

**Potencial de uso
da pegada hídrica
como parâmetro
para pagamento de
serviços ambientais
em áreas agrícolas
na Amazônia**

LUCIETA GUERREIRO MARTORANO
JOSÉ REINALDO DA SILVA CABRAL DE MORAES
LEILA SHEILA LISBOA
DOUGLAS CAVALCANTE COSTA
SÉRGIO GOMES TÔSTO

Introdução

A pegada hídrica total é um importante indicador multifuncional, pois estima quanto de água doce é necessário para garantir a produção de um determinado produto de interesse global (Hoekstra; e Chapagain, 2007), e é estimada a partir da pegada hídrica verde, azul e cinza. A pegada hídrica verde avalia o uso da água com base nos estoques hídricos no solo, pelo processo evapotranspiratório. A pegada hídrica azul considera a água utilizada na irrigação, com potencial esgotamento de águas superficiais e subterrâneas, e, a pegada hídrica cinza contabiliza a água necessária para diluir concentrações de agroquímicos e outros poluentes.

Cerca de 70% do consumo global de água doce é utilizado pela agricultura (Hoekstra; e Chapagain, 2007), o que indica uma necessidade urgente de avaliar e monitorar o uso eficiente da água e desenvolver estratégias de gestão sustentável dos recursos hídricos. Ao estimar os valores totais anuais médios da pegada hídrica para a soja e o milho entre 2013 e 2018 na zona Pergamino, província de Buenos Aires, Argentina, Tozzini et al. (2021) verificaram que para produzir 1 kg de soja são utilizados 1.388 L de água e para 1 kg de milho são usados 693 L de água, valores abaixo da média global.

Harris et al. (2021) ao estudarem a pegada hídrica da produtividade agrícola na Amazônia Ocidental brasileira, apontaram que a produção e a eficiência da produção são afetadas pelas águas verde e azul e que as reduções nas chuvas podem impactar negativamente, principalmente as populações mais pobres.

A oferta de águas pluviais para garantir a produção potencial em cadeias de produção agrícola de sequeiro depende da dinâmica da atmosfera em cada ano-safra. Fenômenos climáticos extremos, como o El Niño, que reduz o regime de chuva na Amazônia, ou o La Niña, quando os eventos se intensificam no período chuvoso, levam a mudanças climáticas no ciclo da água (Gloor et al., 2013; Majone et al., 2016).

Os impactos na oferta de água pluvial representam grandes preocupações aos produtores, pesquisadores, extensionistas e financiadores. A falta de gestão e de planejamento adequados da água pode causar sérias ameaças à sobrevivência do ser humano em condições climáticas futuras.

Na última década, a produção brasileira de grãos e fibras de fato aumentou cerca de 70% (IBGE, 2015), em grande parte devido à produção de soja, que aumentou 75% de 2004 a 2014 e se tornou uma commodity importante para o mercado brasileiro. A expansão da fronteira agrícola na Amazônia Brasileira intensificou-se a partir de 2003, especialmente no estado do Pará (Hirakuri; Lazzaroto, 2014). Anteriormente, apenas o estado de Mato Grosso, na divisa com o bioma, era conhecido como o principal produtor de grãos da Região Amazônica. A partir de 2006, a produção de grãos aumentou principalmente nos municípios de Santarém, Mojuí dos Campos e Belterra. Ainda, ao comparar a pegada hídrica total (PH_{total}) média no polo de grãos Santarém/Belterra com resultados da literatura, verificou-se em polos de grãos no Brasil e no Paraná, no município de Maringá (Bleninger; Kotsuka, 2015), que a pegada hídrica da soja foi de 2.210 m³ t⁻¹, valor 43% superior ao da pegada hídrica no polo Santarém/Belterra (Costa et al., 2016).

O monitoramento para apontar indicadores de eficiência hídrica está no contexto dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS 6 e 12, principalmente, além do ODS 13), pois considera que em cenários de mudanças climáticas o aumento de demanda hídrica pode ser intensificado em muitas regiões do globo terrestre (Hoekstra; Mekonnen, 2011; Galli et al., 2012; Hoekstra, 2014; Hoekstra; Wiedmann, 2014). Em termos de produção agrícola na Amazônia Brasileira, os indicadores devem

ser analisados com base nas áreas cultivadas nos estados usando o conceito de pegada hídrica como indicador de sustentabilidade. Portanto, objetivou-se neste capítulo avaliar o potencial de uso da pegada hídrica como um dos importantes indicadores de serviços ambientais prestados em áreas cultivadas na Amazônia Legal.

Contextualização da pegada hídrica

A água participa de processos no sistema solo–planta–atmosfera e é essencial para os seres vivos. Estima-se que 70% da água doce no planeta Terra seja utilizada na produção agrícola, por isso a preocupação em contabilizar o consumo hídrico efetivo da produção de alimentos.

Para calcular a evapotranspiração média das principais culturas das cadeias produtivas consideradas neste capítulo, foi utilizada a ferramenta CROPWAT 8.0., desenvolvida pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2016). Os valores de coeficiente da cultura (K_c) foram considerados conforme os pressupostos de Allen et al. (1998). A pegada hídrica verde (PH_{verde}) é estimada a partir da chuva efetiva e seguindo os pressupostos metodológicos de Hoekstra et al. (2011), conforme a Equação 1.

$$PH_{verde} = \frac{DHC_{verde}}{prtv} \quad (1)$$

DHC_{verde} é a demanda hídrica de cada cultura (m^3/ha); e $prtv$ é a produtividade da cultura (t/ha). PH_{verde} é medida em m^3/t .

O componente da DHC_{verde} é estimado com base na evapotranspiração diária acumulada (ET , mm/dia) durante o ciclo completo de desenvolvimento da cultura, conforme as Equações 2 e 3.

$$ET_{verde} = ET_0 \times K_c \quad (2)$$

$$DHC_{verde} = 10 \times \sum_{d=1}^{pdc} ET_{verde} \quad (3)$$

ET_{verde} é a evapotranspiração da cultura, considerando apenas a oferta pluvial, que é considerada por Hoekstra et al. (2011) como água verde. O fator 10 refere-se à conversão da unidade de ET_{verde} em milímetros para volume de água por superfície terrestre, em m^3/ha . O somatório considera desde o dia de semeadura ($d=1$) até a colheita, e pdc corresponde à duração do ciclo de cada cultura.

PH_{cinza} é estimada com base no fertilizante nitrogenado empregado no processo de adubação de culturas, considerado como fonte difusa de poluição, utilizando a Equação 4 de acordo com Hoekstra et al. (2011).

$$PH_{cinza} = \frac{(\alpha \times TAQ) / (C_{m\acute{a}x} - C_{nat})}{Prtv} \quad (4)$$

α é a fração de lixiviação do fertilizante, TAQ é a taxa de aplicação por hectare do composto em campo (kg/ha), $C_{m\acute{a}x}$ é a concentração máxima aceitável e C_{nat} é a concentração natural do poluente no corpo hídrico.

Na Tabela 1 estão listados valores de pegada hídrica de diferentes produtos agrícolas, evidenciando o potencial desse indicador em avaliações sobre o uso eficiente da água em cultivos agrícolas.

Tabela 1. Produtos agrícolas, locais, anos, tipos de pegada hídrica, unidade e valor da pegada hídrica total adaptada de Costa et al. (2016).

Produtos agrícolas	Local da pesquisa	Anos	Pegadas estimadas	Unidade	PH _{total}	Autores
Soja (grãos)	Brasil (Amazônia)	2014	Verde, cinza	m ³ /t	1.327	Costa et al. (2016)
Soja (grãos)	Brasil (Amazônia)	2010 e 2050	Verde, cinza	m ³ /t	1.700	Ayala et al. (2016)
Soja (grãos)	Brasil (Maringá, PR)		Verde, cinza	m ³ /t	2.210	Bleninger e Kotsuka (2015)
Cana-de-açúcar (sequeiro)	Brasil (Paraíba)	2010	Verde, cinza	m ³ /t	103,52	Da Silva et al. (2015)
Cana-de-açúcar (irrigada)			Verde, azul, cinza		235,96	
Cacau	Colômbia	2012	Verde	m ³ /t	17.100	Ortiz-Rodriguez et al. (2015)
Múltiplas culturas (soja, milho, banana, café, arroz e outras)	América Latina e Caribe	1996 – 2005	Verde, azul, cinza	Gm ³ /ano	827	Mekonnen et al. (2015)
Múltiplas culturas	Global	1997 – 2001	Água virtual	Gm ³ /ano	1.263	Hoekstra e Chapagain (2008)
Batata, tomate, cevada, laranja etc.	Tunísia	1996 – 2005	Verde, azul, cinza	mm ³ /ano	16.600	Chouchane et al. (2015)
Cevada, uvas, milho, cana-de-açúcar e outras	Marrocos	1996 – 2005	Verde, azul, cinza	Gm ³ /ano	38,8	Schyns e Hoekstra (2014)
Algodão, soja, cacau, café, milho, arroz e outras	França	1996 – 2005	Verde, azul, cinza	Gm ³ /ano	73,57	Ercin et al. (2013)
Trigo, arroz, milho, batata, soja, óleo de soja e outras	Global	1997 – 2001	Azul, verde	km ³ /ano	980,7	Yang et al. (2006)
Milho, trigo, algodão e outra	China	1978 – 2012	Verde, azul, cinza	mm ³ /ano	1.258,97	Xu et al. (2015)
Milho, soja, trigo e outras	China	2009	Verde, azul, cinza	Gm ³	237	Huang et al. (2012)
Milho, tomate, arroz, soja, cana-de-açúcar e outras	Global	1996 – 2005	Verde, azul, cinza	Gm ³ /ano	7.357	Mekonnen e Hoekstra (2014)
Arroz	Global	2000 – 2004	Verde, azul, cinza	Gm ³ /ano	709,3	Hoekstra e Chapagain (2011)
Trigo	Global	1996 – 2005	Verde, azul, cinza	Gm ³ /ano	65	Mekonnen e Hoekstra (2010)
Trigo, arroz, milho, soja e tomate	China	1998 – 2010	Verde, azul	Gm ³	689,04	Cao et al. (2015)
Arroz, milho, soja, óleo de palma, banana, café, cana-de-açúcar e outras	Indonésia	2000 – 2004	Verde, azul, cinza	m ³ /cap/ano	1131	Bulsink et al. (2010)
Arroz	Coreia do Sul	2004 – 2009	Verde, azul, cinza	mm ³ /t	5.712,08	Yoo et al. (2013)
Tomate	Grã-Bretanha	1981 – 2010	Azul	m ³ /t	11	Hess et al. (2015)
Soja, milho e trigo	Argentina	2013 – 2018	Azul, verde, cinza	m ³ /t	0,016	Tozzini et al. (2021)

Base de dados

As informações de tempo e clima precisam estar disponíveis, conter longas séries temporais homogêneas e ser passíveis de espacialização para subsidiar o planejamento dos cultivos. Os gestores demandam resultados para subsidiar decisões em diversas áreas de interesse, principalmente nas áreas com cultivos agrícolas. Na Amazônia Brasileira, as estimativas apontam que há uma estação meteorológica para cada 90.000 km², e que nas áreas mais remotas e de difícil acesso existem lacunas de monitoramento meteorológico (Moraes et al., 2020). Dados meteorológicos em *grid* (Figura 1) apresentam-se como alternativas de preenchimento de falhas de dados espaciais.

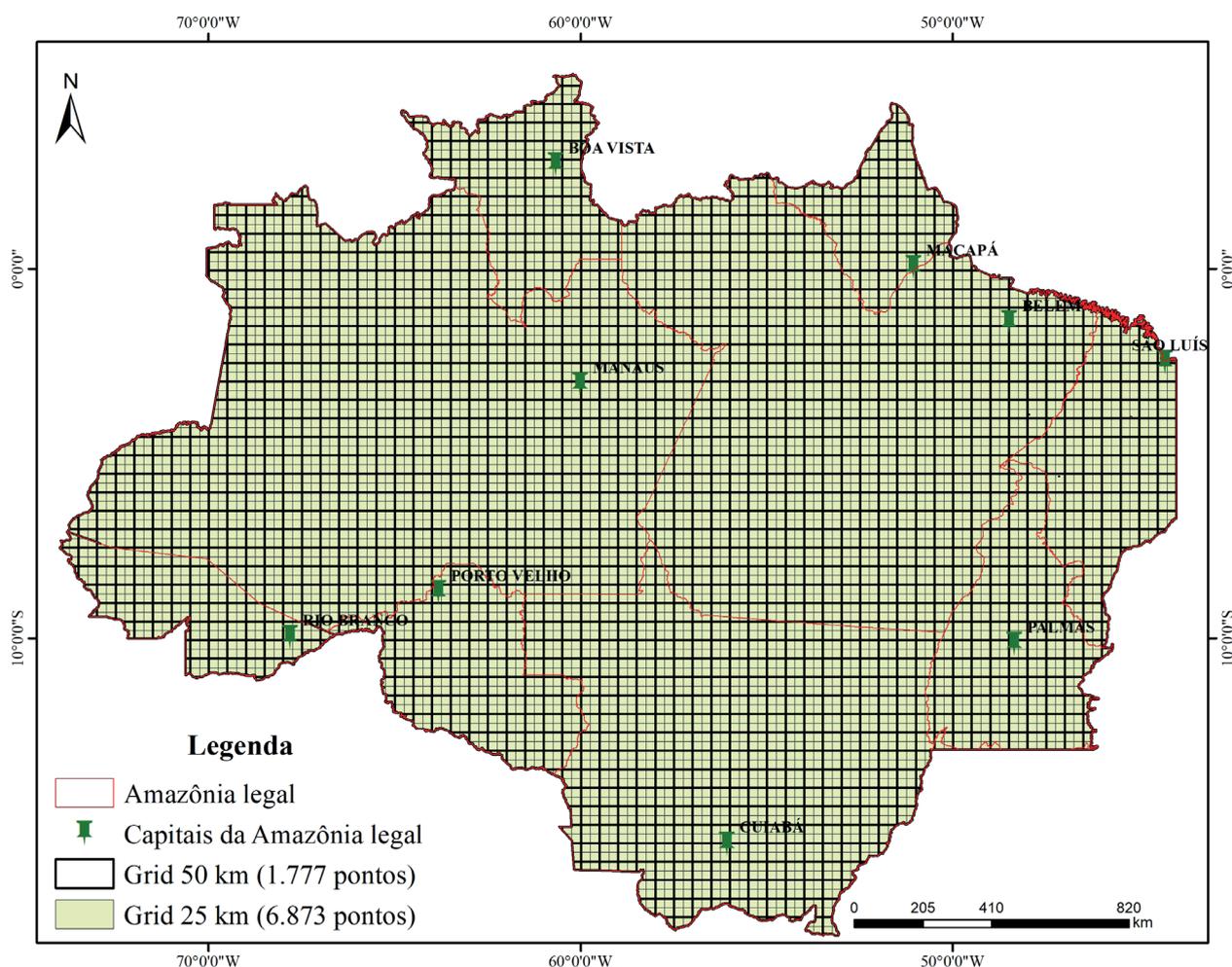


Figura 1. Representação dos dados meteorológicos em *grid* na resolução espacial de 0,5° x 0,5° e 0,25° x 0,25° na Amazônia Legal.

Em nível mundial, diversas organizações e centros de estudos fornecem informações meteorológicas em *grid*, como a National Aeronautics and Space Administration (Nasa), o European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), além de outros centros. A resolução espacial apresenta-se como ponto chave na decisão sobre o uso desses dados. É importante observar que a resolução espacial determina o nível de detalhe da informação, e viabiliza estimar com maior precisão as informações sobre uma determinada área de interesse.

Exemplificando: é possível observar na Figura 1 que o *grid* apresenta resolução espacial de 0,5° x 0,5°, contabilizando 1.777 pontos de observação em toda Amazônia Legal. Assim, quando são informados os valores médios de precipitação pluvial, considera-se que aquele valor ocorre em uma área cujo raio de ação é de 50 km. Quando a resolução espacial muda para 0,25° x 0,25°, observa-se que toda a Amazônia é coberta por 6.873 pontos, diminuindo o raio de ação e a variabilidade que pode existir na obtenção da média das condições meteorológicas de um determinado ponto central.

O diagrama na Figura 2 apresenta as etapas do processo de tratamento de dados em *grid*.

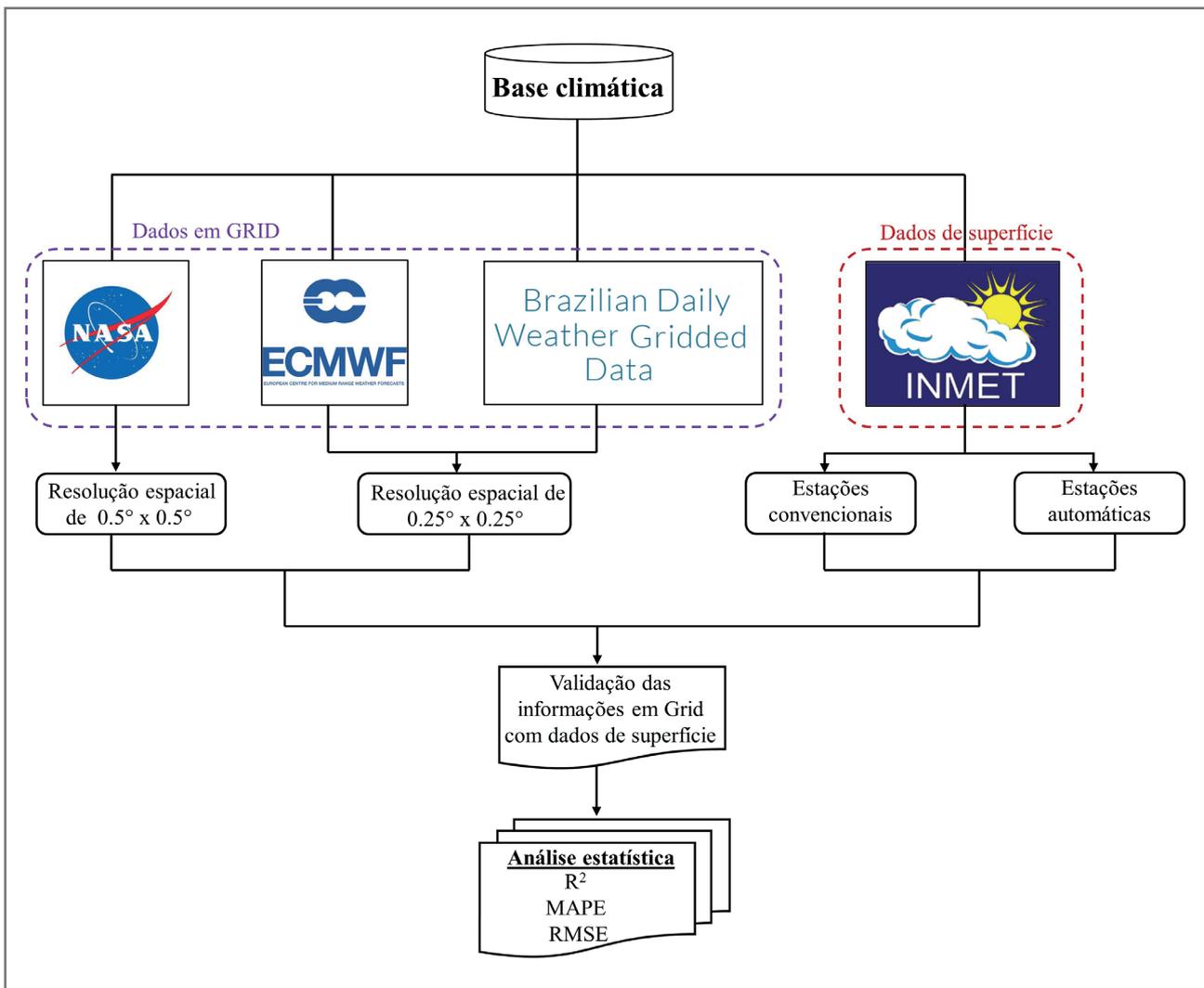


Figura 2. Diagrama do fluxo dos dados meteorológicos de superfície analisados espacialmente (*grid*).

Considerando-se a representatividade da soja nas áreas cultivadas com grãos na primeira safra na Amazônia, o foco deste capítulo foi identificar, entre os estados na região, quais podem apresentar indicativos de maior pegada hídrica.

Foram utilizados dados secundários disponíveis em bases de dados oficiais, como Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), Anuário da Agricultura Brasileira (Agrianual), Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet) e Agência Nacional de Águas (ANA), para analisar o potencial de pegada hídrica, com enfoque principalmente na

pegada hídrica azul, cujos dados de irrigação estão disponíveis no Portal do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH).

Resultados e discussão

Na Figura 3 é apresentada a variabilidade média do regime de chuva nas capitais da Amazônia Legal. Em média, Belém, no Pará, caracteriza-se como a região com maior regime de chuvas, com totais anuais que ultrapassam 2.700 mm (desvio-padrão ± 316 mm). Inversamente, Cuiabá, no estado de Mato Grosso, apresenta as menores médias anuais, totalizando 1.550 mm (desvio-padrão ± 201 mm). Essas informações corroboram os estudos de Moraes et al. (2020) para a Amazônia Legal.

É importante observar que a variabilidade de chuvas na Amazônia ocorre tanto de forma espacial quanto temporal, pois os períodos mais pluviosos, bem como os de menor oferta pluvial, promovem diferenças entre os estados da região (Figura 3). Em Manaus, o período chuvoso concentra-se de janeiro a maio, com valores médios superiores a 200 mm, e o período menos chuvoso, entre julho e setembro, apresenta valores médios abaixo de 100 mm.

Em Boa Vista, Roraima, a distribuição dos períodos mais e menos pluviosos é diferente: o período com mais precipitação inicia-se em abril e estende-se até o mês de agosto, com redução na

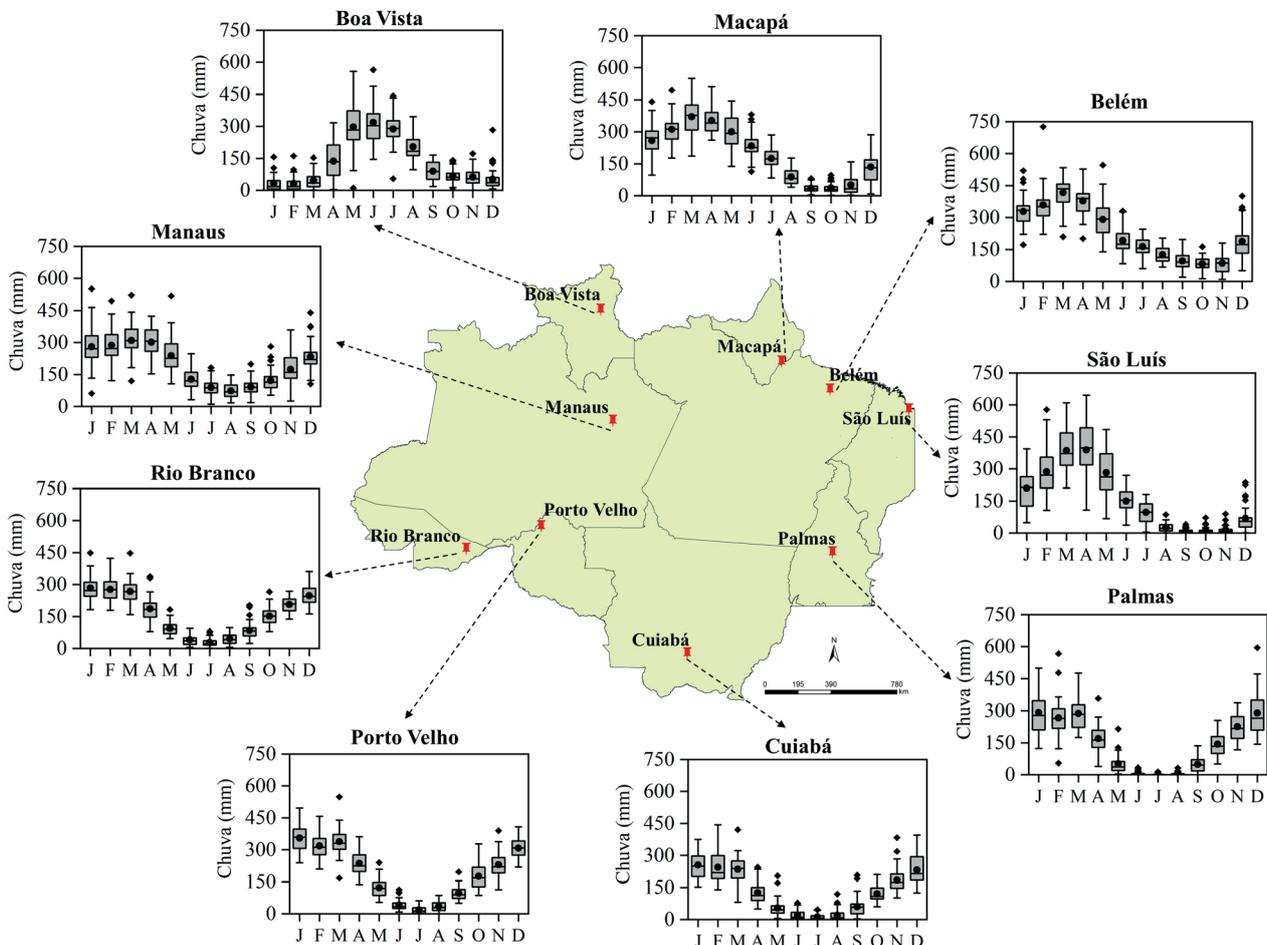


Figura 3. Ritmo pluvial médio nas capitais dos estados que compõem a Amazônia Legal.

precipitação nos meses seguintes, e os menores valores concentram-se no trimestre de janeiro a março. Já na capital mato-grossense, importante região de produção agrícola do Brasil, o processo de redução das chuvas inicia-se em maio, com valores médios próximos a 50 mm/mês, e se estende até agosto e setembro.

Ao analisar as áreas cultivadas, observa-se nítida importância da pecuária nos estados Maranhão, Rondônia, Pará, Acre e Tocantins. Os estados com as maiores áreas com florestas são Amazonas, Roraima, Acre, Pará e Rondônia. O estado de Mato Grosso é proporcionalmente o que apresenta as maiores áreas ocupadas com agricultura (Figura 4).

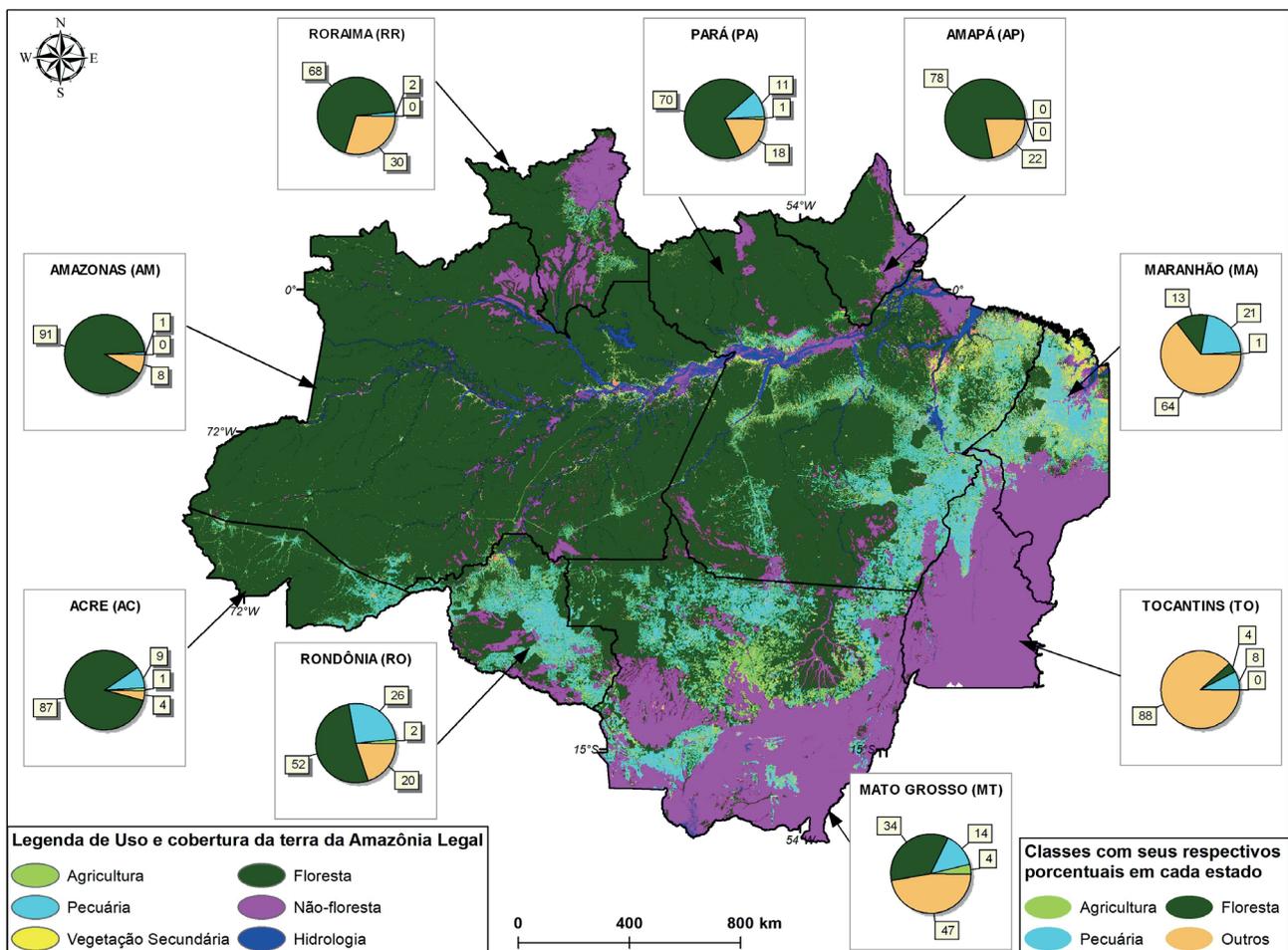


Figura 4. Mapa indicando o percentual das terras ocupadas com agricultura, pecuária, floresta e outros usos na Amazônia Legal.

Todavia, as atenções quanto ao uso e ocupação nos estados estão relacionadas à capacidade de resiliência ecológica (Martorano et al., 2015; Villa et al., 2018) e socioecológica (Biggs et al. 2015; Simonsen et al. 2016), com base em princípios como: preservação da biodiversidade em áreas como nascentes, topo de morros e santuários ecológicos, muito bem especificadas no Novo Código Florestal Brasileiro; adoção de práticas conservacionistas em áreas já alteradas por humanos; garantia de manutenção da conectividade ecológica; bases científicas considerando os sistemas adaptativos e/ou complexos; compartilhamento de conhecimento e estímulo à aprendizagem ampla

e participativa, com diferentes atores sociais; e busca de estratégias que promovam a governança voltada a apontar indicadores de sustentabilidade.

O planejamento do uso da terra deve ser focado em indicadores que forneçam subsídios para valorar bens e serviços ambientais prestados pelos agricultores na região amazônica, principalmente nas áreas ocupadas com agricultura e pecuária. A agricultura é o maior consumidor de água na Amazônia Legal, embora ainda sejam reduzidas as áreas com cultivos irrigados na região (Lathuillière et al., 2019).

O uso da água na irrigação, contabilizado como pegada hídrica azul, está presente em mais de 660 mil hectares, com concentração nos principais polos de produção agrícola (Figura 4). O estado de Mato Grosso do Sul contribui com 44% da área irrigada de toda a Amazônia Legal, seguido de Tocantins, Roraima e Pará. Estados com pequena expressão agrícola, como Amazonas, Amapá e Acre, juntos somam menos que 3% da área irrigada na Amazônia (Figura 5). Estados como Acre, Amazonas, Amapá e Pará contabilizam essa água irrigada principalmente em frutíferas (Figura 5). Contudo, em estados como Maranhão, Mato Grosso e Tocantins, a irrigação é utilizada para diversos fins agrícolas, como cultivo de grãos, cereais e cana-de-açúcar.

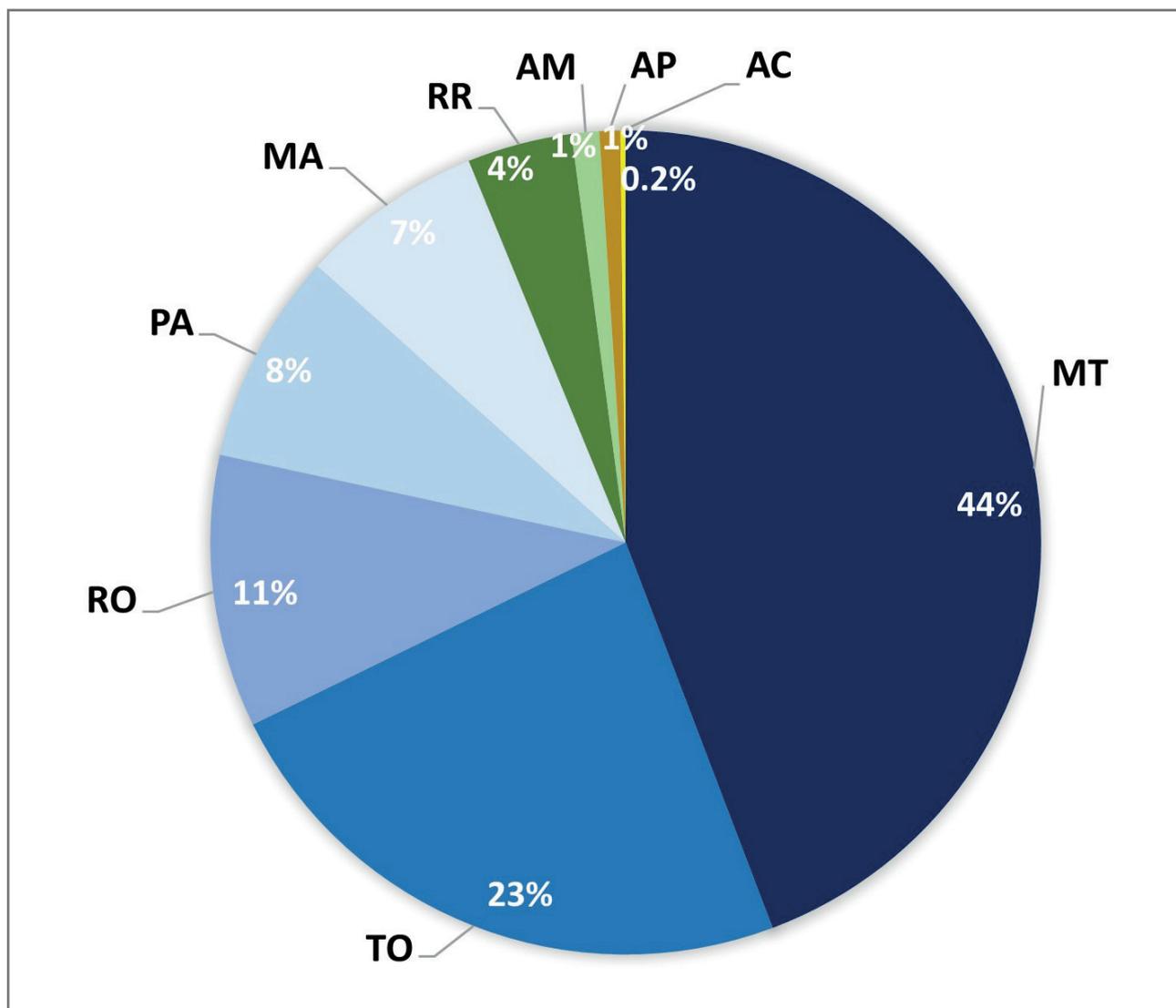


Figura 5. Participação dos estados da Amazônia Legal na agricultura irrigada.

O elevado potencial das estimativas da pegada hídrica azul em Mato Grosso é decorrente de efeitos do uso de sistemas de irrigação como o pivô central. Esses sistemas são instalados e ligados em rios da Bacia Amazônica de forma a garantir o fornecimento de água aos cultivos de milho e algodão.

A colheita dessas duas culturas ocorre entre junho e julho, no início da estação seca. Os cultivos irrigados com soja também tornam o estado o maior produtor brasileiro de grãos (Arvor et al., 2017). É importante ressaltar, ainda, que a produção de soja, milho e algodão na região requer o uso de grandes quantidades de agroquímicos, que podem afetar a biodiversidade amazônica (Schiesari et al., 2013) e refletir-se em valores elevados de pegada hídrica cinza.

Espera-se, ao longo do projeto, ter acesso aos dados tanto do volume de água utilizado na irrigação durante o ciclo de cada cultura, para estimar os valores de pegada hídrica azul, quanto do tipo e da quantidade de agroquímicos utilizados, para contabilizar a pegada hídrica cinza nessas áreas cultivadas nos estados.

Os estados Acre, Amazonas e Amapá apresentam baixa representatividade das culturas mostradas na Figura 6 quando se analisa a necessidade de irrigação no processo produtivo. As maiores atenções nas estimativas da pegada hídrica azul devem levar em consideração os cultivos irrigados para produzir café em Rondônia, cana-de-açúcar no Maranhão, Mato Grosso e Tocantins, e cereais que demandam mais água em Tocantins, Roraima, Pará, Maranhão e Mato Grosso. Portanto, para produzir cereais nesses cinco estados da Amazônia, é de fundamental importância que seja contabilizada a pegada hídrica azul, além da verde e da cinza.

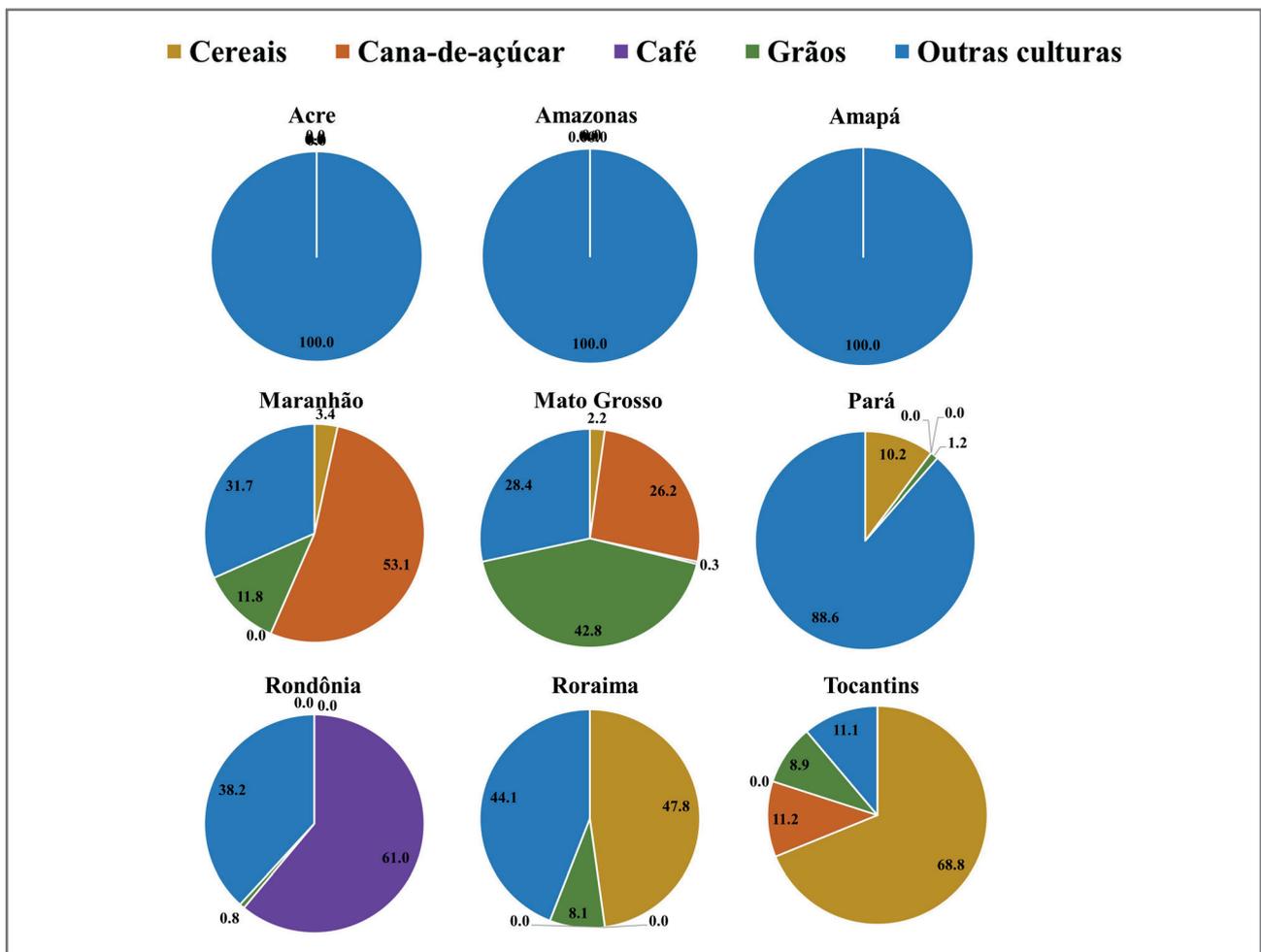


Figura 6. Uso da água na agricultura irrigada nos estados da Amazônia Legal.

Quanto à participação das outras culturas irrigadas nos estados, possivelmente a pegada hídrica azul deve ser estimada considerando-se o volume de água usado na irrigação de hortaliças e fruticultura.

Os sistemas de produção agropecuária não devem ser vistos apenas como sistemas produção de alimentos, fibras ou energia, mas como formas possíveis de cultivar a terra e aportar carbono nos componentes arbóreo e solo, como nos sistemas agroflorestais e no sistema plantio direto na palha, contribuir com a qualidade da água e do solo, promover belezas cênicas e melhoria das condições do solo, inclusive fornecendo condições para que outros organismos vivos ajudem a melhorar essa qualidade. Os serviços ambientais hídricos são fundamentais para a manutenção da vida e segurança hídrica (Smith et al., 2008).

Na Figura 7 é mostrado como os estados de Mato Grosso, Tocantins e Rondônia despontam em termos de águas adicionais para irrigação tanto para agricultura quanto para pecuária. Apenas o estado do Acre não apresenta áreas adicionais para cultivos irrigados.

Com base no Programa Produtor de Água, o foco está no controle da poluição rural em bacias hidrográficas estratégicas ao Brasil, com compromisso voluntário dos integrantes de projetos de pagamento por serviços ambientais de proteção hídrica, que recebem pagamento por provisão de águas com alta qualidade. As áreas cultivadas em cada estado precisam de compromissos voluntários para garantir a produção agrícola, sem negligenciar o papel que cada agricultor desempenha para garantir a qualidade da água na Amazônia.

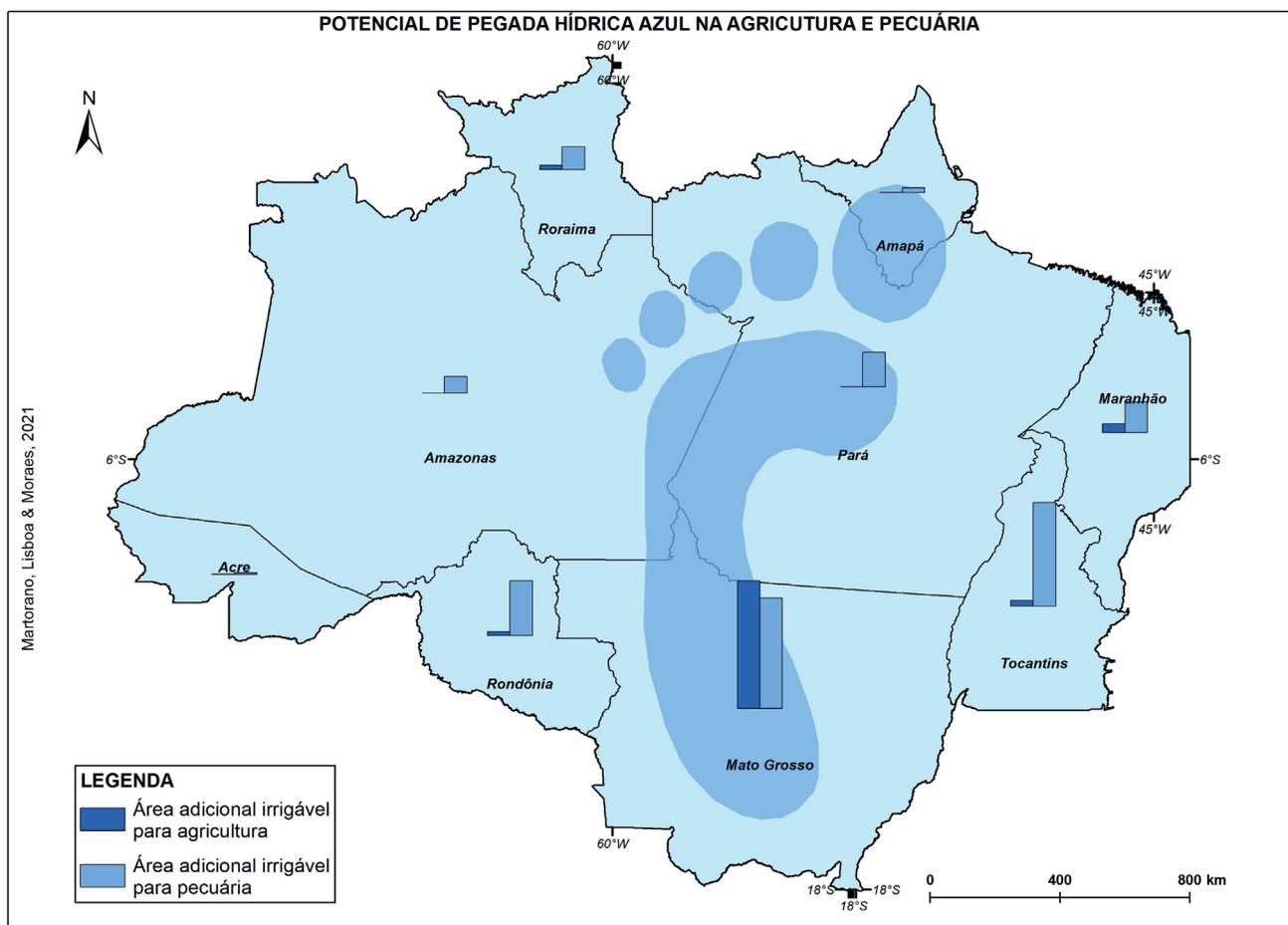


Figura 7. Análise do potencial da pegada hídrica cinza considerando-se as águas adicionais na agricultura e na pecuária na Amazônia Legal.

Conclusões

A pegada hídrica total (verde, azul e cinza) é um excelente indicador de uso eficiente da água em cultivos agrícolas, mas demanda bases de dados disponíveis sobre as áreas cultivadas nos estados da Amazônia.

Os cultivos de café irrigado em Rondônia, cana-de-açúcar e grãos na porção do Maranhão que pertence à Amazônia Legal, grãos e cana-de-açúcar em Mato Grosso, cereais em Roraima, Tocantins e Pará são exemplos de culturas que merecem atenção quanto aos dados para estimativa de pegada hídrica.

É possível estimar a pegada hídrica total de todas as culturas quando há disponibilidade de dados como duração do ciclo da cultura, quantidade de agroquímicos usados durante o cultivo, dados climáticos e dados sobre os cultivos irrigados nos estados amazônicos.

Referências

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. 300 p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 56).
- ARVOR, D.; TRITSCH, I.; BARCELLOS, C.; JEGOU, N.; DUBREUIL, V. Land use sustainability on the South-Eastern Amazon agricultural frontier: recent progress and the challenges ahead. **Applied Geography**, v. 80, p. 86-97, 2017.
- AYALA, L. M.; VAN EUPEN, M.; ZHANG, G.; PÉREZ-SOBA, M.; MARTORANO, L. G.; LISBOA, L. S.; BELTRÃO, N. E. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 569, p. 1159-1173, 2016.
- BIGGS, R.; SCHLÜTER, M.; SCHOON, M. L. **Princípios para construir resiliência: sustentação de serviços ecossistêmicos em sistemas socioecológicos**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 2015.
- BLENINGER, T.; KOTSUKA, L. K. Conceitos de água virtual e pegada hídrica: estudo de caso da soja e óleo de soja no Brasil. **Revista Recursos Hídricos**, v. 36, p. 15-24, 2015. <http://dx.doi.org/10.5894/rh36n1-2>.
- BULSINK, F.; HOEKSTRA, A. Y.; BOOIJ, M. J. The water footprint of Indonesian provinces related to the consumption of crop products. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 6, n. 4, p. 5115–5137, 2010.
- CAO, X.; WANG, Y.; WU, P.; ZHAO, X.; WANG, J. An evaluation of the water utilization and grain production of irrigated and rain-fed croplands in China. **Science of the Total Environmental**, v. 529, p. 10–20, 2015. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.011
- COSTA, D. C.; MARTORANO, L. G.; MARQUES, M. C.; EL-HUSNY, J. C.; NACIF, A. Pegada hídrica como indicador de sustentabilidade em polo de grãos na Amazônia. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13, p. 920-929, 2016. http://dx.doi.org/10.18677/Enciclopedia_Biosfera_2016_079.

CHOUCHANE, H.; HOEKSTRA, A. Y.; KROL, M. S.; MEKONNEN, M. M. The water footprint of Tunisia from an economic perspective. **Ecological Indicators**, v. 52, p. 311–319, 2015.

DA SILVA, V. DE P. R.; ALBUQUERQUE, M. F. DE; ARAÚJO, L. E. DE; CAMPOS, J. H. B. DA C.; SILVIA L. A. GARCÊZ, S. L. A.; ALMEIDA, R. S. R. Medições e modelagem da pegada hídrica da cana-de-açúcar cultivada no estado da Paraíba meteorologia e climatologia agrícola. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 19, n. 6, 2015. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v19n6p521-526.

ERCIN, A. E.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Sustainability of national consumption from a water resources perspective: the case study for France. **Ecological Economics**, v. 88, p. 133–147, 2013.

FAO. **CROPWAT 8.0 Model**. 2010. Disponível em: www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html. Acesso em: 10 jan. 2016.

GALLI, A.; WIEDMAN, N. T.; ERCIN, A.; KNOBLAUCH, D.; EWING, B.; GILJU, M. S. Integrating Ecological, Carbon, and Water Footprint into a "Footprint Family" of Indicators: definition and role in tracking human pressure on the planet. **Ecological Indicators**, v. 16, p. 100-112, 2012.

GLOOR, M.; BRIENEN, R. J. W.; GALBRAITH, D.; FELDPAUSCH, T. R.; SCHÖNGART, J.; GUYOT, J.-L.; ESPINOZA, J. C.; LLOYD, J.; PHILLIPS, O. L. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. **Geophysical Research Letters**, v. 40, p. 1729–1733, 2013.

HARRIS, J. C.; BIGGS, T.; FERREIRA, E.; HARRIS, D. W.; MULLAN, K.; SILLS, E. O. The color of water: the contributions of green and blue water to agricultural productivity in the Western Brazilian Amazon. **World Development**, v. 146, oct. 2021.

HESS, T. M.; LENNARD, A. T.; DACCACHE, A. Comparing local and global water agricultural and industrial products. **Water International**, v. 33, n. 1, p. 19–32, 2008.

HIRAKURI, M. H.; LAZZAROTTO, J. J. **O agronegócio da soja nos contextos mundial e brasileiro**. Londrina: Embrapa Soja, 2014. 70 p. (Embrapa Soja. Documentos, 349).

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard**. Earthscan. London, UK: Routledge, 2011.

HOEKSTRA, A. K.; CHAPAGAIN, A. Y. **Globalization of Water: sharing the planet's freshwater resources**. Wiley Online Library, 2008. <https://doi.org/10.1002/9780470696224>.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K. The water footprints of Morocco and the Netherlands: global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities. **Ecological Economics**, v. 64, p. 143–151, 2007.

HOEKSTRA, A. Y.; MEKONNEN, M. M. **Global Water Scarcity: the monthly blue water footprint compared to blue water availability for the world's major river basins**. The Netherlands: UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2011. (Value of Water Research Report Series, 53).

HOEKSTRA, A. Y. Water scarcity challenges to business. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 318-320, 2014.

HOEKSTRA, A. Y.; WIEDMANN, T. O. Humanity's unsustainable environmental footprint. **Science**, v. 344, p. 1114-1117, 2014.

HUANG, J.; ZHANG, H.; TONG, W.; CHEN, F. The impact of local crops consumption on the water resources in Beijing. **Journal of Cleaner Production**, v. 21, n. 1, p. 45–50, 2012.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. 2012. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 8 set. 2015.

LATHUILLIÈRE, M. J.; SOLVIK, K.; MACEDO, M. N.; GRAESSER, J.; MIRANDA, E. J.; COUTO, E. G. Cattle production in Southern Amazonia: Implications for land and water management. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 11, p. 114025, 2019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab30a7>.

MAJONE, B.; VILLA, F.; DEIDDA, R.; BELLIN, A. Impact of climate change and water use policies on hydropower potential in the south-eastern Alpine region. **Science of The Total Environment**, v. 543, p. 965-980, 2016.

MARTORANO, L. G.; LISBOA, L. S.; MUNIZ, R.; SOTTA, E.; BELTRÃO, N. Evidence of Ecological Resilience Clusters to climate typology in the Amazon Rainforest: a methodological proposal. In: INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE "OUR COMMON FUTURE UNDER CLIMATE CHANGE", 2015, Paris. **Abstract book**. [S.l.: s.n.]. p. 264.

MEKONNEN, M.; HOEKSTRA, A. Y. Water Footprint Benchmarks for Crop Production: a first global assessment. **Ecological Indicators**, v. 46, p. 214-223, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.013>

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 1577-1600, 2010.

MEKONNEN, M. M.; PAHLOW, M.; ALDAYA, M. M.; ZARATE, E.; HOEKSTRA, A. Y. Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the Caribbean. **Sustainability**, v. 7, n. 2, p. 2086-2112, 2015. DOI: 10.3390/su7022086

MORAES, J. R. S. C.; ROLIM, G. S.; MARTORANO, L. G.; APARECIDO, L. E. O.; BISPO, R. C.; VALERIANO, T. T. B.; ESTEVES, J. T. Performance of the ECMWF in air temperature and precipitation estimates in the Brazilian Amazon. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 141, p. 803–816, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00704-020-03231-2>.

ORTIZ-RODRIGUEZ, O. O.; NARANJO, C. A.; GARCÍA-CACERES, R. G.; VILLAMIZAR-GALLARDO, R. A. Water footprint assessment of the Colombian cocoa production. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 9, p. 823 – 828, 2015.

SCHYNS, J. F.; HOEKSTRA, A. Y. The added value of Water Footprint Assessment for national water policy: a case study for Morocco. **PLoS One**, v. 9, n. 6, 2014.

SIMONSEN, S. H.; BIGGS, R. O.; SCHLÜTER, M.; SCHOON, M.; BOHENSKY, E.; CUNDILL, G.; DAKOS, V.; DAW, T.; KOTSCHY, K.; LEITCH, A.; QUINLAN, A.; PETERSON, G.; MÖBERG, F. **Poniendo en práctica el pensamiento resiliente: siete principios para desarrollar la resiliencia en los sistemas socio-ecológicos**. Stockholm, SW: Stockholm Resilience Centre, 2016.

SCHIESARI, L.; WAICHMAN, A.; BROCK, T.; ADAMS, C.; GRILLITSCH, B. Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, p. 20120378, 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0378>.

SMITH, M.; DE GROOT, D.; PERROT-MAÎTRE, D.; BERGKAMP, G. **Pay**: establishing payments for watershed services. Gland: IUCN, 2008.

TOZZINI, L.; PANNUNZIO, A.; SORIA, P. T. Water Footprint of Soybean, Maize and Wheat in Pergamino, Argentina. **Agricultural Sciences**, v. 12, p. 305-323, 2021.

VILLA, P. M.; MARTINS, S. V.; OLIVEIRA NETO, S. N.; RODRIGUES, A. C.; MARTORANO, L. G.; MONSANTO, L. D.; CANCIO, N. M.; GASTAUER, M. Intensification of shifting cultivation reduces forest resilience in the northern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 312-320, 2018.

XU, Y.; HUANG, K.; YU, Y.; WANG, X. Changes in water footprint of crop production in Beijing from 1978 to 2012: a logarithmic mean Divisia index decomposition analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, n. 1, p. 180–187, 2015.

YANG, H.; WANG, L.; ABBASPOUR, K. C.; ZEHNDER, A. J. B. Virtual water trade: an assessment of water use efficiency in the international food trade. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, n. 3, p. 443–454, 2006.

YOO, S.-H.; CHOI, J.-Y.; LEE, S.-H.; KIM, T. Estimating water footprint of paddy rice in Korea. **Paddy and Water Environment**, v. 12, n. 1, p. 43–54, 2013.