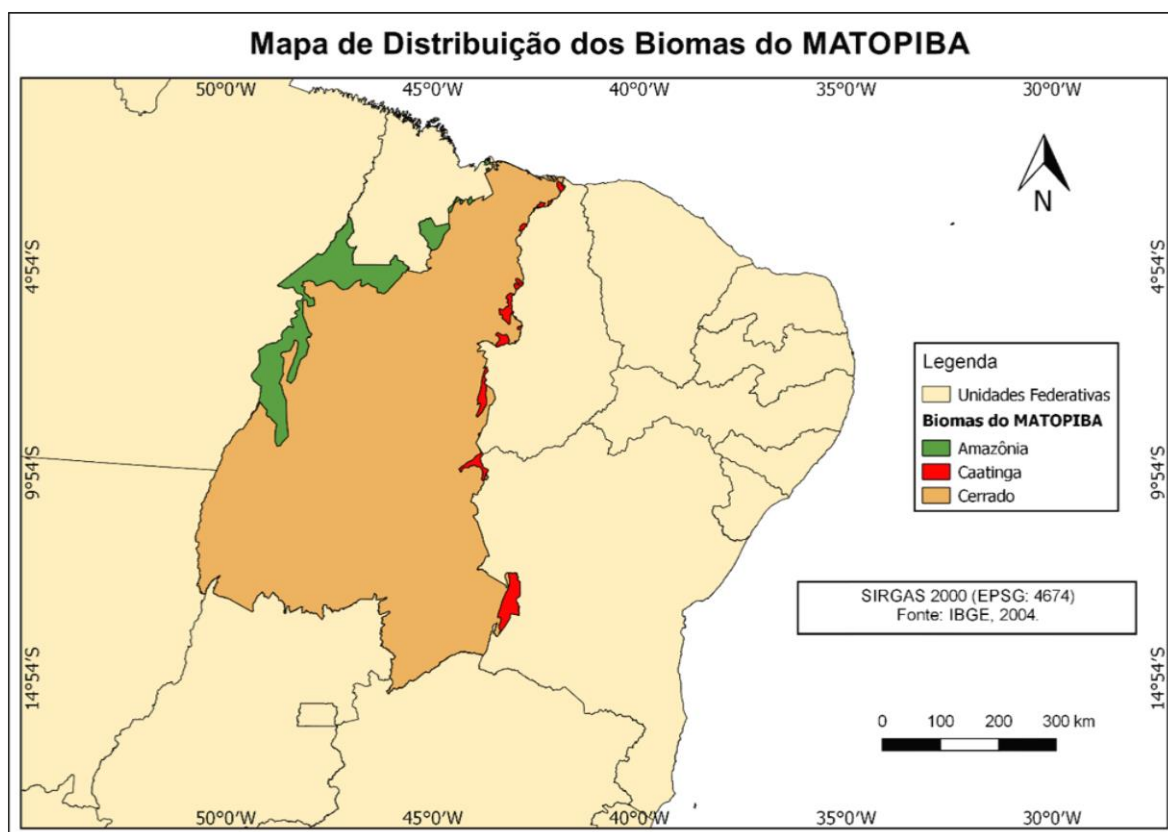
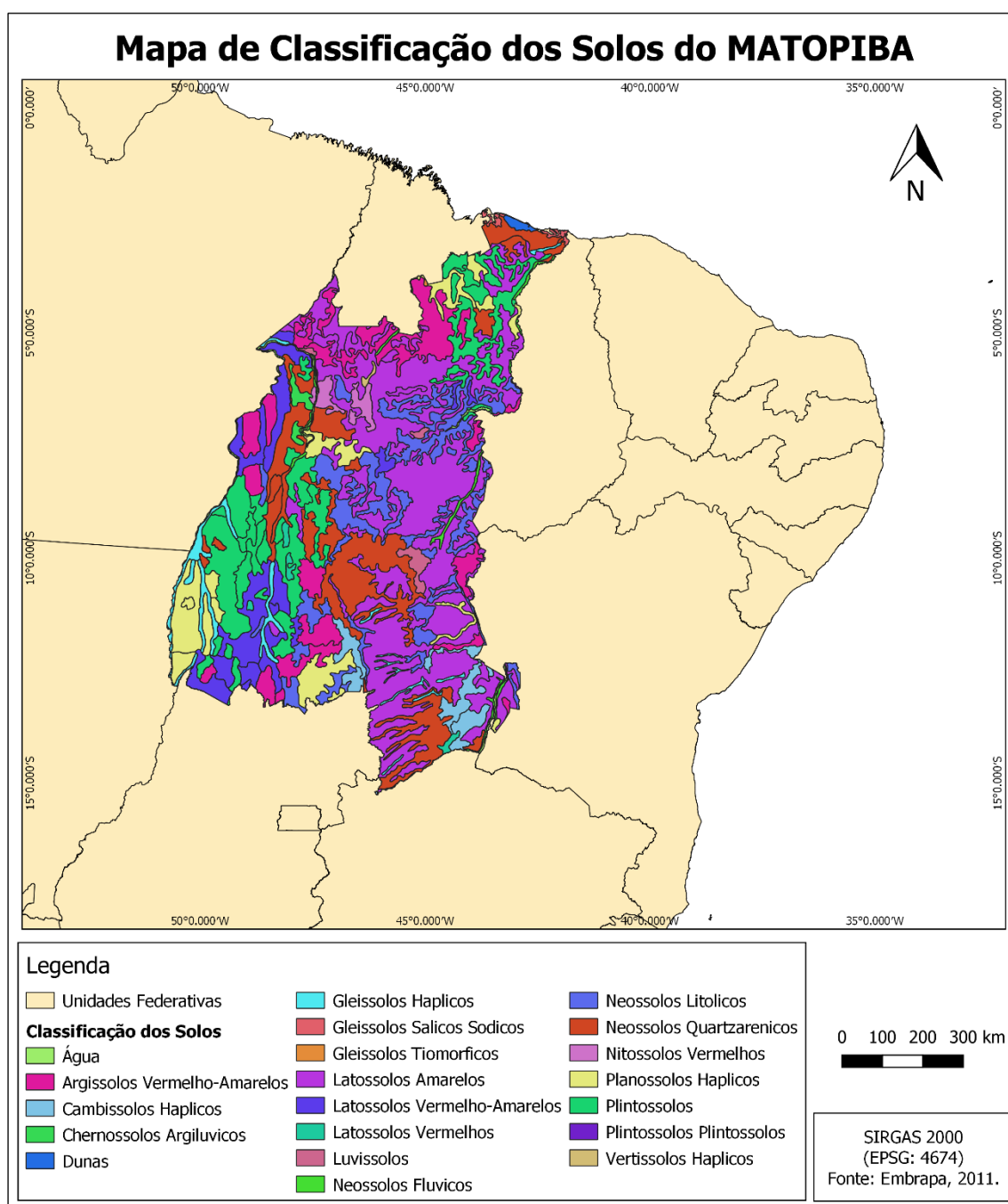


Figura 2 – Mapa da Distribuição dos biomas

Fonte: Elaborado pela autora com base em (IBGE, 2004), 2019.

Quanto ao relevo, 47,9% são de áreas planas até 3% de declividade e 33,7% de áreas suavemente onduladas, de 3% a 8%. Os tipos de solos encontrados são diversos, desde solos de grande potencial agrícola até os mais vulneráveis à degradação (Figura 3). Em relevos mais elevados imperam os Latossolos (31,1%), Argissolos (12,8%), Plintossolos Pétricos (8,7%), Neossolos Quartzarênicos Órticos (8,7%) e Neossolos Litólicos (7,2%). Em regiões de altitudes mais baixas, solos com maior concentração de água predominam, como os Plintossolos Argilúvicos e Háplicos (3,9%), Gleissolos (1,0%) e Planossolos (0,9%) (BOLFE et al., 2016).

Figura 3 – Mapa de distribuição dos solos no MATOPIBA



Fonte: Elaborado pela autora com base em (EMBRAPA, 2011), 2019.

De modo específico, os Latossolos são caracterizados pelo avançados estágio de intemperismo, o tornando profundo, de boa drenagem e alta porosidade, porém de baixa fertilidade natural, por possuir acidez que requer manejo adequado na sua correção e adubação fertilizante. As predominantes são os Latossolos Amarelo, Vermelho, Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 2014). Os Argissolos apresentam grande incremento no teor de argila do horizonte superficial para horizonte B, profundidade variável, mas

pouco profundo ou profundo. Os Argissolos de maior fertilidade natural, com boas condições físicas e em relevos mais suaves apresentam o maior potencial para uso agrícola. Suas limitações também estão relacionadas a baixa fertilidade, acidez, teores elevados de alumínio e a suscetibilidade aos processos erosivos, principalmente quando ocorrem em relevos mais movimentados. Entretanto, os de texturas mais leves ou textura média e de menor relação textural são mais porosos, possuindo boa permeabilidade, sendo, portanto, menos suscetíveis à erosão. O encontrado no MATOPIBA é o tipo Argissolo Vermelho-Amarelo (EMBRAPA, 2014).

O Neossolo é constituído por material mineral e orgânico pouco espesso. É também é composto por minerais primários de fácil intemperização, profundo e arenosos, baixa fertilidade natural e alta porosidade e permeabilidade, com baixa capacidade de retenção da água, raso e encontrado em áreas com maior declividade, como no Maranhão e Piauí (MIRANDA; MAGALHÃES; CARVALHO, 2014) Em áreas mais planas, os Neossolos, de maior profundidade e fertilidade natural, apresentam potencial para o uso agrícola. Os solos de baixa fertilidade natural e mais ácidos são mais dependentes do uso de adubação e de calagem para correção da acidez. Já em ambientes de relevos mais declivosos, os Neossolos mais rasos apresentam fortes limitações para produção agrícola, devido à restrição a mecanização e forte suscetibilidade aos processos erosivos. Os tipos de Neossolo encontrados na região são o Flúvico, Litólico e Quartzarênico (EMBRAPA, 2014).

O Plintossolo é formado por solos minerais, em condições de restrição à percolação da água, de maneira geral imperfeitamente ou mal drenados. Essa classe de solo é fortemente ácida, típico de zonas quentes e úmidas e com estação seca bem definida. Plintossolos exigem manejo agrícola delicado, e o bom controle de sua dinâmica hídrica interna para que uma maior produtividade do cultivo seja alcançada. Na região Centro-Oeste, por exemplo, o cultivo de grãos como o arroz é desenvolvido nesta classe com uso de irrigação. O Plintossolo Háplico e Pétrico podem ser encontrados na Fronteira Agrícola (EMBRAPA, 2014).

A dinâmica hídrica é também diretamente relacionada às características climáticas. Três tipos de climas podem ser identificados na região: úmido, semiúmido e semiárido. 78% do território do MATOPIBA apresenta clima tropical semiúmido, com períodos de estiagem de até cinco meses e temperatura média mensal acima de 18°C. Já o clima semiárido localizado no leste do MATOPIBA, é definido pela baixa precipitação e umidade, fatores considerados inapropriados para o desenvolvimento

agrícola. O clima semiárido também possui temperatura média anual acima de 18°C. De modo mais específico, as unidades climáticas que compõem a fronteira agrícola em estudo são: zona climática equatorial, em aproximadamente 3%, tropical equatorial em 44%, e tropical central em 53% da Fronteira (MIRANDA; MAGALHÃES; CARVALHO, 2014).

2.3 MEIO SÓCIO ECONÔMICO

Outro importante fator de mudança no cenário da região foi o crescimento urbano gerado pelo considerável crescimento populacional, especialmente a partir da década de 1990 quando iniciaram-se as grandes mudanças no uso e ocupação do solo do MATOPIBA (SALVADOR; DE BRITO, 2018). Ao final da citada década, a relação entre o aumento da produção de grãos de soja no Brasil e a expansão agrícola no MATOPIBA torna-se ainda mais evidente (RICHARDS et al., 2012). Essa expansão remodelou a vida econômica da região.

Estudos demonstram como áreas urbanas vizinhas beneficiaram-se da manufatura e serviços ligados à cultura de grãos, principalmente da soja. Plantações também afetaram as economias locais através de migração e investimento em capital humano. Nos cerrados baianos, a inserção das agriculturas mecanizadas iniciou-se na década de 1980. Áreas antes consideradas improdutivas foram transformadas em plantações, dinamizando e modernizando a economia local (BATISTELLA; VALLADARES, 2009). No Piauí, os primeiros projetos de expansão da agropecuária consistiam na produção de caju e bovinos, quando na década de 1990, há a mudança de foco para o cultivo de grãos (AGUIAR, 2008). Com a produção mecanizada de soja, a região sul-maranhense, em especial, cresceu cerca de 200 mil hectares entre o ano 2000 e 2005, incentivada pela melhoria da infraestrutura rodoviária da região (STUDTE, 2008).

Devido à grande mecanização das fazendas, no entanto, há cuidado sobre os verdadeiros benefícios para as classes mais pobres (BRAGANÇA, 2018). O Produto Interno Bruto – PIB, é um indicador da atividade econômica de uma região, e logo, usado para definir níveis de pobreza e riqueza. O PIB é calculado através da soma monetária de todos os bens e serviços produzidos a preços correntes.

Entre os anos 2000 e 2013 houve crescimento de 542% no PIB do MATOPIBA, com destaque para algumas microrregiões, como o Alto Parnaíba Piauiense (Piauí), que possuía PIB de R\$ 91 milhões, no ano 2000, alcançando R\$ 1,2 bilhão em 2013, um

crescimento de aproximadamente 1.262%. O município maranhense Porto Franco também obteve crescimento acima da média: 832%, R\$ 177 milhões para R\$ 1,66 bilhão. A microrregião de Porto Nacional no estado do Tocantins cresceu 741%, saltando de R\$ 903 milhões para R\$ 7,6 bilhões. Já o Médio Mearim (Maranhão) produziu R\$ 527 milhões, em 2000, chegando a R\$ 4,4 bilhões, em 2013, o que significou 741% de crescimento. Por fim, a microrregião baiana de Barreiras cresceu 602%, saindo de R\$ 1,4 bilhão para R\$ 9,9 bilhões (PEREIRA; PORCIONATO; CASTRO, 2018).

Embora o PIB tenha apresentado expressivo crescimento nos últimos anos, o PIB per capita no MATOPIBA ainda não possui a mesma expressividade. O PIB per capita da região está abaixo da média brasileira e da região Nordeste. Em 2013, a média brasileira foi de R\$ 26.446 e do Nordeste de R\$ 12.955, por outro lado o PIB per capita do MATOPIBA correspondeu a R\$11.824. As microrregiões baianas e tocaninenses possuem os maiores PIB per capita, com R\$ 17.427 e R\$ 16.086, respectivamente. A porção piauiense apresentou PIB per capita de R\$ 11.357 e a maranhense apresentou o menor: R\$ 8.854 (PORCIONATO; CASTRO; PEREIRA, 2018).

Como discutido, na região do MATOPIBA, cerca de um terço da população é rural, e a densidade demográfica é comparativamente baixa. O crescimento do PIB tem afetado fortemente a urbanização das microrregiões, decrescendo a população rural que é atraída pelos centros urbanos em busca de oportunidades no comércio e indústria, mesmo com a forte migração de famílias sulistas. O êxodo rural é ainda mais incentivado pela estrutura da produção agrícola na região, qual há concentração de produção pelos proprietários de latifúndios, gerando uma dicotomia entre riqueza e pobreza (BOLFE et al., 2016).

Essa dicotomia é representada pelos valores citados anteriormente do PIB per capita. Tocantins e Bahia apresentam valores 100% superiores em relação aos PIB per capita maranhense e piauiense. Porém, o Índice de Desenvolvimento Humano mostra melhorias no desenvolvimento sócio econômico de grande parte dos municípios da região. Investimentos nos setores de saúde, educação e melhoria de renda via políticas públicas como o Bolsa Família foram importantes para se atingir essas melhorias no Índice. Porém, o aumento da produção agrícola também desempenhou grande papel ao assegurar um novo leque de empregos diretos em propriedades rurais, e indiretos gerados pela cadeia do agronegócio (BOLFE et al., 2016).

As microrregiões com o maior Índice de Desenvolvimento Humano são: Porto Nacional, Gurupi, Araguaína, Rio Formoso, Miracema do Tocantins, e Dianópolis, no Tocantins, Barreiras na Bahia, Imperatriz, Gerais de Balsas, e Porto Franco no Maranhão. Sendo Porto Franco, Dianópolis e Gerais de Balsas as microrregiões que mais cresceram no IDHM entre o período de 2000 e 2010. É importante observar que as três citadas possuem o setor agrícola como o principal setor de suas economias (PEREIRA; PORCIONATO; CASTRO, 2018).

Dada a complexidade socioeconômica do MATOPIBA, é de extrema importância contextualizar os conjuntos de dados em bases territoriais e socioeconômicas, a fim de melhor entender os processos de expansão, retração, transição, conversão e intensificação agrícola que impactam a disponibilidade hídrica regional (MANGABEIRA; MAGALHÃES; DALCIO, 2015).

2.4 PRODUÇÃO AGRÍCOLA NO MATOPIBA

O rápido crescimento e desenvolvimento da Fronteira Agrícola vem atraindo investimentos e abertura de novas áreas, resultando um aumento de 20% na produção anual de grãos na região. Em contraste com o crescimento médio nacional de 3,5% anualmente, há o surgimento de uma dinâmica diferenciada de crescimento econômico, particularmente em indicadores municipais de PIB. Com a maior produção agrícola, municípios do MATOPIBA ligados ao agronegócio destacam-se em relação as municipalidades de outras regiões e baseados em outros setores de produção. O investimento tanto externo e interno pela maior produtividade garante melhor estruturação da produção e comercialização, gerando renda e emprego para a população (BRUGNERA; DALCHIAVON, 2017).

Para a safra de 2014/15, a Fronteira Agrícola totalizou 6,7 milhões de hectares, com cultivos de arroz, algodão, soja e sorgo, produzindo aproximadamente 17,7 milhões de toneladas. A precursora da produção, é a soja, ocupando uma área de 3,6 milhões de hectares, com sua safra atingindo 10,5 milhões de toneladas no ano de 2015. Esse volume representa 11% da produção nacional, e um aumento de 60% em relação a área semeada, junto do crescimento de 64% na produção entre as safras de 2010/11 e 2014/15 (CONAB, 2019a).

Entre o ano de 2004 e de 2014 a produção de soja no MATOPIBA dobrou: de 4,3 milhões de toneladas para 8,6 milhões. O cultivo de milho foi ainda mais

significativo, de 1,7 milhões de toneladas para 5,3 milhões, um crescimento de aproximadamente 215% (IBGE, 2016). Esse progresso tornou-se possível devido às condições favoráveis de práticas agrícolas, disponibilidade de terras e políticas públicas voltadas para a expansão do MATOPIBA (BOLFE et al., 2016)

As microrregiões baianas possuem a maior representatividade na produção de soja no MATOPIBA. Na safra de 2014/15, a região obteve produtividade média de 49 sacas por hectare, em uma área de 1.422 hectares. O Tocantins produziu 48,5 scs/ha em 850 mil hectares, as microrregiões maranhenses aparecem em terceiro com produtividade média de 46 scs/ha em 749 mil hectares, e por último o Piauí, com 45 scs/ha em 674 mil hectares de plantações (CONAB, 2019a).

Os grãos de soja produzidos no MATOPIBA são usados principalmente como insumos para a produção de óleo vegetal, biodiesel ou então vendidos para o mercado externo. Em 2014, a produtividade média diária das indústrias de óleo vegetal nos estados do Maranhão, Piauí e Bahia era 10.991 toneladas, aproximadamente 7% da capacidade de processamento brasileira. Por outro lado, o estado do Tocantins tem como foco a produção de soja para o biodiesel, processando 2.500 toneladas por dia (ABIOVE, 2015).

O esmagador destino da soja produzida é o mercado externo. Entre fevereiro de 2014 a janeiro de 2015, foram exportadas 4,8 milhões de toneladas com valor estimado em US\$ 2,4 bilhões. Essa produção escoou principalmente pelos portos do Itaqui e Aratu, localizados em São Luís, Maranhão, e Candeias, Bahia, respectivamente. O porto do Itaqui consta 52% do volume exportado, enquanto o de Aratu consta 41% do total (MDIC, 2016).

Entretanto, os produtores ainda encontram restrições ambientais para o aumento da produtividade. O fator climático torna-se determinante por estar diretamente relacionado com a disponibilidade de água para a região. Durante dezembro de 2018 e janeiro de 2019, houve déficit hídricos no centro-sul maranhense, precisamente no período de floração e enchimento dos grãos de soja, estágio onde a disponibilidade de água é essencial. Devido ao estresse hídrico, os rendimentos médios da soja foram reduzidos à 45 sacas por hectare¹, bem menor do que o de 52 sacas por hectare, valor estimado para a região. No estado do Tocantins, localizado em sua totalidade no MATOPIBA, veranicos ocorreram no mesmo período, prejudicando as plantações em todas as fases de desenvolvimento. Na região sul do estado, alguns produtores tiveram que replantar extensas áreas devido ao fenômeno (CONAB, 2019a).

Aproximadamente 90% do peso da cultura de soja, por exemplo, é composto por água. Esse valor representa a importância da água para as plantas, vulneráveis aos efeitos do estresse hídrico, principalmente nos estádios fenológicos iniciais. O grão da soja, plantado em grande quantidade no MATOPIBA são mais susceptíveis ao estresse hídrico durante as fases de germinação-emergência, na floração e enchimento de grãos. Fases essas que compõem o desenvolvimento do grão, logo, o déficit hídrico possui a capacidade de afetar grande parte da produtividade agrícola no MATOPIBA (EMBRAPA, 2011).

Soluções para minorar a dependência climática consistem em maior investimento em tecnologia e capital físico, desenvolvimento de cultivares, instalação de sistemas de irrigação levando em conta a disponibilidade hídrica, e técnicas de manejo. Logo, o MATOPIBA necessita de maior intensidade de capital e de conhecimento do que as regiões agrícolas brasileiras mais antigas e tradicionais, como o sul e o centro-oeste para alcançar o seu verdadeiro potencial de produtividade agrícola (GARCIA; FILHO, 2018).

3. FONTES E USO DA ÁGUA NO MATOPIBA

3.1 A ÁGUA NO MATOPIBA

A bacia hidrográfica é definida como uma unidade territorial de planejamento e gestão ambiental por constituir ecossistemas e elementos geossistêmicos adequados para a avaliação de impactos em uma perspectiva geográfica. Os impactos em foco são em grande parte os antrópicos, geradores de riscos ao equilíbrio e manutenção da qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Esses impactos são dependentes de variáveis relacionadas com aspectos físicos como o uso e manejo do solo, condições climáticas e aspectos geomorfológicos característicos de uma bacia (PESSOA; FAÇANHA, 2016).

Delimitar bacias hidrográficas é de extrema importância para uma gestão e intervenção mais eficiente por parte do Estado, como defendido pela Política Nacional de Recursos Hídricos. A delimitação facilita tanto ao poder público como à sociedade civil, uma maior capacidade de organização e direcionamento dos recursos, reconhecimento das demandas específicas e melhor formulação de políticas públicas no setor hídrico (ALBUQUERQUE, 2012).

Quatro bacias hidrográficas compõem o MATOPIBA: Bacia do Rio Tocantins, Bacia do Atlântico, Bacia do Parnaíba, Bacia do Rio São Francisco. Os mais importantes rios da região são o Tocantins, Araguaia, Parnaíba, São Francisco, Itapicuru, Gurupi, Pindaré e Mearim². Dessa maneira, a delimitação do MATOPIBA deve levar em conta as bacias hidrográficas no seu planejamento estratégico, uma vez que a ocupação e expansão agrícola altera o uso e cobertura das terras, junto da dinâmica hídrica da região (GARCIA; FILHO, 2018).

Por ser uma nova fronteira agrícola, e pela proximidade ao semiárido do Nordeste brasileiro, a dinâmica hídrica no MATOPIBA é amplamente discutida e destacada em relação à região vizinha, onde a precipitação é muito menor (Figura 4). A escassez de água é um problema ainda não solucionado e embora as iniciativas

² Por motivos de gestão estratégica dos recursos hídricos, também foram definidas regiões hidrográficas, sendo essas a do Atlântico Nordeste Ocidental, Parnaíba, São Francisco e Tocantins-Araguaia (MIRANDA; MAGALHÃES; CARVALHO, 2014).

governamentais ao longo de décadas, o semiárido nordestino ainda enfrenta o problema. O Semiárido é caracterizado por um regime de precipitação irregular, apresentando fatores climáticos e geológicos que não facilitam a renovação das reservas hídricas e assim a qualidade das águas (VIEIRA, 2010).

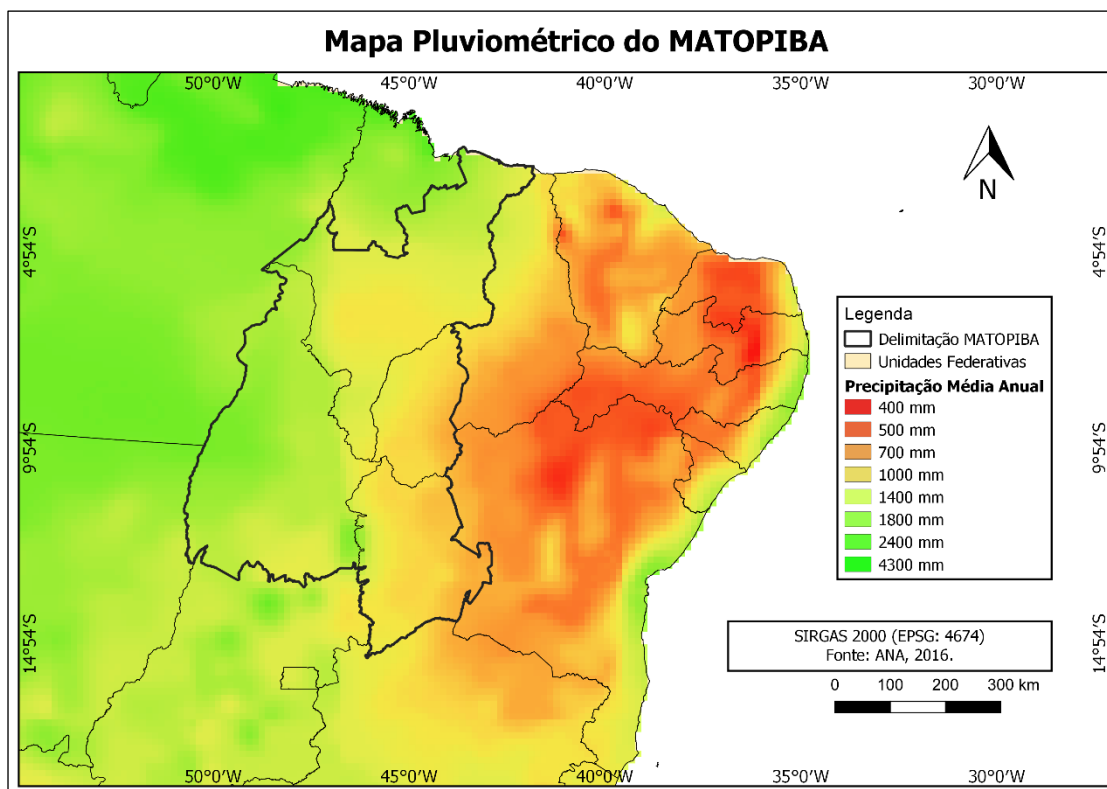


Figura 4 - Mapa pluviométrico do MATOPIBA e regiões vizinhas

Fonte: Elaborado pela autora com base em (ANA, 2016), 2019.

Esse cenário faz com que o MATOPIBA seja atraente para o desenvolvimento de uma nova fronteira agrícola no país. Incerteza quanto à qualidade e disponibilidade das águas incita incerteza na tomada de decisões políticas, ainda mais relacionadas ao desenvolvimento agropecuário e socioeconômico. O semiárido brasileiro mostra-se uma região menos adequada para uma fronteira agrícola também devido a potenciais conflitos sobre o uso da água. Em áreas de escassez, seja pelo aumento da demanda ou em consequência da instabilidade climática, conflitos pelo uso dos recursos hídricos tendem a crescer.

Dessa maneira, as medidas de planejamento e gestão de recursos hídricos da região procuram atender prioritariamente a população de forma duradoura, exigindo

melhores soluções para o monitoramento e gerenciamento melhor da água entre as partes interessadas. O monitoramento em uma bacia não se resume apenas a verificação dos padrões legais da qualidade de água estão sendo obedecidos, mas também em responder o que está sendo alterado e o porquê dessas estarem decorrendo, e assim definir e executar medidas para evitar a perda qualitativa de recursos hídricos já escassos (AZEVEDO, 2012).

A região abrangida pelo MATOPIBA possui uma disponibilidade hídrica diversificada. As cidades das microrregiões baianas que se situam próximas ao Rio São Francisco apresentam maior disponibilidade hídrica. O mesmo ocorre com as cidades tocantinenses que se localizam perto do Rio Tocantins. No Maranhão, as cidades que apresentam melhor situação hídrica são as situadas perto do Rio Itapecuru, enquanto as outras apresentam situação regular. No Piauí, o Rio Parnaíba é de extrema importância para a manutenção hídrica (GISELE et al., 2018).

Logo, o estudo sobre a disponibilidade e a demanda per capita por água no MATOPIBA não pode discutir apenas a demanda presente, mas também a demanda futura de acesso à água ao longo da expectativa de vida de uma população jovem atual. Conseqüentemente, a segurança hídrica deve ser incluída nas estratégias de conservação dos recursos hídricos, a fim de mitigar a falta de água atual e provável em certas regiões, a escassez definida pelo desequilíbrio entre abastecimento e disponibilidade. E por último, o estresse hídrico causado pelo conflito (ou conflitos) sobre os usos competitivos (FUNCEME, 2008).

3.2 O USO DA ÁGUA NO MATOPIBA

Para entender o uso de água no MATOPIBA, é necessário compreender a dinâmica de consumo hídrico no Brasil. A série histórica dos Estoques de Água do Brasil, baseada entre o período de 2013 e 2015 avalia simultaneamente dados das captações e retiradas, junto dos fluxos de águas e os estoques de recursos hídricos, incluindo águas superficiais, subterrâneas e água no solo, encontrados no meio ambiente. O objetivo dessa série histórica é expor um panorama sobre a relação entre a dinâmica dos estoques de recursos hídricos e os usos da água no período apontado, analisando a evolução temporal da série para destacar as principais adições, subtrações e balanço dos estoques de ativos observados.

Os maiores volumes em relação à adição de estoque anuais são destinados a água do solo, ou seja, a parcela da água que é estocada em horizontes superiores do solo, também as zonas mais próximas da superfície, transmitindo a água para a atmosfera via. As entradas de água no solo são consideradas como a parte oriunda da precipitação que não recai diretamente sobre os rios, riachos, reservatórios artificiais e lagos. As adições ao estoque de água do solo possuem relação direta com o volume precipitado anual, representando aproximadamente 50% dos volumes totais adicionados aos estoques de recursos hídricos no país (ANA; IBGE, 2018).

Adições ao estoque de águas superficiais envolvem não apenas a precipitação nos corpos hídricos citados, mas também vazões de retorno proveniente das interações entre economia e meio ambiente, junto das entradas de vazões de territórios a montante e outros recursos. Essas vazões de retorno representam cerca de 30% das adições totais ao estoque superficiais, relacionado às vazões turbinadas, usadas para a geração de energia qual retornam plenamente aos corpos hídricos superficiais de onde foram retiradas. Aproximadamente 80% das vazões utilizadas por atividades econômicas regressam a rios e riachos, enquanto as vazões remanescentes retornam a lagos e reservatórios artificiais. Em torno de 20% das vazões adicionadas aos estoques do Brasil são relacionadas às entradas de outros países a montante, valor de 2,6 e 3,1 milhões de hm³/ano para o ano de 2013 e 2015, nesta ordem. Enfim, 50% das entradas originam-se de outros recursos do território brasileiro, como fluxos naturais e artificiais (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; IBGE, 2018).

Nas subtrações dos estoques, os maiores volumes relacionam-se com as subtrações de água do solo destinadas a saídas para outros recursos da região, como as águas subterrâneas, e perdas por evaporação e evapotranspiração. Já as subtrações das águas superficiais consideram as captações da economia nos recursos hídricos superficiais, junto das perdas por evaporação e evapotranspiração, mais as saídas de fluxos do território para territórios a jusante e ao mar. As captações em 2014 corresponderam a um mínimo de 23% das subtrações dos estoques superficiais até 25% em 2015, cerca de 3,0 milhões de hm³ e 3,1 milhões de hm³, respectivamente.

As maiores subtrações concentram-se nos fluxos diretos ao mar, ponderando a drenagem brasileira, de padrão exorreico. Para o ano de 2013 a 2015 essas subtrações representaram um percentual próximo de 70% das subtrações totais. O balanço entre entradas e saídas para o mesmo período no Brasil entre o uso da água e interações econômicas e ambientais foi positivo. Os menores valores de estoques para o país foram

apontados em 2015, devido à escassez hídrica ocorrida nas bacias hidrográficas do Sudeste e Semiárido brasileiro. Os balanços finais das águas superficiais apresentaram uma queda, também para o mesmo período (ANA; IBGE, 2018).

As parcelas de uso da água podem ser separadas em retirada, consumo e retorno. A primeira classe indica a água total captada para certa demanda, como a abastecimento urbano, a título de exemplo. O retorno descreve a parcela da água retirada que retorna aos corpos hídricos, como os esgotos decorrentes do uso da água para o abastecimento urbano. O consumo concerne-se à água retirada que não retorna diretamente aos corpos hídricos superficiais e subterrâneos. De modo sucinto, é a diferença entre a retirada e o retorno da água. A retirada da água para o abastecimento subtraindo a água que retorna como esgoto é considerado consumo (ANA; MMA, 2018).

Em 2015, o consumo total de água, definido pela água utilizada menos a água retorna ao meio ambiente foi de 30,6 mil hm³. As atividades econômicas que mais demandaram água nesse período foram a irrigação agrícola, o abastecimento urbano e o setor industrial (Figura 5). O retorno total da água para o meio ambiente ocorre pela atividade de água e esgoto ou é lançado diretamente por agentes e atividades econômicas que demandam o recurso. No ano citado, o retorno foi de 3,2 milhões hm³. Omitindo a água utilizada para geração de eletricidade e gás, setor caracterizado predominantemente pelo uso não consuntivo, e águas pluviais, obtém-se um retorno total de 27,0 mil hm³. Desse retorno 25,6% ocorreu pelos sistemas de água e esgoto, enquanto 74,4% foi lançado diretamente no meio ambiente (IBGE; MMA; ANA, 2018).

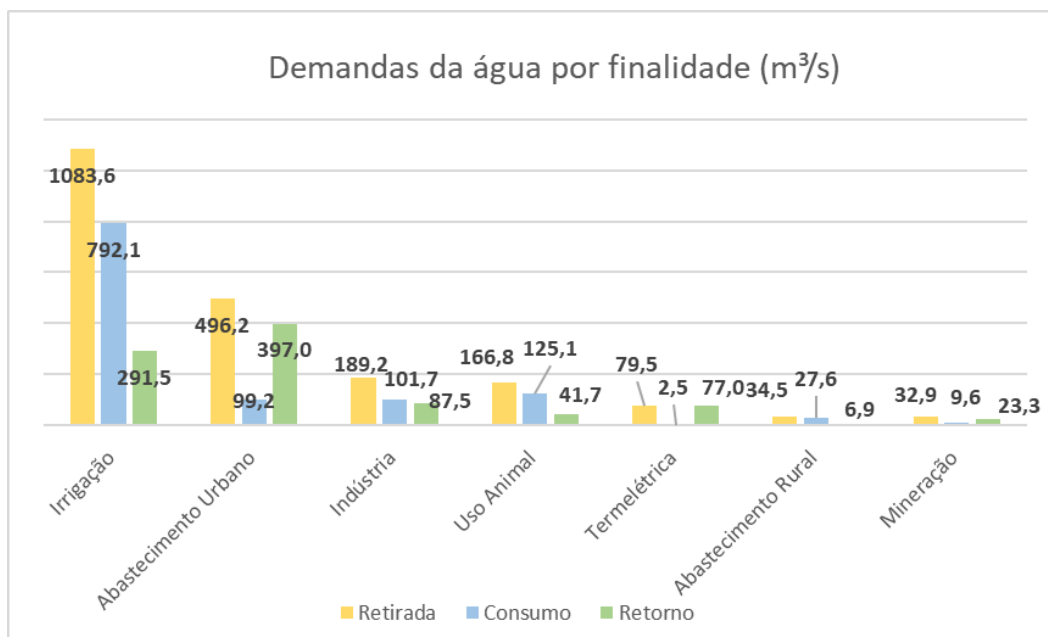


Figura 5 – Balanço do consumo hídrico por setor

Fonte: Elaborada pela autora com base em (ANA; IBGE, 2018).

As grandes demandas hídricas por setor têm gerado a depleção dos estoques de águas tanto superficiais como subterrâneas, impactando não só a disponibilidade dos estoques existentes, mas também sua qualidade (FUNCEME, 2008). Sabido como o setor agropecuário é o maior demandante por recursos hídricos, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO, constata que em 2006, 70% do consumo da água são atribuídos ao setor agrícola, aproximadamente 20% para o setor industrial e 10% para o consumo residencial (GODOY; LIMA, 2008). Sendo a agricultura a maior consumidora, a escassez hídrica pode afetar inúmeros tipos de cultivos, principalmente a soja (SILVA et al., 2017).

A proteção dos recursos hídricos é de grande relevância para a sustentabilidade da agricultura. Nesse quesito, o acompanhamento não só da disponibilidade, mas também da qualidade da água é fundamental. Foram identificadas áreas do MATOPIBA, especificamente no bioma Cerrado, em que o lençol freático é mais suscetível à contaminação microbiana e por agroquímicos. O oeste da Bahia e o centro-norte do Tocantins são algumas dessas áreas. A identificação de áreas subsidiam o adequado planejamento territorial das atividades agrícolas com potencial para contaminar lençóis freáticos, minorando futuros impactos negativos e monitorando a qualidade das águas subterrâneas (SPADOTTO; MINGOTI, 2017).

A qualidade da água também é considerada indicador limitante de sua disponibilidade, e regiões de maior produtividade de soja no MATOPIBA são potencialmente poluidoras dos recursos hídricos. Os insumos agrícolas utilizados como agrotóxicos e fertilizantes são comprovadamente nocivos ao meio ambiente, logo, aos corpos hídricos. O uso desses pode ser um indicador de risco à qualidade de rios, lagos, reservatórios e aquíferos subterrâneos (IBGE, 2004). Por isso, a avaliação mais detalhada da qualidade dos corpos hídricos de bacias é crucial. A degradação da qualidade hídrica é causada principalmente pelo lançamento de efluentes nos rios, reservatórios e lagos, acarretando um aumento do fenômeno de eutrofização e diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, indicador diretamente relacionado com a qualidade do meio para seres vivos. Além, a carência de oxigênio induz processos de degradação da matéria orgânica de modo anaeróbio, revertendo-se em maior eliminação de gases como o metano e sulfídrico, tornando a água inadequada até para o uso doméstico (MMA, 2006).

A atividade agropecuária que se expande na fronteira MATOPIBA representa esse risco à qualidade dos corpos hídricos, caso mal manejada. Foi observado em rios da Bacia Hidrográfica do Parnaíba, crescente assoreamento nos rios Parnaíba, Canindé, Poti e Longa, explicado por práticas inadequadas relacionadas ao manejo do solo. O demasiado uso de insumos agrícolas como fertilizantes e agrotóxicos idem prejudicam a qualidade da água. Esses insumos tornam-se sérios poluidores de águas conservadas em lagos e reservatórios da região, quando não há o controle e fiscalização de sua utilização. A cooperação entre os segmentos da gestão de recursos hídricos e atores do segmento agrícola define-se como essencial para manter a qualidade tanto dos corpos hídricos como do solo usado para manejo agrícola, nessas situações (MMA, 2006).

A discussão sobre o consumo hídrico é cada vez mais recorrente em tempos de mudanças climáticas. Especialistas afirmam que para um aumento de 1°C na temperatura, acima de 10% da produção agrícola em áreas de menor risco climático, como o MATOPIBA, será perdida. O cenário torna-se ainda mais alarmante em previsões de aumento em 3°C, gerando perdas superiores a 40% (EMBRAPA, 2009).

3.3 A AGRICULTURA IRRIGADA NO MATOPIBA

As estimativas da Agência Nacional de Águas (ANA), para o balanço hídrico brasileiro revelam que áreas agrícolas do MATOPIBA apresentam criticidade

qualitativa, quantitativa e quali-quantitativa. Apesar da dominância da criticidade satisfatória, o alerta em relação à disponibilidade hídrica perdura. Esse alerta é essencial devido a mudanças na ocupação e uso do solo, avanço da irrigação e principalmente em épocas de discussão sobre mudanças climáticas. Todos os tópicos afetam diretamente o regime de chuvas da região, e assim a disponibilidade hídrica (GARCIA; FILHO, 2018).

Em termos de quantidade de água utilizada, o principal uso no Brasil é para a irrigação. Essa prática agrícola consiste no conjunto de equipamentos e técnicas usadas para reduzir a deficiência total ou parcial de água para os cultivos. Essa varia de acordo com a necessidade de cada planta, junto de aspectos físicos como pedologia, relevo, clima, entre outras variáveis. A irrigação diferencia o cenário agrícola por viabilizar uma suplementação do regime de chuvas, permitindo que regiões de maior déficit e escassez hídrica possuam uma maior produtividade agrícola ao longo do ano (ANA; MMA, 2018).

Inúmeras regiões no MATOPIBA vêm sendo consideradas para a expansão da agricultura irrigada, a fim de reduzir a dependência em agricultura de sequeiro. Embora os solos de textura arenosa e arenosa-média característicos da região sejam apontados como não apropriados para a plantação de grãos, a estiagem dura de quatro a seis meses, junto de extensas áreas com baixa declividade, o que possibilita a mecanização agrícola (LANDAU; GUIMARÃES; SOUZA, 2014). A agricultura irrigada permite que o teor de umidade do solo continue apropriado para o crescimento de plantas, mesmo em períodos de estiagem. Assim, a produtividade de diversas culturas agrícolas torna-se maior ao longo de todo o período anual (SETTI et al., 2001).

Uma das dificuldades para a irrigação agrícola é a grande demanda de volume d'água e energia para sua adoção. A maior parte dessa captação origina-se de mananciais, demonstrando a importância de estratégias que considerem as limitações ligadas à disponibilidade, qualidade e conflitos de uso dos recursos hídricos ao expandir as áreas de irrigação agrícola (LANDAU; GUIMARÃES; SOUZA, 2014). Esses custos ambientais devem ser incorporados aos estudos sobre o avanço da Fronteira Agrícola e sua irrigação, principalmente quando o uso desenfreado da água pode piorar a própria qualidade da produção. O conceito de disponibilidade hídrica é primordial nesses estudos, onde as mudanças no uso e cobertura da terra, junto do aumento da demanda hídrica são constantes. A implementação de sistemas de irrigação torna-se fracassada em um ambiente sem a disponibilidade hídrica necessária (GARCIA; FILHO, 2018).

A área cultivada com sistemas de irrigação no MATOPIBA é estimada em 211 mil hectares, abrangendo 11,5 mil estabelecimentos. O uso de sistemas de irrigação através de pivôs centrais ainda é relativamente pequeno, predominando o sistema de sequeiro. Na região foram demarcados 1.401 pivôs centrais, abrangendo uma área irrigada de 138.097,01 ha.

A maior quantidade desses encontra-se nas microrregiões baianas, 1.231. O sul do estado do Maranhão possui 83 pivôs, enquanto o Tocantins apresenta 68. O Piauí possui o menor número: 19 pivôs centrais no sudoeste do estado. Os municípios com maior área relativa ocupada por pivôs são os baianos Barreiras com 4,40%, Luís Eduardo Magalhães com 3,72%, São Desidério com 2,26%, São Félix do Coribe com 2,18% e o município tocantinense Pedro Afonso com 2,03%. Nos outros Estados, os municípios com maior área relativa irrigada foram: Guadalupe com 0,41% e Riachão com 0,28%, localizados no Piauí e Maranhão, respectivamente.

Em termos de bacias hidrográficas, mais de 90% das áreas irrigadas por pivôs centrais da Região concentram-se na Bacia do Médio São Francisco, enquanto 5,63% localiza-se na Bacia do Tocantins, e 3,40% na Bacia do Alto Parnaíba (LANDAU; GUIMARÃES; SOUZA, 2014).

A maior quantidade de pivôs centrais, cerca de 96,03%, está concentrada nas áreas de clima quente semiúmido, onde a temperatura média mensal supera 18°C, e estiagens duram de quatro a cinco meses. O restante 3,97% estão instalados em na região de clima semiárido do MATOPIBA, que embora possua a mesma temperatura média mensal superior que 18°C, a escassez hídrica é maior: as estiagens duram de seis a oito meses. 74,79% dos pivôs centrais são instalados em latossolos amarelos distróficos de textura média. 10,73% ocorrem sobre gleissolos háplicos distróficos com argila de atividade baixa e textura arenosa, 4,85% sobre neossolos quartzarênicos de textura arenosa, 3,33% sobre neossolos litólicos distróficos, e menos do que 2% sobre outros tipos de solos (LANDAU; PEREIRA; SOUSA, 2014).

A disponibilidade hídrica é, porém, ainda a restrição de maior preocupação. Apesar do papel de pivôs centrais na agricultura desenvolvida em algumas das microrregiões, o uso dessa alternativa esbarra depara-se com disponibilidade hídrica natural, e a demanda hídrica exigida para seu funcionamento eficiente. A irrigação agrícola pode triplicar a produtividade de um plantio, quando feita de forma eficiente. A irrigação mal manejada pode gerar graves danos ambientais, como o consumo

demasiado e contaminação dos recursos hídricos de uma região, salinização e erosão do solo, assoreamento de corpos hídricos entre outros (FAGANELLO, 2007).

A irrigação agrícola existente possui vários métodos que variam em eficiência, de acordo com múltiplos fatores, o manejo da irrigação sendo um dos mais essenciais. Porém, não é possível afirmar que um método é mais eficiente que outro por ser mais eficiente em termos de uso e aplicação da água. Os métodos possuem vantagens e desvantagens, quais devem ser contextualizadas conforme as características físicas e socioeconômicas da região a ser instaurada a irrigação. Levado isso em conta, a eficiência da irrigação agrícola pode diferir de 40 a 90%, dependendo do método escolhido (FAGANELLO, 2007).

O método de menor custo e de maior eficiência de manejo é a irrigação por superfície. Contudo, em áreas de escassez hídrica, onde não há uma aplicação de água uniforme, e falta de controle sobre o total infiltrado, a eficiência é reduzida em 40% a 60%. O excesso de irrigação por superfícies provoca perdas de água por percolação e de nutrientes por lixiviação, falhas de afloramento do lençol freático, gerando salinização do solo e por conseguinte baixa produtividade do plantio. Destarte, a irrigação por superfície não é recomendada para bacias impactadas, em que há conflitos relacionado à demanda da água. Irrigantes devem ser estimulados a aplicarem técnicas de irrigação que utilizem menor volume de água e conduzam menos nutrientes para os corpos hídricos, a fim de solucionar o problema (FAGANELLO, 2007).

Outro método é a irrigação por aspersão, muito usado por possuir eficiência de uso de 65% a 85% da água retirada do corpo hídrico, em que as perdas se resumem a evaporação, percolação e deriva. Essas perdas podem variar de valores quase nulos, em irrigações noturnas, para 35% do total aplicado em irrigações ao longo do dia, principalmente em condições de fortes ventos. Porém, em amplos projetos de irrigação caracterizados pela rotação hídrica, que consiste em maiores vazões por certo tempo para cada proprietário, métodos de irrigação por superfície são melhor adaptados. Em casos de distribuição contínua, com menores vazões, o método de irrigação por aspersão é o mais eficiente (BERNARDO apud FAGANELLO, 2007).

Há também a irrigação localizada. Sua maior característica consiste na maior distribuição de água em pequenas doses e em elevada frequência, diretamente no pé do plantio. Embora possua eficiência de uso da água de 90% a 95%, a irrigação localizada necessita de alto investimento. Na economia, maximizar a eficiência não necessariamente resulta em maior lucro, já que o aumento dos custos iniciais e

operacionais é geralmente relativo ao aumento na uniformidade da irrigação. Em cenários quais a disponibilidade, qualidade e custo hídrico não são restringidos por fatores de energia e aplicação de fertilizantes, máximo lucro pode ser obtido com menor uniformidade (FRIZZONE, 1992).

4. REVISÃO DE MÉTODOS DE VALORAÇÃO RELACIONADOS À ÁGUA

4.1 VALORAÇÃO ECONÔMICA: UMA VISÃO GERAL

Quando o impacto ambiental é demasiado, uma visão mais complexa precisa ser tomada da estrutura do mercado, suas elasticidades e respostas de oferta e demanda. Os comportamentos do consumidor e do produtor precisam ser introduzidos na análise, uma vez que podem alterar-se em resposta às mudanças no meio ambiente. Avaliar a magnitude de impactos e danos ambientais não é uma tarefa simples. É necessário identificar as categorias afetadas, estimar a relação física entre as emissões de poluentes e os danos causados, junto das respostas pelas partes afetadas evitando ou mitigando alguma parte do dano, a fim de colocar um valor monetário sobre os danos físicos (TIETENBERG; LEWIS, 2015).

Para estimar-se o valor econômico de recursos naturais, métodos de valoração econômica são aplicados. Métodos esses que usam dos preços de mercado ou o serviço privado, para que benefícios e custos ambientais das variações do estoque desses recursos sejam calculados. É estimado indiretamente com base no preço dos recursos privados, assumindo que esses não são alterados perante tais variações, os valores econômicos dos recursos naturais cuja variação está sendo analisada. Logo, o valor do recurso natural será determinado através de estimativas do valor deste quanto a outros serviços e bens disponíveis na economia, e como o consumo modifica o nível de bem-estar da sociedade (SOARES, 2002).

A valoração econômica ambiental é guiada pela teoria do bem-estar do consumidor. Essa afirma que os indivíduos de uma sociedade seguem o princípio da racionalidade econômica, decidindo por opções que maximizem a utilidade do consumo de um bem e serviços. O conceito de utilidade é descrito como a satisfação individual propiciada pelo consumo de determinada quantidade de bens, qual é reduzida conforme maiores quantidades são consumidas. Logo, o valor econômico total é influenciada por cinco fatores: renda e nível cultura do indivíduo; existência de bens substitutos; nível tecnológico existentes; a existência de usos concorrentes ou não; disponibilidade de informação sobre o comportamento do sistema e a interação entre as unidades geográficas (CARDOSO, 2002).

Os métodos de valoração devem ser capazes de diferenciar as parcelas do valor econômico do recurso ambiental. Dessa maneira, todos os métodos visam determinar o nível do bem-estar dos indivíduos de uma sociedade de acordo com a mudança da disponibilidade de bens e serviços ambientais, seja pela sua utilização ou não. Porém, cada método possui determinadas restrições, que variam em grau de sofisticação e processamento de dados. Para que o valor econômico seja estimado da maneira mais apropriada possível, a contextualização do caso e recursos envolvidos é fundamental (DA MOTTA, 1997).

A valoração econômica dos recursos e bens ambientais como o recurso em estudo neste trabalho é de interesse fundamental para a formulação de políticas públicas apropriadas. Quando a água representa um bem privado ou público misto, utiliza-se a avaliação a partir de um mercado real, podendo-se utilizar preços reais de mercado ou preços corrigidos, considerando-se subsídios, impostos e externalidades. Valores econômicos de bens não comercializados como os recursos hídricos chamam a atenção para a importância econômica do meio ambiente nas perspectivas de desenvolvimento

de um país e podem fornecer orientação em inúmeros contextos, como: implementação de melhores mecanismos de conservação; aumento da consciência pública e política da importância ambiental; tomadas de decisões relacionadas ao uso e ocupação da terra; mecanismos para captura de investimentos em setores ambientais, entre outros (BANN, 2002)

Para identificar os valores econômicos de bens ambientais, os métodos e abordagens mais reconhecidos são divididos em dois grupos: métodos de Função Demanda e métodos de Função de Produção. No primeiro grupo destacam-se o Método de Valoração Contingente, Método de Custos de Viagem, Métodos de Preços Hedônicos. No segundo, o Método de Função de Produção Clássica, também conhecido como Método Dose-Resposta, Método dos Custos de Reposição, e Método Custo de Oportunidade são os mais reconhecidos e utilizados (CARDOSO, 2002).

4.2 MÉTODOS DE FUNÇÃO DEMANDA

Os métodos mais reconhecidos que fazem uso da função de demanda são o Método de Valoração de Contingente, junto dos métodos de bens complementares, divididos em Preços Hedônicos e Custos de Viagem. Esses três admitem que o recurso natural possui oferta variável, alterando a disposição a pagar (DAP) ou aceitar dos indivíduos sobre o determinado recurso ou seu bem privado complementar (DA MOTTA, 1997).

De modo mais específico, os valores econômicos através dessa abordagem são calculados diretamente baseados em funções de demanda pelos recursos ambientais, quais são derivadas de mercados de bens ou serviços privados complementares ao recurso ambiental, junto de mercados hipotéticos formulados para o estudo do recurso ambiental em questão. Através das funções de demanda, os métodos então captam a disposição a pagar ou aceitar dos indivíduos e como essa altera-se de acordo com a disponibilidade do recurso ou bem ambiental. Logo, obtém-se as variações do nível de bem-estar pelo excesso de satisfação que o indivíduo possui ao pagar um preço menor pelo recurso do que estaria disposto. O excesso de satisfação é conceituado como excedente do consumidor que se altera frente às variações da disponibilidade do recurso ambiental, sendo seus benefícios e custos dados pela variação do excedente do consumidor medida pela função de demanda calculada para o determinado recurso (DA MOTTA, 1997).

O Método Custos de Viagem, a título de exemplo, discorre sobre os benefícios oriundos de parques nacionais, através da demanda por esses. As funções demandas, e assim benefícios, são estimados através dos custos de viagem de indivíduos para certo parque, identificando a disposição a pagar (DA MOTTA, 1997). Presume-se que os custos de viagem para um local podem ser considerados como um proxy para o valor do ativo ambiental não comercializável. Duas perspectivas são possíveis: Modelos de custo de viagem simples tentam estimar o número de viagens realizadas a um ou vários locais por determinado período de tempo, como o período de férias da região; e modelos de utilidade aleatória que consideram a decisão específica de visitar um local recreativo, em caso afirmativo, qual dos (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

O Método de Valoração Contingente (MVC) está entre as técnicas mais usadas para identificar valores de bens e de serviços ambientais sem valor de mercado. Esse método, aplicado através de entrevistas individuais, revela as preferências dos agentes econômicos por um bem ou serviço ambiental, captando a DAP para garantir um benefício ou a disposição a aceitar (DAC) para incorrer em um malefício. O MVC fundamenta-se em que indivíduos ou agentes econômicos possuem diferentes graus de preferência por um bem ou serviço ambiental, que pode ser calculada quando esses pagam pelos ativos ambientais. O método em questão afere uma medida monetária derivada das entrevistas, quais refletem as preferências dos agentes, relativas à variação na qualidade dos ativos ambientais (SILVA; LIMA, 2006).

O último dos métodos de Função Demanda é o Método de Preços Hedônicos (MPH). Esse método de valoração identifica atributos ou características de um bem privado que seja complementar a bens ou serviços ambientais a fim de estimar o preço implícito do atributo ambiental em questão no preço de mercado, como o odor de uma região. O MPH é geralmente utilizado na valoração ambiental relacionada aos preços de imóveis, que possuem diferenciados atributos ambientais, como a qualidade de ar citada ou a proximidade de uma fazenda a um corpo hídrico. Quando valorados pelos agentes econômicos, a DAP por esses atributos é refletida na diferença de preços dos imóveis, impactados pelos diferentes níveis dos atributos ambientais (DA MOTTA, 1997).

4.3 MÉTODOS DE FUNÇÃO DE PRODUÇÃO

Os métodos de função de produção, por outro lado, não levam em conta a curva de demanda na valoração do dano ambiental. Esse é estimado através da variação da produtividade no sistema produtivo que usa de recursos ambientais como insumos ou substitutos de bens e serviços privados (CASTRO; NOGUEIRA, 2019). Logo, os métodos desse grupo possuem como base os preços de mercado para indicar o valor econômico do recurso ambiental, e os benefícios e custos da variação de sua disponibilidade para a sociedade (DA MOTTA, 1997).

Quatro fatores fazem parte da produção de um bem: o capital, os recursos naturais, como matérias primas, mão de obra e inovações tecnológicas (MUELLER, 2007). Os fatores de produção ou insumos são definidos como qualquer bem ou serviço que participa na produção de um artigo de maior valor agregado. Insumos podem ser separados em quatro classificações: insumos produzidos, insumos não produzidos, e em relação à unidade de tempo, sendo eles variáveis ou fixos. Insumos produzidos são matérias-primas já processadas, como o óleo diesel, ferro, plásticos entre outros. Os insumos não produzidos têm como exemplo a mão de obra, a terra necessária para o desenvolvimento do processo produtivo, e a capacidade empresarial. Já os insumos variáveis podem ter sua disponibilidade alterada durante e na expansão do processo produtivo, enquanto os fixos não (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

Ao longo do processo produtivo, diversos insumos são convertidos em produtos. A função de produção é a relação matemática que expressa o máximo nível de produção em determinada unidade de tempo y , oriundo de determinadas quantidades do insumo n (Fórmula 2) (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

$$Y = F(X_1, X_2 \dots X_n) \quad (2)$$

A função de produção aplicada à valoração considera o valor do recurso ambiental com base em sua contribuição sendo um insumo ou fator na produção do agente econômico (input) de outro bem ou produto (output) (POMPERMAYER, 2012). Os valores econômicos são indiretamente calculados de acordo com a variação da disponibilidade do bem ambiental em questão. Dessa maneira, os métodos de função de produção dividem-se em duas variantes: o método da produtividade marginal e método dos bens substitutos (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

Para melhor explicar a função de produção e suas abordagens, Mäler (1991) e Barbier (1994) e supõem a função ecológica de uma floresta tropical relacionada ao

apoio à pesca a jusante (Fórmula 3), incluindo a área para garantir um fluxo regular de água limpa em as áreas de desova de peixes e viveiros de alevinos. A área de floresta na bacia hidrográfica (S) pode, portanto, ter uma influência direta na captura de algumas espécies de peixes dependentes da área, Q, que é independente dos insumos padrão da pesca comercial, $X_1 \dots X_n$. Incluir a área da bacia hidrográfica como um determinante da pesca pode, portanto, capturar algum elemento da contribuição econômica da função ecológica.

$$Q = F(X_1 \dots X_n, S) \quad (3)$$

Quando a produção, Q, é mensurável, e ou existe um preço de mercado para essa saída ou uma pode ser imputada, determinar o valor marginal do recurso é relativamente simples. Se Q não pode ser medido diretamente, um substituto comercializado deve ser encontrado, ou possível complementaridade ou substituíbilidade entre S e um ou mais dos outros insumos (comercializados), os insumos expressos em $X_1 \dots X_n$ devem ser especificados explicitamente. Embora todas essas aplicações requeiram um conhecimento detalhado dos efeitos físicos na produção de mudanças no recurso das áreas úmidas S e seus serviços ambientais, as aplicações que assumem complementaridade ou substituíbilidade entre o recurso e outros insumos são particularmente estritas nas informações requeridas nas relações físicas em produção.

Claramente, é necessária cooperação entre economistas, ecologistas e outros pesquisadores para determinar a natureza precisa dessas relações, e então uma estimativa robusta do valor econômico obtido pelos métodos de Função de Produção (MÄLER, 1991).

A estimativa robusta da função de produção possui forte apelo intuitivo e prático, fazendo com que seja usada frequentemente em regiões em desenvolvimento para estimar as funções indiretas dos ecossistemas. É também amplamente usada em contextos desde avaliação do desmatamento, impacto do desmatamento na erosão do solo, produção e qualidade da água, até o específico impacto da perda de área de mangue na produtividade dos peixes (BARBIER, 1994).

4.3.1 MÉTODO CUSTO DE OPORTUNIDADE

Os métodos de custos em custos avaliam quanto as diferentes medidas custam para assegurar a manutenção dos benefícios fornecidos por bens ou serviços ambientais. Essas estimativas de custo são então usadas como proxies para o benefício ambiental

não relacionado ao mercado em questão. As abordagens de avaliação baseadas em custos incluem: abordagens baseadas em custos de oportunidade; abordagens que medem os valores ambientais examinando os custos de reprodução do nível original de benefícios (por exemplo, os métodos de substituição, restauração e custo de realocação) (BANN, 2002).

O MCO baseia-se no conceito de custo oportunidade, definido no contexto como o máximo valor que pode ser recebido pelo consumo de um recurso natural. Esse máximo valor é estimado através do valor da área caso fosse utilizada para outro fim, seja econômico, social ou ambiental (MAY, 2010). Que são calculados ao medir-se os benefícios anteriores ao uso do mesmo recurso para outros objetivos. Em suma, o método estima o valor em escolher a proteção, e não o desmatamento (MARKANDYA, 2002). À título de exemplo, o custo de um parque florestal é estimado pelo valor da extração de madeira e da exploração pecuária que seria desenvolvida na mesma região caso não houvesse a delimitação de um parque, qual restringe a atividade produtiva (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

A aplicação de custos de oportunidade na valoração é usada principalmente em tomadas de decisão relacionada a projetos de desenvolvimento, propostos com benefícios líquidos positivos, sem a preservação dos recursos ambientais ou alternativos a essa preservação. Ao se escolher a primeira opção no MCO, é implicitamente assumido que os benefícios da alternativa de preservação são pelo menos iguais aos benefícios concedidos. Essa abordagem deve considerar cuidadosamente os valores econômicos de opção e existência, bem como os impactos irreversíveis do projeto de desenvolvimento. O MCO é uma técnica muito útil quando os benefícios de certos usos, como preservação, proteção de habitats, locais históricos ou culturais, não podem ser diretamente estimados (MARKANDYA, 2002).

4.3.2 MÉTODO CUSTO DE REPOSIÇÃO

O Método Custo de Reposição (MCR) fundamenta-se no conceito de custo de reposição: custo considerado quando é necessário recuperar um bem ou serviço ambiental degradado. Todavia, os custos reais do dano podem ser menores ou maiores do que os custos mínimos identificados para a recuperação. O método em questão é utilizado principalmente em contextos de restrição de sustentabilidade, ou seja, quais uma determinada unidade populacional de ativos deve manter-se intacta

(MUNASINGHE, 1992). A título de exemplo são os custos oriundos de reflorestamento em áreas desmatadas, para que o estoque de madeira seja mantido e o nível de produção não seja afetado. Custos de reposição para fertilizantes em solos degradados para manter a produtividade agrícola em um região é também um exemplo (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

O método em questão que é também nomeado como Custo Substituição, Custo Restituição, ou Custo Alternativo refere-se ao custo dos substitutos disponíveis para o serviço ou preço em geral sem preço (JACOBS, 1995). O bem sem preço pode ser um bem para o consumidor, como parques, ou um fator de entrada, a forragem sem preço que substitua o sorgo no gado, por exemplo. Em ambos os casos, se os dois substitutos fornecerem um serviço idêntico, o valor do bem sem preço é o custo poupado de usar o substituto. A validade desta abordagem depende de três condições principais sendo mantidas: que o substituto possa fornecer exatamente a mesma função do bem ou serviço substituído; o substituto é, na verdade, a alternativa de menor custo; a evidência indica uma demanda real pelo substituto. Deve-se notar, no entanto, que muitas vezes os recursos naturais e o meio ambiente também fornecem outros serviços além daqueles que substituem o bem ou serviço comercializado. Nesse caso, o custo substituto deve ser considerado como um limite inferior do valor do ativo ambiental (MARKANDYA, 2002).

No setor de recursos hídricos, as avaliações a partir de um mercado de substituição são empregadas quando a água representa um bem público puro ou misto (casos de recreação, evacuação de cheias, entre outros). Essas avaliações geralmente envolvem estudos de mercado imobiliário e custos de trajeto (delimitados pelo Método dos Preços Hedônicos e Método dos Custos de Viagem, respectivamente).

4.3.3. MÉTODO CUSTOS EVITADOS

O terceiro método que compõem os métodos de Função de Produção é o Método Custos Evitados (MCE), também conhecido como Método de Gastos Preventivos, Gastos Defensivos e Comportamento Mitigatório, estima o valor do bem ou serviço ambiental tendo em vista as atividades defensivas que reduzam os impactos ambientais relacionados (CASTRO; NOGUEIRA, 2019). De modo mais específico, o valor é calculado com base nos custos gerados necessários para evitar certo dano ambiental. Logo, não se trata de um método de valoração direta do dano, e sim indireta,

pois avalia quanto se deve gastar para que o recurso ambiental se mantenha inalterado (YOUNG, 2015).

A premissa fundamental desse método é que os indivíduos estão dispostos a mudar seu comportamento e investir dinheiro para evitar consequências negativas da degradação ambiental ou aumento de risco. Sua aplicação é, então, limitada aos casos em que os serviços ambientais prestados têm influência direta sobre os indivíduos, quais cientes da degradação do ecossistema e do impacto antrópico nos serviços prestados, e que também eles podem tomar medidas defensivas para evitar ou reduzir os impactos negativos resultantes da degradação (LINARES; ROMERO, 2008).

4.3.4 MÉTODO DOSE-RESPOSTA

O último dos métodos de função de produção é o Método Dose-resposta (MDR) tem como objetivo avaliar e quantificar o valor de um bem natural, segundo o valor de perda de um insumo presente em sua função de produção ou de um produto da atividade produtiva acessível no mercado. Logo, o método almeja demonstrar uma conexão entre a disponibilidade de um recurso natural e a variação na produção do bem ou serviço de mercado. A valoração econômica através do método dose-resposta é geralmente usada quando é necessário saber sobre o efeito da disponibilidade de um recurso natural, ou poluente, em relação ao nível da atividade econômica (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

O MDR é amplamente usado para calcular o impacto no bem-estar da sociedade humana, devido à redução da qualidade ambiental de uma região. Sua aplicação é desde avaliações dos danos de poluição do ar e água, até casos específicos como impactos sobre a pesca. Diferentemente dos métodos que abordam a curva de demanda, esse método não se baseia nas preferências individuais dos agentes econômicos. Seu principal objetivo é explicitar e estimar economicamente a relação entre o mal uso de bens e recursos ambientais, junto da degradação ambiental (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

A lógica da função dose-resposta pode ser explicada através de uma empresa, que por sua atividade, impacta o meio ambiente. O método usa primeiramente valores de entrada de uma empresa, bens ambientais caracterizados como matéria prima, por exemplo. O impacto ambiental influencia os valores de entrada, afetando o preço da mercadoria na saída. A função dose-resposta demonstra o declínio produtivo ou aumento dos gastos, que será usada para então valorar o dano ambiental, indicando o

impacto da concentração de certo poluente na mudança de produtividade da empresa (ORTIZ, 2003).

A abordagem é mais apropriada em casos de mudança ambiental que causam diretamente um aumento ou uma diminuição na produção de um bem (ou serviço) ambiental comercializado; o efeito é claro e pode ser observado ou testado empiricamente; os mercados funcionam bem, de modo que o preço é considerado um apropriado indicador do valor econômico. Essas funções podem ser estimadas ou derivadas da literatura existente, mas idealmente são necessários estudos científicos especializados (BANN, 2002).

Especificar essas funções dose-resposta é a maior dificuldade do MDR. O efeito físico de uma mudança na qualidade ambiental e o impacto resultante do efeito físico sobre as atividades econômicas podem ser difíceis e intensivos em dados práticos, dificultando sua delimitação. Porém, o forte apelo intuitivo e prático torna o MDR popular entre os tomadores de decisão (BANN, 2002).

Logo, o Método Dose-resposta considera o impacto do uso de recursos naturais e degradação ambiental pela sociedade humana, indicando os custos sociais e financeiros que afetam diretamente o bem-estar do indivíduos (CASTRO; NOGUEIRA, 2019).

5. CÁLCULO DO VALOR DA ÁGUA

5.1 MÉTODOS DO CÁLCULO

A fim de calcular o consumo total de água utilizada na produção de soja no MATOPIBA baiano seguiu-se os passos abaixo:

A – A primeira etapa foi a identificação da área total de produção de soja no MATOPIBA baiano. Foram identificados uma área de foi 1.599.300 hectares baseado nos Resultados da Safra 2017/18 divulgado pela CONAB (CONAB, 2019b).

B – A segunda etapa consistiu no cálculo do consumo de água por hectare de soja. Para isso foi utilizado o valor médio de 5.330 m³ de água por hectare. Os dados foram baseados no estudo de Hoesktra (2002) que calcula o consumo hídrico para inúmeros tipos de cultivo em diferentes países. Nas condições climática e de solo do Brasil, o plantio de um hectare de soja consome em média o valor apresentado. Não foi encontrado um valor específico para os estados do MATOPIBA.

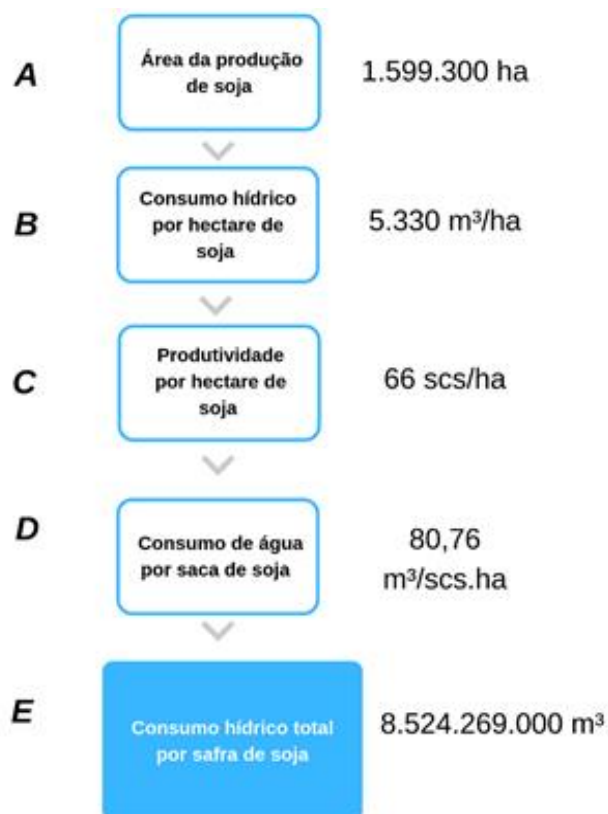
C – Na terceira etapa foi calculada a produtividade da soja por hectare. O indicador da produtividade de soja é sacas por hectare (scs/ha). Uma saca de soja é pesada em 60 quilos. Logo, encontra-se o valor ao dividir a produção total por 60 (ou 0,06, caso as unidades sejam em toneladas), então dividindo o resultado pelo total de hectares. Para a safra de 2017/18 do MATOPIBA baiano, a produção total de soja foi 6.333.200 toneladas. A produção dessa safra dividida por 0,06 resulta em 105.553.333,3 sacas de soja. Dividindo este valor pela área de produção, a produtividade por hectare de soja para safra de 2017/18 foi aproximadamente 66 sacas de soja por hectare.

D – A quarta etapa consiste no cálculo do consumo de água por saca de soja. O consumo foi calculado pela divisão entre o consumo hídrico por hectare de soja (5,330 m³ – etapa B) pela produtividade da soja na safra em questão (66 scs/ha – etapa C) , obtendo-se a quantidade de 80,76 m³/scs.

E – A quinta etapa indica o consumo hídrico total pela safra anual da soja na região do MATOPIBA baiano. A quantidade foi calculada por meio do consumo de água por saca de soja (80,76 m³/scs - etapa D) multiplicado pela produção total em sacas, pertencente a safra do ano (105.553.333,3 sacas - etapa C). Multiplicando o valor de 5.330 m³ por 105.553.333,3 sacas de soja. O valor obtido é 8.524.269 m³.

Os cálculos realizados nessa etapa permitiram a estimativa da conta física da água (Figura 6).

Figura 6 – Fluxograma da conta física



Fonte: elaborado pela autora, 2019.

Ao analisar o consumo de água para a produção de commodities agrícolas torna-se necessário a discussão relacionada à utilização dos recursos hídricos, principalmente assuntos relacionados ao uso de água no processo produtivo. O nome empregado para a estimativa da água utilizada no processo de produção é "água virtual" ou "virtual water". A definição de água virtual, denota a quantidade total de água utilizada no processo de produção de um produto agrícola ou industrial (HOEKSTRA; HUNG, 2002).

Uma das implicações do entendimento do conceito de água virtual é o reconhecimento que de maneira conjunta ao comércio de commodities agrícolas acontece também a importação e exportação da água utilizada na produção dessas commodities. Países com maior escassez de água importam produtos intensivos em água e exportam produtos menos intensivos neste recurso, o que implica necessariamente em exportação e importação de água na forma virtual (GISELE et al., 2018).

Essa discussão torna-se essencial no contexto de escassez hídrica agravado em muitas regiões do planeta pelos efeitos das mudanças climáticas. Além disso, há um esforço internacional para fornecimento de um adequado abastecimento hídrico e segurança alimentar, atrelados aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas (ONU).

Outro ponto importante a ser discutido com o objetivo de ressaltar as externalidades relativas ao consumo da água na produção de soja é o custo estimado desse recurso na produção. Para realizar esse cálculo, foram seguidas as seguintes etapas:

F – A primeira etapa para estimar as externalidades relacionadas ao consumo de água na produção de soja do MATOPIBA baiano foi considerar a quantidade física de água consumida por hectare (5.330 m^3 – etapa B).

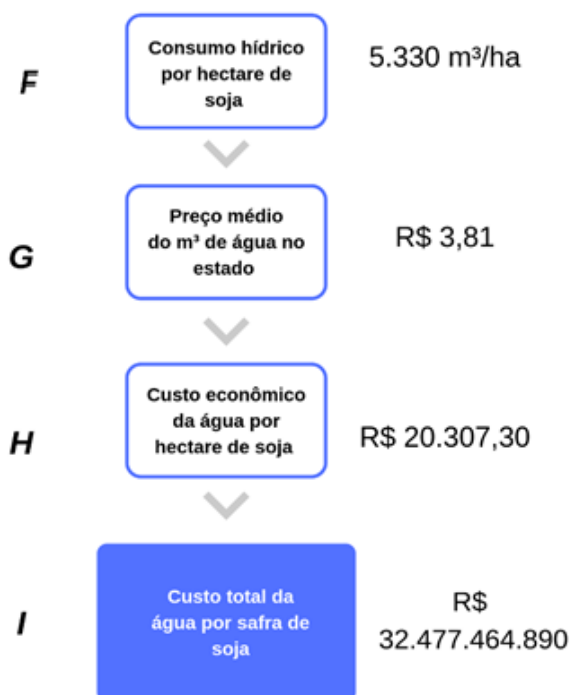
G – Para a segunda etapa foi considerado o valor de R\$3,81 por m^3 de água consumida. Esse valor equivale à tarifa de tratamento da água em meios urbanos (SNIS, 2017). Esse valor existente na legislação de cobrança pelo uso dos recursos hídricos serve como proxy de valor para precificar a água virtual que foi exportada por meio da soja da região de MATOPIBA (GISELE et al., 2018).

H – Na terceira etapa foi calculado o custo econômico da água para a safra de 2017/18. O valor de R\$20.307,30 é resultado da multiplicação do consumo hídrico por hectare (5.330 m^3 – etapa B) pelo preço médio do m^3 (R\$3,81 – etapa G).

I – Na quarta etapa encontrou-se o valor de R\$32.477.464.890,00, referente ao custo econômico da água total da produção de soja do MATOPIBA baiano para a safra 2017/18. O cálculo consistiu na multiplicação do custo de R\$20.307,30 (etapa H) pelo número total de hectares da produção de soja no MATOPIBA baiano para a mesma safra (1.599.300 hectares – etapa A). As etapas descritas anteriormente estão expressas no fluxograma da conta econômica (Figura 7).

O valor calculado ao final dessas etapas representa o custo social da produção de soja no MATOPIBA baiano em função do consumo de água. Ao não contabilizar este recurso natural, um insumo da produção, temos uma externalidade.

Figura 7 – Fluxograma da conta econômica da água



Fonte: elaborado pela autora, 2019.

Dando continuidade ao dimensionamento das externalidades relacionadas ao consumo de água utilizada na produção de soja do MATOPIBA baiano, partiu-se para o cálculo dos benefícios econômicos gerados pela produção:

J – A primeira etapa consiste na utilização da produção total de soja em sacas (105.553.332 sacas – etapa C).

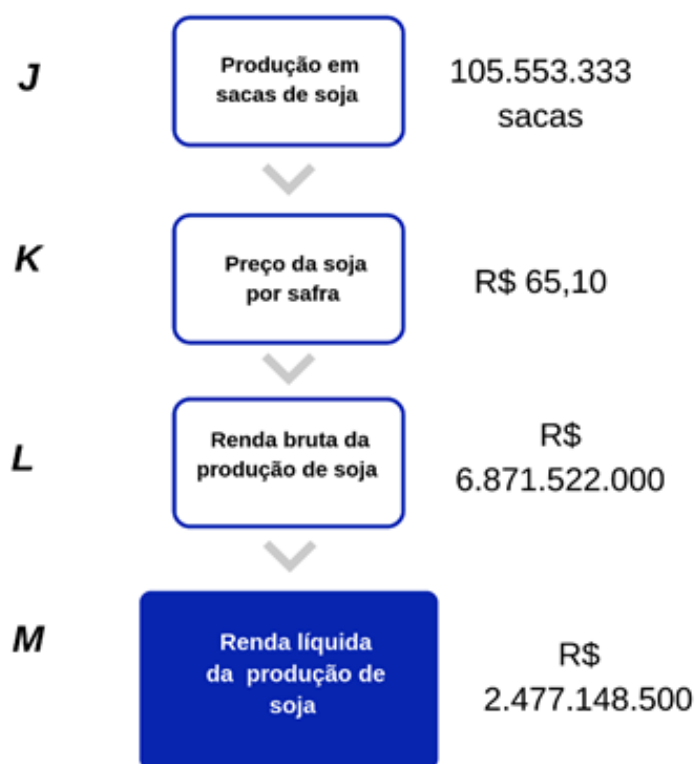
K – Na segunda etapa foi calculada média dos valores mensais da saca de soja ao longo da safra 2017/18, uma vez que os preços da saca de soja alteram-se diariamente, a CONAB apresenta a média mensal do preço da soja ao longo do período de um ano. O resultado dessa estimativa é o valor de R\$65,10.

L – A terceira etapa compreendeu o cálculo da renda bruta da produção de soja da safra 2017/18 do MATOPIBA baiano. A renda bruta inclui o custo operacional e dos insumos agrícolas necessários para a produção da soja. A renda bruta da soja para a safra de 2017/18 no MATOPIBA baiano foi estimada em R\$6.871.522.000,00. Esse

valor foi calculado a partir da multiplicação do número de sacas de soja produzidas nessa safra (105.556.333 sacas – etapa C) multiplicado pelo valor estimado do preço da saca (R\$65,10 – etapa G).

M – A quarta etapa nesta fase foi o cálculo da renda líquida da produção de soja. A renda líquida é obtida ao subtrair os custos operacionais e de insumos do valor da renda bruta (R\$6.871.522.000,00 - etapa K). Considerando que o custo operacional de produção foi de R\$ 4.424.373.500,00 (CONAB, 2019b) logo, a renda líquida foi calculada em R\$2.447.148.500,00. Essas etapas estão representadas no fluxograma abaixo (Figura 8).

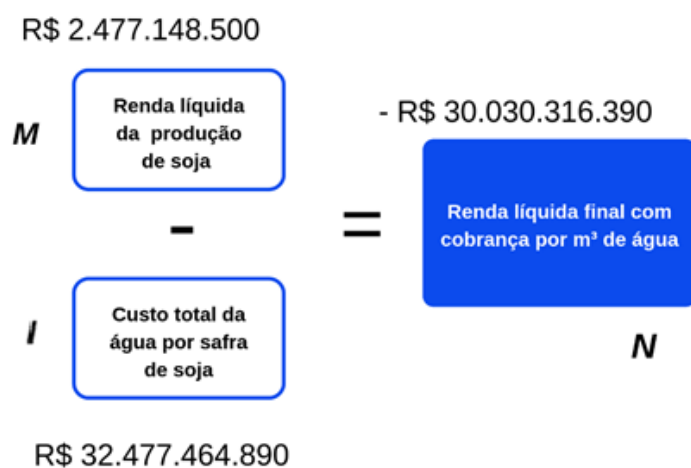
Figura 8 – Fluxograma das etapas do cálculo da renda líquida da produção de soja



Fonte: elaborado pela autora, 2019.

A partir da obtenção dos dados relativos ao custo total da água por safra de soja (R\$32.477.464.890,00 – etapa I) e da renda líquida da produção de soja (R\$2.447.148.500,00 – etapa M) foi possível calcular a renda líquida final da produção de soja no MATOPIBA baiano considerando a internalização dos custos sociais gerados pelo consumo de água na safra 2017/18 (Figura 9).

Figura 9 – Fluxograma representativo do cálculo da renda líquida total da produção de soja no MATOPIBA baiano para a safra de 2017/18



Fonte: elaborado pela autora, 2019.

Os dados demonstram que o valor positivo da renda líquida da produção de soja aponta que o investimento na expansão do seu cultivo não é em vão, uma vez que traz retorno financeiro à região. Como já mencionado, há evidência de grandes aumentos no PIB agrícola per capita nos municípios da região do MATOPIBA em comparação com outros municípios com características similares fora dessa fronteira agrícola (BRAGANÇA, 2018).

De fato, o impacto econômico do setor agrícola no Brasil é extremamente significativo. O agronegócio é responsável por 25% do PIB do país, e as perspectivas para os próximos anos são elevadas. A produção de grãos deve passar de 200 milhões de toneladas em 2016 para 250 milhões para as safras de 2024–2025, com destaque para milho e soja (BOLFE et al., 2016).

Porém, além da contabilização dos benefícios financeiros gerados pelas atividades agropecuárias é também necessário o cálculo dos custos econômicos relacionados a essas atividades. O que não é valorado possui grandes chances de não ser valorizado. Essa situação contribui para a atual crise ambiental pelo fato de se ter considerado por muitos anos, os recursos naturais como meras “externalidades” do sistema econômico (ANGRA et al., 2019). Esta é a situação do atual cálculo dos

benefícios gerados pela produção agrícola no MATOPIBA baiano, que não inclui a internalização dos custos gerados pelo consumo da água na agricultura.

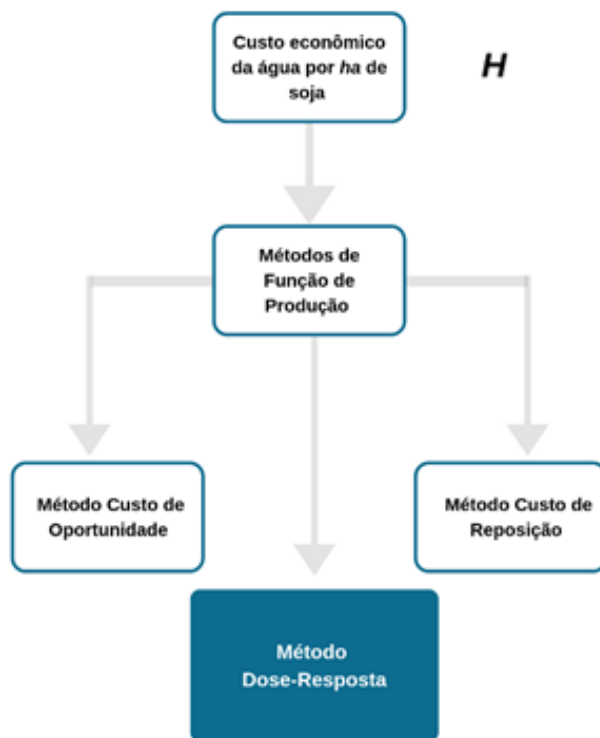
Um determinado usuário, ao consumir água, causa interferências prejudiciais aos demais usuários da bacia hidrográfica, seja a contaminações das águas ou a diminuição de sua disponibilidade, entre outras. A cobrança pelo m³ de água consumido na produção agrícola visa impor ao usuário o dever de arcar com os custos da utilização dos recursos hídricos e/ou sua poluição (FAGANELLO, 2007). Ou seja, a precificação busca refletir o custo total da água abrangendo as externalidades ambientais (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; IBGE, 2018).

Em função disso, os dados obtidos relacionados à renda líquida final negativa de R\$ - 30.030.316.390,00 demonstram que a contabilização dos custos sociais relacionados ao consumo de água mudaria consideravelmente o resultado econômico da produção de soja no MATOPIBA baiano. A dimensão desse custo, se contabilizada integralmente, impossibilitaria a produção da soja, ressaltando o valor econômico da água e como este é um recurso ambiental desmerecido no Brasil, devido a sua aparente abundância.

A escassez da água em qualidade e em quantidade leva à necessidade de sua valoração econômica. Uma forma de se operacionalizar essa operação é através da cobrança pelo uso da água, um instrumento econômico de gestão de recursos hídricos, que visa à redução das externalidades negativas (FAGANELLO, 2007).

Para estimar o impacto do custo econômico da água em um hectare de soja, o método de valoração econômica Dose-Resposta (MDR) foi considerado o mais apropriado (Figura 10).

Figura 10 – Fluxograma da escolha de método de valoração para a internalização dos custos sociais gerados pela produção de soja no MATOPIBA



Fonte: elaborado pela autora, 2019.

O MDR foi considerado mais apropriado pois almeja demonstrar uma conexão entre a disponibilidade de um recurso natural e a variação na produção do bem ou serviço de mercado (CASTRO; NOGUEIRA, 2019). Dessa forma, no caso da produção de soja no MATOPIBA baiano, o aumento marginal na quantidade de sacas de soja por unidade de aumento de água de irrigação será a produtividade marginal da água, logo, o seu impacto na produção. O valor marginal de cada unidade adicional de água usada na irrigação é o resultado da multiplicação do preço do produto pela produtividade citada acima (etapas G, H, I) (MESA-JURADO; BERBEL; ORGAZ, 2010).

No que se refere ao uso da água para irrigação, alguns métodos de valoração são considerados mais apropriados pela literatura. Dentre os Métodos de Função de Produção, a abordagem Dose-Resposta destaca-se por ser a água um insumo do processo produtivo agrícola (valor de uso). Dessa forma, serão associados os ganhos

líquidos da produção de soja com a produção irrigada aos diferentes volumes ou doses de água consumidos, em uma curva de consumo. Portanto, em uma função de rendimento considera-se que a produção agrícola depende apenas da dose de água empregada e os demais fatores de produção ou insumos agrícolas são considerados constantes (CARDOSO, 2002).

CONCLUSÃO

O desenvolvimento do presente trabalho possibilitou que fosse estimado os custos sociais relativos ao consumo de água para produção de soja na região do MATOPIBA baiano na safra 2017/18.

Observa-se que os custos sociais não são contabilizados nos custos financeiros da produção de soja no MATOPIBA baiano.

Os dados estimados permitiram observar que a dimensão dos custos sociais associados ao consumo de água para a produção de soja é maior que os benefícios financeiros contabilizados pela produção de soja no MATOPIBA baiano.

Dessa forma, fica evidenciado que o consumo de água ao não ser internalizado na produção de soja do MATOPIBA baiano reflete o não reconhecimento da água enquanto bem econômico. Ou seja, não existe a percepção da possível escassez desse recurso que pode levar a sua sobre-exploração.

A prática atualmente adotada no MATOPIBA reflete o fato de que a água foi por muitas décadas tratada como um recurso natural renovável e inesgotável. Esse pensamento se consolidou em políticas públicas, e estabelecimento de tarifas que não levam em conta o valor econômico, e apenas os custos necessários para manter a saúde financeira das empresas de abastecimento, e assim seu funcionamento.

Os métodos de valoração econômica surgem para descobrir o valor em termos monetários que deve ser cobrado. Os resultados calculados demonstraram a grande demanda hídrica da soja para sua produção, ressaltando ao mesmo tempo uma situação de risco por investir na agricultura de sequeiro no plantio do grão, mas também o elevado preço do m³, caso o consumo por irrigação artificial fosse cobrado.

Estudos mais aprofundados são indicados, com a finalidade de não apenas calcular o valor econômico da água para o MATOPIBA através do Método Dose-Resposta. Mas para avaliar se os preços de mercado refletem os reais custos econômicos encontrados, identificar o verdadeiro impacto da disponibilidade de água nos termos de produção, e até identificar o impacto social oriundo da alocação de água para a irrigação. É que dessa maneira, a água seja reconhecida como um recurso natural escasso por todos.

A contabilização dos custos sociais envolvidos no consumo de água para a produção de soja é essencial em cenários de mudanças climáticas. Gerando riscos para

produção agrícola, como diminuição da produtividade e receita líquida. Além disso, colocando em xeque a segurança hídrica e alimentar brasileira.

REFERÊNCIAS

ADASA. **Estudos sobre Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos no Distrito Federal**. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; IBGE. **Contas Econômicas Ambientais da água no Brasil**. 2017. Disponível em: <www.ana.gov.br>.

AGUIAR, T. J. A. **O processo de ocupação e uso do cerrado piauiense**. Em: ENCONTRO NACIONAL DA ECOECO, 6., 2008, Brasília, DF. Anais... Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2008.

ALBUQUERQUE, A. R da C. Bacia hidrográfica: unidade de planejamento ambiental. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.4, n.4, p. 201-209, 2012.

ALVES, E.; SILVA E SOUZA, G. Pequenos estabelecimentos também enriquecem? Pedras e tropeços. **Revista de Política Agrícola**, ano XXIV. n° 3, jul./Ago./Set. 2015.

ANA; MMA. **Informe anual da conjuntura de recursos hídricos no Brasil**. 2017. Disponível em: <https://www.nefrologia.hc.edu.uy/images/Informe_RUD_año_2015.pdf>.

ANGRA, R. et al. **Contas Econômicas Ambientais: o que são?**. 2018.

Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais [ABIOVE]. 2015. **Pesquisa de Capacidade Instalada da Indústria de Óleos Vegetais - 2014**. Disponível em: <<http://www.abiove.org.br/site/index.php?page=estatistica&area=NC0yLTE=>>>.

Acesso em: 23 abr. 2019.

AZEVEDO, D. C. F. de. Água: importância e gestão no semiárido nordestino. **POLÊMICA**, v. 11, n. 1, p. 1-6, 2012. Disponível em: <<https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/polemica/rt/printFriendly/2992/2165>>.

BANN, C. An overview of valuation techniques: Advantages and limitations. **Asean Biodiversity**, n. April-June, p. 8-16, 2002.

BARBIER, E. B. Valuing Environmental Functions: Tropical Wetlands. **Land Economics**, v. 70, n. 2, p. 155–173, 1994.

BOLFE, É. L. et al. MATOPIBA em Crescimento Agrícola. **Revista de Política Agrícola**, v. 1, n. 4, p. 38–62, 2016.

BRAGANÇA, A. A. The Economic Consequences of the Agricultural Expansion in MATOPIBA. **Revista Brasileira de Economia**, v. 72, n. 2, p. 161–185, 2018.

BRUGNERA, J. V.; DALCHIAVON, F. C. Modal Ferroviário e Transporte de Soja no MATOPIBA. **Revista IPecege**, v. 3, n. 4, p. 48–56, 2017.

BUAINAIN, A. M.; GARCIA, J. R.; RIBEIRO, J. E. **Dinâmica da economia e da agropecuária no MATOPIBA**. 2017.

CARDOSO, E. R. **Fatores Influenciando o Uso da água para Irrigação na Bacia do Lago Descoberto no DF**. 2002. Universidade de Brasília, 2002.

CARRERA-FERNANDEZ, J.; GARRIDO, R. J. **Economia dos Recursos Hídricos**. Salvador: EDUFBA, 2002.

CARRAMASCHI, E. C. **Análise do Comportamento da Demanda por Água para Irrigação na Região do Córrego da Rocinha no Distrito Federal**. 2000. Universidade de Brasília, 2000.

CARRAMASCHI, E.; NETTO, O. C.; NOGUEIRA, J. M. O Preço da Água para Irrigação: um Estudo Comparativo de Dois Métodos de Valoração Econômica - Contingente e Dose-Resposta. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 17, n. 3, p. 59–81, 2000.

CASTRO, J. D. B.; NOGUEIRA, J. M. **Valoração Econômica Ambiental – Métodos da Função Produção : Teoria e aplicação da prática**. [s.l: s.n.]

CONAB. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos Monitoramento agrícola - Safra 2018/2019**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>.

CONAB. **Resultados da safra 2017/18 - A receita bruta e líquida operacional dos produtores de algodão, amendoim e soja**. 2018.

DA MOTTA, R. S. **Manual Para Valoração Econômica de Recursos Ambientais**. 1997

DA MOTTA, R. S. **Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água**

no Brasil: Textos para Discussão. 1998.

EMBRAPA et al. **MATOPIBA: Caracterização das áreas com grande produção de culturas anuais.** 2011.

EMBRAPA. **Cultivo de Soja no Cerrado de Roraima - Exigências climáticas.** Embrapa Roraima, 2009.

EMBRAPA SOLOS. **Sistema Brasileiro de classificação de solos.** 4ª edição. Embrapa SPI. Rio de Janeiro. RJ. 2014. Ebook.

FAGANELLO, C. R. F. **Fundamentação da cobrança pelo uso da água na agricultura irrigada, na microbacia do Ribeirão dos Marins, Piracicaba/SP.** 2007. Universidade de São Paulo, 2007.

FARIA, R. C.; NOGUEIRA, J. M. Métodos de Precificação da Água e uma Análise dos Mananciais Hídricos do Parque Nacional de Brasília. **Revista Econômica do Nordeste.** Fortaleza, v.35, nº2, p. 189-214, 2004.

FREEMAN, M.; HERRIGES, J.; KLING, C. **The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods.** Third ed. New York: RFF Press, 2014.

FUNCEME. **Integração da Avaliação Econômica e da Cobrança aos Sistemas de Apoio à Decisão (SADs) de Outorga e de Enquadramento.** Relatório Final, v.1, Universidade de Brasília. 2008.

GARCIA, J. R.; FILHO, J. E. R. V. O papel da dimensão ambiental na ocupação do MATOPIBA. **Confins**, n. 35, p. 1–25, 2018. Disponível em: <<http://journals.openedition.org/confins/13045>>.

GARRIDO, R. J. S. **Contribuições à Cobrança pelo Uso da Água no Brasil - Abordagem Econômica e Avaliação de Preços Ótimos Vis-à-Vis Preços Praticados na Bacia do Rio Paraíba do Sul.** 2018. Universidade Brasília, 2018.

GELAIN, G. J. et al. Volume e valor da água virtual exportada por meio da soja na região do MATOPIBA. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 49, n. 3, p. 93–112, 2018.

GODOY, A. M. G.; LIMA, A. J. **Água virtual e comércio internacional desigual.** 2008. Disponível em: <<http://www.economiaetecnologia.ufpr.br>>. Acesso em 06 mai. 2019.

GOMES JÚNIOR, E. Aspectos da Agricultura Subdesenvolvida como Crítica à Tese da Última Fronteira: Estudo sobre o MATOPIBA. **Revista Política e Planejamento**

Regional, v. 2, n. 2, p. 351–371, 2015.

HOEKSTRA, A. Y.; HUNG, P. Q. Q. **A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade** *Value of Water Research Report Series No. 11*. 2002. Disponível em: <<http://www.waterfootprint.org/Reports/Report12.pdf>>.

IBGE; MMA; ANA. Contas econômicas ambientais da água: Brasil 2013-2015. **Contas Nacionais**, n. 60, p. 1–8, 2018.

LANDAU, E. C. embrapa; GUIMARÃES, D. P.; SOUZA, D. L. de. Caracterização Ambiental Das Áreas De Concentração Da Agricultura Irrigada Por Pivôs Centrais Na Região Do Matopiba. **Anais do Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto - GEONORDESTE 2014 Aracaju, Brasil, 18-21 novembro 2014**, n. Figura 1, p. 18–21, 2014.

LANDAU, E. C.; PEREIRA, G. D.; SOUSA, D. L. Caracterização Ambiental das áreas de Concentração da Agricultura Irrigada por Pivôs Centrais na Região do MATOPIBA. In: Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, **Anais...2014**.

LINARES, P.; ROMERO, C. **Economía y Medio Ambiente: herramientas de valoración ambiental** *Economía y Medio Ambiente*. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.iit.upcomillas.es/pedrol/documents/becker08.pdf>>.

MALER, K. G. **Measuring Environmental Damage-The Production Function Approach**. Valuing Environmental Benefits in Developing Countries, eds. J. R. Vincent, E. W. Crawford, and J. P. Hoehn. Special Report 29. East Lansing: Michigan State University. 1991.

MANGABEIRA, J. A. de C.; MAGALHÃES, L. A.; DALTIO, J. **Nota Técnica: Quadro Socioeconômico do MATOPIBA**: Nota Técnica. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT8_Quadro_SocioEconomico_Matopiba.pdf>.

MARQUES, J.F. E COMUNE, A.E. "**Quanto vale o ambiente: interpretações sobre o valor econômico ambiental**". In: Anais do XXIII Encontro Nacional de Economia. Salvador, 633-651. 1995.

MARKANDYA, A. Economic principles and overview of valuation methods for environmental impacts. **Environmental economics for sustainable growth: A handbook for practitioners**, p. 19–42, 2002. Disponível em: <[https://www.czp.cuni.cz/Vzdel/letni_skola/program/Markandya_Economic principles and overview of valuation methods for environmental impacts.pdf](https://www.czp.cuni.cz/Vzdel/letni_skola/program/Markandya_Economic_principles_and_overview_of_valuation_methods_for_environmental_impacts.pdf)>.

MESA-JURADO, M. A.; BERBEL, J.; ORGAZ, F. Estimating marginal value of water for irrigated olive grove with the production function method. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 8, n. 2, p. 197–206, 2010.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno da Região Hidrográfica Parnaíba**. 2006.

MIRANDA, E. E.; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. **Nota Técnica 1: Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBAGite - Embrapa**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.embrapa.gov.br/gite/publicacoes/NT1_DelimitacaoMatopiba.pdf>.

ORTIZ, R. **Valoração Econômica Ambiental**. Em: MAY, P.; LUSTOS, M.; VINHA, V. (orgs.) *Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

PEREIRA, C. N.; PORCIONATO, G. L.; CASTRO, C. N. Aspectos Socioeconômicos Da Região Do MATOPIBA. **Boletim regional, urbano e ambiental**, v. 18, p. 47–59, 2018.

PERMAN, R.; YUE, M.; JAMES, M.; COMMON, M. **Natural Resource & Environmental Economics: Pollution Control Targets and Pollution Control Instruments**. 2ª ed. Inglaterra: Longman, 1999.

PESSOA, F. da S.; FAÇANHA, A. C. A Bacia Hidrográfica como unidade geossistêmica e territorial: em questão a Bacia do Parnaíba. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, n. Número Especial, p. 735–744, 2016.

POMPERMAYER, R. de S. **Valoração econômica do serviço ambiental de proteção da qualidade hídrica**. 2012. Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, 2012. Disponível em: <<http://repositorio.unb.br/handle/10482/11368>>.

PORCIONATO, G. L.; CASTRO, C. N.; PEREIRA, C. N. **Aspectos Sociais do**

MATOPIBA- Análise sobre o Desenvolvimento Humano e a Vulnerabilidade Social Ipea: Texto para discussão. 2018.

RICHARDS, P. D. et al. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 454–462, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.004>>.

SALVADOR, M. de A.; DE BRITO, J. I. B. Trend of Annual Temperature and Frequency of Extreme Events in the MATOPIBA Region of Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 133, n. 1–2, p. 253–261, 2018.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. M.; PEREIRA, I. C. **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Águas, 2001. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/livro_introd-gerenc-rec-hidr.pdf>. Acesso em: 06 mai. 2019.

SILVA, R. G. da; LIMA, J. E. de. Valoração Contingente do Parque “Chico Mendes”: uma Aplicação Probabilística do Método Referendum com Bidding Games. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 42, n. 4, p. 685–708, 2006.

SILVA, V. de P. et al. Calibration and Validation of the AquaCrop Model for the Soybean Crop Grown under Different Levels of Irrigation in the MATOPIBA Region, Brazil. **Ciência Rural**, v. 48, n. 1, p. 1–8, 2017.

SNIS. **Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto - 2017**. Brasília. 2018.

SOARES, P. R. J. **Mercado de Água para Irrigação na Bacia do Rio Preto no Distrito Federal**. 2002. Universidade de Brasília, 2002.

SPADOTTO, C.; MINGOTI, R. Vulnerabilidade da água subterrânea no MATOPIBA. **Agroanalysis**, v. Jan, p. 36–37, 2017.

STIGLITZ, J. E. **Economics of the Public Sector**. Third ed. [s.l.] W.W. Norton & Company, 2000.

STUDTE, M. A **Expansão da Fronteira Agrícola e a Agricultura Familiar no Cerrado Maranhense**. 55 f. Tese (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo. Parte da tese do mestrado, resultado da cooperação entre a Universidade de São Paulo - USP e a Universidade Técnica de Berlin - TU Berlin: "Modelos Alternativos de

Desenvolvimento na Amazônia". 2008.

TIETENBERG, T.; LEWIS, L. **Environmental & Natural Resource Economics**. 10. ed. Harlow: Pearson, 2015. v. 1

WORLD BANK. **Water Pricing Experiences - An International Perspective**World Bank Technical Paper. 1997.

WORLD BANK. **World Development Report - The State in a Changing World**, 1997.

YOUNG, C.E.F. et al. **Fundamentação teórica para valoração de benefícios econômicos e sociais de unidades de conservação**. Fundação grupo Boticários, 2015.

MARQUES, J.F. E COMUNE, A.E. "**Quanto vale o ambiente: interpretações sobre o valor econômico ambiental**". In: Anais do XXIII Encontro Nacional de Economia. Salvador, 633-651. 1995.