

HUGO THANER DOS SANTOS

**ANÁLISE DE *FOOTPRINT* E EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM PASTAGEM
NATURAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Aplicada, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Eduardo Alvarez Santos

Coorientador: Aristides Ribeiro

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2020**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

Santos, Hugo Thaner dos, 1990-
S237a Análise de footprint e eficiência no uso da água em
2020 pastagem natural / Hugo Thaner dos Santos. – Viçosa, MG,
2020.
153 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexo.

Orientador: Eduardo Alvarez Santos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Evapotranspiração. 2. Carbono. 3. Efeitos do vento.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Meteorologia
Aplicada. II. Título.

CDD 22. ed. 551.572

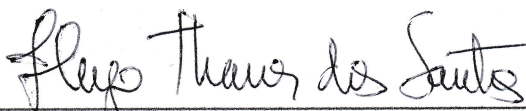
HUGO THANER DOS SANTOS

**ANÁLISE DE *FOOTPRINT* E EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM PASTAGEM
NATURAL**

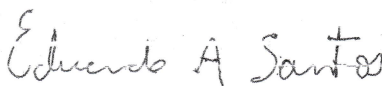
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Aplicada, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 06 de novembro de 2020.

Assentimento:



Hugo Thaner dos Santos
Autor



Eduardo Alvarez Santos
Orientador

*A Deus toda honra e glória para todo o
sempre.*

AGRADECIMENTOS

Glorificado e Exaltado seja o Senhor Deus criador dos céus e da terra. Hoje vivo o Salmo 3.5 que diz “Eu me deitei e dormi; acordei, porque o Senhor Deus me sustentou”. Em primeiro lugar agradeço a Deus por ter sido ao longo de todos os anos da minha vida um ajudador fiel, pois pela misericórdia dEle esta tese foi concretizada e para glória dEle essa tese foi escrita.

Minha amada família pelo incondicional apoio na realização deste doutorado. Meu pai Carlos Augusto, minha mãe Vilma e minha irmã Taís que me ajudaram em tudo que precisei durante o doutorado.

Aos grandes amigos, pessoas que Deus levantou para me ajudar nos momentos mais difíceis da minha vida: Derli Coelho, Magda Santos, Rondinelli Amaral, Samuel Amaral, Josélia Vieira, Muara Cristian, Dellys Lago, Andréia Silva, Fabíola Vieira Gonçalves, Andrezza de Oliveira Braga, Dayse Oliveira, José Darlon Nascimento Alves, Nathalia Miranda, Breno Ferreira, Marcone Vasconcellos (*in memoriam*), Adolpho Emanuel Quintela da Rocha, Elias Mendes, Mariana Reis, Ernane Gomes, Daniela Pinto Gomes, Selma Cris, Lucas Freitas, Álvaro Diaz, Débora Candeias, Joice Lemos, Aldir Carlos Silva, Asdrúbal Farías, Guilherme Mapa Souza Prado, Mariana Magalhães, João Vitor Toledo e Gabriela Queiroz.

Aos professores do programa de pós-graduação em Meteorologia Aplicada da UFV por todos os ensinamentos: Aristides, Britaldo, Flávio, Gabrielle, Hamakawa, Hewlley, Jackson, Marcos Heil, Pruski, Roberto Avelino, Wagner e Zolnier.

Aos Professores Gilberto Sediya e Álvaro Tibiriçá pela receptividade, ajuda e ensinamentos.

Ao Professor Eduardo Alvarez pela confiança, apoio, ajuda, ensinamentos, incentivo, paciência e orientação.

A banca examinadora pelas sugestões e críticas ao trabalho.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de doutorado (processo 140178/2016-3).

A National Science Foundation pelo financiamento da pesquisa.

O apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil - (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Aos vizinhos de sala e companheiros de disciplinas pelos ensinamentos e ajuda: Marshall Victor Chagas, Gabriel Peterle, Heitor Filpi, Rian Antônio, Bruna Paim, Alex Silva, Cristian Zuluaga, Lívia Dias, Lívia Brumatti, Carlos Diego Gurjão,

Sandro Moreira, Laura Thebit, Vanúcia Schumacher Pogorzelski, Gisele Carolina, Dionei Lima, Santos Henrique Brant, Gustavo Henrique da Silva, David Bruno Sousa e Pablo Benitez.

Ao corpo técnico-administrativo da UFV pelos ensinamentos e soluções de problemas, principalmente a Lucimar Cardoso, Álvaro Couto, Aline de Souza, Ana Veloso, José Domingos, Luciana Maria Pereira, Djenane Ferreira, Fernando Trivellato, Edson Martinho Ramos, Vera Quintão, José Luiz Martins, Maria Terezinha, Elilce Figueiredo, Ana Santelices, Débora Ferreira, Luciana de Sousa Feres, Adriana Santana Gonçalves, Maria Gontijo, Vânia Maria Duarte, Valdeli Augusto, Hermes Nunes, Fabiano Rodrigues, Alex Pinheiro, Bruno Soares, Aline Vaz, Wilton Ramos, Ulisses Comini, Sheila, Miriã Mota, Sérgio Lourenço de Freitas, Marcos Teixeira, Alice Pires, Juliana Otoni e Claudimar Orlando.

Ao Professor José Henrique de Oliveira, Professor Clovis Andrade, Professor João Galvão, Professor Frederico Passos, Professor Fernando França da Cunha, Professor Bernardo Pimentel, Professor Marcos Furtado, Professor Fernando Baêta, Professor Gustavo Ferreira Martins, Professor Vinícius Catão, Professor Eduardo França, Professora Fabiana Melo, Professora Wânia Guimarães, Professor Ronan Capobianco, Professor José Rogério de Oliveira, Professora Nilda Soares e Professor Alexandre Peternelli por todos os ensinamentos e apoio durante o doutorado.

À Ana Beatriz dos Santos por me ajudar em tudo que precisei ao longo do curso de doutorado.

A todo corpo discente do Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Aplicada por confiarem, plenamente, em mim, o exercício institucional da Representação Discente do Programa.

Ao Renam de Oliveira pela ajuda na instalação em Viçosa e ao Matheus Zonta, André Freitas e Adalberto Lira pela receptividade em Viçosa.

A Catedral das Assembléias de Deus em Viçosa (AD Viçosa) pela receptividade.

A Núcleo Academia pelos dias divertidos.

A Tecnológica Computadores pelos ensinamentos, paciência e suporte em Informática, em especial ao Renato e toda sua equipe.

A FUNARBE pelos ensinamentos na área de gestão da pesquisa e órgãos de fomento.

A Biblioteca Central da ESALQ, em especial a Vilma e a Thais; a Biblioteca do Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Agro-ambientali da Università di Pisa, em especial a Rosanna Bertozzi e a Biblioteca Centrale do Centro Nazionale di Ricerca, em especial ao Danilo Dezzi pelo eficiente atendimento na comutação bibliográfica e auxílio com as referências desta tese.

Aos Bibliotecários Ligiana Clemente do Carmo Daminano e Lucas da Silva Barbosa pelos ensinamentos nas áreas de Ciência da Informação e Bibliometria.

À Maria das Graças Lourenço Soares de Freitas pelas soluções rápidas, ensinamentos, eficiência, assertividade, apoio, assessoria e paciência ao longo de todo o curso de doutorado.

Ao *National Ecological Observatory Network* (NEON) pela paciência, direcionamentos, ajuda e informações sobre o monitoramento da pastagem natural, em especial: Hongyan Luo, Chris Florian, Ed Ayres, Tanya Vance, Teresa Burlingame, Becky Eaves, Michael SanClements, Josh Roberti, Christine Laney e Dave Barnett.

A *Konza Prairie Biological Station*, principalmente ao Patrick O'Neal por todas as informações sobre a pastagem natural.

Aos pesquisadores Benjamin Sulman, Sérgio Nascimento Duarte, Wilk Sampaio, Roberto Filgueiras, George Burba, Prajaya Prajapati, Timo Vesala, John Hunt, Douglas Goodin, Craig Clements, Diego Marcondes, Érica Nakai, Getulio Fonseca, Rafael Petruceli, Henrique Tozzi, Emerson Ferrara, Fabiano Freiman, Milton Edgar, Francisca Zenaide, Raoni Bosquilia, Aline Silva Oliveira e Alexandre Brandão por todos os ensinamentos, discussões e idéias.

A Professora Natascha Kljun por todos os ensinamentos sobre *footprint*.

A Aylen Ramos por todos os ensinamentos sobre MatLab.

A Lais Rosa pela paciência e ensinamentos em georrefereciamento.

Ao Lucas Maltoni pela ajuda com a diagramação das imagens.

As Professoras Renata Alcarde e Sonia Stefano Piedade pelos ensinamentos em estatística.

Ao Laboratório Química da Rizosfera do Departamento de Fitotecnia da UFRRJ e ao CIEP 155, onde estão minhas raízes profissionais como pesquisador e professor.

Aos professores da época de graduação pelos conselhos profissionais e ensinamentos, em especial o Jorge Jacob, Vanessa Holanda, Alberto Pardossi,

Jorge Pimenta, Carlos Rodrigues Pereira, Alexandre Ravelli, Rosana Giacomini, Pasqualina Leonardis, Angela Zinnai, Francesca Venturi, Alessandro Saviozzi, Alberto Grainfenberg, Lucia Natali, Damiano Remorini, Rosano Massai, Pier Megale, Ivan Solinas, Guido Ferruzzi, Adriana Venceslau e Luis César Passoni.

Ao pessoal da UFRRJ, UENF e UNIPI pela torcida: Cida Dias, Marcio Lopes, Ana Cristina, Mariena Castro, Armando, Alessandra, Robson, Fabiana Almeida e Brenno Astiarraga.

Aos meus ex-orientados pelos ensinamentos: Sílvio Humeniuk, Stephanie do Carmo, Juliana Zucolotto, Giovanni Papa, Jessica Camila, Yane Iacope e Maria Eugênia Richter.

Ao Curso de Extensão em Língua Inglesa (CELIN) pelos ensinamentos da língua inglesa, pela concessão da bolsa de estudos e aos professores Samuel, Tânia, Jardel, Gabriela, Aline e Rafael.

A Lita, Louis, Paula Bonassa, Barbara Esteves, María Alejandra, Mirian, João Andrade, Michael, Letícia, Wendell, Moisés Mazza, Cristina e Reis pela amizade e conversas construtivas.

Aos familiares de Ponte Nova pela receptividade e amizade: Laura, Adão, João Paulo, Antônio Sérgio, Silvânia, Guilherme, Carlos Alberto, Arlindo, José Flávio, Vera, Bruna, Maria Tereza, André, Wanessa e Natália.

Ao 513 e a república Caverna do Dragão pelas boas risadas, ensinamentos, coragem, convivência, paciência e amizade: Patusso Mariano, Deivisson Barbosa, Danilo Braga, Cayrê Serafim, Carlos Moura, Allan Felipe, Erick Martuscelli, Sylvio Negler, Helder Lacerda, Julio Coelho, Thiago Batista, Alexandre Marcondes, Jean Fausto e Vinícius Rodrigues.

Aos companheiros de graduação pelas risadas, ensinamentos, conversas e viagens: Juliana Pereira, Natalia Frasson, Nara Fontes, Febiano Melo, Caroline Figueiredo, Ricardo Parlow, Samuel José e Vanessa Guimarães.

Aos professores das escolas que estudei ao longo da educação básica, pela paciência e ensinamentos de cidadania e vida: Escola Municipal Goiás, Centro Municipal de Ensino Roberto Silveira e Colégio Agrícola Nilo Peçanha.

Aos grandes professores da época do vestibular, exemplos para a Educação Brasileira, pela paciência e preciosos ensinamentos: Cristiane, Fabiane Albuquerque, Tiago Capobianco, Thiago Novaes, Jackelline Marques, Rosana Goz, Alexandre, Deize Mara e Cirlene Sanson.

Aos professores Leomar Tiradentes e Mathias Viana pelo aconselhamento na reta final do doutorado.

Ao Rangel Cunha Costa pela amizade, conversas divertidas, ensinamentos e conselhos.

A pesquisadora Cristiane Frauches pelo incentivo e conselhos.

Ao Giorgio Iorio e Andresa Leal pelos conselhos.

A Renata, Rodrigo, Marianna, Mariana, Izabella, Suzi, Fábio, Júnia, João Daniel, Matheus Assis, Isac, Claudia Gonsalez, Cláudia Ramos, Ricardo, Neide, Marcos, Danielle, Thiago, Carla e André pelos ensinamentos.

A Universidade Federal de Viçosa, local onde vivi Gênesis 41.51 “chamou Manassés; porque disse: Deus me fez esquecer de todo o meu trabalho.”

E a todos aqueles que contribuíram de alguma forma para realização desta tese.

No mais, meus sinceros agradecimentos e que Deus ilumine, guarde e abençoe todos vocês.

RESUMO

SANTOS, Hugo Thaner dos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2020. **Análise de *footprint* e eficiência no uso da água em pastagem natural.** Orientador: Eduardo Alvarez Santos. Coorientador: Aristides Ribeiro.

As pastagens naturais são consideradas um importante bioma devido a sua grande biodiversidade, importante função no ciclo do carbono, produção de gado e outros serviços ambientais. Devido à importância ecológica e econômica das pastagens naturais, é necessário estudar como a variabilidade climática e as práticas de manejo influenciam os fluxos de carbono e energia. O estudo da interação entre os fluxos de carbono e energia é necessário para compreender a interação pastagem natural-atmosfera. A associação entre os fluxos de CO_2 e H_2O pode ser feita estudando a eficiência do uso da água (WUE). Os objetivos desta tese são suscitar as peculiaridades das estimativas de WUE em nível de folha, planta e ecossistema; analisar a origem dos fluxos de massa e energia em uma pastagem natural por meio de um modelo de *footprint* e quantificar a WUE de uma pastagem natural. A meta-análise indicou que as estimativas de WUE em diferentes escalas demandam instrumentos precisos e muitas vezes caros, por exemplo, o método *eddy covariance* (EC). A estimativa da WUE com os isótopos estáveis representa o único método que pode ser utilizado para estimar a WUE da folha à escala de ecossistema. Fluxos de CO_2 e energia foram obtidos pelo método EC em um local pertencente à Rede Nacional de Observação Ecológica (NEON) na Estação Biológica da Konza Prairie (KPBS) em 2017, 2018 e 2019. Uma parametrização de um modelo de *footprint* (FFP) foi utilizada para determinar a área de influência dos fluxos turbulentos. Foi observado que em 2018 a área agregada de contribuição para os fluxos no sítio foi igual a 146,1 hectares e em 2017 e 2019 esse valor foi 29% e 25% menor, respectivamente. Em todos os anos, o *footprint* apresentou uma área maior em condições estáveis de estabilidade atmosférica e menores valores de comprimento de rugosidade. Os resultados indicam que as bacias hidrográficas K2A, C3SA, K20A, C3SB e K1B contribuíram com 83%, 12,4%, 2,7%, 1% e 0,5%, para os fluxos medidos, respectivamente. A eficiência do uso da água pelo ecossistema (WUE_e) foi calculada para os anos de 2017, 2018 e 2019 utilizando a relação entre a

produtividade primária bruta e a evapotranspiração real. A WUE_e média foi igual a 2,02; 2,86 e 2,28 g C kg⁻¹ H₂O, nos anos de 2017, 2018 e 2019, respectivamente. A pastagem natural se comportou como sumidouro de carbono no triênio avaliado, sendo o maior GPP igual a 1007,20 gC m⁻² e observado em 2019, ano com maior disponibilidade hídrica no solo na KPBS. Em 2017 e 2018, a WUE_e foi dependente da disponibilidade de água no sítio (razão de Bowen (β) > 0). Já em 2019, a WUE_e foi dependente da disponibilidade de energia (β < 0). A WUE_e representou uma resposta biofísica da pastagem natural aos anos secos (2017 e 2018) e ao ano úmido (2019) na KPBS. Medições de fluxos adicionais são necessárias para estudar outras bacias hidrográficas da KPBS sob diferentes condições de manejo.

Palavras-chave: Condições Aerodinâmicas. Carbono. Evapotranspiração.

ABSTRACT

SANTOS, Hugo Thaner dos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2020. **Footprint analysis and water use efficiency in grassland ecosystem.** Adviser: Eduardo Alvarez Santos. Co-adviser: Aristides Ribeiro.

Grasslands are an important biome due to their large biodiversity, important role in the carbon cycle, livestock production and other ecosystem services. Due to the ecological and economic importance of grassland's ecosystems, it is necessary to study how the climate variability and management practices affect carbon and energy fluxes. Studying the interaction between carbon and energy fluxes is necessary to understand the grassland-atmosphere interaction. The association between CO₂ and H₂O fluxes can be made by studying the water use efficiency (WUE). The objectives of this thesis are to analyze the peculiarities of WUE estimatives at the leaf, plant and ecosystem level; analyze the origin of mass and energy fluxes in a grassland ecosystem using a parameterization of a footprint model and calculate the WUE of a grassland ecosystem. The meta-analysis indicates that WUE estimates at different scales demand precise and often costly instruments, for example, the eddy covariance (EC) method. The estimate of the WUE with the stable isotopes represents the only method that can be used to estimate WUE from leaf to ecosystem scale. Fluxes of CO₂ and energy were obtained by the EC method at a site belonging to the National Ecological Observation Network (NEON) at Konza Prairie Biological Station (KPBS) in 2017, 2018 and 2019. A parameterization of a footprint model (FFP) was used to determine the area of influence of turbulent fluxes. It was observed that in 2018 the aggregate area of contribution to the fluxes at the site was equal to 146.1 hectares and in 2017 and 2019 this value was 29% and 25% smaller, respectively. In all years, the footprint presented a larger area under stable conditions of atmospheric stability and shorter roughness length values. The results indicate that the watersheds K2A, C3SA, K20A, C3SB and K1B contributed 83%, 12.4%, 2.7%, 1% and 0.5%, to the measured fluxes respectively. The ecosystem water use efficiency (WUE_e) was calculated for the years of 2017, 2018 and 2019 using the ratio of gross primary productivity to actual evapotranspiration. The mean WUE_e was equal to 2.02; 2.86 and 2.28 g C kg⁻¹ H₂O, in the years 2017, 2018 and

2019, respectively. The grassland behaved as a carbon sink in the three-year period evaluated, with the highest GPP equal to $1007.20 \text{ gC m}^{-2}$ observed in 2019, the year with the greatest soil water availability at KPBS. In 2017 and 2018 WUE_e was dependent on water availability (Bowen Ratio (β) > 0), in 2019 WUE_e was dependent on energy availability ($\beta < 0$). The WUE_e represented a biophysical response from grassland to dry years (2017 and 2018) and wet year (2019) at KPBS. Additional flux measurements are needed to study other watersheds at KPBS under different management conditions.

Keywords: Aerodynamic conditions. Carbon. Evapotranspiration.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Magnitudes da WUE em diferentes ambientes.	55
Figura 2 – Localização da torre micrometeorológica e caracterização das bacias hidrográficas da Estação Biológica Konza Prairie, Manhattan, KS, 2020.	85
Figura 3 – <i>Footprint</i> agregado e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS, 2017. As isolinhas indicam as linhas de contorno do FFP de 10 a 90%, com intervalos iguais a 10%.....	91
Figura 4 – <i>Footprint</i> agregado e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS, 2018. As isolinhas indicam as linhas de contorno do FFP de 10 a 90%, com intervalos iguais a 10%.....	92
Figura 5 – <i>Footprint</i> agregado e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS, 2019. As isolinhas indicam as linhas de contorno do FFP de 10 a 90%, com intervalos iguais a 10%.....	93
Figura 6 - Distribuição vetorial da velocidade do vento na Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS.	95
Figura 7 – Parâmetro de estabilidade atmosférica (z_m/L) e comprimento de rugosidade (z_0), calculados a cada 30 minutos, no período diurno, em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS. Atmosfera instável ($z_m/L < -0.1$); Atmosfera neutra ($-0.1 \leq z_m/L \leq 0.1$); Atmosfera estável ($z_m/L > 0.1$)...	96
Figura 8 – <i>Footprint</i> em domínio fixo e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS. A isolinha vermelha indica a linha de contorno do FFP de 80%. Os números descritos na cor azul indicam a contribuição percentual das bacias hidrográficas na origem dos fluxos do sítio. A – condição instável ($z_m/L < -0.1$) (05/08/2017 22 horas UTC); B – condição neutra ($-0.1 \leq z_m/L \leq 0.1$) (20/08/2018 18 horas UTC); C – condição estável ($z_m/L > 0.1$) (05/08/2019 12.30 horas UTC).....	99
Figura 9 – Distribuição vetorial do comprimento de rugosidade na Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS.	100
Figura 10 – Contribuição média mensal das bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie na origem dos fluxos de massa e energia da pastagem natural, Manhattan, KS pelo <i>Flux Footprint Prediction</i>	102
Figura 11 – Dados diários de precipitação pluviométrica total (P) e conteúdo de água no solo (SWC) (média $\pm$ desvio-padrão) em diferentes profundidades (0.15 m e 0.45 m) na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.....	121
Figura 12 – Temperatura do ar (T_{air}) e déficit de pressão de vapor (VPD) medidos a cada 30 minutos, temperatura diária do solo (T_s) (média $\pm$ desvio-padrão) e radiação global diária (R_g) na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.	123
Figura 13 – Fluxos de massa em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.	125

Figura 14 – Valores diários de fator de desacoplamento (Ω), condutância estomática (g_c) e condutância aerodinâmica (g_a) em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.	126
Figura 15 - Eficiência no uso da água (WUE_e) em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.....	131
Figura 16 – Fluxos de energia em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.	134
Figura 17 – Razão de Bowen (β) diária na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.....	136

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Teste de Bonferroni para eficiência no uso da água em diferentes ambientes.....	56
Tabela 2 – Caracterização das magnitudes das estimativas da eficiência no uso da água.	60
Tabela 3 – Contribuição média das bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie na origem dos fluxos de massa e energia da pastagem natural, Manhattan, KS.....	97
Tabela 4. Limites inferiores e superiores aplicados em cada variável para filtragem de dados espúrios	116
Tabela 5 – Fluxos acumulados de carbono em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.....	124
Tabela 6 – Fluxos de energia (média diária $\pm$ desvio-padrão) em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.....	133

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	18
1.1 PASTAGENS NATURAIS	19
1.2 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA.....	20
1.3 EDDY COVARIANCE	24
1.4 <i>FOOTPRINT</i>	26
1.5 ESBOÇO DA TESE	27
1.6 REFERÊNCIAS.....	28
2. EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM CULTIVOS AGRÍCOLAS E VEGETAÇÃO NATURAL: UMA META-ANÁLISE	35
RESUMO	35
PALAVRAS-CHAVE.....	35
2.1 INTRODUÇÃO	35
2.2 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM NÍVEL DE FOLHA	36
2.3 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM NÍVEL DE PLANTA	42
2.4 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM NÍVEL DE ECOSISTEMA	46
2.5 ANÁLISE DOS DADOS DE WUE DISPONÍVEIS NA LITERATURA CIENTÍFICA	52
2.5.1 METODOLOGIA	52
2.5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
2.6 PERSPECTIVAS FUTURAS DA EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA.....	57
2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	60
2.8 REFERÊNCIAS.....	61
ANEXO 1 – Referências incluídas na base de dados da meta-análise	76
3. ANÁLISE DE <i>FOOTPRINT</i> EM UMA PASTAGEM NATURAL.....	83
RESUMO.....	83
PALAVRAS-CHAVES	83
3.1 INTRODUÇÃO	84
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	85
3.2.1 Sítio monitorado.....	85
3.2.2 <i>Flux Footprint Prediction</i>	86
3.2.2.1 Variáveis de entrada.....	86
3.2.2.2 Estimativas do <i>footprint</i>	88
3.3 RESULTADOS.....	90

3.4 DISCUSSÃO	103
3.5 CONCLUSÕES	106
3.6 REFERÊNCIAS.....	106
4. QUANTIFICAÇÃO DA EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA DE UMA PASTAGEM NATURAL UTILIZANDO O MÉTODO <i>EDDY COVARIANCE</i>	112
RESUMO.....	112
PALAVRAS-CHAVES	112
4.1 INTRODUÇÃO	112
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	113
4.2.1 SÍTIO MONITORADO	113
4.2.2 MONITORAMENTO MICROMETEOROLÓGICO.....	114
4.2.2.1 <i>Instrumentos Meteorológicos</i>	114
4.2.2.2 <i>Cálculo dos fluxos de CO₂ e energia</i>	115
4.2.2.3 <i>Processamento e correções de dados de fluxos</i>	116
4.2.2.4 <i>Controle de qualidade dos dados</i>	116
4.2.2.5 <i>Preenchimento de falhas</i>	117
4.2.3 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA.....	117
4.2.3.1 <i>Magnitude de estimativa</i>	117
4.2.3.2 <i>Partição da troca líquida de carbono</i>	118
4.2.3.3 <i>Estimativa da evapotranspiração e fator de desacoplamento do ecossistema</i>	118
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	120
4.3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS	120
4.3.2 FLUXOS DE CO ₂ E VAPOR D'ÁGUA	124
4.3.3 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA.....	130
4.3.4 FLUXOS DE ENERGIA	133
4.4 CONCLUSÕES	138
4.5 REFERÊNCIAS.....	139
5. CONCLUSÕES GERAIS E DIREÇÕES FUTURAS.....	151
5.1 SUMÁRIO DOS RESULTADOS	151
5.2 DIRECIONAMENTOS PARA PESQUISAS FUTURAS.....	153

1. INTRODUÇÃO GERAL

As pastagens naturais estão presentes em todos os continentes da Terra e podem ser consideradas um dos maiores sumidouros de CO₂ da Terra devido a sua grandeza territorial e diversidade da flora (BENGTSSON et al., 2019). Estudos científicos têm revelado que as pastagens naturais podem fixar até 74 g C m⁻² ano⁻¹ e mediante os resultados apresentados pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (2018), a concentração de CO₂ no ar aumentou 1.8 mg kg⁻¹ ano⁻¹ nos últimos 40 anos. Com isso é necessário entender a fixação de carbono pelas pastagens naturais devido à previsão de aumento da concentração de CO₂ no ar nos próximos anos (SHA et al., 2020; UMAIR et al., 2020).

A consideração das mudanças na concentração de CO₂ no ar na prestação de serviços ambientais pelas pastagens naturais é essencial para o entedimento biofísico deste ecossistema, pois além do armazenamento de carbono, os serviços ambientais prestados pelas pastagens naturais consistem na conservação do solo, paisagismo e serviços agrícolas como a produção extensiva de gado, por exemplo. Assim é possível perceber que as pastagens naturais apresentam uma extrema importância ecológica para Terra devido aos benefícios ambientais, sociais e econômicos prestados à humanidade (BENGTSSON et al., 2019).

Uma das formas de monitorar *in situ* a concentração de CO₂ nos ecossistemas naturais é por meio do método da covariância de vórtices turbulentos (METZGER et al., 2019), ou seja, a partir do monitoramento micrometeorológico das pastagens naturais ao longo de diferentes épocas e anos é possível verificar se existem variações sazonais e temporais nas concentrações de gases traços do ecossistema (METZGER et al., 2019), calcular a troca líquida de carbono em função das medidas da concentração de CO₂ no ar e entender as causas das variações dos fluxos de carbono em função das variáveis aerodinâmicas e ambientais das pastagens naturais, por exemplo, direção do vento, comprimento de Obukhov, comprimento de rugosidade, precipitação pluviométrica, conteúdo de água no solo, déficit de pressão de vapor, radiação solar e temperatura do ar (MCCOMBS et al., 2019; WANGWANG et al., 2020).

Devido à grandeza territorial de ecossistemas de pastagem natural, além de monitorar a concentração dos gases traços é necessário analisar a contribuição das áreas das pastagens naturais na origem dos fluxos de carbono e energia das

pastagens naturais, de tal modo que seja possível entender em modo espacial como as condições de manejo influenciam a origem dos fluxos de carbono e energia e assim entender espacialmente esses fluxos das pastagens naturais em função das contribuições das áreas de origem (MCCOMBS et al., 2019).

Assim, os objetivos gerais desta tese são: analisar a contribuição das áreas de uma pastagem natural na origem dos fluxos de massa e energia por meio de uma parametrização de um modelo de lagrangiano e quantificar a eficiência no uso da água por meio do método da covariância de vórtices turbulentos.

1.1 PASTAGENS NATURAIS

As pastagens naturais, também denominadas pradarias ou pampas, são ecossistemas formados em grande parte por vegetação de pequeno a médio porte com alto índice de biodiversidade vegetal (BLAIR et al., 2014). Estes ecossistemas estão presentes em todo o mundo, compondo 40% da superfície terrestre, podendo ser utilizados, por exemplo, para produção de gado de corte em regime extensivo, como parque ambiental visando o turismo ou ainda cumprindo a legislação ambiental como área de preservação (STROMBERG, 2011; SCHLAEPFER et al., 2017).

As pastagens naturais são biomas que exercem função no equilíbrio ecológico regional e global devido sua interação com outros ecossistemas e efetiva participação no ciclo de carbono. As pastagens naturais são sensíveis à ação antrópica se comparado com outros ecossistemas e já existem indícios que as pastagens naturais expressam efeitos biológicos da variabilidade climática (STROMBERG, 2011; CRAINE et al., 2012), como por exemplo, aumento na produtividade primária bruta e expansão da população de espécies C3 em função do aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, aumento da evapotranspiração em função do aumento da temperatura do ar e mudanças fenológicas das plantas forrageiras devido a variabilidade do regime pluviométrico (REN et al, 2017; SHOKO E MUTANGA, 2017; REEVES, 2018; LIU et al., 2018).

As pastagens naturais apresentam diversidade de mecanismos fisiológicos vegetais, ou seja, é possível encontrar plantas C3 e C4 na mesma área do biossistema, com isso é possível inferir que, as vias C3 e C4 das plantas forrageiras ali presentes influenciem nos fluxos de energia e CO₂, pois as plantas C4, diferentemente das plantas C3, apresentam uma estrutura foliar que as permite

melhor uso do CO₂ no metabolismo do carbono e nitrogênio de tal modo que o uso da água, em geral, é mais eficiente se comparado com as plantas C3 (HAY E PORTER, 2006).

Mediante a variabilidade climática existente na Terra, a diversidade fisiológica das pastagens naturais e ainda a dinâmica da flora e fauna nos diversos biomas existentes no planeta em função das ações antrópicas para expansão da agricultura ou urbanização, se faz necessário o estudo micrometeorológico das pastagens naturais tendo por meta entender seu funcionamento biofísico, ou seja, como ocorre a interação da pastagem natural com a atmosfera, tendo em vista que durante determinada época do ano as pradarias apresentam sazonalidade no crescimento do dossel, não sendo claros até ao dia de hoje como ocorrem os fluxos de vapor d'água nas pastagens naturais (WAGLE et al., 2017).

Em geral, as plantas forrageiras completam seu ciclo fenológico ao longo do ano e até ao dia de hoje não tem sido estudada a variabilidade espacial de fluxos micrometeorológicos nas pastagens naturais à vista das diversidades fisiológica e taxonômica destas angiospermas em campo (TOWNE, 2002). Sabendo que de um ano para outro pode ocorrer eventos em que os estádios fenológicos destas plantas podem apresentar diferenças temporais em resposta às condições atmosféricas na pastagem natural, o pampa pode apresentar uma variabilidade nos fluxos de água em resposta a diversidade botânica, densidade vegetal e as condições atmosféricas (KIM et al, 2006; STROMBERG, 2011; BLAIR et al., 2014).

1.2 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA

De acordo com Oki e Kanae (2006), as estimativas dos fluxos de água são as medidas mais relevantes no âmbito dos recursos hídricos. Segundo ainda os pesquisadores, os cultivos agrícolas e as pastagens representam um terço da evapotranspiração no planeta Terra. De acordo com Jung et al (2010), o estudo da estimativa da evapotranspiração e sua respectiva variabilidade espaço-temporal permite entender a variabilidade climática terrestre e ainda permite detalhar o ciclo hidrológico na Terra, pois a evapotranspiração conecta o ciclo da água, do carbono e o balanço de energia, ou seja, a evapotranspiração possui uma representatividade efetiva no ciclo hidrológico terrestre, atuando como uma das controladoras da

temperatura da superfície terrestre (fluxo de calor sensível) e ainda no retorno de 60% da chuva anual da terra para a atmosfera.

A evapotranspiração apresenta uma dinâmica temporal e existem vias bioquímicas das plantas que também apresentam dinâmica temporal, por exemplo, a respiração vegetal e a fotossíntese (fluxos de CO_2). E a partir destes fenômenos, o pleno entendimento da interação pradaria-atmosfera deve levar em consideração, os diversos fluxos de gases que ocorrem no ecossistema (SAUGIER E RIPLEY, 1978; HU et al., 2008).

As pastagens naturais têm dois fluxos que regem seu desempenho ecológico, o fluxo de água e o fluxo de carbono. Com isso se faz necessário estudar associadamente estes fluxos para melhor compreensão da interação pastagem natural-atmosfera. Esta associação pode ser feita por meio do estudo da eficiência do uso da água (FLANAGAN E FARQUHAR, 2014; MEDLYN et al., 2017).

Brando et al (2017) utilizaram estimativas de eficiência do uso da água para entender as conseqüências pós-queimadas na flora do sudeste da Amazônia, Von Randow et al (2017) verificaram as respostas das plantas às ações de manejo florestal por meio da estimativa da eficiência do uso da água na Amazônia, já Kuglitsch et al (2008) verificaram que a estimativa da eficiência no uso da água elucida a interação atmosfera-vegetação em ecossistemas florestais na Europa. Sharma et al (2017), Rana et al (2018), Pakoktom et al (2013) e Rocha et al (2018) avaliaram os fluxos de água e carbono em cultivos de sorgo, fava, cana-soca e cana-de-açúcar, respectivamente, e relataram que a estimativa da eficiência no uso da água pelas plantas estudadas permitem esclarecer a variação dos fluxos micrometeorológicos nas condições adotadas de manejos agrícolas.

É possível verificar que, mediante aos exemplos citados, a estimativa da eficiência no uso da água tem sido adotada em diversos estudos com ecossistemas que possuem representatividade territorial, entretanto, são poucos os estudos de eficiência no uso da água em pastagem natural, um ecossistema que também apresenta representatividade territorial.

A eficiência do uso da água (WUE) permite estabelecer uma relação matemática entre o fluxo de CO_2 e o fluxo de vapor de água, podendo ser calculada, por exemplo, pela razão entre a produção primária bruta (fotossíntese) e a evapotranspiração real (BRUNSELL et al., 2013; HU et al., 2008; HUANG et al 2017).

A magnitude da WUE é influenciada por fatores bióticos e abióticos (LAMBERS et al., 2008). Tais fatores devem ser considerados para interpretar o valor obtido da WUE e saber como a pastagem natural, ecossistema em estudo neste trabalho, responde fisiologicamente a disponibilidade de água em escalas temporal e espacial (HUANG et al., 2017).

Os fatores bióticos que influenciam a WUE são as pragas, doenças, plantas invasoras e o pastoreio. A ocorrência de plantas invasoras na área de monitoramento reflete a competição de nutrientes ou efeitos alelopáticos ou ainda um efeito aditivo nos fluxos de CO_2 (fotossíntese e respiração) e água (evapotranspiração). As doenças e pragas no ecossistema monitorado resultam na degradação dos tecidos vegetais ou ainda anormalidades das vias bioquímicas vegetais, já o pastoreio influencia na altura do dossel, proporção de plantas na área e nível de compactação do solo (VAZIFEDOUST et al., 2008).

Outro fator biótico que pode ser considerado como preponderante no entendimento da WUE pelas plantas no ecossistema são os mecanismos fisiológicos das plantas (vias C3, C4 e CAM), pois estes mecanismos pautam o metabolismo vegetal (FARINEAU E MOROT-GAUDRY, 2011) de tal modo que as plantas C3, C4 e CAM apresentam, respectivamente, taxas de eficiência no uso da água nas seguintes faixas: 1 a 3; 2 a 5 e 6 a 30 $\text{g CO}_2 \text{ kg H}_2\text{O}^{-1}$ (LARCHER, 2003; KERBAUY, 2013).

Majoritariamente as pastagens naturais são compostas por plantas C3 e C4 (TOWNE, 2002; BRUNSELL et al., 2013) e o conhecimento da ocorrência destas duas vias na pastagem natural monitorada permite entender, por exemplo, em modo espacial e escalar, os fluxos de CO_2 , água e energia do ecossistema (BRUNSELL et al., 2013; ZHANG et al., 2018).

Estudos científicos da área de Fisiologia Vegetal já comprovaram que o crescimento e desenvolvimento das plantas estão pautados na interação solo-planta-atmosfera e no mecanismo fisiológico das plantas, ou seja, ao captar CO_2 através dos estômatos para realização da fotossíntese (produção primária bruta), as plantas, por efeito colateral, transpiram por meio da abertura estomática, mas absorvem água e nutrientes pelas raízes (fluxo de massa) e todos estes mecanismos têm por ensejo, por exemplo, ajustes morfológicos na folha (plantas C4) ou ainda diferença cronológica na abertura dos estômatos (plantas CAM) para

sobrevivência, aclimação e adaptação na superfície terrestre (SAUGIER E KATERJI, 1991; LAMBERS et al., 2008; NOBEL, 2009).

A anatomia foliar das plantas C4 não promove apenas para melhor uso do CO₂, mas também para proteção contra adversidades abióticas tendo em vista que a bainha vascular das plantas C4 atua no controle do fluxo da água entre o mesófilo e o tecido vascular e assim protege o xilema e o floema contra cavitação em condições de seca, por exemplo (LUNDGREN et al., 2014). Assim é possível compreender os motivos das plantas C4 apresentarem maiores taxas de WUE se comparado com as plantas C3 e ainda dominarem áreas das pastagens naturais onde a insolação e a seca são condições prevaletentes (SHOKO E MUTANGA, 2017).

As plantas C3 ocupam áreas nas pastagens naturais onde o solo tende a apresentar condições eutróficas e ainda aqueles locais com maior sombreamento, menores temperaturas e maior umidade relativa do ar (SHOKO et al., 2018). As plantas C3 são aquelas plantas que em situações de abundância de CO₂ na troposfera reduzem sua abertura estomática para minimizar as perdas de água e manter a normalidade da captação de CO₂ para a realização da fotossíntese (FARINEAU E MOROT-GAUDRY, 2011), com isso as plantas C3 apresentam um aumento na taxa de WUE quando submetidas a condições meteorológicas que favorece a diminuição da abertura estomática (LAMBERS et al., 2008), ou seja, a taxa de WUE das plantas em geral pode ser interpretada por meio das vias C3 e C4 e das condições micrometeorológicas do ecossistema (BRUNSELL et al., 2013).

Os fatores abióticos que exercem efeito sobre a evapotranspiração e consequentemente na eficiência do uso da água pelas plantas são o déficit de pressão de vapor (VPD), a radiação solar (R_g), o conteúdo de água no solo (SWC) e a concentração de CO₂ no ambiente (HUANG et al., 2017).

O VPD é o primeiro fator abiótico a ser observado ao analisar a WUE, pois a taxa evapotranspirométrica é maior quanto maior for o VPD no ambiente monitorado (PEREIRA et al., 1997). Em geral ambientes com alto VPD são ambientes áridos que exigem das plantas mecanismos de aclimação para vencer a adversidade ambiental e com isso estas plantas apresentam altos gastos bioenergéticos influenciando no acúmulo de massa seca e ocasionando um alto valor de uso eficiente da água (HUANG et al., 2017).

A R_g influencia o funcionamento das células guarda para manter a captação normal de CO_2 pelos estômatos, ou seja, a quantidade de radiação disponível para a planta influencia o movimento das células guarda na abertura do estômato (fotossíntese) ou no fechamento do estômato (fotoinibição) e ainda na arquitetura do dossel para formação de folhas de sol e sombra (PIMENTEL, 1998; LARCHER, 2003).

Solos cujo conteúdo de água ultrapassa a capacidade de campo e tendem à saturação também apresentam baixa WUE, pois as raízes das plantas dependem de oxigênio para realizar suas funções fisiológicas (com exceção das raízes com aerênquima), o mesmo ocorre quando o conteúdo de água no solo tende ao ponto de murcha permanente, pois a limitação de água impedirá, por exemplo, a manutenção do turgor celular das raízes e a absorção da solução do solo (TAIZ E ZEIGER, 2006). Com isso se faz necessário monitorar o conteúdo de água no solo ao medir os elementos meteorológicos em um ecossistema visando estimar os fluxos micrometeorológicos (SAUGIER E KATERJI, 1991).

A concentração de CO_2 no ambiente também é fundamental para entender a WUE, quando concentração de CO_2 é alta no ambiente, as plantas tendem a diminuir sua abertura estomática devido à abundância de CO_2 no ar e assim a transpiração é reduzida, conseqüentemente a WUE será maior em função da maior concentração de CO_2 no ambiente (ZHU et al., 2014). Em relação aos fluxos de CO_2 , estes são considerados no cálculo da WUE e por meio dos cálculos destes fluxos é possível prever se o ecossistema tem alta ou baixa WUE, pois quando os fluxos de CO_2 são negativos na maioria dos dias de monitoramento, significa que as plantas realizaram mais fotossíntese que a respiração vegetal e a respiração da biota do solo (HATFIELD E BAKER, 2005).

Por meio da eficiência do uso da água é possível estimar a produção de biomassa seca em função da demanda hídrica vegetal. Até ao dia de hoje se sabe, em modo consolidado, a dimensão numérica da WUE e existem as perguntas de como seria e o que influenciaria a variabilidade espacial da WUE em ecossistemas heterogêneos, como as pastagens naturais (LAMBERS et al., 2008).

1.3 EDDY COVARIANCE

Existem diversas formas de estimar a eficiência do uso da água, uma delas é por meio da técnica da covariância de vórtices turbulentos (*eddy covariance*). A *eddy covariance* é um dos métodos que permitem calcular a eficiência do uso da água por meio do monitoramento *in situ* em alta frequência (< 1 hora) de fluxos de CO₂ e água em ecossistemas (BRUNSELL et al., 2013; SCARTAZZA et al., 2014).

A *eddy covariance* (EC) está pautada na ocorrência da interação entre a atmosfera e a superfície monitorada. Um dos resultados desta interação é o movimento das parcelas de ar que mudam de posição, verticalmente, com parcelas de outros níveis na atmosfera e esse movimento, também conhecido como vórtice turbulento, resulta no transporte de massa e energia, por exemplo, fluxos de vapor d'água, dióxido de carbono (CO₂), calor sensível e latente. Quando este transporte ocorre de maneira ajustada às condições micrometeorológicas da superfície, o transporte ou escoamento predomina no sentido vertical (PEREIRA, 1998).

Os fluxos de CO₂ e energia nos ecossistemas ocorrem em questões de minutos ou horas, com isso a partir do monitoramento micrometeorológico pela EC é possível medir a concentração de CO₂ e as velocidades do vento em alta frequência para caracterizar as escalas de turbulência que contribuem para a maior parte dos fluxos (BURBA, 2013). Assim, os fluxos são calculados de tal maneira que é possível registrar detalhadamente os fenômenos biofísicos que ocorrem na pastagem natural ao longo do dia (SCARTAZZA et al., 2014).

A EC mede sob alta frequência a velocidade do vento e as concentrações de vapor d'água e CO₂ no ecossistema, assim a EC consiste em fazer medidas em alta frequência tanto da propriedade que se quer estimar o fluxo quanto da componente do vento na direção em que o fluxo ocorre. A partir de um grande número de amostras de ambas variáveis calcula-se a covariância estatística entre as duas variáveis (a média do produto dos desvios de cada uma dessas variáveis em relação a sua média) (PEREIRA et al., 1997). Em geral, fluxos positivos representam transferência de massa ou energia da superfície para a atmosfera e valores negativos o oposto (PEREIRA, 1998).

A *eddy covariance* é recomendada para o monitoramento micrometeorológico de sítios homogêneos e com grandes *fetchs*, de tal modo que os fenômenos de convecção possam ocorrer no sítio monitorado sem influência de advecção de massas de ar oriundas das regiões vizinhas ao ecossistema monitorado (WANG et al., 2009). Drexler et al. (2004) enfatizam que a

instrumentação da torre de *eddy covariance* demanda alta manutenção para alcance de resultados satisfatórios, sendo os instrumentos de elevado custo, sensíveis a danos e ainda possuem complexos mecanismos de funcionamento.

1.4 FOOTPRINT

O *footprint* pode ser definido como a área influenciando os fluxos calculados em um ponto de observação durante um dado período. Modelos de *footprint* permitem a estimativa da posição e o tamanho da área de origem do fluxo e a respectiva contribuição relativa de pontos na área monitorada para o fluxo medido (PEREIRA, 1998; KLJUN et al., 2015). Por meio do *footprint* é possível estudar como a variabilidade espacial na área de origem influencia os fluxos calculados em ecossistemas (MONCRIEFF et al., 1997).

Em pastagens naturais, análises de *footprint* permitem interpretar espacialmente os valores de eficiência no uso da água pelas plantas presentes na pastagem natural e assim verificar qual é a variabilidade espacial da WUE pelas plantas forrageiras (MCCALMONT et al., 2017). Os mecanismos fisiológicos C3 e C4 ocasionam distintos valores de eficiência no uso da água pelas plantas e estes índices são influenciados pelas condições atmosféricas do ecossistema (KERBAUY, 2013).

Os modelos de *footprint* são classificados em analítico, lagrangiano e parametrização de lagrangiano. O modelo analítico tem por fundamento micrometeorológico a difusão da advecção do vento e utiliza como parâmetros o comprimento de Monin-Obukhov, a velocidade de fricção e a direção do vento. Os modelos analíticos possuem precisão e simplicidade matemática, todavia não é recomendado para dossel de florestas e plantas frutíferas, pois não reproduz bem a difusão em dosséis elevados (LECLERC E FOKEN, 2014). Um exemplo é o modelo analítico de *footprint* de Korman e Meixner (2001).

A parametrização ou simulação lagrangiana representa os modelos de *footprint* que apresentam solução analítica para um modelo lagrangiano, por exemplo, o *Flux Footprint Prediction* (FFP) (KLJUN et al., 2015; PRAJAPATI E SANTOS, 2018). Os modelos de simulação lagrangiana são recomendados a sítios cuja vegetação tem altura mínima de medição igual ou maior que 1 metro (LECLERC E FOKEN, 2014).

Os modelos lagrangianos são os modelos que contemplam as variações no tempo e no espaço por meio do movimento e da difusão do fluxo. Estes modelos são recomendados para sítios cuja vegetação apresenta um crescimento dinâmico ao longo do ano, por exemplo, florestas, contudo estes modelos demandam uma base consolidada de dados micrometeorológicos se comparado com os modelos analíticos e os de simulação lagrangiana. Um exemplo de modelo lagrangiano de *footprint* é o de Rotach et al (1996).

O modelo de Kljun (FFP) é um modelo agrometeorológico que fornece a extensão, largura e formato do fluxo no ecossistema considerando os efeitos do comprimento de rugosidade da superfície monitorada (KLJUN et al., 2015; PRAJAPATI E SANTOS, 2018). O modelo FFP requer homogeneidade horizontal e estacionaridade durante o período de monitoramento micrometeorológico, de tal modo que os resultados de *footprint* do modelo FFP sejam confiáveis e fáceis de interpretar (KLJUN et al., 2015).

O modelo FFP foi utilizado por Kohler et al (2018) para entender a ocorrência de ventos no sudeste da Alemanha em função da rugosidade da superfície. Pirk et al (2017) utilizaram o modelo FFP para entender espacialmente os fluxos de CO₂ nas geleiras da Noruega. Para fins de conservação ambiental o modelo FFP foi utilizado por Sayres et al (2017) e Jammet et al (2017) para entender os fluxos de gases, respectivamente, no norte do Alasca e no norte da Suécia. Chi et al (2017) utilizaram o modelo FFP para compreender a variabilidade dos fluxos de água e carbono na produção de grãos e batata em safrinha e safra convencional.

É possível verificar que modelos de *footprint* têm sido utilizados em diversos estudos de diferentes ecossistemas, contudo, mediante aos exemplos citados de uso do modelo FFP, ainda não tem estudos da variabilidade espacial dos fluxos de água nas pastagens naturais, com isso pode-se inferir que é possível utilizar o *footprint* para entender a variabilidade espacial da eficiência do uso da água pelas plantas presentes nas pastagens naturais.

1.5 ESBOÇO DA TESE

No Capítulo 2 são apresentadas as magnitudes de estimativa da eficiência no uso da água, sendo discutidos os métodos, vantagens e limitações das estimativas em nível de folha, planta e ecossistema.

Já no Capítulo 3 é apresentada a análise do *footprint* em uma pastagem natural onde é discutida a influência das características aerodinâmicas da pastagem natural sobre a contribuição das áreas do sítio na origem dos fluxos de massa e energia em três anos distintos de monitoramento da pastagem natural.

E no Capítulo 4 são apresentadas as estimativas da eficiência no uso da água, fluxos de massa e energia de uma pastagem natural em três anos distintos de monitoramento micrometeorológico, sendo discutidos os efeitos das condições ambientais do sítio na eficiência no uso da água pela pastagem natural monitorada.

1.6 REFERÊNCIAS

- BENGTSSON, J.; BULLOCK, J.M.; EGOH, B.; EVERSON, C.; EVERSON, T.; O'CONNOR, T.; O'FARRELL, P.J.; SMITH, H.G.; LINDBORG, R. Grasslands — more important for ecosystem services than you might think. **Ecosphere**, v.10, n.2, e02582, 2019. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- BLAIR, J.; NIPPERT, J.; BRIGGS, J. Grassland Ecology. **Ecology and the Environment**, The Plant Sciences 8. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14
- BRANDO, P.M.; SILVERIO, D.V.; MIGLIAVACCA, M.; SANTOS, C.; KOLLE, O.; BALCH, J.; MARACAHIPES, L.; BUSTAMANTE, M.; COE, M.T.; TRUMBORE, S. Rapid forest recovery of carbon and water fluxes after a tropical firestorm. In: American Geophysical Union Fall Meeting, 2017, New Orleans. **Anais eletrônicos...** New Orleans: AGU, 2017. Disponível em: <<http://adsabs.harvard.edu/abs/2017AGUFM.B14C..03B>>. Acesso em: 03 jul. 2018.
- BRUNSELL, N.A.; NIPPERT, J.B.; BUCK, T.L. Impacts of seasonality and surface heterogeneity on water-use efficiency in mesic grasslands. **Ecohydrology**, v.7, n.4, p.1223-1233, 2013. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1455>
- BURBA, G. **Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural, and regulatory applications**. Lincoln, Nebraska: LI-COR Biosciences, 2013. 331 p.
- CHI, J.; WALDO, S.; PRESSLEY, S.N.; RUSSELL, E.S.; O'KEEFFE, P.T.; PAN, W.L.; HUGGINS, D.R.; STOCKLE, C.O.; BROOKS, E.S.; LAMB, B.K. Effects of climatic conditions and management practices on agricultural carbon and water budgets in the Inland Pacific Northwest USA. **Journal of Geophysical Research Biogeosciences**, v.122, n.12, p.3142–3160, 2017. <http://dx.doi.org/10.1002/2017JG004148>
- CRAINE, J.M.; OCHEL TREE, T.W.; NIPPERT, J.B.; TOWNE, E.G.; SKIBBE, A.M.; KEMBEL, S.W.; FARGIONE, J.E. Global diversity of drought tolerance and grassland climate-change resilience. **Nature Climate Change**, v.3, p.63-67, 2013. <http://dx.doi.org/10.1038/NCLIMATE1634>

DREXLER, J.Z.; SNYDER, R.L.; SPANO, D.; U, K.T.P. A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. **Hydrological Processes**, v.18, n.11, p.2071-2101, 2004. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1462>

FARINEAU, J.; MOROT-GAUDRY, J.F. **La photosynthèse: processus physiques, moléculaires et physiologiques**. Versailles, França: Quae, 2011. 403 p.

FLANAGAN, L.B.; FARQUHAR, G.D. Variation in the carbon and oxygen isotope composition of plant biomass and its relationship to water-use efficiency at the leaf and ecosystem scales in a northern Great Plains grassland. **Plant, Cell & Environment**, v.37, p.425-438, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/pce.12165>

HATFIELD, J.L.; BAKER, J.M. **Micrometeorology in agricultural systems**. Madison, WI: American Meteorological Society, 2005. 584 p. (Agronomy Monograph, 47).

HAY, R.; PORTER, J. **The physiology of crop yield**. 2.ed. Oxford, UK: Blackwell, 2006. 314 p.

HU, Z.; YU, G.; FU, Y.; SUN, X.; LI, Y.; SHI, P.; WANG, Y.; ZHENG, Z. Effects of vegetation control on ecosystem water use efficiency within among four grassland ecosystems in China. **Global Change Biology**, v.14, p.1609-1619, 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01582.x>

HUANG, X.; LUO, G.; LV, N.; Spatio-temporal patterns of grassland evapotranspiration and water use efficiency in arid areas. **Ecological Research**, v.32, p.523-535, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-017-1463-2>

JAMMET, M.; DENGEL, S.; KETTNER, E.; PARMENTIER, F.W.; WIK, M.; CRILL, P.; FRIBORG, T. Year-round CH₄ and CO₂ flux dynamics in two contrasting freshwater ecosystems of the subarctic. **Biogeosciences**, v.14, p.5189-5216, 2017. <https://doi.org/10.5194/bg-14-5189-2017>

JUNG, M.; REICHSTEIN, M.; CIAIS, P.; SENEVIRATNE, S.I.; SHEFFIELD, J.; GOULDEN, M.L.; BONAN, G.; CESCATTI, A.; CHEN, J.; JEU, R.; DOLMAN, A.J.; EUGSTER, W.; GERTEN, D.; GIANELLE, D.; GOBRON, N.; HEINKE, J.; KIMBALL, J.; LAW, B.E.; MONTAGNANI, L.; MU, Q.; MUELLER, B.; OLESON, K.; PAPALE, D.; RICHARDSON, A.D.; ROUPSARD, O.; RUNNING, S.; TOMELLERI, E.; VIOVY, N.; WEBER, U.; WILLIAMS, C.; WOOD, E.; ZAEHLE, S.; ZHANG, K. Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. **Nature**, v.467, p.951–954, 2010. <http://dx.doi.org/10.1038/nature09396>

KERBAUY, G.B. **Fisiologia vegetal**. 2.ed. Rio de Janeiro, RJ: Guanabara Koogan, 2013. 431 p.

KIM, J.; GUO, Q.; BALDOCCHI, D.D.; LECLERC, M.Y.; XU, L.; SCHMID, H.P. Upscaling fluxes from tower to landscape: Overlaying flux footprints on high-resolution (IKONOS) images of vegetation cover. **Agricultural and Forest**

Meteorology, v.136, n.3–4, p.132–146, 2006.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.11.015>

KLJUN, N.; CALANCA, P.; ROTACH, M.; SCHMID, H. A simple two-dimensional parameterisation for flux footprint prediction (FFP). **Geoscientific Model Development**, v.8, p.3695–3713, 2015. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015>

KOHLER, M.; METZGER, J.; KALTHOFF, N. Trends in temperature and wind speed from 40 years of observations at a 200-m high meteorological tower in Southwest Germany. **International Journal of Climatology**, v.38, n.1, p.23–34, 2018.
<http://dx.doi.org/10.1002/joc.5157>

KORMANN, R.; MEIXNER, F.X. An analytical footprint model for non-neutral stratification. **Boundary Layer Meteorology**, v.99, n.2, p.207–224, 2001.
<https://doi.org/10.1023/A:1018991015119>

KUGLITSCH, F.G.; REICHSTEIN, M.; BEER, C.; CARRARA, A.; CEULEMANS, R.; GRANIER, A.; JANSSENS, I.A.; KOESTNER, B.; LINDROTH, A.; LOUSTAU, D.; MATTEUCCI, G.; MONTAGNANI, L.; MOORS, E.J.; PAPALE, D.; PILEGAARD, K.; RAMBAL, K.; REBMANN, C.; SCHULZE, E.D.; SEUFERT, G.; VERBEECK, H.; VESALA, T.; AUBINET, M.; BERNHOFER, C.; FOKEN, T.; GRUNWALD, T.; HEINESCH, B.; KUTSCH, W.; LAURILA, T.; LONGDOZ, B.; MIGLIETTA, F.; SANZ, M.J.; VALENTINI, R. Characterisation of ecosystem water-use efficiency of european forests from eddy covariance measurements. **Biogeosciences Discussions**, v.5, 4481–4519, 2008. <https://doi.org/10.5194/bgd-5-4481-2008>

LAMBERS, H.; CHAPIN, F.S.; PONS, T.L. **Plant physiological ecology**. 2.ed. Berlin, Alemanha: Springer, 2000. 604 p.

LARCHER, W. **Physiological Plant Ecology: Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups**. Berlin: Springer, 2003. 514 p.

LECLERC, M.Y.; FOKEN, T. **Footprints in Micrometeorology and Ecology**. Berlin: Springer, 2014. 240 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-54545-0>

LIU, D.; LI, Y.; WANG, T.; PEYLIN, P.; MACBEAN, N.; CIAIS, P.; JIA, G.; MA, M.; MA, Y.; SHEN, M.; ZHANG, X.; PIAO. Contrasting responses of grassland water and carbon exchanges to climate change between Tibetan Plateau and Inner Mongolia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 249, p.163–175, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.034>

LUNDGREN, M.R.; OSBORNE, C.P.; CHRISTIN, P.A. Deconstructing Kranz anatomy to understand C4 evolution. **Journal of Experimental Botany**, v.65, n.13, p.3357–3369, 2014. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/eru186>

MCCOMBS, A.G.; HISCOX, A.L.; SUYKER, A.E. Point-to-Grid Conversion in Flux Footprints: Implications of Method Choice and Spatial Resolution for Regional-Scale Studies. **Boundary-Layer Meteorology**, v.172, p.457–479, 2019.
<https://doi.org/10.1007/s10546-019-00455-2>

MCCALMONT, J.P.; MCNAMARA, N.P.; DONNISON, I.S.; FARRAR, K.; CLIFTON-BROWN, J.C. An interyear comparison of CO₂ flux and carbon budget at a commercial-scale land-use transition from semi-improved grassland to *Miscanthus x giganteus*. **Global Change Biology Bioenergy**, v.9, p.229–245, 2017.

<http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12323>

MEDLYN, B.E.; KAUWE, M.G.; LIN, Y.S.; KNAUER, J.; DUURSMA, R.A.; WILLIAMS, C.A.; ARNETH, A.; CLEMENT, R.; ISAAC, P.; LIMOUSIN, J.M.; LINDERSON, M.L.; MEIR, P.; PAUL, N.M.; WINGATE, L. How do leaf and ecosystem measures of water-use efficiency compare? **New Phytologist**, v.216, p.758-770, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.14626>

METZGER, S.; AYRES, E.; DURDEN, D.; FLORIAN, C.; LEE, R.; LUNCH, C.; LUO, H.; PINGINTHA-DURDEN, N.; ROBERTI, J.A.; SANCLEMENTS, M.; STURTEVANT, C.; XU, K.; ZULUETA, R.C. From NEON field sites to data portal: a community resource for surface–atmosphere research comes online. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v.100, n.11, p. 2305–2325, 2019.

<https://doi.org/10.1175/BAMS-D-17-0307.1>

MONCRIEFF, J.; VALENTINI, R.; GRECO, S.; SEUFERT, G.; CICCIOLO, P. Trace gas exchange over terrestrial ecosystems: methods and perspectives in micrometeorology. **Journal of Experimental Botany**, v.48, n.310, p.1133-1142, 1997. <https://doi.org/10.1093/jxb/48.5.1133>

NOBEL, P.K. **Physicochemical and Environmental Plant Physiology**. 4ed. Oxford: Elsevier, 2009, 511p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374143-1.00008-9>

OKI, T.; KANAE, S. Global Hydrological Cycles and World Water Resources. **Science**, v.313, n.5790, p.1068-1072, 2006.

<http://dx.doi.org/10.1126/science.1128845>

PAKOKTOM, T.; CHAICHANA, N.; PHATTARALERPHONG, J.; SATHORNKICH, J. Water use efficiency of the first ratoon cane by eddy covariance technique. **International Journal of Environmental Science and Development**, v.4, n.5, p.604-607, 2013. <http://dx.doi.org/10.7763/IJESD.2013.V4.422>

PEREIRA, A.R. **Introdução à Micrometeorologia**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Ciências Exatas, 1998. 74 p.

PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N.A.; SEDIYAMA, G.C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba, SP: FEALQ, 1997. 183 p.

PIMENTEL, C. **Metabolismo de carbono na agricultura tropical**. Seropédica: EdUR, 1998. 150 p.

PIRK, N.; SIEVERS, J.; MERTES, J.; PARMENTIER, F.J.W.; MASTEPANOV, M.; CHRISTENSEN, T.R. Spatial variability of CO₂ uptake in polygonal tundra: assessing low-frequency disturbances in eddy covariance flux estimates. **Biogeosciences**, v.14, p.3157-3169, 2017. <https://doi.org/10.5194/bg-14-3157-2017>

PRAJAPATI, P.; SANTOS, E.A. Comparing methane emission estimated using a backward-Lagrangian stochastic model and the eddy covariance technique in a beef cattle feedlot. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.256-257, p.482-491, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.04.003>

RANA, G.; FERRARA, R.M.; VITALE, D.; ANDREA, L.D.; PALUMBO, A.D. Carbon assimilation and water use efficiency of a perennial bioenergy crop (*Cynara cardunculus* L.) in Mediterranean environment. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 217, p.137-150, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.025>

REEVES, M.C.; MANNING, M.E.; DIBENEDETTO, J.P.; PALMQUIST, K.A.; LAUENROTH, W.K.; BRADFORD, J.B.; SCHLAEPFER, D.R. Effects of Climate Change on Rangeland Vegetation in the Northern Rockies. In: HALOFSKY, J.E.; PETERSON, D.L. (Org.). **Climate Change and Rocky Mountain Ecosystems**, p.97-114, 2018. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56928-4_6

REN, S.; CHEN, X.; AN, S. Assessing plant senescence reflectance index-retrieved vegetation phenology and its spatiotemporal response to climate change in the Inner Mongolian Grassland. **International Journal of Biometeorology**, v.61, n.4, p.601-612, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s00484-016-1236-6>

ROCHA, A.E.Q.; SOUZA, J.L.; FERREIRA JUNIOR, R.A.; LYRA, G.B.; ENDRES, L.; LYRA, G.B. Water vapour and carbon dioxide fluxes in sugarcane grown in megathermal humid climate in Northeastern Brazil. **Australian Journal of Crop Science**, v.12, n.5, p.755-762, 2018. <http://dx.doi.org/10.21475/ajcs.18.12.05.PNE883>

ROTACH, M.; GRYNING, S.E.; TASSONE, C. A two-dimensional Lagrangian stochastic dispersion model for daytime conditions. **Quarterly Journal of The Royal Meteorological Society**, v.122, n.530, p.367-389, 1996. <https://doi.org/10.1002/qj.49712253004>

SAUGIER, B.; KATERJI, N. Some plant factors controlling evapotranspiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.54, n.2-4, p.263-277, 1991. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(91\)90009-F](https://doi.org/10.1016/0168-1923(91)90009-F)

SAUGIER, B.; RIPLEY, E.A. Evaluation of the aerodynamic method of determining fluxes over natural grassland. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**. v.104, n.440, p.257-270, 1978. <http://dx.doi.org/10.1002/qj.49710444003>

SAYRES, D.S.; DOBOSY, R.; HEALY, C.; DUMAS, E.; KOCHENDORFER, J.; MUNSTER, J.; WILKERSON, J.; BAKER, B.; ANDERSON, J.G. Arctic regional methane fluxes by ecotope as derived using eddy covariance from a low-flying aircraft. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.17, p.8619-8633, 2017. <https://doi.org/10.5194/acp-17-8619-2017>

SCARTAZZA, A.; VACCARI, F.P.; BERTOLINI, T.; DI TOMMASI, P.; LAUTERI, M.; MIGLIETA, F.; BRUGNOLI, E. Comparing integrated stable isotope and eddy

covariance estimates of water-use efficiency on a Mediterranean successional sequence. **Oecologia**, v.176, p.581-594, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-014-3027-2>

SHA, Z.; BAI, Y.; LAN, H.; LIU, X.; LI, R.; XIE, Y. Can more carbon be captured by grasslands? A case study of Inner Mongolia, China. **Science of the Total Environment**, v.723, p.138085, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138085>

SHARMA, S.; RAJAN, N.; CUI, S.; CASEY, K.; ALE, S.; JESSUP, R.; MAAS, S. Seasonal variability of evapotranspiration and carbon exchanges over a biomass sorghum field in the Southern U.S. Great Plains. **Biomass and Bioenergy**, v.105, p. 392-401, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.07.021>

SCHLAEPFER, D.R.; BRADFORD, J.B.; LAUENROTH, W.K.; MUNSON, S.M.; TIETJEN, B.; HALL, S.A.; WILSON, S.D.; DUNIWAY, M.C.; JIA, G.; PYKE, D.A.; LKHAGVA, A.; JAMIYABSHARAV, K. Climate change reduces extent of temperate drylands and intensifies drought in deep soils. **Nature Communications**, v.8, n.14196, p.1-9, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms14196>

SHOKO, C.; MUTANGA, O. Examining the strength of the newly-launched Sentinel 2 MSI sensor in detecting and discriminating subtle differences between C3 and C4 grass species. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.129, p.32–40, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.04.016>

STROMBERG, C.A.E. Evolution of grasses and grassland ecosystems. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v.39, p.517-544, 2011. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-040809-152402>

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 719 p.

TOWNE, E.G. Vascular plants of Konza Prairie Biological Station: an annotated checklist of species in a Kansas tallgrass prairie. **SIDA, Contributions to Botany**, v.20, n.1, p.269–294, 2002.

UMAIR, M.; KIM, D.; CHOI, M. Impact of climate, rising atmospheric carbon dioxide, and other environmental factors on water-use efficiency at multiple land cover types. **Scientific Reports**, v.10, p.11644, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68472-7>

VAZIFEDOUST, M.; VAN DAMA, J.C.; FEDDESA, R.A.; FEIZIC, M. Increasing water productivity of irrigated crops under limited water supply at field scale. **Agricultural Water Management**, v.95, n.2, p.89-102, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2007.09.007>

VON RANDOW, R.C.S.; TOMASELLA, J.; VON RANDOW, C.; ARAUJO, A.C.; MANZI, A.O. Secondary Forest as a counterbalance on the deforestation effects: its role on evapotranspiration and water use efficiency. In: American Geophysical Union Fall Meeting, 2017, New Orleans. **Anais eletrônicos...** New Orleans: AGU, 2017.

Disponível em: <<http://adsabs.harvard.edu/abs/2017EGUGA..1910724V>>. Acesso em: 03 jul. 2018.

WAGLE, P.; XIAO, X.; GOWDA, P.; BASARA, J.; BRUNSELL, N.; STEINER, J.; ANUP, K.C. Analysis and estimation of tallgrass Prairie evapotranspiration in the Central United States. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.232, p.35-47, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.005>

WANG, M.; GUAN, D.X.; HAN, S.J.; WU, J.L. Comparison of eddy covariance and chamber-based methods for measuring CO₂ flux in a temperate mixed Forest. **Tree Physiology**, v.30, n.1, p.149–163, 2009. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpp098>

WANGWANG, L.; CAIYUNB, L.; LIRONGA, Z.; HAISHAND, N.; ZHENHUAB, Z.; SHIPINGA, W.; YANFEND, W.; LILIA, J.; YONGHUIE, W.; JINSHENG, H.; PAULG, K.; QIA, W.; BOWENA, L.; PEIPEIA, L.; TSECHOEA, D.; HUAKUNB, Z.; XINQUANB, Z.; LIANG, Z. Net neutral carbon responses to warming and grazing in alpine grassland ecosystems. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.280, p.107792, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107792>

ZHANG, J.; JIANG, H.; SONG, X.; JIN, J.; ZHANG, X. The responses of plant leaf CO₂/H₂O exchange and water use efficiency to drought: a meta-analysis. **Sustainability**, v.10, n.551, p.1-13, 2018. <http://dx.doi.org/10.3390/su10020551>

ZHU, X.; YU, G.; WANG, Q.; HU, Z.; HAN, S.; YAN, J.; WANG, Y.; ZHAO, L. Seasonal dynamics of water use efficiency of typical forest and grassland ecosystems in China. **Journal Forest Research**, v.19, p.70-76, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10310-013-0390-5>

2. EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM CULTIVOS AGRÍCOLAS E VEGETAÇÃO NATURAL: UMA META-ANÁLISE

RESUMO

Os fluxos de carbono e energia regem o desempenho ecológico das comunidades vegetais e o estudo conjunto desses fluxos por meio da eficiência no uso da água (WUE) permite compreender melhor a interação da atmosfera com a vegetação. Até hoje se sabe a dimensão numérica da WUE, contudo é necessário observar as peculiaridades das escalas de estimativa da WUE para ter uma estimativa assertiva do uso da água pelas plantas. Os objetivos deste capítulo são suscitar as peculiaridades, limitações e vantagens das estimativas de WUE em nível de folha, planta e ecossistema e verificar se existem diferenças na estimativa de WUE em diferentes escalas. Os dados de WUE foram obtidos em artigos científicos que abordam cultivos agrícolas, florestas naturais e pastagens naturais e estão disponíveis nos Periódicos CAPES. O artigo científico que apresentava pelo menos um valor de WUE em nível de folha e, ou planta e, ou ecossistema foi selecionado para o conjunto de dados da meta-análise. Os dados de WUE foram analisados pelo teste de Bonferroni. Foi notado que as estimativas da WUE, em qualquer escala, demandam instrumentos de alto custo de aquisição e manutenção, por exemplo, o método *eddy covariance*. Já a estimativa da WUE com os isótopos estáveis representam o único método que pode ser utilizado em qualquer escala na estimativa da WUE. Existem diferenças significativas nas estimativas de WUE em níveis de ecossistema e folha e planta e folha em todos os ambientes analisados e a interpretação dos valores de WUE tem por desafio a consideração da biodiversidade nos sítios monitorados.

PALAVRAS-CHAVE

Instrumentação Meteorológica; Evapotranspiração; Fotossíntese

2.1 INTRODUÇÃO

Diversos estudos demonstram que a eficiência no uso da água pelas plantas (*Water Use Efficiency* - WUE) poder ser utilizada para estudar a resposta das plantas às condições ambientais (ITO E INATOMI, 2012; NIU et al., 2011). A WUE

também pode ser utilizada como uma ferramenta para entender a dinâmica de um ecossistema, pois representa um indicador da demanda de água na produção de massa seca vegetal (HAMERLYNCK et al., 2014).

A WUE pode ser definida e calculada de diversas maneiras, contudo cada método de cálculo é indicado para uma finalidade, seja ela, micrometeorológica, fisiológica ou hidrológica (ITO E INATOMI, 2012; ZHOU et al., 2014).

No contexto da Micrometeorologia a WUE é uma ferramenta que tem por objetivo entender a interação do ecossistema com a atmosfera, em função dos fluxos de carbono e vapor d'água do ecossistema e ainda considerando os fatores bióticos e abióticos ocorrentes em ecossistemas (MEDRANO et al., 2015).

Já a WUE com finalidade hidrológica permite compreender o uso ou demanda da água pelo ecossistema. Com isso é possível elaborar soluções de problemas referentes ao uso da água no ecossistema ou fundamentar o manejo conservacionista da água, fauna, flora e solo do ecossistema (HONG et al., 2019).

A WUE utilizada com finalidade fisiológica tem por objetivo esclarecer o metabolismo vegetal em função das condições de cultivo da planta ou ainda das técnicas de melhoramento genético, de tal modo que as respostas anatômicas e fisiológicas das plantas sejam esclarecidas em função do meio de cultivo (LOVELLI et al., 2019).

Os experimentos de campo e a modelagem numérica são ferramentas de modelagem que fornecem previsões de eficiência no uso da água em diferentes ecossistemas e magnitudes. Com isso, a WUE pode ser utilizada como um indicador da situação futura de biomas, cultivos ou espécies vegetais (JOYCE et al., 2016).

Assim os objetivos desta meta-análise são:

- Suscitar as peculiaridades, limitações e vantagens das estimativas de WUE em nível de folha, planta e ecossistema; e
- Verificar se existem diferenças na estimativa de WUE em diferentes escalas dentro de sítio monitorado.

2.2 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM NÍVEL DE FOLHA

A WUE em nível de folha (WUE_f) é influenciada pelas respostas fisiológicas das plantas em nível de estômatos, que regulam a perda de vapor de água na captação de CO_2 pelos estômatos de determinada espécie vegetal (MEDRANO et al.,

2009). Medlyn et al (2017) apresentam a WUE_f como ferramenta de modelagem do comportamento dos estômatos foliares em função das condições ambientais. Esses autores ainda relatam que estimativas da WUE em nível de folha permitem entender os fluxos de CO_2 e vapor d'água em função da diversidade foliar presente na morfologia de uma determinada espécie vegetal.

Medrano et al (2015) realizaram estudos sobre WUE_f com videiras submetidas diferentes manejos da água no solo na Espanha. Os pesquisadores relatam que a WUE_f obtida nos experimentos deles indicou que as condições de manejo do cultivo influenciaram a dinâmica foliar das plantas componentes do estande. Estes autores relatam que o manejo no cultivo pode ser avaliado por meio da WUE em nível de folha.

Beyer et al (2018) apresentam a WUE_f como uma metodologia que permite entender as estratégias de uso da água por plantas de diferentes genótipos e espécies, pois por meio da estimativa da WUE em nível de folha é possível associar a estrutura foliar da plantas com os processos bioquímicos foliares e as propriedades difusivas das folhas.

Uma vez que a WUE_f está definida na morfologia foliar da planta, a estimativa em nível de folha é aquela com menor escala espacial. Contudo a partir desta estimativa pontual da WUE, é possível selecionar plantas por meio das técnicas de melhoramento genético e definir se uma determinada cultivar apresentará resultados satisfatórios em campo em situações de limitações hídricas, por exemplo (GAGO et al., 2014).

Tendo em vista que a WUE_f é estimada a partir de medidas de CO_2 e vapor d'água nas folhas, essa estimativa apresenta maior escala temporal se comparada com as estimativas em nível de planta ou ecossistema. Medidas foliares podem ser feitas em questões de minutos ou horas, já estimativas de WUE para plantas e ecossistemas, a escala temporal é horária ou diária, podendo chegar em mensal (HANSEN E STEIG, 1993; MEDLYN et al., 2017).

A WUE_f é utilizada com indicador da resposta de plantas à condições ambientais adversas. De acordo com Medrano et al (2015) e Reis et al (2019), a WUE_f pode ser calculada em modo intrínseco (WUE_{itt}) e instantâneo (WUE_{ins}). O cálculo de WUE_{itt} considera a perda de água pela folha, ou seja, está em função da transpiração vegetal (Equação 1), já no modo intrínseco é considerado o fluxo de

CO₂ através dos estômatos e indiretamente o efeito colateral do fluxo de CO₂, a transpiração (Equação 2) (CERNUSAK, 2018).

$$WUE_{itt} = \frac{A}{E} \quad (1)$$

$$WUE_{ins} = \frac{A}{g_s} \quad (2)$$

em que: WUE_{itt} e WUE_{ins} são expressas em $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} / \text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; A é a assimilação de CO₂, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; E é a transpiração foliar, $\text{mmol H}_2\text{O}_{(v)} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; g_s é a condutância estomática, $\text{mmol H}_2\text{O}_{(v)} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

A estimativa da WUE_{ins} permite entender o comportamento estomático em função da concentração de CO₂ no ar, resultando em melhor entendimento dos fluxos de CO₂ em nível de folha (KÖHLER et al., 2016; SEIBT et al., 2008). A WUE_f ainda permite estimar a partição de energia na folha e com isso entender os mecanismos de variação da temperatura foliar.

Já a WUE_f em função da transpiração permite entender, conjuntamente, os fluxos de carbono e água em uma planta mediante a demanda evaporativa da atmosfera, tendo em vista que o déficit de pressão de vapor é uma das principais variáveis meteorológicas que influencia a transpiração vegetal, ao contrário da condutância estomática que é fortemente influenciada pela concentração de CO₂ no ar (SEIBT et al., 2008; KÖHLER et al 2016).

Os métodos de estimativa da eficiência do uso da água em nível de folha abordados até o momento possuem um fundamento biofísico (condutância estomática ou transpiração), todavia existe um método de estimativa da WUE_f cujo fundamento é bioquímico e tem por alicerce a composição inorgânica do carbono no ecossistema, ou seja, os isótopos estáveis (SAURER et al., 2014).

Os isótopos estáveis permitem esclarecer a ocorrência de mudanças nos fluxos de carbono e água no sistema solo-planta-atmosfera, por exemplo. Gillsson e Ekblom (2009) destacam que a composição isotópica de carbono nas plantas, quando monitorada em diferentes anos, permite detalhar a mudança da vegetação em nível fisiológico (plantas C3 e C4) mediante as ações antrópicas no sítio. Nos períodos em que a concentração isotópica de carbono está entre -10 a -16 ‰ é

possível inferir que as plantas C4 estão em domínio no sítio monitorado, quando a concentração de isótopos de carbono está entre -20 a -35 ‰ as plantas C3 estão em maioria no estande.

Admitindo que a sazonalidade e os valores dos fluxos de carbono e água estão em função da vegetação, por exemplo, as estimativas de WUE_f podem ser confirmadas com a composição isotópica de carbono nas folhas. Assim dentro do sítio monitorado é possível comparar os valores de WUE_f e saber quais espécies possuem melhor WUE_f e assim detalhar a dinâmica ecológica do ecossistema em resposta a uma determinada ação.

Resco et al (2011) relatam que a restrição hídrica no ambiente geralmente resulta no enriquecimento de $\delta^{13}C$ no tecido vegetal, assim a estimativa da WUE_f em locais em que a restrição hídrica é notória, pode-se confirmar a estimativa da WUE_f por meio do $\delta^{13}C$, pois a restrição hídrica tende a favorecer o aumento da WUE_f (GAGO et al., 2014).

Ehleringer et al (1991) explicam que as composições isotópicas da água no solo e da água presente no xilema das plantas permitem entender o uso de água pela vegetação. Estes autores demonstram que as plantas lenhosas e herbáceas são dependentes das estações chuvosas. Contudo as plantas lenhosas utilizam a água armazenada nos horizontes subsuperficiais do solo devido à grandeza do seu sistema radicular, ao contrário das plantas herbáceas que utilizam a água presentes nos horizontes superficiais do solo mediante ao menor porte radicular. Assim, é possível interpretar a WUE_f por meio dos isótopos estáveis da água no solo e na planta e correlacionar a estimativa com os eventos de chuva e o conteúdo de água em diferentes profundidades no solo.

As medições de condutância estomática das plantas, vapor d'água a nível foliar e na atmosfera juntamente com a concentração de isótopos de carbono na folha e na atmosfera permitem calcular a WUE_f intrínseca e instantânea (FLANAGAN E FARQUHAR, 2014; GUERRIERI et al., 2016; SAURER et al., 2014) (Equações 3, 4 e 5).

$$\Delta^{13}C = \frac{\delta^{13}C_a - \delta^{13}C_p}{1 + \delta^{13}C_p} \quad (3)$$

$$WUE_{ins} = \left(\frac{C_a}{DM} \right) \left[\frac{(b - \Delta^{13}C)}{(b - a)} \right] \quad (4)$$

$$WUE_{itt} = C_a \left[\frac{(b - \Delta^{13}C)}{(DM \cdot DPV)} \right] \quad (5)$$

em que: $\Delta^{13}C$ é a discriminação isotópica de carbono, ‰; $\delta^{13}C_a$ é composição isotópica do CO₂ na atmosfera, ‰; $\delta^{13}C_p$ é a composição isotópica do carbono no tecido vegetal, ‰; WUE_{ins} é a eficiência intrínseca no uso da água, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} / \text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; C_a é concentração de CO₂ na atmosfera, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mol}^{-1}$ de ar; DM é a razão do coeficiente de difusão de CO₂ pelo coeficiente de difusão da H₂O, adimensional; b é a fracionamento isotópico da fixação de CO₂ pela enzima rubisco, adimensional; a é a fracionamento isotópico do CO₂ por difusão no ambiente, adimensional; WUE_{itt} é a eficiência instantânea no uso da água, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1} / \text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; DPV é o déficit de pressão de vapor entre o tecido vegetal e a atmosfera, hPa.

A medida dos parâmetros necessários para a estimativa da WUE_f é feita, na maioria dos casos, com o analisador de gás infravermelho (IRGA), assim esta estimativa demanda o uso de instrumentos em contato direto com a planta (SAURER et al., 2014), sendo aqui constatada a primeira limitação da estimativa da WUE_f .

Outros fatores limitantes na estimativa da WUE_f são o alto custo da aquisição e manutenção dos instrumentos para medidas fisiológicas das plantas e dos isótopos estáveis que representam um empecilho para a estimativa da WUE_f , sendo ainda necessária a adoção de mão de obra técnica para a realização das estimativas (ABRAHA et al., 2016; BEER et al., 2009; LINDROTH E CIENCIALA, 1996).

A presença de impurezas, por exemplo, detritos físicos ou rejeitos de produtos fitossanitários, nas folhas e ainda no ambiente de monitoramento influenciam as medidas fisiológicas nas plantas, inclusive dos isótopos estáveis. Assim, a estimativa da WUE_f deve ser feita em espécies e ambientes livres destas impurezas, pois a

eficiência dos métodos de estimativa da WUE são influenciadas negativamente pela contaminação do ambiente (WERNER et al., 2012).

A observação da sanidade da planta evita interpretação equivocada do valor obtido na estimativa da WUE_f (ABRAHA et al., 2016; BEER et al., 2009; LINDROTH E CIENCIALA, 1996), sendo recomendado que a estimativa da WUE_f deve ser feita em plantas cuja sanidade está ótima, exceto nos casos de estudos fitopatológicos cujo objetivo é avaliar os efeitos sobre o uso da água pela espécie vegetal submetida a patologias (TOPBJERG et al., 2015).

A interpretação dos resultados das estimativas da WUE_f requer o conhecimento se as folhas utilizadas nas estimativas estão expostas diretamente ao sol ou se são sombreadas, e também o estágio fenológico quando as estimativas foram realizadas. As folhas de sol e sombra apresentam diferenças morfo-anatômicas de tal modo a provocar diferenças nos fluxos foliares de CO_2 e H_2O e conseqüentemente, diferentes valores de WUE_f .

As folhas de sol são aquelas que apresentam maior deposição de cutícula no limbo, maior número de cloroplastos, menor área foliar e maior matéria seca, se comparadas com as folhas de sombra. Já as folhas de sombra são delgadas, apresentam maior concentração de clorofila, possuem maior área foliar e maior matéria fresca se comparadas com as folhas de sol (TAIZ E ZEIGER, 2006).

As folhas de sol são aquelas que apresentam maiores estimativas de WUE_f , pois dado o seu posicionamento planta, suas folhas são adaptadas para minimizar a transpiração. As folhas de algumas espécies vegetais são renovadas em função da fenologia visando à remobilização de nutrientes, por exemplo. Com isso dentro da mesma espécie vegetal, submetida ao monitoramento instrumental, é possível obter diferentes valores de WUE_f (COELHO et al., 2014; PIMENTEL, 1998).

Admitindo que as folhas das plantas apresentem respostas aclimatativas mediante a interação com a atmosfera, solo e demais plantas integrantes da comunidade vegetal, a WUE_f tem por principal vantagem detalhar os fluxos de CO_2 e H_2O a partir da morfo-anatomia foliar da espécie vegetal (TOPBJERG et al., 2015; WEI et al., 2016).

Admitindo a possibilidade de armazenar o material vegetal utilizado na estimativa da WUE_f , é possível com uso dos isótopos estáveis reconstruir a WUE_f passada da planta por meio também da análise isotópica de amostras deformadas

de solo e alíquotas água obtidas também nos mesmos tempos passados (MARTINELLI et al., 2009).

O monitoramento isotópico do ambiente e da planta, considerando todo seu ciclo fenológico, permite entender a dinâmica fisiológica da espécie vegetal, a variação nos fluxos de CO_2 e H_2O ao longo do ciclo fenológico e ainda esclarecer a interação das folhas com o ambiente (GUERRIERI et al., 2016; ORCHARD et al., 2010; WERNER et al., 2012).

E, finalmente, uma vantagem que a estimativa da WUE_f apresenta se comparada com as escalas de ecossistema e planta na estimativa de WUE é a possibilidade de monitoramento dos componentes das Equações 1, 2, 3, 4 e 5 em pequenos intervalos de tempo, assim é possível verificar que a WUE_f apresenta maior frequência de medidas ao longo do dia se comparada com as demais magnitudes de WUE , com isso a WUE_f é uma estimativa micrometeorológica que apresenta uma alta resolução temporal (GUERRIERI et al., 2016; LI et al., 2008; ORCHARD et al., 2010).

2.3 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM NÍVEL DE PLANTA

A WUE em nível de planta (WUE_p) é uma função entre fixação de CO_2 pela planta e a respectiva transpiração desta. A estimativa da WUE_p não depende de instrumentos em contato direto com as plantas como nas estimativas de WUE_f . Contudo é necessário o monitoramento micrometeorológico da planta para cálculo da produtividade primária bruta (GPP), o uso de modelos de partição da evapotranspiração para a estimativa da transpiração das plantas do ecossistema e a consideração da respiração do solo na interpretação da WUE_p (HAMERLYNCK et al., 2014).

Medrano et al (2015) relatam que a WUE_p é uma variável micrometeorológica que retrata o metabolismo do carbono com foco no acúmulo de biomassa pela planta em função do ambiente que está inserida, assim, os autores apresentam a WUE_p como uma ferramenta de entendimento das respostas dos órgãos vegetais ao ambiente.

Jakli et al (2018) conceituam a WUE_p como a quantidade de carbono acumulada pelos órgãos vegetais para uma determinada quantidade de água transpirada pela planta. Os autores explicam que o papel fisiológico da transpiração

em regular a temperatura vegetal atua diretamente no acúmulo de carbono pelos órgãos vegetais, assim, por meio da WUE_p é possível avaliar, por exemplo, os resultados de técnicas de manejo da adubação na produção vegetal.

Já Tallec et al (2013) apresentam a WUE_p como uma variável micrometeorológica que permite associar as fases fenológicas de uma planta e os fluxos de vapor de água ocorrentes em cada uma delas, de tal modo que seja possível, caracterizar, por exemplo, a demanda hídrica da planta ao longo do ano, as eficiências fotossintéticas das fases fenológicas e ainda entender os efeitos do déficit de pressão de vapor, temperatura do ar e concentração de CO_2 na fixação de carbono pela planta.

Niu et al (2011) esclarecem que a WUE_p não pode ser interpretada como o somatório de WUE_f de uma planta, pois a estimativa em nível de planta contempla toda morfologia vegetal e as demais plantas ao redor da planta monitorada. Tendo em vista que a morfologia vegetal influencia diretamente a fixação de CO_2 pela planta e fluxos de H_2O no sistema solo-planta-atmosfera, ao fazer o somatório da WUE_f de uma planta será constatado que não é igual a WUE_p .

As medidas de WUE_p geralmente são feitas em modo horário tendo em vista o monitoramento meteorológico para cálculos dos fluxos de carbono e vapor d'água, assim a escala temporal da estimativa da WUE em nível de planta possui escala horária, podendo ser integrada em valores diários (NIU et al., 2011; JACKLI et al., 2017; TALLEC et al., 2013).

A escala espacial da WUE_p está fundamentada no índice de área foliar (IAF) da planta monitorada, somente é possível estimar a WUE_p em plantas cujo IAF é maior que $0,2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, com isso a escala mínima espacial da WUE_p está restrita a poucos metros quadrados (TALLEC et al., 2013). Outra variável que pauta a escala espacial dessa estimativa é a consideração do espaçamento das plantas em campo na interpretação dos resultados, pois as plantas vizinhas àquela monitorada influenciam na WUE_p da espécie avaliada (NIU et al., 2011; JACKLI et al., 2017).

O método mais tradicional de estimativa da WUE_p é aquele em função da fotossíntese e transpiração da espécie vegetal monitorada (ELLSWORTH et al., 2018; NIU et al., 2011) (Equações 6 e 7), sendo também conhecido como método intrínseco. Esse método considera o manejo do solo sem cobertura natural ou artificial e ainda demanda o monitoramento meteorológico da planta por meio de instrumentos que possibilitem a determinação em alta frequência da concentração

de CO₂ para o cálculo da produtividade primária bruta, sendo a transpiração estimada por métodos específicos, por exemplo, fluxo de seiva por dissipação térmica, IRGA ou ainda isótopos estáveis (SULMAN et al., 2016).

$$WUE_{ins} = \frac{GPP}{T} \quad (6)$$

$$T = g_s \cdot (e_i - e_a) \quad (7)$$

em que: WUE_{ins} é eficiência intrínseca no uso da água em nível de planta, g C kg⁻¹ H₂O; GPP é produtividade primária bruta, g C m⁻² h⁻¹; T é transpiração da planta, mm h⁻¹; g_s é a condutância estomática, mmol H₂O_(v) m⁻² s⁻¹; e_i é a quantidade de vapor de água intercelular, mol; e_a é a quantidade de vapor de água no ambiente, mol.

Nos casos em que o solo apresenta cobertura, vegetal ou artificial, é notória a diminuição da evaporação da água do solo e a respiração dele na área de sombreamento da planta, a WUE_p pode ser estimada por meio da troca líquida de carbono e a condutância estomática (Equação 8) (BAGUSKAS et al., 2018).

$$WUE_p = \frac{NEE}{g_s} \quad (8)$$

em que: WUE_p é a eficiência no uso da água em nível de planta, μmol CO₂ m⁻² s⁻¹/mmol H₂O m⁻² s⁻¹; NEE é a troca líquida de carbono da planta, μmol CO₂ m⁻² s⁻¹; g_s é a condutância estomática, mmol H₂O_(v) m⁻² s⁻¹.

Assim como a WUE_f é estimada em modo instantâneo, a WUE_p também pode ser estimada em função da evapotranspiração real da planta (Equação 9) (JAKLI et al., 2017).

$$WUE_{itt} = 64,8 \cdot \left(\frac{NEE}{ET} \right) \quad (9)$$

Em que: WUE_{int} é a eficiência instantânea no uso da água em nível de planta, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$; 64,8 é o coeficiente matemático para transformação das unidades, adimensional; NEE é a troca líquida de carbono da planta, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; ET é a evapotranspiração real da planta, mm h^{-1} .

A eficiência do uso da água em nível de planta também pode ser estimada por meio da concentração de isótopos estáveis na planta e no ambiente (Equações 10, 11 e 12) (YI et al., 2019). Esse método demanda analisadores de isótopos de carbono para cálculo dos fluxos de carbono e estimativa da WUE. As medições devem ser feitas com diversas repetições e se possível considerando todo ciclo fenológico da planta para consolidar as interpretações dos dados (SULMAN et al., 2016).

$$WUE_p = \frac{(c_a - c_i)}{DM} \quad (10)$$

$$\frac{(\Delta - a)}{(b - a)} = \frac{c_i}{c_a} \quad (11)$$

$$\Delta = \frac{(\delta^{13}C_{ar} - \delta^{13}C_{planta})}{(1 + \delta^{13}C_{planta})} \quad (12)$$

em que: WUE_p é a eficiência no uso da água em nível de planta, $\mu\text{mol C mol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$; c_a é concentração de CO_2 no ar, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; c_i é concentração intercelular de CO_2 na planta, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; DM é a razão do coeficiente de difusão de CO_2 pelo coeficiente de difusão da H_2O , adimensional; b é a fracionamento isotópico da fixação de CO_2 pela enzima rubisco, adimensional; a é a fracionamento isotópico do CO_2 por difusão no ambiente, adimensional; Δ é a composição isotópica de carbono, ‰; $\delta^{13}C_{ar}$ é composição isotópica de carbono no ar, ‰; $\delta^{13}C_{planta}$ é a composição isotópica de carbono na planta, ‰.

A estimativa da WUE_p tem por limitações a influência das plantas vizinhas, o manejo do solo, a necessidade de coletar partes da planta para análises químicas

com objetivo de confirmar a estimativa e a demanda de instrumentos de alto custo para cálculo dos fluxos de carbono da planta (BAGUSKAS et al., 2018; SULMAN et al., 2016; TALLEC et al., 2013; TOPBJERG et al., 2015).

A limitação do uso dos isótopos estáveis na estimativa da WUE_p é o fato do método exigir amostras vegetais para análises e ainda o alto custo de aquisição e manutenção dos aparelhos, sendo ainda a dependência de mão de obra técnica para monitoramento da planta com uso dos analisadores de isótopos estáveis (WERNER et al., 2012).

A estimativa da WUE_p com isótopos estáveis tem por vantagem estimar a WUE_p por partes da planta, sendo possível espacializar, na estrutura vegetal, a WUE . Já a principal vantagem dos métodos convencionais é a possibilidade de verificar os tratos culturais sob a WUE_p de tal modo que seja possível traçar melhores estratégias de manejo do ambiente (TALLEC et al., 2013; TOPBJERG et al., 2015).

2.4 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA EM NÍVEL DE ECOSISTEMA

A WUE em nível de ecossistema (WUE_e) permite entender a interação dos ciclos da água e do carbono no ecossistema e ainda a interação do ecossistema com a atmosfera, diferentemente da WUE_f que considera as respostas estomáticas das plantas à atmosfera e da WUE_p que considera as respostas morfo-fisiológicas do dossel do ecossistema à atmosfera (ABRAHA et al., 2016; BOESE et al., 2017).

A WUE_e também demanda instrumentos para o monitoramento micrometeorológico do ecossistema, considera a evapotranspiração do ecossistema no cálculo, ou seja, a WUE_e considera a maior variável de saída de água do ciclo hidrológico no ecossistema e por consequência também é contabilizado no fluxo de carbono, a respiração do solo, sendo necessário considerar a respiração do solo na interpretação da WUE_e (ABRAHA et al., 2016; TONG et al., 2009).

A WUE_e representa em macroescala a estimativa do uso da água pela plantas no ecossistema, com isso esta estimativa pode ser considerada uma resposta ecofisiológica do ecossistema à atmosfera, sendo o método *eddy covariance* (EC) a principal técnica para realização dessa estimativa (EICHELMANN et al., 2016; ITO E ANATOMI, 2012; RANA et al., 2016; WANG et al., 2017; ALVES et al., 2020) (Equação 13).

$$WUE_e = \frac{GPP}{ET} \quad (13)$$

em que: WUE_e é eficiência no uso da água pelo ecossistema, $g\ C\ kg^{-1}\ H_2O$; GPP é produtividade primária bruta, $g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$; ET é evapotranspiração real, $mm\ h^{-1}$.

A Equação 13 apresenta escala temporal diária, podendo também ser mensal a partir da soma das estimativas diárias realizadas em um determinado mês (EICHELMANN et al., 2016). Já a escala espacial de todos os métodos de estimativa da WUE_e está em função do *fetch* e *footprint* do EC, pois estes permitem estimar a área que contribui com os fluxos de carbono e vapor d'água (KLJUN et al., 2015).

A WUE_e tem sido adotada em diferentes finalidades: avaliação do balanço de carbono em diferentes biomas (TAN et al., 2015); rendimento da água utilizada no ecossistema (MEDRANO et al., 2015); efeitos da mudança do uso do solo sobre a vegetação (OLIVEIRA et al., 2017); caracterização biofísica de ecossistemas (KANG et al., 2018; XIE et al., 2016); modelagem do crescimento de plantas e interpretação de imagens de satélite (ZHOU et al., 2015); respostas da vegetação a eventos hidrológicos extremos (NIU et al., 2011; XIE et al., 2016); ações antrópicas nos ecossistemas e efeitos sobre os serviços ambientais do ecossistema (HAMERLYNCK et al., 2014).

A eficiência inerente no uso da água (Equação 14) representa o uso da água pelo ecossistema considerando o processo de difusão de vapor de água da vegetação para a atmosfera contabilizando o déficit de pressão de vapor no cálculo (ZHOU et al., 2015). Segundo os autores essa metodologia apresenta uma escala temporal diária, sendo ainda indicada para ecossistemas naturais (BEER et al., 2009).

$$WUE_{irr} = \frac{GPP \cdot DPV}{ET} \quad (14)$$

em que: WUE_{irr} é eficiência inerente no uso da água pelo ecossistema, $g\ C\ hPa\ kg^{-1}\ H_2O$; GPP é produtividade primária bruta, $g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$; DPV é o déficit de pressão de vapor, hPa ; ; ET é evapotranspiração real, $mm\ h^{-1}$.

A eficiência subjacente no uso da água (Equação 15) está baseada na eficiência inerente no uso da água pelo ecossistema e um modelo estomático proposto por Lloyd e Farquhar (1994) (ZHOU et al., 2015).

$$WUE_{sjc} = \frac{GPP \cdot \sqrt{DPV}}{ET} \quad (15)$$

em que: WUE_{sjc} é eficiência subjacente no uso da água pelo ecossistema, g C hPa kg⁻¹ H₂O; GPP é produtividade primária bruta, g C m⁻² h⁻¹; DPV é o déficit de pressão de vapor, hPa; ET é evapotranspiração real, mm h⁻¹;

A eficiência subjacente no uso da água visa contemplar a transpiração, de tal modo que os resultados obtidos estejam associados à vegetação monitorada, apresenta escala temporal igual a 30 minutos, é indicada em situações de competição por CO₂, previsão de GPP diário do ecossistema e partição da evapotranspiração (ZHOU et al., 2014; ZHOU et al., 2016).

Tendo em vista que a WUE_e é a estimativa com maior escala espacial de uso da água, a WUE_e pode ser estimada por meio dos fluxos de vapor d'água e carbono que ocorrem no ecossistema, sendo esse cálculo sistematizado por épocas sazonais ou ainda períodos de disponibilidade hídrica, pois a partir desse método (Equação 16) é possível verificar o uso da água no ecossistema sob escala temporal sazonal e assim entender os fluxos micrometeorológicos em função da fenologia vegetal acompanhada da sazonalidade dos elementos meteorológicos (EAMUS et al., 2013).

$$WUE_e = 0,0432 \cdot \left(\frac{\sum_i^f NEE}{\sum_i^f ET} \right) \quad (16)$$

Em que: WUE_e é a eficiência no uso da água pelo ecossistema, g C kg⁻¹ H₂O; i e f são, respectivamente, as datas iniciais e finais dos períodos de soma de fluxos,

adimensional; NEE é a troca líquida de carbono do ecossistema, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; ET é a evapotranspiração do ecossistema, mm h^{-1} .

A WUE_e pode ser utilizada como uma ferramenta ecológica para avaliar a capacidade de seqüestro de carbono por ecossistemas. VanLoocke et al (2012) e Eichelmann et al (2016) relatam que é possível entender o uso da água pelo ecossistema ao quantificar o seqüestro de carbono (Equação 17).

$$WUE_b = \frac{NBP}{ET} \quad (17)$$

Em que: WUE_b é a eficiência no uso da água pelo bioma, $\text{kg C ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$; NBP é a produtividade líquida do bioma em função da matéria seca, $\text{kg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; ET é a evapotranspiração real anual, mm ano^{-1} ;

De acordo com Oliveira et al (2017) a WUE_e pode ser estimada por meio de informações obtidas a partir de imagens de sensoriamento remoto (Equações 18 e 19). Os autores relatam que o monitoramento via sensoriamento remoto em ecossistemas, por exemplo, a Floresta Amazônica, permite interpretar, em dezenas de hectares e mensalmente, os efeitos da exploração antrópica sobre o solo e as plantas daquele ecossistema de tal modo que mensalmente é possível visualizar diferenças na WUE_e e associar essas diferenças a exploração antrópica ou ainda a dinâmica fenológica da floresta. Assim é possível perceber que a estimativa da WUE_e com uso de informações do sensoriamento remoto, apresenta a maior escala em espaço e a menor frequência de amostragem, se comparado com o demais métodos apresentados para WUE_e (SUN et al., 2018).

$$WUE_e = \frac{\varepsilon \cdot APAR \cdot f(T_{\min}) \cdot f(DPV)}{ET} \quad (18)$$

$$ET = \frac{\Delta \cdot (R_n - G) + \left(\frac{\rho_a \cdot c_p \cdot DPV}{r_a} \right)}{\Delta + \gamma \cdot \left[1 + \left(\frac{r_s}{r_a} \right) \right]} \quad (19)$$

Em que: WUE_e é a eficiência no uso da água pelo ecossistema, g C kg⁻¹ H₂O; ε é a eficiência na conversão da radiação fotossinteticamente ativa, adimensional; $APAR$ é a radiação fotossinteticamente ativa absorvida, MJ m⁻² dia⁻¹; $f(T_{\min})$ é o fator escalar adimensional em função da temperatura mínima (°C) fornecido pelo satélite; $f(DPV)$ é o fator escalar adimensional em função do déficit de pressão de vapor (kPa) fornecido pelo satélite; ET é a evapotranspiração, mm dia⁻¹; Δ é a declividade da curva de pressão de vapor, adimensional; R_n é a radiação líquida, MJ m⁻² dia⁻¹; G é o fluxo de calor no solo, MJ m⁻² dia⁻¹; ρ_a é a massa específica do ar, kg m⁻³; c_p é o calor específico do ar a pressão constante, J kg⁻¹ °C⁻¹; DPV é o déficit de pressão de vapor, kPa; r_a é a resistência aerodinâmica, s m⁻¹; r_s é a resistência da superfície, s m⁻¹; γ é o coeficiente psicrométrico, kPa °C⁻¹.

A WUE_e também pode ser estimada em função da concentração isotópica de carbono no ecossistema (Equações 20 e 21) (ZHI et al., 2009). O método isotópico demanda além do método *eddy covariance* (método EC), para cálculo dos fluxos de carbono e vapor d'água, analisadores de isótopos para estimativa da concentração de isótopos de carbono. Trata-se de um método com elevado custo de execução, contudo é aquele que permite confirmar a estimativa da WUE_e por meio de análises inorgânicas no ecossistema, sendo a escala temporal deste método em dias ou horas (ELLSWORTH E COUSINS, 2016; ZHI et al., 2009).

$$WUE_e = \left\{ \frac{[C_a \cdot (1 - \varphi_c) \cdot (b - \Delta^{13}C)]}{[DM \cdot DPV \cdot (1 + \varphi_w) \cdot (b - a)]} \right\} \quad (20)$$

$$\Delta^{13}C = \frac{(\delta^{13}C_{ar} - \delta^{13}C_{eco})}{(1 + \delta^{13}C_{eco})} \quad (21)$$

em que: WUE_e é a eficiência no uso da água pelo ecossistema, $\mu\text{mol C mol}^{-1}$ H₂O; C_a é concentração de CO₂ no ar, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; φ_c é a fração adimensional de carbono assimilado perdido na respiração; b é a fracionamento isotópico da fixação de CO₂ pela enzima rubisco, adimensional; a é a fracionamento isotópico do CO₂

por difusão no ambiente, adimensional; $\Delta^{13}C$ é a composição isotópica de carbono, ‰; DM é a taxa de difusão molar de CO_2 para H_2O , adimensional; DPV é o déficit de pressão de vapor, kPa; ϕ_w é a fração de água perdida por processos não fotossintéticos; $\delta^{13}C_{ar}$ é composição isotópica do CO_2 no ar, ‰; $\delta^{13}C_{eco}$ é a composição isotópica de carbono no ecossistema, ‰.

Os métodos de estimativa da WUE_e apresentados basicamente tem por limitações o maior custo de implantação e manutenção dos sensores se comparado com a WUE_f e WUE_p e a escala espacial está em função do monitoramento micrometeorológico ou resolução das imagens de satélite, contudo a WUE_e contempla nas suas estimativas todo o sistema solo-planta-atmosfera de tal modo que essa estimativa micrometeorológica representa a realidade do ecossistema considerando os fatores preponderantes das estimativas em nível de folha e planta.

A estimativa da WUE_e via sensoriamento remoto é dependente de dados meteorológicos para cálculos e interpretação dos resultados apresentados pelas imagens de satélite e da resolução das imagens fornecidas pelo satélite, com isso só é indicada a WUE_e por meio do sensoriamento remoto quando o objetivo da estimativa é entender o manejo do ecossistema e verificar esses efeitos em toda a área do ecossistema, tendo em vista que as principais vantagens da WUE_e por meio do sensoriamento remoto são a apresentação dos resultados considerando as dimensões latitudinais do ecossistema, é possível monitorar áreas heterogêneas e as respostas espectrais do solo, água e planta ao manejo do ecossistema são consideradas na estimativa da WUE (RICHARDS E JIA, 2006).

O uso de isótopos estáveis na estimativa da WUE_e permite confirmar as estimativas da WUE mediante as respostas das plantas ao ambiente, traçar o passado da WUE do ecossistema quando se tem disponíveis amostras biológicas do ecossistema e expressar os resultados em dias ou horas (MARTINELLI et al., 2009).

A principal limitação dos isótopos estáveis na estimativa da WUE é a dependência da *eddy covariance* para sua execução, pois o método demanda dados dos analisadores de isótopos estáveis e dos gases traços do ecossistema, sendo ainda necessária a manutenção periódica dos instrumentos em campo para evitar erros nas medidas dos isótopos estáveis (FRY, 2006).

A WUE_e estimada por meio da *eddy covariance* tem por principal limitação a exigência da manutenção periódica em campo, pois os instrumentos devem estar sempre limpos e calibrados para medir corretamente a concentração dos gases traços do ecossistema, a área deve ser homogênea e plana, entretanto a principal vantagem da *eddy covariance* na estimativa da WUE é a independência do método se comparado com os isótopos estáveis e o sensoriamento remoto, pois a partir desse método é possível estimar a WUE_e para diversos objetivos e ainda considerando variáveis meteorológicas medidas por instrumentos acoplados na própria torre de monitoramento (AUBINET et al., 2012).

2.5 ANÁLISE DOS DADOS DE WUE DISPONÍVEIS NA LITERATURA CIENTÍFICA

2.5.1 METODOLOGIA

Os dados de WUE analisados neste trabalho são oriundos de artigos científicos que abordam ecossistemas naturais ou antropizados e estão publicados em periódicos indexados aos Periódicos CAPES. A busca pelos artigos foi feita por meio de termos indexadores referentes à WUE : *water use efficiency ecosystems*, *WUE and eddy covariance*, *WUE and stable isotope*, *WUE leaf*, *WUE canopy*, *WUE plant* e *WUE ecosystems*.

Os artigos foram triados a partir do fornecimento dos valores de WUE em nível de folha e/ou planta e/ou ecossistema. O artigo científico que apresentava pelo menos um destes índices foi selecionado para o conjunto de dados desta meta-análise (HEDGES E OLKIM, 1985).

Ao todo foram selecionados 60 artigos científicos (ANEXO 1), sendo elencados 675 valores de estimativas de WUE em nível de folha, planta e ecossistema. Estas estimativas foram organizadas a partir do ambiente onde foram calculadas, sendo eles: agricultura, floresta natural e pastagem natural.

Cada ambiente possuiu uma amostra total de estimativas de WUE , nas três magnitudes, igual a 225 valores de WUE , sendo estes valores igualmente divididos em WUE_f , WUE_p e WUE_e , sendo as análises estatísticas feitas em cada um desses ambientes (PIMENTEL-GOMES, 2009; NETER et al., 1990).

Inicialmente foi feita a transformação das unidades dos dados de WUE de tal modo que todos estivessem em $gC\ kg^{-1}\ H_2O$ (GUERRIERI et al., 2016). Em seguida

os dados foram submetidos à análise descritiva para verificação das medidas de posição e dispersão (ASSIS et al., 2016).

A normalidade e homogeneidade dos dados foram analisadas, respectivamente, pelos testes de Shapiro & Wilk (1965) e Breusch & Pagan (1979). Nos casos de anormalidade e, ou heterogeneidade dos dados, foi adotada a transformação de dados (BOX E COX, 1964). Ao final os dados de WUE em cada ambiente foram analisados por modelo linear de variância seguido do teste de Bonferroni (NETER et al., 1990).

2.5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em todos os ambientes analisados, a WUE_f apresentou as menores médias e desvios-padrões de estimativa da WUE se comparada com as demais magnitudes (Figura 1). É possível notar que a menor escala espacial da WUE_f consolida a acurácia desta estimativa, tendo em vista ser a única magnitude que contabiliza no cálculo, as trocas gasosas da folha com o ambiente (MEDRANO et al., 2009).

Os processos metabólicos foliares ocorrerem mais rapidamente que em outros órgãos vegetais (YI et al., 2018), assim a estimativa da WUE_f apresenta o uso da água pela espécie vegetal considerando os processos bioquímicos ocorrentes no órgão mais atuante no metabolismo do carbono, com isso são obtidos menores valores de desvio padrão nessa magnitude se comparado com o ecossistema e a planta.

A morfo-taxonomia da planta pode explicar os resultados da WUE_p , pois a maior média e maior desvio padrão da WUE_p foram constatados nas florestas naturais (Figura 1). Pelo fato das plantas florestais serem perenes e diversas no sítio monitorado, os diferentes estádios fenológicos que ocorrem concomitantemente dentro da floresta natural contribuem no aumento do desvio-padrão da WUE_p nas florestas naturais (TANG et al., 2014).

Devido o grande porte das plantas florestais, é justificado que a WUE_p das espécies florestais seja maior se comparado com a agricultura e as pastagens naturais (RAVEN et al., 2007). É possível entender que as florestas naturais são ambientes propícios a apresentarem maior valores de WUE_p pois o grande acúmulo de carbono na estrutura das plantas florestais e a minimização da transpiração

destas, devido a lignificação dos órgãos vegetais ao longo do ciclo fenológico, resulta no aumento da WUE_p (KOZLOWSKI E KELLER, 1966; RAVEN et al., 2007).

A maior média e desvio-padrão da WUE_e foi observada na agricultura (Figura 1). Todos os trabalhos utilizados nesta meta-análise relatam que os valores de WUE_e foram calculados com objetivo de avaliar o acúmulo de massa seca pelo estande em função de menores demandas hídricas e, ou o manejo do solo e da água. É possível inferir que o maior valor médio de WUE_e apresentada pela agricultura é justificado pela ação antrópica benéfica no cultivo (PIMENTEL, 1998).

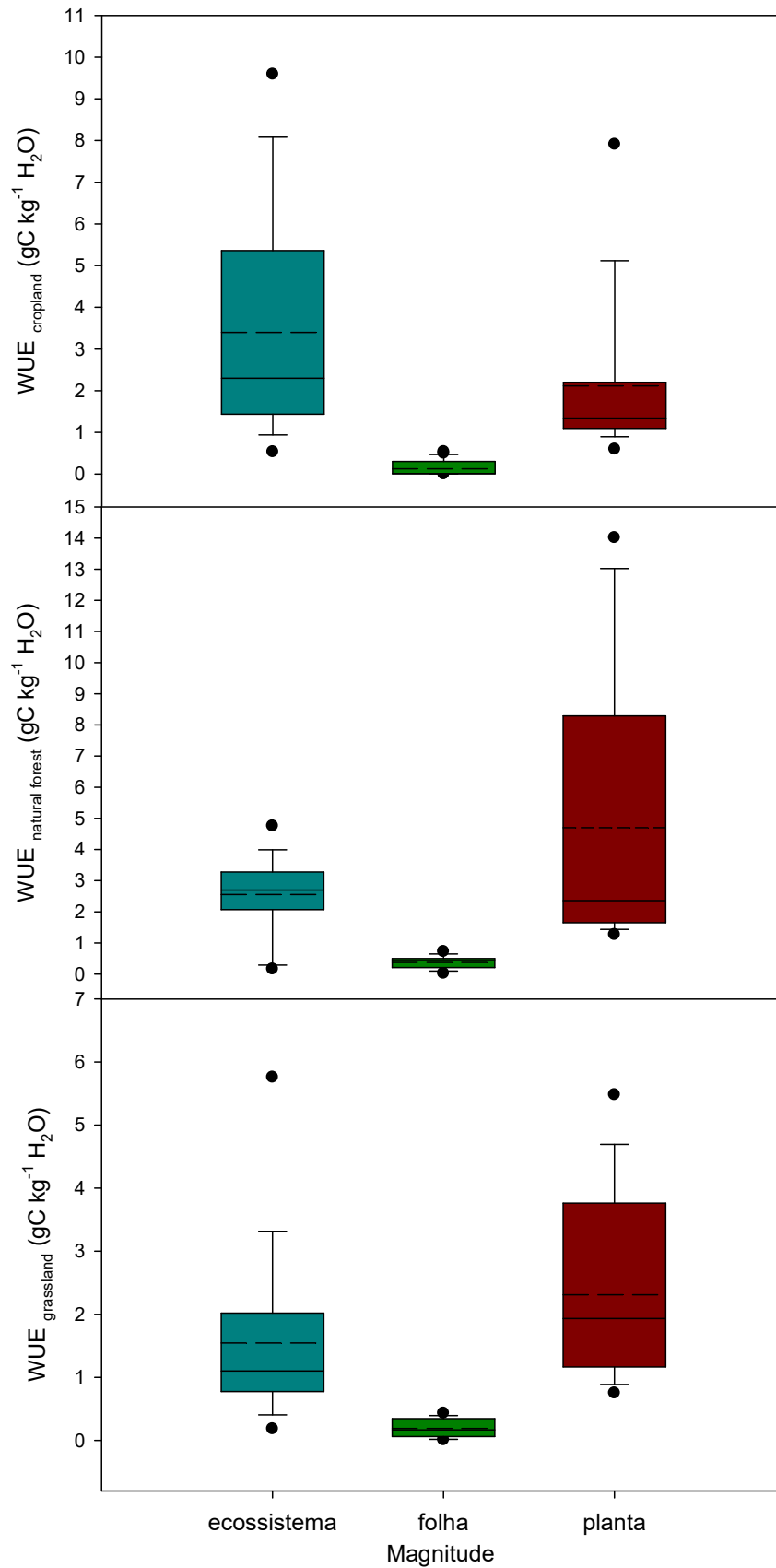


Figura 1 – Magnitudes da WUE em diferentes ambientes.

Em todos os ambientes analisados foi verificado que existem diferenças significativas ($p < 0.05$) apenas nos contrastes ortogonais: WUE_e X WUE_f e WUE_p X WUE_f (Tabela 1).

Tabela 1 – Teste de Bonferroni para eficiência no uso da água em diferentes ambientes.

agricultura*				
contraste	intervalo de confiança****		diferença	p-valor
	limite inferior	limite superior		
ecossistema-folha	0.0007	0.0148	0.0015	<0.0001
ecossistema-planta	0.2424	1.1044	0.5536	0.1251
planta-folha	5.5643	12.2712	8.4169	<0.0001
floresta natural**				
contraste	intervalo de confiança****		diferença	p-valor
	limite inferior	limite superior		
ecossistema-folha	0.0392	0.2406	0.1042	<0.0001
ecossistema-planta	0.9775	2.9657	1.7483	0.0630
planta-folha	4.9782	11.7280	7.7629	<0.0001
pastagem natural***				
contraste	intervalo de confiança****		diferença	p-valor
	limite inferior	limite superior		
ecossistema-folha	0.7458	0.8507	0.7967	<0.0001
ecossistema-planta	0.9920	1.1269	1.0575	0.1062
planta-folha	1.2384	1.4025	1.3183	<0.0001

* Dados transformados em $X^{0.236}$ (Box-Cox)

** Dados transformados em $X^{0.172}$ (Box-Cox)

*** Dados transformados em $X^{1/9}$ (Box-Cox)

**** 95% de probabilidade

A WUE_f é fortemente influenciada pela condutância estomática e os processos bioquímicos ocorrentes nos cloroplastos, diferentemente da WUE_p que é influenciada principalmente pela alocação de carboidratos estruturais e não estruturais na morfologia vegetal (YI et al., 2018). A alta velocidade dos processos bioquímicos na folha ocasiona menor alocação de carbono nela e devido à alta demanda metabólica de carboidratos pelos demais órgãos vegetais estes acumulam grande quantidade de carbono oriundo do metabolismo foliar (HARTMANN E TRUMBORE, 2016; PIMENTEL, 1998).

É possível entender que dentro do mesmo ambiente existam diferenças significativas entre a WUE_p e a WUE_f mediante as diferenças nas escalas temporais

dos processos bioquímicos da planta e a folha em si (KOZLOWSKI E KELLER, 1966). Outro fator que explica a diferença entre a WUE_p e a WUE_f é o fato da WUE_p considerar todos os órgãos vegetais da planta, ao contrário da WUE_f (MEDRANO et al., 2009; YI et al., 2018).

O metabolismo do carbono nas folhas é predominado por carboidratos não estruturais, diferentemente dos demais órgãos vegetais onde o metabolismo do carbono visa consolidar a estrutura vegetal (YI et al., 2018). Ao comparar a WUE_f e a WUE_e é possível entender que o maior acúmulo de carbono pelo ecossistema é justificado pela maior massa molecular dos carboidratos estruturais dispostos nos dosséis das plantas. Com isso é explicada a diferença estatística entre a WUE_e e a WUE_f dentro mesmo ambiente (MEDRANO et al., 2009; TANG et al., 2014).

Possíveis explicações para não ocorrência de diferenças estatísticas entre a WUE_p e a WUE_e em todos os ambientes é o fato da maioria dos métodos de estimativa considerarem o GPP como fluxo de carbono e os diferentes métodos de cálculo deste fluxo seja no ecossistema ou planta podem ter ocasionado esse resultado (DEKKER et al., 2016). Segundo fator seria que o metabolismo de carbono nas magnitudes de planta e ecossistema ser caracterizado pela alocação de carboidratos estruturais e ainda essa alocação ser regida pela sazonalidade dos estádios fenológicos da planta ou do estande monitorado (TANG et al., 2014).

2.6 PERSPECTIVAS FUTURAS DA EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA

Estudos científicos têm apresentado que a WUE poderá mudar mediante a concretização das mudanças climáticas previstas para os próximos anos por meio das respostas biofísicas dos ecossistemas às variações da concentração de CO_2 no ar e dos eventos de chuva (GUO et al., 2010; JOYCE et al., 2016; POLLEY et al., 2013; POLLEY et al., 2014; TANG et al., 2014).

A concentração de CO_2 no ar é um dos principais fatores que ocasionam a aclimação vegetal, sendo constatado em muitos estudos que aumento da concentração de CO_2 no ar favorece o aumento da WUE mediante ao papel biológico do CO_2 nas plantas e diminuição da abertura estomática.

Além da concentração de CO_2 no ar, as perspectivas futuras da WUE também estão em função do ambiente de cultivo, ou seja, a disponibilidade de energia e o manejo do solo (HATFIELD et al., 2001). Solos com disponibilidade de nutrientes,

oxigênio e matéria orgânica favorecem a fixação de carbono pelas plantas devido ao fato da potencialização do fluxo de massa (absorção de nutrientes e crescimento de raízes) (HATFIELD E DOLD, 2019).

A radiação é um dos fatores que contribuem para a regulação da abertura estomática, ou seja, a WUE também é influenciada pela disponibilidade de energia no sítio (PEREIRA et al., 2013). Mediante a disponibilidade de radiação (balanço de ondas longas) e o fluxo de calor sensível, as plantas podem responder com potencialidade a disponibilidade de energia por meio da WUE, desde que apresentem eficiência no uso da radiação (HATFIELD E DOLD, 2019). Assim é possível perceber que juntamente com a disponibilidade de CO₂ no sítio, a radiação solar e o manejo do solo são fatores que podem explicar os valores futuros da WUE.

Yang et al (2016) relatam que a variabilidade da WUE em função dos eventos de seca é controlada pela produtividade primária bruta, assim um dos motivos que pode explicar o futuro aumento da WUE frente ao aumento da concentração de CO₂ é o fato do GPP exercer importante papel na WUE.

Pesquisas revelam que o possível aumento da concentração de CO₂ contribui positivamente com o aumento da WUE em duas vertentes. A primeira delas é aumento da produtividade primária bruta por meio do aumento da estação de crescimento vegetativo, resultando em aumento da WUE_e mediante a diversidade da flora, por exemplo (ZANG et al., 2013). A segunda vertente é a minimização da condutância estomática das plantas em resposta a riqueza de CO₂ na atmosfera e menor gasto de água no metabolismo do carbono (LI et al., 2018).

Roy et al (2016) observaram que o aumento da concentração de CO₂ resultou no aumento da WUE devido a diminuição da evapotranspiração e recuperação da flora do ecossistema após os eventos extremos de seca. Assim é possível perceber pelos estudos apresentados que o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera previsto para os próximos anos também influenciará as relações hídricas vegetais.

Niu et al (2011) relatam que o aumento da precipitação pluviométrica resultará em aumento da WUE em situações de aridez, sendo esse aumento observado com maior intensidade na WUE_p, tendo em vista que o aumento do conteúdo de água no solo favorece o acúmulo de carbono no dossel da planta.

A WUE dos ecossistemas semi-áridos e áridos tende elevar com o aumento dos eventos de chuvas, pois estes favorecem o aumento da produtividade primária bruta, tendo em vista que estes ambientes são estritamente dependentes dos

eventos de chuvas para melhorias nos conteúdos de água no solo e no ar (SONG et al., 2016).

Os estudos apresentados também retratam o aumento da WUE em função de uma mudança futura, contudo é perceptível que as mudanças ambientais futuras relatadas por estes estudos consideram, mesmo que minimamente, que estas não ocorrerão isoladamente, mas sim concomitantemente (POLLEY et al., 2014).

Polley et al (2013) relatam que o futuro aumento da concentração de CO₂ resultará em maiores valores de WUE desde que o conteúdo de água no solo seja satisfatório para atender as demandas das plantas, tendo em vista que eventos de seca contribuem com aumento da respiração do ecossistema e isso reflete em diminuição da WUE.

De acordo com Song et al (2016), o possível aumento da temperatura juntamente com o aumento da precipitação pluviométrica para as próximas décadas poderá resultar no aumento de plantas com mecanismo concentrador de CO₂ no sítio monitorado. Com isso é previsto o aumento da WUE mediante as mudanças na flora do ecossistema devido ao aumento concomitante da temperatura e da precipitação pluviométrica.

Soussana et al (2010) relatam que existe uma interação do aumento da concentração de CO₂ e a disponibilidade de água no ecossistema e que esta interação influencia o valor da WUE, um exemplo, é a diminuição do fator de depleção da água no solo por meio do aumento da concentração de CO₂ no ar.

Scheiter et al (2015) relatam que existe uma interação do aumento da concentração de CO₂ com a sazonalidade das chuvas de tal modo que quanto maior for a concentração de gás carbônico no ar e maior for o intervalo de eventos de chuvas, a WUE_e será elevada.

A WUE dos ecossistemas, nas próximas décadas, refletirá a concretização das mudanças climáticas previstas pelos estudos científicos realizados nos últimos anos, sendo essas estimativas futuras de WUE resultantes em função, principalmente, da futura concentração de CO₂ no ar associadas às mudanças previstas para temperatura do ar, conteúdo de água no solo e eventos de chuvas.

2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- ✓ As estimativas da WUE, em qualquer magnitude, demandam instrumentos de alto custo de aquisição e manutenção;
- ✓ Os isótopos estáveis representam o único método que pode ser utilizado em qualquer magnitude na estimativa da WUE;
- ✓ Mediante os dados de WUE analisados a partir da agricultura, floresta e pastagem natural, nestes ambientes existem diferenças significativas nas estimativas de WUE em níveis de ecossistema & folha e planta & folha; e
- ✓ A interpretação dos valores de WUE tem por desafio a consideração da biodiversidade nos sítios monitorados, sendo a escolha do método de estimativa feita a partir do objetivo do monitoramento do sítio e das características das magnitudes da WUE (Tabela 2).

Tabela 2 – Caracterização das magnitudes das estimativas da eficiência no uso da água.

magnitude	instrumentação	peculiaridades	limitações	vantagens
folha	IRGA	comportamento estomático	baixa escala espacial	alta escala temporal
		processos bioquímicos cloroplastos	contato direto do instrumento com a folha	ótima para avaliar estresse hídrico vegetal
		nos	exige definição da espécie vegetal	várias medidas no mesmo estágio fenológico vegetal
planta	câmara de crescimento	alocação carboidratos órgãos vegetais	de nos	não considera a variação do solo no sítio monitorado
			de nos	não depende de contato direto do instrumento com a planta
			exige definição da espécie vegetal	permite associar o uso da água por órgão vegetal e estágio fenológico
ecossistema	eddy covariance sensoriamento remoto	interação planta solo X atmosfera	X	avalia o acúmulo de carbono pela planta em função do manejo do solo e da água
				dependente de dados meteorológicos para cálculo e interpretação
				considera a evapotranspiração no cálculo da estimativa
				pode ser aplicada em ecossistemas com notória biodiversidade ou extensas áreas agrícolas

2.8 REFERÊNCIAS

- ABRAHA, M.; GELFAND, I.; HAMILTON, S.K.; SHAO, C.; SU, Y.J.; ROBERTSON, G.P.; CHEN, J. Ecosystem water-use efficiency of annual corn and perennial grasslands: contributions from land-use history and species composition. **Ecosystems**, v.19, p.1001–1012, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-016-9981-2>
- ALVES, J.D.N.; RIBEIRO, A.; RODY, Y.P.; LOOS, R.A. HALL, K.B. Carbon uptake and water vapor exchange in a pasture site in the Brazilian Cerrado. **Journal of Hydrology**, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125943>
- ASSIS, J.P.; DIAS, C.T.S.; SILVA, A.R. DOURADO NETO, D. **Estatística descritiva**. Piracicaba, FEALQ, 2016. 394 p.
- AUBINET, M.; VESALA, T.; PAPALE, D. **Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis**. Berlin, Alemanha: Springer, 2012. 438 p.
- BAGUSKASA, S.A.; CLEMESHAB, R.E.S.; LOIK, M.E. Coastal low cloudiness and fog enhance crop water use efficiency in a California agricultural system. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.252, p.109–120, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.01.015>
- BEER, C.; CIAIS, P.; REICHSTEIN, M.; BALDOCCHI, D.; LAW, B.E.; PAPALE, D.; SOUSSANA, J.F.; AMMANN, C.; BUCHMANN, C.; FRANK, D.; GIANELLE, D.; JANSSENS, I.A.; KNOHL, A.; KOSTNER, B.; MOORS, E.; ROUPSARD, O.; VERBEECK, H.; VESALA, T.; WILLIAMS, C.A.; WOHLFAHRT, G. Temporal and among-site variability of inherent water use efficiency at the ecosystem level. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 23, GB2018, 2009. <http://dx.doi.org/10.1029/2008GB003233>
- BELL, J.E.; WENG, E.; LUO, Y. Ecohydrological responses to multifactor global change in a tallgrass prairie: A modeling analysis. **Journal of Geophysical Research**, v.115, p.1-12, 2010. <http://dx.doi.org/10.1029/2009JG001120>
- BEYER, F.; JACK, O.; MANZONI, S.; WEIH, M. Relationship between foliar $\delta^{13}\text{C}$ and sapwood area indicates different water use patterns across 236 *Salix* genotypes. **Trees**, v.32, p.1737-1750, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-018-1747-3>
- BLAIR, J.; NIPPERT, J.; BRIGGS, J. Grassland Ecology. **Ecology and the Environment**, The Plant Sciences 8. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-7501-9_14
- BOESE, S.; JUNG, M.; CARVALHAIS, N.; REICHSTEIN, M. The importance of radiation for semiempirical water-use efficiency models. **Biogeosciences**, v.14, p.3015–3026, 2017. <https://doi.org/10.5194/bg-14-3015-2017>
- BOX, G.E.P.; COX, D.R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society**, v.26, n.2, p.211-252, 1964. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1964.tb00553.x>

BRANDO, P.M.; SILVERIO, D.V.; MIGLIAVACCA, M.; SANTOS, C.; KOLLE, O.; BALCH, J.; MARACAHIPES, L.; BUSTAMANTE, M.; COE, M.T.; TRUMBORE, S. Rapid forest recovery of carbon and water fluxes after a tropical firestorm. In: American Geophysical Union Fall Meeting, 2017, New Orleans. **Anais eletrônicos...** New Orleans: AGU, 2017. Disponível em: <<http://adsabs.harvard.edu/abs/2017AGUFM.B14C..03B>>. Acesso em: 03 jul. 2018.

BREUSCH, T.S.; PAGAN, A.R. A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. **Econometrica**, v.47, n.5, p.1287–1294, 1979. <http://doi.org/10.2307/1911963>

BROUDER, S.M.; VOLENEC, J.J. Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. **Physiologia Plantarum**, v.133, p.705–724, 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1399-3054.2008.01136.x>

BRUNSELL, N.A.; NIPPERT, J.B.; BUCK, T.L. Impacts of seasonality and surface heterogeneity on water-use efficiency in mesic grasslands. **Ecohydrology**, v.7, n.4, p.1223–1233, 2013. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1455>

BURBA, G. **Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural, and regulatory applications**. Lincoln, Nebraska: LI-COR Biosciences, 2013. 331 p.

CERNUSAK, L.A. Gas exchange and water-use efficiency in plant canopies. **Plant Biology**. <http://dx.doi.org/10.1111/plb.12939>

CHI, J.; WALDO, S.; PRESSLEY, S.N.; RUSSELL, E.S.; O'KEEFFE, P.T.; PAN, W.L.; HUGGINS, D.R.; STOCKLE, C.O.; BROOKS, E.S.; LAMB, B.K. Effects of climatic conditions and management practices on agricultural carbon and water budgets in the Inland Pacific Northwest USA. **Journal of Geophysical Research Biogeosciences**, v.122, n.12, p.3142–3160, 2017. <http://dx.doi.org/10.1002/2017JG004148>

COELHO, J.J.; DUBEUX, J.C.B.; SANTOS, E.R.S.; LEÃO NETO, J.M.C.; CUNHA, M.V.; SANTOS, M.V.F.; MELLO, A.C.L.; LIRA, M.A. Canopy height and its relationship with leaf area index and light interception in tropical grasses. **Tropical Grasslands**, v.2; p.31–32, 2014.

CRAINE, J.M.; OCHEL TREE, T.W.; NIPPERT, J.B.; TOWNE, E.G.; SKIBBE, A.M.; KEMBEL, S.W.; FARGIONE, J.E. Global diversity of drought tolerance and grassland climate-change resilience. **Nature Climate Change**, v.3, p.63–67, 2013. <http://dx.doi.org/10.1038/NCLIMATE1634>

DEKKER S.C.; GROENENDIJK, M.; BOOTH, B.B.B.; HUNTINGFORD, C.; COX, P.M. Spatial and temporal variations in plant water-use efficiency inferred from tree-ring, eddy covariance and atmospheric observations. **Earth System Dynamic**, v.7, p.525–533, 2016. <https://dx.doi.org/10.5194/esd-7-525-2016>

DREXLER, J.Z.; SNYDER, R.L.; SPANO, D.; U, K.T.P. A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration.

Hydrological Processes, v.18, n.11, p.2071-2101, 2004.
<http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1462>

EAMUS, D.; CLEVERLY, J.; BOULAIN, N.; GRANT, N.; FAUX, R.; VEGA, R.V.
 Carbon and water fluxes in an arid-zone Acacia savanna woodland: An analyses of seasonal patterns and responses to rainfall events. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.182-183, p.225-238, 2013.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.04.020>

EHLERINGER, J.R.; PHILLIPS, S.L.; SCHUSTER, W.S.F.; SANDQUIST, D.R.
 Differential utilization of summer rains by desert plants. **Oecologia**, v.88, p.430–434, 1991. <https://doi.org/10.1007/BF00317589>

EICHELMANN, E.; RIDDLE, C.W.; WARLAND, J.; DEEN, B.; VORONEY, P.
 Evapotranspiration, water use efficiency, and energy partitioning of a mature switchgrass stand. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.217, p108-119, 2016.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.008>

ELLSWORTH, P.Z.; COUSINS, A.B. Carbon isotopes and water use efficiency in C4 plants. **Current Opinion in Plant Biology**, v.31, p.155-161, 2016.
<https://doi.org/10.1016/j.pbi.2016.04.006>

ELLSWORTH, P.Z.; FELDMAN, M.J.; BAXTER, I.; COUSINS, A.B. A genetic link between whole-plant water use efficiency and leaf carbon isotope 5 composition in the C4 grass Setaria. **bioRxiv**. <https://doi.org/10.1101/285676>

FARINEAU, J.; MOROT-GAUDRY, J.F. **La photosynthèse: processus physiques, moléculaires et physiologiques**. Versailles, França: Quae, 2011. 403 p.

FLANAGAN, L.B.; FARQUHAR, G.D. Variation in the carbon and oxygen isotope composition of plant biomass and its relationship to water-use efficiency at the leaf and ecosystem scales in a northern Great Plains grassland. **Plant, Cell & Environment**, v.37, p.425-438, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/pce.12165>

FRY, B. **Stable isotope ecology**. Berlin, Alemanha: Springer, 2006. 308 p.

GAGO, J.; DOUTHE, C.; FLOREZ-SARASA, I.; ESCALONA, J.M.; GALMES, J.; FERNIE, A.R.; FLEXAS, J.; MEDRANO, H. Opportunities for improving leaf water use efficiency under climate change conditions. **Plant Science**, v.226, p.108-119, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.plantsci.2014.04.007>

GILLSON, L.; EKBLOM, A. Resilience and thresholds in savannas: nitrogen and fire as drivers and responders of vegetation transition. **Ecosystems**, v.12, p.1189–1203, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9284-y>

GUERRIERI, R.; LEPINE, L.; ASBJORNSEN, H.; XIAO, J.; OLLINGER, S.V.
 Evapotranspiration and water use efficiency in relation to climate and canopy nitrogen in U.S. forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v.121, p.2610–2629, 2016. <http://dx.doi.org/10.1002/2016JG003415>

GUO, R.; LIN, Z.; MOA, X.; YANG, C. Responses of crop yield and water use efficiency to climate change in the North China Plain. **Agricultural Water Management**, v.97, p.1185–1194, 2010.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2009.07.006>

HAMERLYNCK, E.P.; SCOTT, R.S.; CAVANAUGH, M.L.; BARRON-GAFFORD, G. Water use efficiency of annual-dominated and bunchgrass dominated savanna intercanopy space. **Ecohydrology**, v.7, p.1208–1215, 2014.
<http://dx.doi.org/10.1002/eco.1452>

HANSEN, D.; STEIG, E. Comparison of water-use efficiency and internal leaf carbon dioxide concentration in juvenile leaves and phyllodes of *Acacia koa* (Leguminosae) from Hawaii, estimated by two methods. **American Journal of Botany**, v.80, n.10, p.1121–1125, 1993. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1993.tb15343.x>

HARTMANN, H.; TRUMBORE, S. Understanding the roles of nonstructural carbohydrates in forest trees – from what we can measure to what we want to know. **New Phytologist**, v.211, p.386–403, 2016. <https://dx.doi.org/10.1111/nph.13955>

HATFIELD, J.L.; BAKER, J.M. **Micrometeorology in agricultural systems**. Madison, WI: American Meteorological Society, 2005. 584 p. (Agronomy Monograph, 47).

HATFIELD, J.L.; DOLD, C. Water-Use Efficiency: Advances and Challenges in a Changing Climate. **Frontiers in Plant Science**, 2019.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00103>

HATFIELD, J.L.; SAUER, T.J.; PRUEGER, J.H. Managing Soils to Achieve Greater Water Use Efficiency A Review. **Agronomy Journal**, 2001.
<https://doi.org/10.2134/agronj2001.932271x>

HAY, R.; PORTER, J. **The physiology of crop yield**. 2.ed. Oxford, UK: Blackwell, 2006. 314 p.

HEDGES, L.V.; OLKIN, I. **Statistical methods for meta-analysis**. Orlando: Academic Press, 1985. 369 p.

HONG, T.; DONG, W.; JI, D.; DAI, T.; YANG, S.; WEI, T. The response of vegetation to rising CO₂ concentrations plays an important role in future changes in the hydrological cycle. **Theoretical and Applied Climatology**, v.136, p.135–144, 2019.
<https://dx.doi.org/10.1007/s00704-018-2476-7>

HOUGHTON, J.T.; DING, Y.; GRIGGS, D.J.; NOGUER, M.; VAN DER LINDEN, P.J.; DAÍ, X.; MASKELL, K.; JOHNSON, C.A. **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 881 p.

HU, Z.; YU, G.; FU, Y.; SUN, X.; LI, Y.; SHI, P.; WANG, Y.; ZHENG, Z. Effects of vegetation control on ecosystem water use efficiency within among four grassland ecosystems in China. **Global Change Biology**, v.14, p.1609–1619, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01582.x>

HUANG, X.; LUO, G.; LV, N.; Spatio-temporal patterns of grassland evapotranspiration and water use efficiency in arid areas. **Ecological Research**, v.32, p.523-535, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-017-1463-2>

ITO, A.; INATOMI, M. Water-use efficiency of the terrestrial biosphere: a model analysis focusing on interactions between the global carbon and water cycles. **Journal of Hydrometeorology**, v.13, n.2, p.681-694, 2012. <http://dx.doi.org/10.1175/JHM-D-10-05034.1>

JAKLI, B.; HAUER-JAKLI, M.; BOTTCHE, F.; MUDEHORST, J.M.; SENBAYRAM, M.; DITTERT, K. Leaf, canopy and agronomic water-use efficiency of field-grown sugar beet in response to potassium fertilization. **Journal of Agronomy and Crop Science**, v.204, p.99–110, 2018. <https://dx.doi.org/10.1111/jac.12239>

JAMMET, M.; DENGEL, S.; KETTNER, E.; PARMENTIER, F.W.; WIK, M.; CRILL, P.; FRIBORG, T. Year-round CH₄ and CO₂ flux dynamics in two contrasting freshwater ecosystems of the subarctic. **Biogeosciences**, v.14, p.5189-5216, 2017. <https://doi.org/10.5194/bg-14-5189-2017>

JOYCE, C.B.; SIMPSON, M.; CASANOVA, M. Future wet grasslands: ecological implications of climate change. **Ecosystem Health and Sustainability**, v.2, p.1-15, 2016. <http://dx.doi.org/10.1002/ehs2.1240>

JUNG, M.; REICHSTEIN, M.; CIAIS, P.; SENEVIRATNE, S.I.; SHEFFIELD, J.; GOULDEN, M.L.; BONAN, G.; CESCATTI, A.; CHEN, J.; JEU, R.; DOLMAN, A.J.; EUGSTER, W.; GERTEN, D.; GIANELLE, D.; GOBRON, N.; HEINKE, J.; KIMBALL, J.; LAW, B.E.; MONTAGNANI, L.; MU, Q.; MUELLER, B.; OLESON, K.; PAPALE, D.; RICHARDSON, A.D.; ROUPSARD, O.; RUNNING, S.; TOMELLERI, E.; VIOVY, N.; WEBER, U.; WILLIAMS, C.; WOOD, E.; ZAEHLE, S.; ZHANG, K. Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. **Nature**, v.467, p.951–954, 2010. <http://dx.doi.org/10.1038/nature09396>

KANG, M.; KIM, J.; THAKURI, B.M.; CHUN, J.; CHO, C. New gap-filling and partitioning technique for H₂O eddy fluxes measured over forests. **Biogeosciences**, v.15, p.631–647, 2018. <https://doi.org/10.5194/bg-15-631-2018>

KERBAUY, G.B. **Fisiologia vegetal**. 2.ed. Rio de Janeiro, RJ: Guanabara Koogan, 2013. 431 p.

KIM, J.; GUO, Q.; BALDOCCHI, D.D.; LECLERC, M.Y.; XU, L.; SCHMID, H.P. Upscaling fluxes from tower to landscape: Overlaying flux footprints on high-resolution (IKONOS) images of vegetation cover. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.136, n.3–4, p.132-146, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.11.015>

KLJUN, N.; CALANCA, P.; ROTACH, M.; SCHMID, H. A simple two-dimensional parameterisation for flux footprint prediction (FFP). **Geoscientific Model Development**, v.8, p.3695–3713, 2015. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015>

KÖHLER, I.H.; MACDONALD, J.A.; SCHNYDER, H. Last-Century Increases in Intrinsic Water-Use Efficiency of Grassland Communities Have Occurred over a Wide Range of Vegetation Composition, Nutrient Inputs, and Soil pH. **Plant Physiology**, v.170, p.881–890, 2016. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.15.01472>

KOHLER, M.; METZGER, J.; KALTHOFF, N. Trends in temperature and wind speed from 40 years of observations at a 200-m high meteorological tower in Southwest Germany. **International Journal of Climatology**, v.38, n.1, p.23-34, 2018. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.5157>

KOZLOWSKI, T.T. & KELLER, T. Food relations of woody plants. **The Botanical Review**, v.32, p.293-382, 1966. <https://dx.doi.org/10.1007/BF02858663>

KORMANN, R.; MEIXNER, F.X. An analytical footprint model for non-neutral stratification. **Boundary Layer Meteorology**, v.99, n.2, p.207-224, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1018991015119>

KUGLITSCH, F.G.; REICHSTEIN, M.; BEER, C.; CARRARA, A.; CEULEMANS, R.; GRANIER, A.; JANSSENS, I.A.; KOESTNER, B.; LINDROTH, A.; LOUSTAU, D.; MATTEUCCI, G.; MONTAGNANI, L.; MOORS, E.J.; PAPALE, D.; PILEGAARD, K.; RAMBAL, K.; REBMANN, C.; SCHULZE, E.D.; SEUFERT, G.; VERBEECK, H.; VESALA, T.; AUBINET, M.; BERNHOFER, C.; FOKEN, T.; GRUNWALD, T.; HEINESCH, B.; KUTSCH, W.; LAURILA, T.; LONGDOZ, B.; MIGLIETTA, F.; SANZ, M.J.; VALENTINI, R. Characterisation of ecosystem water-use efficiency of european forests from eddy covariance measurements. **Biogeosciences Discussions**, v.5, 4481–4519, 2008. <https://doi.org/10.5194/bgd-5-4481-2008>

LAMBERS, H.; CHAPIN, F.S.; PONS, T.L. **Plant physiological ecology**. 2.ed. Berlin, Alemanha: Springer, 2000. 604 p.

LARCHER, W. **Physiological Plant Ecology: Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups**. Berlin: Springer, 2003. 514 p.

LECLERC, M.Y.; FOKEN, T. **Footprints in Micrometeorology and Ecology**. Berlin: Springer, 2014. 240 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-54545-0>

LI, S.G.; EUGSTER, W.; ASANUMA, J.; KOTANI, A.; DAVAA, G.; OYUNBAATAR, D.; SUGITA, M.; Response of gross ecosystem productivity, light use efficiency, and water use efficiency of Mongolian steppe to seasonal variations in soil moisture. **Journal of Geophysical Research**, v.113, 2008. <http://dx.doi.org/10.1029/2006JG000349>

LI, Q.; LAI, L.; ZHOU, J.; DU, H.; GUAN, T.; ZHANG, X.; JIANG, L.; ZHENG, Y.; YU, Y.; GAO, Y.; NA, P.; SHIMIZU, H. Differential influence of elevated CO₂ on gas exchange and water use efficiency of four indigenous shrub species distributed in different sandy environments in central Inner Mongolia. **Ecological Research**, v.33, p.863–871, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-018-1568-2>

LINDROTH, A.; CIENCIALA, E. Water use efficiency of short-rotation *Salix viminalis* at leaf, tree and stand scales. **Tree Physiology**, v.16, p.257-262, 1996.

LIU, Y.; XIAO, J.; JU, W.; ZHOU, Y.; WANG, S.; WU, X. Water use efficiency of China's terrestrial ecosystems and responses to drought. **Nature Scientific Reports**, v.5, 2015. <http://dx.doi.org/10.1038/srep13799>

LIU, D.; LI, Y.; WANG, T.; PEYLIN, P.; MACBEAN, N.; CIAIS, P.; JIA, G.; MA, M.; MA, Y.; SHEN, M.; ZHANG, X.; PIAO. Contrasting responses of grassland water and carbon exchanges to climate change between Tibetan Plateau and Inner Mongolia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 249, p.163-175, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.034>

LLOYD, J.; FARQUHAR, G.D. International association for ecology ^{13}C discrimination during CO_2 assimilation by the terrestrial biosphere. **Oecologia**, v.99, n.3, p.201–215, 1994. <https://dx.doi.org/10.1007/BF00627732>

LOVELLI, S.; VALERIO, M.; PHILLIPS, T.D.; AMATO, M. Water use efficiency, photosynthesis and plant growth of Chia (*Salvia hispanica* L.): a glasshouse experiment. **Acta Physiologiae Plantarum**, v.41, n.3, p.2-7, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11738-018-2795-4>

LUNDGREN, M.R.; OSBORNE, C.P.; CHRISTIN, P.A. Deconstructing Kranz anatomy to understand C_4 evolution. **Journal of Experimental Botany**, v.65, n.13, p.3357-3369, 2014. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/eru186>

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.B.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 144 p.

MCCALMONT, J.P.; MCNAMARA, N.P.; DONNISON, I.S.; FARRAR, K.; CLIFTON-BROWN, J.C. An interyear comparison of CO_2 flux and carbon budget at a commercial-scale land-use transition from semi-improved grassland to *Miscanthus x giganteus*. **Global Change Biology Bioenergy**, v.9, p.229–245, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12323>

MEDLYN, B.E.; KAUWE, M.G.; LIN, Y.S.; KNAUER, J.; DUURSMA, R.A.; WILLIAMS, C.A.; ARNETH, A.; CLEMENT, R.; ISAAC, P.; LIMOUSIN, J.M.; LINDERSON, M.L.; MEIR, P.; PAUL, N.M.; WINGATE, L. How do leaf and ecosystem measures of water-use efficiency compare? **New Phytologist**, v.216, p.758-770, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.14626>

MEDRANO, H.; FLEXAS, J.; GÁLMÉS, J. Variability in water use efficiency at the leaf level among Mediterranean plants with different growth forms. **Plant and Soil**, v.317, p.17-29, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9785-z>

MEDRANO, H.; TOMÁS, M.; MARTORELL, S.; FLEXAS, J.; HERNÁNDEZ, E.; ROSSELLÓ, J.; POU, A.; ESCALONA, J.M.; BOTA, J. From leaf to whole-plant water use efficiency (WUE) in complex canopies: Limitations of leaf WUE as a selection

target. **The Crop Journal**, v.3, p.220-228, 2015.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.cj.2015.04.002>

MONCRIEFF, J.; VALENTINI, R.; GRECO, S.; SEUFERT, G.; CICCIOLO, P. Trace gas exchange over terrestrial ecosystems: methods and perspectives in micrometeorology. **Journal of Experimental Botany**, v.48, n.310, p.1133-1142, 1997. <https://doi.org/10.1093/jxb/48.5.1133>

NETER, J.; WASSERMAN, W.; KUTNER, M.H. **Applied linear statistical models: regression, analysis of variance, and experimental designs**. 3 ed. Homewood: Irwin, 1990. 1181 p.

NIU, S.; XING, X.; ZHANG, Z.; XI, J.I.A.; ZHOU, X.; SONG, B.; LI, L.; WAN, S.I.A.Q. Water-use efficiency in response to climate change: from leaf to ecosystem in a temperate steppe. **Global Change Biology**, v.17, p.1073–1082, 2011.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02280.x>

NOBEL, P.K. **Physicochemical and Environmental Plant Physiology**. 4ed.

Oxford: Elsevier, 2009, 511p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374143-1.00008-9>

OKI, T.; KANAE, S. Global Hydrological Cycles and World Water Resources.

Science, v.313, n.5790, p.1068-1072, 2006.

<http://dx.doi.org/10.1126/science.1128845>

OLIVEIRA, G.; BRUNSELL, N.A.; MORAES, E.C.; SHIMABUKURO, Y.E.; BERTTANI, G.; SANTOS, T.V.; ARAGÃO, L.E.O.C. Evaluation of MODIS-based estimates of water-use efficiency in Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v.38, n.19, p.5291-5309, 2017.

<https://dx.doi.org/10.1080/01431161.2017.1339924>

ORCHARD, K.A.; CERNUSAK, L.A.; HUTLEY, L.B. Photosynthesis and water-use efficiency of seedlings from northern Australian monsoon forest, savanna and swamp habitats grown in a common garden. **Functional Plant Biology**, v.37, p.1050–1060, 2010. <https://doi.org/10.1071/FP09306>

PAKOKTOM, T.; CHAICHANA, N.; PHATTARALERPHONG, J.; SATHORNKICH, J. Water use efficiency of the first ratoon cane by eddy covariance technique.

International Journal of Environmental Science and Development, v.4, n.5, p.604-607, 2013. <http://dx.doi.org/10.7763/IJESD.2013.V4.422>

PEREIRA, A.R. **Introdução à Micrometeorologia**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Ciências Exatas, 1998. 74 p.

PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N.A.; SEDIYAMA, G.C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba, SP: FEALQ, 1997. 183 p.

PIMENTEL, C. **Metabolismo de carbono na agricultura tropical**. Seropédica: EdUR, 1998. 150 p.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**. 15. ed. Piracicaba: FEALQ, 2009. 451 p.

PIRK, N.; SIEVERS, J.; MERTES, J.; PARMENTIER, F.J.W.; MASTEPANOV, M.; CHRISTENSEN, T.R. Spatial variability of CO₂ uptake in polygonal tundra: assessing low-frequency disturbances in eddy covariance flux estimates. **Biogeosciences**, v.14, p.3157-3169, 2017. <https://doi.org/10.5194/bg-14-3157-2017>

POLLEY, H.W.; BRISKE, D.D.; MORGAN, J.A.; WOLTER, K.; BAILEY, D.W.; BROWN, J.R. Climate Change and North American Rangelands: Trends, Projections, and Implications. **Rangeland Ecology & Management**, v.66, p.493-511, 2013. <https://doi.org/10.2111/REM-D-12-00068.1>

POLLEY, H.W.; DERNER, J.D.; JACKSON, R.B.; WILSEY, B.J.; FAY, P.A. Impacts of climate change drivers on C4 grassland productivity: scaling driver effects through the plant community. **Journal of Experimental Botany**, v.65, p.3415–3424, 2014. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/eru009>

PONTON, S.; FLANAGAN, L.B.; ALSTAD, K.P.; JOHNSON, B.G.; MORGENSTER, K.; KLJUN, N.; BLACK, T.A.; BARR, A.G. Comparison of ecosystem water-use efficiency among Douglas-fir forest, aspen forest and grassland using eddy covariance and carbon isotope techniques. **Global Change Biology**, v.12, p.294–310, 2006. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01103.x>

PRAJAPATI, P.; SANTOS, E.A. Comparing methane emission estimated using a backward-Lagrangian stochastic model and the eddy covariance technique in a beef cattle feedlot. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.256-257, p.482-491, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.04.003>

RANA, G.; FERRARA, R.M.; VITALE, D.; ANDREA, L.D.; PALUMBO, A.D. Carbon assimilation and water use efficiency of a perennial bioenergy crop (*Cynara cardunculus* L.) in Mediterranean environment. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 217, p.137-150, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.025>

RAVEN, P.H.; EVERT, R.F.E.; SUSAN, E.K. **Biologia vegetal**. 7.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007. 830 p.

REEVES, M.C.; MANNING, M.E.; DIBENEDETTO, J.P.; PALMQUIST, K.A.; LAUENROTH, W.K.; BRADFORD, J.B.; SCHLAEPFER, D.R. Effects of Climate Change on Rangeland Vegetation in the Northern Rockies. In: HALOFSKY, J.E.; PETERSON, D.L. (Org.). **Climate Change and Rocky Mountain Ecosystems**, p.97-114, 2018. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56928-4_6

REEVES, M.C.; MORENO, A.L.; BAGNE, K.E.; RUNNING, S.W. Estimating climate change effects on net primary production of rangelands in the United States. **Climatic Change**, v.126, p.429–442, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-014-1235-8>

REIS, M.G.; RIBEIRO, A.; ALVES, E.E.N.; RODY, Y.P.; LOOS, R.A.; VASCONCELOS, A.A.; ARAÚJO, W.L. Maximum CO₂ assimilation in Young

Eucalyptus plantations is higher than in Brazilian savanna trees during dry field seasons. **Trees**. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-018-1800-2>

REN, S.; CHEN, X.; AN, S. Assessing plant senescence reflectance index-retrieved vegetation phenology and its spatiotemporal response to climate change in the Inner Mongolian Grassland. **International Journal of Biometeorology**, v.61, n.4, p.601-612, 2017.

<http://dx.doi.org/10.1007/s00484-016-1236-6>

RICHARDS, J.A.; JIA, X. **Remote sensing digital image analysis: an introduction**. 4.ed. Berlin, Alemanha: Springer, 2006. 439 p.

RESCO, V.; FERRIO, J.P.; CARREIRA, J.A.; CALVO, L.; CASALSE, P.; SERRANO, A.F.; MARCOS, E.; MORENO, J.M.; RAMÍREZ, D.A.; SEBASTIÀ, T.; VALLADARES, E.H.F.; WILLIAMS, D.G. The stable isotope ecology of terrestrial plant succession. **Plant Ecology & Diversity**, v.4, n.2–3, p.117–130, 2011.

<http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2011.576708>

ROCHA, A.E.Q.; SOUZA, J.L.; FERREIRA JUNIOR, R.A.; LYRA, G.B.; ENDRES, L.; LYRA, G.B. Water vapour and carbon dioxide fluxes in sugarcane grown in megathermal humid climate in Northeastern Brazil. **Australian Journal of Crop Science**, v.12, n.5, p.755-762, 2018.

<http://dx.doi.org/10.21475/ajcs.18.12.05.PNE883>

ROTACH, M.; GRYNING, S.E.; TASSONE, C. A two-dimensional Lagrangian stochastic dispersion model for daytime conditions. **Quarterly Journal of The Royal Meteorological Society**, v.122, n.530, p.367-389, 1996.

<https://doi.org/10.1002/qj.49712253004>

ROY, J.; PICON-COCHARDB, C.; AUGUSTIB, A.; MARIE-LISE BENOTB, C.; THIERYB, L.; DARSONVILLEB, O.; LANDAISA, D.; PIELA, C.; DEFOSSEZA, M.; DEVIDALA, S.; ESCAPEA, S.; RAVELA, O.; FROMINE, N.; VOLAIREE, F.; MILCUA, A.; BAHNG, M.; SOUSSANAB, J.F. Elevated CO₂ maintains grassland net carbon uptake under a future heat and drought extreme. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.113, p.6224–6229, 2016. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1524527113>

SAUGIER, B.; KATERJI, N. Some plant factors controlling evapotranspiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.54, n.2-4, p.263-277, 1991.

[https://doi.org/10.1016/0168-1923\(91\)90009-F](https://doi.org/10.1016/0168-1923(91)90009-F)

SAUGIER, B.; RIPLEY, E.A. Evaluation of the aerodynamic method of determining fluxes over natural grassland. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**. v.104, n.440, p.257–270, 1978. <http://dx.doi.org/10.1002/qj.49710444003>

SAURER, M., SPAHNI, R., FRANK, D. C., JOOS, F., LEUENBERGER, M., LOADER, N. J., MCCARROLL, D., GAGEN, M., POULTER, B., SIEGWOLF, R. T.W., ANDREU-HAYLES, L., BOETTGER, T., DORADO LIÑÁN, I., FAIRCHILD, I. J., FRIEDRICH, M., GUTIERREZ, E., HAUPT, M., HILASVUORI, E., HEINRICH, I., HELLE, G., GRUDD, H., JALKANEN, R., LEVANIČ, T., LINDERHOLM, H. W.,

- ROBERTSON, I., SONNINEN, E., TREYDTE, K., WATERHOUSE, J. S., WOODLEY, E. J., WYNN, P. M. AND YOUNG, G. H.F. Spatial variability and temporal trends in water-use efficiency of European forests. **Global Change Biology**, v.20, p.3700–3712, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12717>
- SAYRES, D.S.; DOBOSY, R.; HEALY, C.; DUMAS, E.; KOCHENDORFER, J.; MUNSTER, J.; WILKERSON, J.; BAKER, B.; ANDERSON, J.G. Arctic regional methane fluxes by ecotope as derived using eddy covariance from a low-flying aircraft. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.17, p.8619-8633, 2017. <https://doi.org/10.5194/acp-17-8619-2017>
- SCARTAZZA, A.; VACCARI, F.P.; BERTOLINI, T.; DI TOMMASI, P.; LAUTERI, M.; MIGLIETA, F.; BRUGNOLI, E. Comparing integrated stable isotope and eddy covariance estimates of water-use efficiency on a Mediterranean successional sequence. **Oecologia**, v.176, p.581-594, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-014-3027-2>
- SHARMA, S.; RAJAN, N.; CUI, S.; CASEY, K.; ALE, S.; JESSUP, R.; MAAS, S. Seasonal variability of evapotranspiration and carbon exchanges over a biomass sorghum field in the Southern U.S. Great Plains. **Biomass and Bioenergy**, v.105, p. 392-401, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.07.021>
- SCHLAEPFER, D.R.; BRADFORD, J.B.; LAUENROTH, W.K.; MUNSON, S.M.; TIETJEN, B.; HALL, S.A.; WILSON, S.D.; DUNIWAY, M.C.; JIA, G.; PYKE, D.A.; LKHAGVA, A.; JAMIYABSHARAV, K. Climate change reduces extent of temperate drylands and intensifies drought in deep soils. **Nature Communications**, v.8, n.14196, p.1-9, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms14196>
- SCHEITER, S.; HIGGINS, S.I.; BERINGER, J.; HUTLEY, L.B. Climate change and long-term fire management impacts on australian savannas. **New Phytologist**, v.205, p.1211-1226, 2015. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.13130>
- SHOKO, C.; MUTANGA, O. Examining the strength of the newly-launched Sentinel 2 MSI sensor in detecting and discriminating subtle differences between C3 and C4 grass species. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.129, p.32–40, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.04.016>
- SEIBT, U.; RAJABI, A.; GRIFFITHS, H.; BERRY, J.A. Carbon isotopes and water use efficiency: sense and sensitivity. **Oecologia**, v.155, p.441-454, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-007-0932-7>
- SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality: complete samples. **Biometrika**, v.52, n.4, p.591-611, 1965. <http://dx.doi.org/10.2307/2333709>
- SONG, B.; NIU, S.; WAN, S. Precipitation regulates plant gas exchange and its long-term response to climate change in a temperate grassland. **Journal of Plant Ecology**, v.9, p.531–541, 2016. <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtw010>
- SOUSSANA, J.F.; GRAUX, A.I.; TUBIELLO, F.N. Improving the use of modelling for projections of climate change impacts on crops and pastures. **Journal of**

Experimental Botany, v.61, p.2217–2228, 2010.

<http://dx.doi.org/10.1093/jxb/erq100>

STROMBERG, C.A.E. Evolution of grasses and grassland ecosystems. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v.39, p.517–544, 2011.

<https://doi.org/10.1146/annurev-earth-040809-152402>

SULMAN, B.N.; ROMAN, D.T.; SCANLON, T.M.; WANG, L.; NOVICK, K.A.

Comparing methods for partitioning a decade of carbon dioxide and water vapor fluxes in a temperate forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.226–227, p.229–245, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.06.002>

SUN, S.; SONG, Z.; WUB, X.; WANG, T.; WUA, T.; DUA, W.; CHED, T.; HUANG, D. C.; ZHANG, F. X.; PING, B.; LINE, X.; LIE, P.; YANG, Y.; CHEN, B. Spatio-temporal variations in water use efficiency and its drivers in China over the last three decades. **Ecological Indicators**, v.94, p.292–304, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.003>

SUN, S.; SONG, Z.; WUB, X.; WANG, T.; WUA, Y.; DUA, W.; CHED, T.; HUANG, D. C.; ZHANG, F. X.; PING, B.; LINE, X.; LIE, P.; YANG, Y.; CHEN, B. Spatio-temporal variations in water use efficiency and its drivers in China over the last three decades. **Ecological Indicators**, v.94, p.292–304, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.003>

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 719 p.

TALLEC, T.; BÉZIAT, P.; JAROSZ, N.; RIVALLAND, V.; CESCHIA, E. Crops' water use efficiencies in temperate climate: Comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.168, p.69–81, 2013.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.07.008>

TAN, Z.H.; ZHANG, Y.P.; DENG, X.B.; SONG, Q.H.; LIU, W.J.; DENG, Y.; TANG, J.W.; LIAO, Z.Y.; ZHAO, J.F.; SONG, L.; YANG, L.Y. Interannual and seasonal variability of water use efficiency in a tropical rainforest: Results from a 9 year eddy flux time series. **Journal Geophysical Research Atmosphere**, v.120, p.464–479, 2015. <http://dx.doi.org/10.1002/2014JD022535>

TANG, X.; LI, H.; DESAI, A.R.; NAGY, Z.; LUO, J.; KOLB, T.E.; OLIOSSO, A.; XU, X.; YAO, L.; KUTSCH, W.; PILEGAARD, K.; KOSTNER, K.; AMMANN, C. How is water-use efficiency of terrestrial ecosystems distributed and changing on Earth? **Nature Scientific Reports**, v.4, 2014. <http://dx.doi.org/10.1038/srep07483>

TONG, X.J.; LI, J.; YU, Q.; QIN, Z. Ecosystem water use efficiency in an irrigated cropland in the North China Plain. **Journal of Hydrology**, v.374, p.329–337, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.030>

TOPBJERG, H.B.; KAMINSKI, K.P.; KØRUP, K.; LEHMANN, K.; KIRK, N.H.G.; ANDERSEN, M.N.; LIU, F. Screening for intrinsic water use efficiency in a potato dihaploid mapping population under progressive drought conditions. **Acta**

Agriculturae Scandinavica, v.65, n.5, p.400-411, 2015.

<http://dx.doi.org/10.1080/09064710.2015.1015439>

TOWNE, E.G. Vascular plants of Konza Prairie Biological Station: an annotated checklist of species in a Kansas tallgrass prairie. **SIDA, Contributions to Botany**, v.20, n.1, p.269–294, 2002.

VANLOOCKEA, A.; TWINE, T.E.; ZERI, M.; BERNACCHI, C.J. A regional comparison of water use efficiency for miscanthus, switchgrass and maize.

Agricultural and Forest Meteorology, v.164, p.82-95, 2012.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.05.016>

VAZIFEDOUST, M.; VAN DAMA, J.C.; FEDDESA, R.A.; FEIZIC, M. Increasing water productivity of irrigated crops under limited water supply at field scale. **Agricultural Water Management**, v.95, n.2, p.89-102, 2008.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2007.09.007>

VON RANDOW, R.C.S.; TOMASELLA, J.; VON RANDOW, C.; ARAUJO, A.C.; MANZI, A.O. Secondary Forest as a counterbalance on the deforestation effects: its role on evapotranspiration and water use efficiency. In: American Geophysical Union Fall Meeting, 2017, New Orleans. **Anais eletrônicos...** New Orleans: AGU, 2017.

Disponível em: <<http://adsabs.harvard.edu/abs/2017EGUGA..1910724V>>. Acesso em: 03 jul. 2018.

WAGLE, P.; XIAO, X.; GOWDA, P.; BASARA, J.; BRUNSELL, N.; STEINER, J.; ANUP, K.C. Analysis and estimation of tallgrass Prairie evapotranspiration in the Central United States. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.232, p.35-47, 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.005>

WANG, M.; GUAN, D.X.; HAN, S.J.; WU, J.L. Comparison of eddy covariance and chamber-based methods for measuring CO₂ flux in a temperate mixed Forest. **Tree Physiology**, v.30, n.1, p.149–163, 2010. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpp098>

WANG, Y.; ZHOU, L.; JIA, Q.; YU, W. Water use efficiency of a rice paddy field in Liaohe Delta, Northeast China. **Agricultural Water Management**, v.187, p. 222-231, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.029>

WEI, Z.; DU, T.; ZHANG, J.; XU, S.; CAMBRE, P.J.; DAVIES, W.J. Carbon isotope discrimination shows a higher water use efficiency under alternate partial root-zone irrigation of field-grown tomato. **Agricultural Water Management**, v.165, p.33–43, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2015.11.009>

WERNER, C.; SCHNYDER, H.; CUNTZ, M.; KEITEL, C.; ZEEMAN, M.J.; DAWSON, T.E.; BADECK, F.W.; BRUGNOLI, J.; GHASHGHAIE, J.; GRAMS, T.E.E.; KAYLER, Z.E.; LAKATOS, M.; LEE, X.; MÁGUAS, C.; OGÉE, J.; RASCHER, K.G.; SIEGWOLF, R.T.W.; UNGER, S.; WELKER, J.; WINGATE, L.; GESSLER, A. Progress and challenges in using stable isotopes to trace plant carbon and water relations across scales. **Biogeosciences**, v.9, p.3083–3111, 2012.

- XIE, J.; CHEN, J.; SUN, G.; ZHA, T.; YANG, B.; CHU, H.; LIU, J.; WAN, S.; ZHOU, C.; MA, H.; BOURQUE, C.P.A.; SHAO, C.; JOHN, R.; OUYANG, Z. Ten-year variability in ecosystem water use efficiency in an oak-dominated temperate forest under a warming climate. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.218-219, p.209-217, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.12.059>
- XIE, J.; ZHA, T.; ZHOU, C.; JIA, X.; YU, H.; YANG, B.; CHEN, J.; ZHANG, F.; WANG, B.; BOURQUE, C.P.A.; SUN, G.; MAC, H.; PELTOLA, L.H. Seasonal variation in ecosystem water use efficiency in an urban-forest reserve affected by periodic drought. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.221, p.142-151, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.013>
- YANG, Y.; GUAN, H.; BATELAAN, O.; MCVICAR, T.R.; LONG, D.; PIAO, S.; LIANG, W.; LIU, B.; JIN, Z.; SIMMONS, C.T. Contrasting responses of water use efficiency to drought across global terrestrial ecosystems. **Nature Scientific Reports**, v.6, 2016. <http://dx.doi.org/10.1038/srep23284>
- YI, K.; MAXWELL, J.T.; WENZEL, M.K.; ROMAN, D.T.; SAUER, P.E.; PHILLIPS, R.P.; NOVICK, K.A. Linking variation in intrinsic water-use efficiency to isohydricity: a comparison at multiple spatiotemporal scales. **New Phytologist**, v.221, p.195-208, 2019. <https://dx.doi.org/10.1111/nph.15384>
- ZHANG, J.; JIANG, H.; SONG, X.; JIN, J.; ZHANG, X. The responses of plant leaf CO₂/H₂O exchange and water use efficiency to drought: a meta-analysis. **Sustainability**, v.10, n.551, p.1-13, 2018. <http://dx.doi.org/10.3390/su10020551>
- ZHANG, Z.; JIANG, H.; LIU, J.; HAN, J.; ZHU, Q.; ZHANG, X. Implications of future water use efficiency for ecohydrological responses to climate change and spatial heterogeneity of atmospheric CO₂ in China. **Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences Journal**, v.24, p.451-465, 2013. [http://dx.doi.org/10.3319/TAO.2012.12.03.01\(Hy\)](http://dx.doi.org/10.3319/TAO.2012.12.03.01(Hy))
- ZHI, Z.C.; BAO, Z.J.; ZI, Z.B.; HUI, Z.; PING, H. Stable isotope studies of crop carbon and water relations: a review. **Agricultural Sciences in China**, v.8, n.5, p.578-590, 2009. [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(08\)60249-7](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(08)60249-7)
- ZHOU, S.; YU, B.; HUANG, Y.; WANG, G. Daily underlying water use efficiency for AmeriFlux sites. **Journal Geophysical Research Biogeoscience**, v.120, p.887–902, 2015. <http://dx.doi.org/10.1002/2015JG002947>
- ZHOU, S.; YU, B.; HUANG, Y.; WANG, G. The effect of vapor pressure deficit on water use efficiency at the subdaily time scale. **Geophysical Research Letters**, v.41, p.5005–5013, 2014. <http://dx.doi.org/10.1002/2014GL060741>
- ZHOU, S.; YU, Y.; ZHANG, Y.; HUANG, Y.; WANG, G. Partitioning evapotranspiration based on the concept of underlying water use efficiency, **Water Resources Research**, v.52, p.1160–1175, 2016. <http://dx.doi.org/10.1002/2015WR017766>

ZHU, Q.; JIANGA, H.; PENG, C.; LIUD, J.; WEIE, X.; FANG, X.; LIUG, S.; ZHOUC, G.; YU, S. Evaluating the effects of future climate change and elevated CO₂ on the water use efficiency in terrestrial ecosystems of China. **Ecological Modelling**, v.222, p.2414– 2429, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.035>

ZHU, X.; YU, G.; WANG, Q.; HU, Z.; HAN, S.; YAN, J.; WANG, Y.; ZHAO, L. Seasonal dynamics of water use efficiency of typical forest and grassland ecosystems in China. **Journal Forest Research**, v.19, p.70-76, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10310-013-0390-5>

ANEXO 1 – Referências incluídas na base de dados da meta-análise

ABRAHA, M.; GELFAND, I.; HAMILTON, S.K.; SHAO, C.; SU, Y.J.; ROBERTSON, G.P.; CHEN, J. Ecosystem water-use efficiency of annual corn and perennial grasslands: contributions from land-use history and species composition.

Ecosystems, v.19, p.1001–1012, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-016-9981-2>

ASSENG, S.; HSIAO, T.C. Canopy CO₂ assimilation, energy balance, and water use efficiency of an alfalfa crop before and after cutting. **Field Crops Research**, v.67, p.191-206, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(00\)00094-0](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00094-0)

BEER, C.; CIAIS, P.; REICHSTEIN, M.; BALDOCCHI, D.; LAW, B.E.; PAPALE, D.; SOUSSANA, J.F.; AMMANN, C.; BUCHMANN, C.; FRANK, D.; GIANELLE, D.; JANSSENS, I.A.; KNOHL, A.; KOSTNER, B.; MOORS, E.; ROUPSARD, O.; VERBEECK, H.; VESALA, T.; WILLIAMS, C.A.; WOHLFAHRT, G. Temporal and among-site variability of inherent water use efficiency at the ecosystem level. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 23, GB2018, 2009.

<http://dx.doi.org/10.1029/2008GB003233>

BRUNSELL, N.A.; NIPPERT, J.B.; BUCK, T.L. Impacts of seasonality and surface heterogeneity on water-use efficiency in mesic grasslands. **Ecohydrology**, v.7, n.4, p.1223-1233, 2013. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1455>

EAMUS, D.; CLEVERLY, J.; BOULAIN, N.; GRANT, N.; FAUX, R.; VEGA, R.V. Carbon and water fluxes in an arid-zone Acacia savanna woodland: An analyses of seasonal patterns and responses to rainfall events. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.182-183, p.225-238, 2013.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.04.020>

EICHELMANN, E.; RIDDLE, C.W.; WARLAND, J.; DEEN, B.; VORONEY, P. Evapotranspiration, water use efficiency, and energy partitioning of a mature switchgrass stand. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.217, p108-119, 2016.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.008>

FARIA, A.P.; MARABESI, M.A.; GASPAR, M.; FRANÇA, M.G.C. The increase of current atmospheric CO₂ and temperature can benefit leaf gas exchanges, carbohydrate content and growth in C₄ grass invaders of the Cerrado biome. **Plant Physiology and Biochemistry**, v.127, p.608-616, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.04.042>

FIELD, C.; MERINO, J.; MOONEY, H.A. Compromises between water-use efficiency and nitrogen-use efficiency in five species of California evergreens. **Oecologia**, v.60, p.384-389, 1983. <https://doi.org/10.1007/BF00376856>

GONG, X.Y.; SCHÄUFELE, R.; SCHNYDER, H. Bundle-sheath leakiness and intrinsic water use efficiency of a perennial C₄ grass are increased at high vapour pressure deficit during growth. **Journal of Experimental Botany**, v.68, n.2, p.321–333, 2017. <https://dx.doi.org/10.1093/jxb/erw417>

GUERRIERI, R.; LEPIE, L.; ASBJORNSEN, H.; XIAO, J.; OLLINGER, S.V. Evapotranspiration and water use efficiency in relation to climate and canopy nitrogen in U.S. forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v.121, p.2610–2629, 2016. <http://dx.doi.org/10.1002/2016JG003415>

GUIMARÃES, Z.T.M.; SANTOS, V.A.H.F.; NOGUEIRA, W.L.P.; MARTINS, N.O.A.; FERREIRA, M.J. Leaf traits explaining the growth of tree species planted in a Central Amazonian disturbed area. **Forest Ecology and Management**, v.430, p.618–628, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.048>

GUO, R.; SUN, S.; LIU, B. Difference in leaf water use efficiency/photosynthetic nitrogen use efficiency of Bt-cotton and its conventional peer. **Scientific Reports**, v.6, n.33539, p.1–7, 2016. <https://dx.doi.org/10.1038/srep33539>

HAMERLYNCK, E.P.; SCOTT, R.S.; CAVANAUGH, M.L.; BARRON-GAFFORD, G. Water use efficiency of annual-dominated and bunchgrass dominated savanna intercanopy space. **Ecohydrology**, v.7, p.1208–1215, 2014. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1452>

HANSEN, D.; STEIG, E. Comparison of water-use efficiency and internal leaf carbon dioxide concentration in juvenile leaves and phyllodes of *Acacia koa* (Leguminosae) from Hawaii, estimated by two methods. **American Journal of Botany**, v.80, n.10, p.1121–1125, 1993. <http://dx.doi.org/10.2307/2445539>

HINOJO, C.H.; CASTELLANOS, A.E.; HUXMAN, T.; RODRIGUEZ, J.C.; VARGAS, R.; LÉON, J.R.R.; BIEDERMAN, J.A. Native shrubland and managed buffelgrass savanna in drylands: implications for ecosystem carbon and water fluxes. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.268, p.269–278, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.030>

HU, Z.; YU, G.; FU, Y.; SUN, X.; LI, Y.A.; WANG, Y.; ZHENG, Z. Effects of vegetation control on ecosystem water use efficiency within and among four grassland ecosystems in China. **Global Change Biology**, v.14, p.1609–1619, 2008. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01582.x>

HUANG, R.; ZHU, H.; LIU, X.; LIANG, E.; GRIEBINGER, J.; WUB, G.; LI, X.; BRÄUNING, A. Does increasing intrinsic water use efficiency (iWUE) stimulate tree growth at natural alpine timberline on the southeastern Tibetan Plateau? **Global and Planetary Change**, v.148, p.217–226, <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.017>

ITO, A.; INATOMI, M. Water-use efficiency of the terrestrial biosphere: a model analysis focusing on interactions between the global carbon and water cycles. **Journal of Hydrometeorology**, v.13, n.2, p.681–694, 2012. <http://dx.doi.org/10.1175/JHM-D-10-05034.1>

KHALIFA, M.; AHMED, N.; LARS, E.; KARLSCHNEIDER, R. Spatio-temporal variations in climate, primary productivity and efficiency of water and carbon use of the land cover types in Sudan and Ethiopia. **Science of The Total Environment**, v.624, p.790–806, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.090>

KANG, M.; KIM, J.; THAKURI, B.M.; CHUN, J.; CHO, C. New gap-filling and partitioning technique for H₂O eddy fluxes measured over forests. **Biogeosciences**, v.15, p.631–647, 2018. <https://doi.org/10.5194/bg-15-631-2018>

KILINC, M.; BERINGER, J.; HUTLEY, L.B.; TAPPER, N.J.; MCGUIRE, D.A. Carbon and water exchange of the world's tallest angiosperm Forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.182–183, p.215–224, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.07.003>

KINYAMARIO, J.I.; TRILICA, M.J.; NJOKA, T.J. Influence of tree shade on plant water status, gas exchange, and water efficiency of *Panicum maximum* Jacq. and *Themeda triandra* Forsk. in a Kenya savanna. **African Journal of Ecology**, v.33, p.114–123, 1995. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.1995.tb00787.x>

KUNERT, N.; EL-MADANY, T.S.; APARECIDO, L.M.T.; WOLF, S.; POTVIN, C. Understanding the controls over forest carbon use efficiency on small spatial scales: effects of forest disturbance and tree diversity. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.269–270, p.136–144, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.02.007>

LAW, B.E.; FALGE, E.; GU, L.; BALDOCCHI, D.D.; BAKWIN, P.; BERBIGIER, P.; DAVIS, K.; DOLMAN, A.J.; FALK, M.; FUENTES, J.D.; GOLDSTEIN, A.; GRANIER, A.; GRELLER, A.; HOLLINGER, D.; JANSSENS, I.A.; JARVIS, P.; JENSEN, N.O.; KATUL, G.; MAHLI, Y.; MATTEUCCI, G.; MEYERS, T.; MONSON, R.; MUNGER, W.; OECHEL, W.; OLSON, R.; PILEGAARD, K.; PAW, K.T.; THORGEIRSSON, U.H.; VALENTINI, R.; VERMA, S.; VESALA, T.; WILSON, K.; WOFSY, S. Environmental controls over carbon dioxide and water vapor exchange of terrestrial vegetation. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.113, p.97–120, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00104-1)

LI, C. Carbon isotope composition, water-use efficiency and biomass productivity of *Eucalyptus microtheca* populations under different water supplies. **Plant and Soil**, v.214, p.165–171, 1999. <https://doi.org/10.1023/A:1004708815973>

LI, S.G.; EUGSTER, W.; ASANUMA, J.; KOTANI, A.; DAVAA, G.; OYUNBAATAR, D.; SUGITA, M.; Response of gross ecosystem productivity, light use efficiency, and water use efficiency of Mongolian steppe to seasonal variations in soil moisture. **Journal of Geophysical Research**, v.113, 2008. <http://dx.doi.org/10.1029/2006JG000349>

LIN, Y.; GRACE, J.; ZHAO, W.; DONGA, Y.; ZHANG, X.; ZHOU, L.; FEI, X.; JINA, Y.; LI, J.; NIZAMIA, S.M.; BALASUBRAMANIAN, D.; ZHOU, W.; LIU, Y.; SONG, Q.; SHA, L.; ZHANG, Y. Water-use efficiency and its relationship with environmental and biological factors in a rubber plantation. **Journal of Hydrology**, v.563, p.273–282, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.05.026>

LINARES, J.C.; CAMARERO, J.J. From pattern to process: linking intrinsic water-use efficiency to drought-induced forest decline. **Global Change Biology**, v.18, p.1000–1015, 2018. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02566.x>

- LIU, F.; ANDERSEN, M.N.; JACOBSEN, S.E.; JENSEN, C.R. Stomatal control and water use efficiency of soybean (*Glycine max* L. Merr.) during progressive soil drying. **Environmental and Experimental Botany**, v.54, p.33–40, 2005.
<https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2004.05.002>
- MEDRANO, H.; TOMÁS, M.; MARTORELL, S.; FLEXAS, J.; HERNÁNDEZ, E.; ROSSELLÓ, J.; POU, A.; ESCALONA, J.M.; BOTA, J. From leaf to whole-plant water use efficiency (WUE) in complex canopies: Limitations of leaf WUE as a selection target. **The Crop Journal**, v.3, p.220–228, 2015.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.cj.2015.04.002>
- MI, N.; WEN, X.F.; CAI, F.; ZHANG, Y.S.; WANG, H.M. Influence of seasonal drought on ecosystem water use efficiency in a subtropical evergreen coniferous plantation. **Applied Ecology and Environmental Research**, v.14, n.3, p. 33–50. 2016. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1403_033050
- NAIDOO, G.; NAIDOO, K.K. Drought stress effects on gas exchange and water relations of the invasive weed *Chromolaena odorata*. **Flora**, v.248, p.1–9, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.08.008>
- NIU, S.; XING, X.; ZHANG, Z.; XI, J.I.A.; ZHOU, X.; SONG, B.; LI, L.; WAN, S.I.A.Q. Water-use efficiency in response to climate change: from leaf to ecosystem in a temperate steppe. **Global Change Biology**, v.17, p.1073–1082, 2011.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02280.x>
- OLIVEIRA, G.; BRUNSELL, N.A.; MORAES, E.C.; SHIMABUKURO, Y.E.; BERTANI, G.; SANTOS, T.V.; ARAGÃO, L.O. Evaluation of MODIS-based estimates of water-use efficiency in Amazonia, **International Journal of Remote Sensing**, v.38, n.19, p.5291–5309, 2017. <https://dx.doi.org/10.1080/01431161.2017.1339924>
- OLIVEIRA, G.; BRUNSELL, N.A.; SUTHERLINA, C.; CREWSB, T.E.; DEHAAN, L.R. Energy, water and carbon exchange over a perennial Kernza wheatgrass crop. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.249, p.120–137, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.022>
- PINTO, H.; POWELL, J.R.; SHARWOOD, H.E.; TISSUE, D.T.; GHANNOUM, O. Variations in nitrogen use efficiency reflect the biochemical subtype while variations in water use efficiency reflect the evolutionary lineage of C₄ grasses at inter-glacial CO₂. **Plant, Cell and Environment**, v.39, p.514–526, 2016.
<https://dx.doi.org/10.1111/pce.12636>
- PONTON, S.; FLANAGAN, L.B.; ALSTAD, K.P.; JOHNSON, B.G.; MORGENSTER, K.; KLJUN, N.; BLACK, T.A.; BARR, A.G. Comparison of ecosystem water-use efficiency among Douglas-fir forest, aspen forest and grassland using eddy covariance and carbon isotope techniques. **Global Change Biology**, v.12, p.294–310, 2006. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01103.x>
- RANA, G.; FERRARA, R.M.; VITALE, D.; ANDREA, L.D.; PALUMBO, A.D. Carbon assimilation and water use efficiency of a perennial bioenergy crop (*Cynara*

cardunculus L.) in Mediterranean environment. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 217, p.137-150, 2016.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.025>

REIS, M.G.; RIBEIRO, A.; ALVES, E.E.N.; RODY, Y.P.; LOOS, R.A.; VASCONCELOS, A.A.; ARAÚJO, W.L. Maximum CO₂ assimilation in Young Eucalyptus plantations is higher than in Brazilian savanna trees during dry field seasons. **Trees**. <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-018-1800-2>

ROUX, D.L.; STOCK, W.D.; BOND, W.J.; MAPHANGA, D. Dry mass allocation, water use efficiency and $\delta^{13}\text{C}$ in clones of *Eucalyptus grandis*, *E. grandis* X *camaldulensis* and *E. grandis* X *nitens* grown under two irrigation regimes. **Tree Physiology**, v.16, p.497-502, 1996. <https://dx.doi.org/10.1093/treephys/16.5.497>

SKUBEL, R.; ARAIN, M.A.; PEICHL, M.; BRODEUR, J.J.; KHOMIK, M.; THORNE, R.; TRANT, J.; KULA, M. Age effects on the water-use efficiency and water-use dynamics of temperate pine plantation forests. **Hydrological Processes**, v. 29, p.4100–4113, 2015. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10549>

SONG, Q.H.; FEI, X.H.; ZHANG, P.; SHA, L.Q.; LIU, Y.T.; ZHOU, W.J.; WU, C.S.; LU, Z.Y.; LUO, K.K.; GAO, J.B.; LIU, Y.H. Water use efficiency in a primary subtropical evergreen forest in Southwest China. **Nature Scientific Reports**, v.7, n.43031, p.1-10, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/srep43031>

SULMAN, B.N.; ROMAN, D.T.; SCANLON, T.M.; WANG, L.; NOVICK, K.A. Comparing methods for partitioning a decade of carbon dioxide and water vapor fluxes in a temperate forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.226-227, p.229–245, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.06.002>

STEDUTO, P.; KATERJI, N.; PUERTOS-MOLINA, H.; HLII, M.; MASTRORILLI, M.; RANA, G. Water-use efficiency of sweet sorghum under water stress conditions Gas-exchange investigations at leaf and canopy scales. **Field Crops Research**, v.54, p.221-234, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(97\)00050-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(97)00050-6)

SUN, S.; SONG, Z.; WUB, X.; WANG, T.; WUA, T.; DUA, W.; CHED, T.; HUANGD, C.; ZHANGF, X.; PINGA, B.; LINE, X.; LIE, P.; YANGE, Y.; CHEN, B. Spatio-temporal variations in water use efficiency and its drivers in China over the last three decades. **Ecological Indicators**, v.94, p.292–304, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.003>

TALLEC, T.; BÉZIAT, P.; JAROSZ, N.; RIVALLAND, V.; CESCHIA, E. Crops' water use efficiencies in temperate climate: Comparison of stand, ecosystem and agronomical approaches. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.168, p.69–81, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.07.008>

TAN, Z.H.; ZHANG, Y.P.; DENG, X.B.; SONG, Q.H.; LIU, W.J.; DENG, Y.; TANG, J.W.; LIAO, Z.Y.; ZHAO, J.F.; SONG, L.; YANG, L.Y. Interannual and seasonal variability of water use efficiency in a tropical rainforest: Results from a 9 year eddy flux time series. **Journal Geophysical Research Atmosphere**, v.120, p.464–479, 2015. <http://dx.doi.org/10.1002/2014JD022535>

TERAMURA, A.H.; SULLIVAN, J.H.; ZISKA, L.H. Interaction of elevated ultraviolet-B radiation and CO₂ on productivity and photosynthetic characteristics in wheat, rice, and soybean. **Plant Physiology**, v.94, p.470-475, 1990.

<https://doi.org/10.1104/pp.94.2.470>

TIAN, D.; NIU, D.; PAN, Q.; REN, T.; CHEN, S.; BAI, Y.; HAN, X. Nonlinear responses of ecosystem carbon fluxes and water-use efficiency to nitrogen addition in Inner Mongolia grassland. **Functional Ecology**, v.30, p.490-499, 2016.

<https://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12513>

TONG, X.J.; LI, J.; YU, Q.; QIN, Z. Ecosystem water use efficiency in an irrigated cropland in the North China Plain. **Journal of Hydrology**, v.374, p.329-337, 2009.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.030>

TOPBJERG, H.B.; KAMINSKI, K.P.; KØRUP, K.; LEHMANN, K.; KIRK, N.H.G.; ANDERSEN, M.N.; LIU, F. Screening for intrinsic water use efficiency in a potato dihaploid mapping population under progressive drought conditions. **Acta Agriculturae Scandinavica**, v.65, n.5, p.400-411, 2015.

<http://dx.doi.org/10.1080/09064710.2015.1015439>

WANG, M.; XIE, W.; FU, Y.; DONG, C.; HUI, L.; GUANGHUI, L.; LIU, H. Effects of different elevated CO₂ concentrations on chlorophyll contents, gas exchange, water use efficiency, and PSII activity on C₃ and C₄ cereal crops in a closed artificial ecosystem. **Photosynthesis Research**, v.126, p.351-362, 2015.

<https://dx.doi.org/10.1007/s11120-015-0134-9>

WANG, Y.; ZHOU, L.; JIA, Q.; YU, W. Water use efficiency of a rice paddy field in Liaohe Delta, Northeast China. **Agricultural Water Management**, v.187, p. 222-231, 2017.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.029>

WANG, Y.; ZHOU, L.; PING, X.; JIA, Q.; LI, R. Ten-year variability and environmental controls of ecosystem water use efficiency in a rainfed maize cropland in Northeast China. **Field Crops Research**, v.226, p.48-55, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.07.006>

WEBSTER, R.J.; DRIEVER, S.M.; KROMDIJK, J.; MCGRATH, J.; LEAKEY, A.D.B.; SIEBKE, K.; SHAH, T.D.; BONNAGE, S.; PELOE, T.; LAWSON, T.; LONG, S.P. High C₃ photosynthetic capacity and high intrinsic water use efficiency underlies the high productivity of the bioenergy grass *Arundo donax*. **Scientific Reports**, v.6, n.20694, p.1-10, 2016.

<https://dx.doi.org/10.1038/srep20694>

XIE, J.; ZHA, T.; ZHOU, C.; JIA, X.; YU, H.; YANG, B.; CHEN, J.; ZHANG, F.; WANG, B.; BOURQUE, C.P.A.; SUN, G.; MAC, H.; PELTOLA, L.H. Seasonal variation in ecosystem water use efficiency in an urban-forest reserve affected by periodic drought. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.221, p.142-151, 2016.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.013>

YAN, W.; ZHONG, Y.; ZHENG, S.; SHANGGUAN, Z. Linking plant leaf nutrients/stoichiometry to water use efficiency on the Loess Plateau in China.

Ecological Engineering, v.87, p.124-131, 2016.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.034>

YI, K.; MAXWELL, J.T.; WENZEL, M.K.; ROMAN, D.T.; SAUER, P.E.; PHILLIPS, R.P.; NOVICK, K.A. Linking variation in intrinsic water-use efficiency to isohydricity: a comparison at multiple spatiotemporal scales. **New Phytologist**, v.221, p.195-208. 2019. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.15384>

ZHANG, H.; GAO, Y.; TASISA, B.Y.; BASKIN, J.M.; BASKIN, C.C.; LU, X.T.; ZHOU, D. Divergent responses to water and nitrogen addition of three perennial bunchgrass species from variously degraded typical steppe in Inner Mongolia. **Science of the Total Environment**, v.647, p.1344-1350, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.025>

ZHU, X.; YU, G.; WANG, Q.; HU, Z.M.; ZHENG, H.; GONG LI, H.; SUN, X.; ZHANG, Y.; YAN, J.; WANG, H.; ZHAO, F.; ZHANG, J.; SHI, P.; LI, Y.; ZHAO, L.; ZHANG, F.; HAO, F. Spatial variability of water use efficiency in China's terrestrial ecosystems. **Global and Planetary Change**, v.129, p.37–44, 2015.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.03.003>

3. ANÁLISE DE *FOOTPRINT* EM UMA PASTAGEM NATURAL

RESUMO

Eddy covariance (EC) é considerado o principal método de quantificação dos fluxos de massa e energia em ecossistemas. A utilização de análise de *footprint* permite a determinação da área influenciando esses fluxos. Fluxos de CO₂ e energia foram obtidos pelo método EC, a partir de uma torre pertencente à Rede Nacional de Observação Ecológica (NEON) na Estação Biológica da Konza Prairie (KPBS) em 2017, 2018 e 2019. Uma parametrização de um modelo de *footprint* (FFP) foi utilizada para a determinação da área de influência desses fluxos. Foi observado que em 2018 a área agregada de contribuição para os fluxos no sítio foi igual a 146.1 hectares e em 2017 e 2019 esse valor foi 29% e 25% menor, respectivamente. Em todos os anos, o *footprint* apresentou maior área sob condições de estabilidade atmosférica e menor comprimento de rugosidade. A direção do vento foi a variável micrometeorológica que mais influenciou o *footprint* na KPBS. Os resultados indicam que as bacias hidrográficas K2A, C3SA, K20A, C3SB e K1B contribuíram com 83%, 12.4%, 2.7%, 1% e 0.5%, respectivamente, na origem dos fluxos de massa e energia da pastagem natural da KPBS nos anos estudados. Há grande variabilidade no *footprint* quando são examinados dados obtidos a cada 30 minutos, contudo esses dados são importantes para entender como práticas de manejo em diferentes áreas influenciam os fluxos medidos na KPBS.

PALAVRAS-CHAVES

eddy covariance; bacia hidrográfica; instabilidade atmosférica; direção do vento; comprimento de rugosidade

3.1 INTRODUÇÃO

As pastagens naturais são um dos maiores ecossistemas da Terra, atuam na manutenção do equilíbrio ecológico regional e global, sendo formadas por uma flora espacialmente diversa (SCHLAEPFER et al., 2017; LIU et al., 2018). Com isso o manejo das pastagens naturais tem por meta, na maioria dos casos, a conservação do ecossistema visando garantir a prestação dos serviços ambientais, por exemplo, o pastoreio e o ecoturismo (DARYANTO et al., 2019; WAGLE et al., 2020).

O uso do fogo no manejo das pastagens naturais resulta no aumento da fixação de carbono pelo sítio devido ao aumento das plantas C4, por outro lado o aumento destas plantas nas pastagens naturais pode resultar em mudanças nas características aerodinâmicas da superfície em resposta à homogeneização da flora (CASTALDI et al., 2010; HAY E PORTER, 2006; LING et al., 2019; OWENSBY et al., 2006).

Os diferentes manejos das pastagens naturais e a alta variabilidade espacial da vegetação nesses ecossistemas influenciam diretamente a interação da pastagem natural com a atmosfera (WAGLE et al., 2017). Uma das formas de estudar como a variabilidade espacial das pastagens influencia nos fluxos de matéria e energia é através da análise de *footprint* (MCCOMBS et al., 2019).

O *footprint* representa a área de influência dos fluxos de massa e energia do ecossistema ao redor da torre de fluxos. A partir de uma função matemática cujas variáveis de entrada são obtidas no ecossistema monitorado, é possível estimar a contribuição das diferentes superfícies do sítio para os fluxos monitorados (SCHMID, 2002).

Existem inúmeros modelos de *footprint*, sendo os modelos analíticos aqueles com simplicidade matemática e indicados para sítios cuja superfície seja homogênea. Os modelos lagrangianos contemplam a trajetória das partículas do fluido responsável pela difusão turbulenta de matéria e energia, sendo recomendados para sítios cuja superfície é heterogênea. Contudo, esses últimos modelos requerem grande capacidade computacional, devido ao tratamento estocástico da difusão turbulenta. Uma alternativa para a estimativa do *footprint* é o uso de parametrizações de modelos lagrangianos que aliam os benefícios dos modelos lagrangianos com uma melhor performance computacional. (LECLERC E FOKEN, 2014; PRAJAPATI E SANTOS, 2018; SCHMID, 2002).

O *Flux Footprint Prediction* (FFP) é uma parametrização de um modelo de lagrangiano (KLJUN et al., 2002) que estima o footprint com as vantagens de modelos lagrangianos, por exemplo acurácia, mas com a vantagem de ser mais simples e com menor exigência computacional. Todas as variáveis de entrada do FFP são obtidas pelo sistema *eddy covariance* (KLJUN et al., 2015).

Tendo em vista que o manejo das pastagens naturais influencia diretamente os fluxos de água e CO₂ do ecossistema, é importante utilizar uma análise de *footprint* para interpretar esses fluxos em ecossistemas nos quais a superfície contribuindo para os fluxos não é homogênea. O objetivo deste trabalho é analisar a origem dos fluxos de massa e energia em uma pastagem natural por meio do modelo FFP de *footprint*.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Sítio monitorado

A pastagem natural monitorada neste estudo integra a Estação Biológica da Konza Prairie (KPBS) em Manhattan, KS, USA (39°10' N, 96°56' O, 415 metros de altitude) é considerada como a maior pastagem natural remanescente da América do Norte (BRIGGS et al., 2016; TOWNE, 2002) (Figura 2).

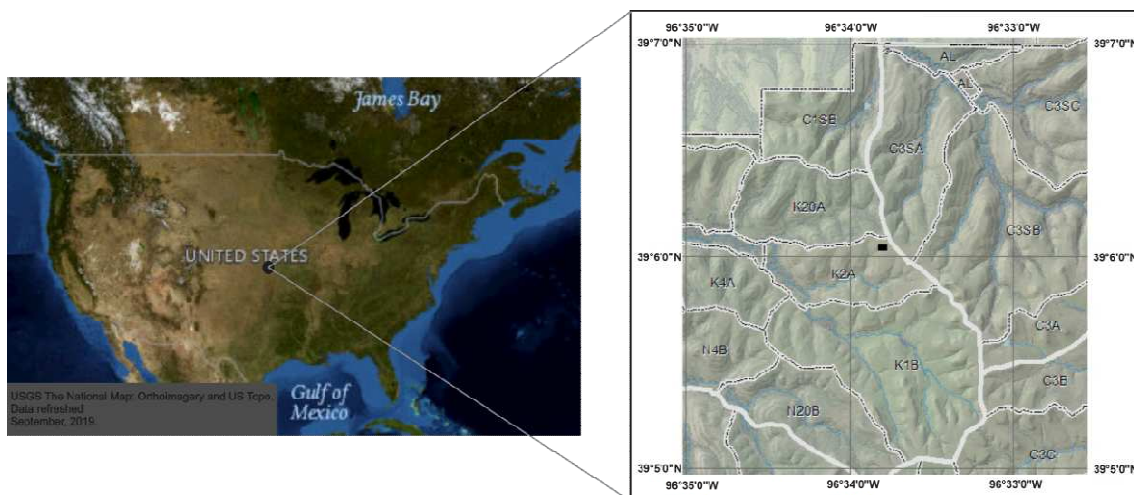


Figura 2 – Localização da torre micrometeorológica e caracterização das bacias hidrográficas da Estação Biológica Konza Prairie, Manhattan, KS, 2020.

Legenda: ■ representa a torre micrometeorológica; K2A indica a ocorrência de queimada a cada 2 anos e ausência de pastejo; K1B indica a ocorrência de queimada anual e ausência de pastejo; K20A indica a ocorrência de queimada a

cada 20 anos e ausência de pastejo; C3SA e C3SB indicam a ocorrência do pastejo e a queimada a cada três anos.

Fontes: BRIGGS, 2018; USGS, 2020. Autor: Lucas Maltoni (2020)

3.2.2 Flux Footprint Prediction

A origem dos fluxos de massa e energia na pastagem natural da KPBS foi estimada por meio de uma parametrização de modelo lagrangiano de *footprint* denominada *Flux Footprint Prediction* (FFP) (Equação 1) (KLJUN et al., 2015).

$$\Phi_{FFP} = F^{y*} (X^*) \left(1 - \frac{z_m}{h} \right) \left(\frac{u^*}{u(z_m)kz_m} \right) \left(\frac{1}{\sigma_y \sqrt{2\pi}} \right) \exp \left[\frac{-y^2}{(2\sigma_y^2)} \right] \quad (1)$$

Φ_{FFP} é função *footprint*; F^{y*} é *footprint* integrado na direção do vento cruzado, adimensional; X^* é o fator de escalonamento a favor do vento, adimensional; z_m é a altura da torre de *eddy covariance*, m; h é altura da camada limite da atmosfera, m; u^* é a velocidade de fricção, m s⁻¹; $u(z_m)$ é velocidade zonal do vento na altura da torre de *eddy covariance*, m s⁻¹; k é coeficiente de von Karman ($k=0.40$), adimensional; σ_y é desvio padrão da velocidade meridional do vento, m s⁻¹; y é a distância do vento cruzado, m.

3.2.2.1 Variáveis de entrada

Todas as variáveis de entrada do modelo FFP (Equação 1) foram obtidas a partir de dados obtidos por uma torre *eddy covariance* (39° 6' 2" N, 96° 33' 47" O, 381 metros de altitude) pertencente à Rede Nacional de Observação Ecológica (NEON) nos anos de 2017, 2018 e 2019. Todas as informações sobre a base de dados do NEON são apresentadas por Metzger et al., 2019.

O comprimento de Obukhov (L) é dado por (BRUTSAERT, 1982; PEREIRA et al., 1997; SULMAN et al., 2016):

$$L = \frac{-(u^*)^3 T}{g \left(\frac{H}{\rho_{ar} C_p} \right) k} \quad (2)$$

em que: L é expresso em m; u^* é a velocidade de fricção, m s^{-1} ; T é a temperatura absoluta do ar, K; g é a aceleração da gravidade na Terra ($g = 9.81$), m s^{-2} ; H é o fluxo de calor sensível, W m^{-2} ; ρ_{ar} é a densidade do ar, mol m^{-3} ; C_p é o calor específico do ar úmido, $\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$; k é o coeficiente de Von Karman ($k = 0.40$), adimensional.

Em condições de instabilidade atmosférica ($L < 0$), a altura da camada limite (h) foi calculada seguindo a metodologia proposta por Batchvarova e Gryning (1991). Em condições de neutralidade ou estabilidade atmosférica ($L \geq 0$), h foi calculada por meio do método elaborado por Nieuwstadt (1981). Estes métodos são citados por Kljun et al (2015) e utilizados na modelagem do *footprint* apresentada na Equação 1.

O comprimento de rugosidade foi calculado de acordo com metodologia de Businger (1971) e Dyer (1974):

$$z_0 = \frac{z_m - d}{\exp \left[\left(k \frac{u(z_m)}{u^*} \right) + \left(\Psi_m \frac{z_m}{L} \right) \right]} \quad (3)$$

em que: z_0 é o comprimento de rugosidade, m; z_m é altura da torre *eddy covariance*, m; d é o deslocamento do plano zero, m; k é o coeficiente de Von Karman ($k = 0.40$), adimensional; $u(z_m)$ é a velocidade zonal do vento na altura da torre *eddy covariance*, m s^{-1} ; u^* é a velocidade de fricção, m s^{-1} ; ψ_m é fator de correção de estabilidade para o fluxo de momentum, adimensional; L é comprimento de Obukhov, m.

O deslocamento do plano zero (d) foi calculado por (LICOR, 2015):

$$d = 0.67 h_{canopy} \quad (4)$$

em que: d é o deslocamento do plano zero, m; h_{canopy} é a altura média das plantas no sítio monitorado, m.

O fator de correção de estabilidade para o fluxo de *momentum* (Ψ_m , adimensional) foi calculado seguindo o proposto por Arya (2001) e Paulson (1970):

$$\Psi_m = -5 \left(\frac{z_m}{L} \right) \quad \text{quando } \frac{z_m}{L} > 0 \quad (5A)$$

$$\Psi_m = \ln \left[\left(\frac{1+x^2}{2} \right) \left(\frac{1+x}{2} \right)^2 \right] - 2 \tan^{-1} x + \frac{\pi}{2} \quad \text{quando } \frac{z_m}{L} \leq 0 \quad (5B)$$

$$x = \left\{ 1 - \left[15 \left(\frac{z_m}{L} \right) \right] \right\}^{1/4}$$

em que: z_m é altura da torre *eddy covariance*, m; L é o comprimento de Obukhov, m.

3.2.2.2 Estimativas do *footprint*

Foram utilizadas na modelagem do footprint apenas as variáveis de entrada registradas no período diurno, adotando como limiar a radiação global maior que 20 W m⁻² para distinção dos períodos diurnos e noturnos (YANG et al., 2019).

Em seguida, as variáveis diurnas de entrada que não atendiam a pelo menos uma pressuposição do FFP, dentro do intervalo de tempo de 30 minutos (KLJUN et al., 2015) foram retiradas do banco de dados. As pressuposições do FFP são:

$$h > 10 \text{ metros}$$

$$u^* > 0.1 \text{ m s}^{-1}$$

$$-15.5 \leq \frac{z_m}{L}$$

$$20z_0 < z_m < 0.8h$$

Ao final dos cálculos e da triagem, os dados diurnos de entrada do FFP foram organizados cronologicamente, em intervalos de 30 minutos, sendo modelado o *footprint* agregado para os meses de maio a outubro de 2017, 2018 e 2019 da pastagem natural da KPBS.

O *footprint* agregado corresponde ao *footprint* dos fluxos micrometeorológicos do sítio em um intervalo de tempo maior que 30 minutos e representa a contribuição das diferentes superfícies da pastagem natural para as medidas de fluxo (AMIRO, 1998; CHI et al., 2019; KLJUN et al., 2015; MALESKI et al., 2019; SUN et al., 2019; ZHAO et al., 2019).

Os *footprints* agregados foram posicionados sobre o mapa da KPBS por meio do georreferenciamento de mapas digitais (LONGLEY et al., 2013) utilizando o software ArcMap 10.5. Tendo em vista que o modelo FFP apresenta a imagem do *footprint* no sistema de referência de coordenadas WGS84 e o mapa da KPBS adotar o sistema NAD_1983_UTM_Zone_14N, foi necessário realizar o georreferenciamento da imagem do *footprint* com base nas coordenadas geodésicas do caneová (BONHAM-CARTER, 1994).

Com isso, os *footprints* agregados foram projetados para o sistema de referência de coordenadas UTM e geoposicionados por meio de pontos de encontro, por exemplo, o cruzamento das estradas bem identificáveis no mapa da KPBS e nos *footprints* (MATOS, 2008).

Após o georreferenciamento dos *footprints* agregados foi calculada a área abrangida no sítio, pelo modelo FFP, por meio da vetorização do polígono correspondente a proporção (*step*) de 90% do modelo FFP (BOSQUILIA, 2014; CHI et al., 2019).

A contribuição das bacias hidrográficas para os fluxos de massa e energia da KPBS foi estimada a cada 30 minutos, na proporção de 80%, por meio da modelagem do *footprint* em domínio fixo (KLJUN et al., 2015).

O *footprint* em domínio fixo foi modelado de acordo com a metodologia utilizada por Prajapati e Santos (2018) visando estimar a contribuição percentual das bacias hidrográficas do sítio na origem dos fluxos da pastagem natural da KPBS.

O mapa de bacias hidrográficas da KPBS, utilizado na modelagem do *footprint* em domínio fixo, foi plotado no MatLab (versão 8.3.0.532, The Mathworks Inc., Natick, MA). As coordenadas geográficas das bacias hidrográficas da KPBS utilizadas na plotagem do mapa foram obtidas do banco de dados de Blackmore

(2020), sendo extraídas por meio do pacote Geopandas na linguagem Python e em sistema de referência de coordenadas UTM (JORDAHL et al., 2019).

3.3 RESULTADOS

O *footprint* agregado (FFP) apresentou, em 2017 na KPBS, uma área total de 103.9 hectares, em 2018 foi igual a 146.1 hectares, já em 2019 esse valor foi 25% menor em relação ao ano anterior (Figuras 1, 2 e 3). Foi observado em todos os anos que a origem majoritária, dos fluxos de massa e energia na KPBS, é proveniente da direção sul, sendo a 931 metros (2017), 1125 metros (2018) e 854 metros (2019) da torre com direção ao sul do sítio (Figuras 3, 4 e 5), considerando a proporção (*step*) de 90% do modelo FFP.

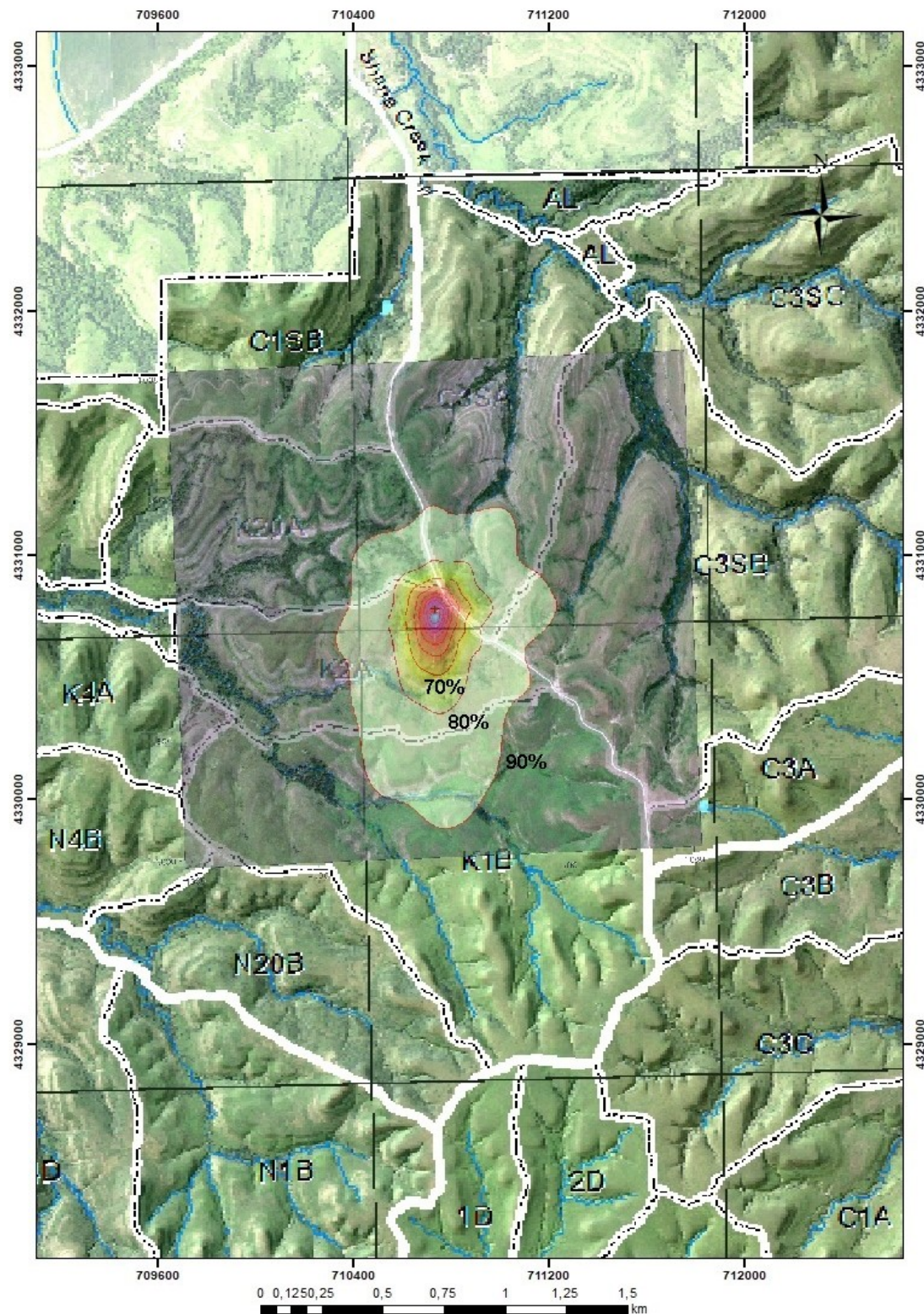


Figura 3 – *Footprint* agregado e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS, 2017. As isolinhas indicam as linhas de contorno do FFP de 10 a 90%, com intervalos iguais a 10%.

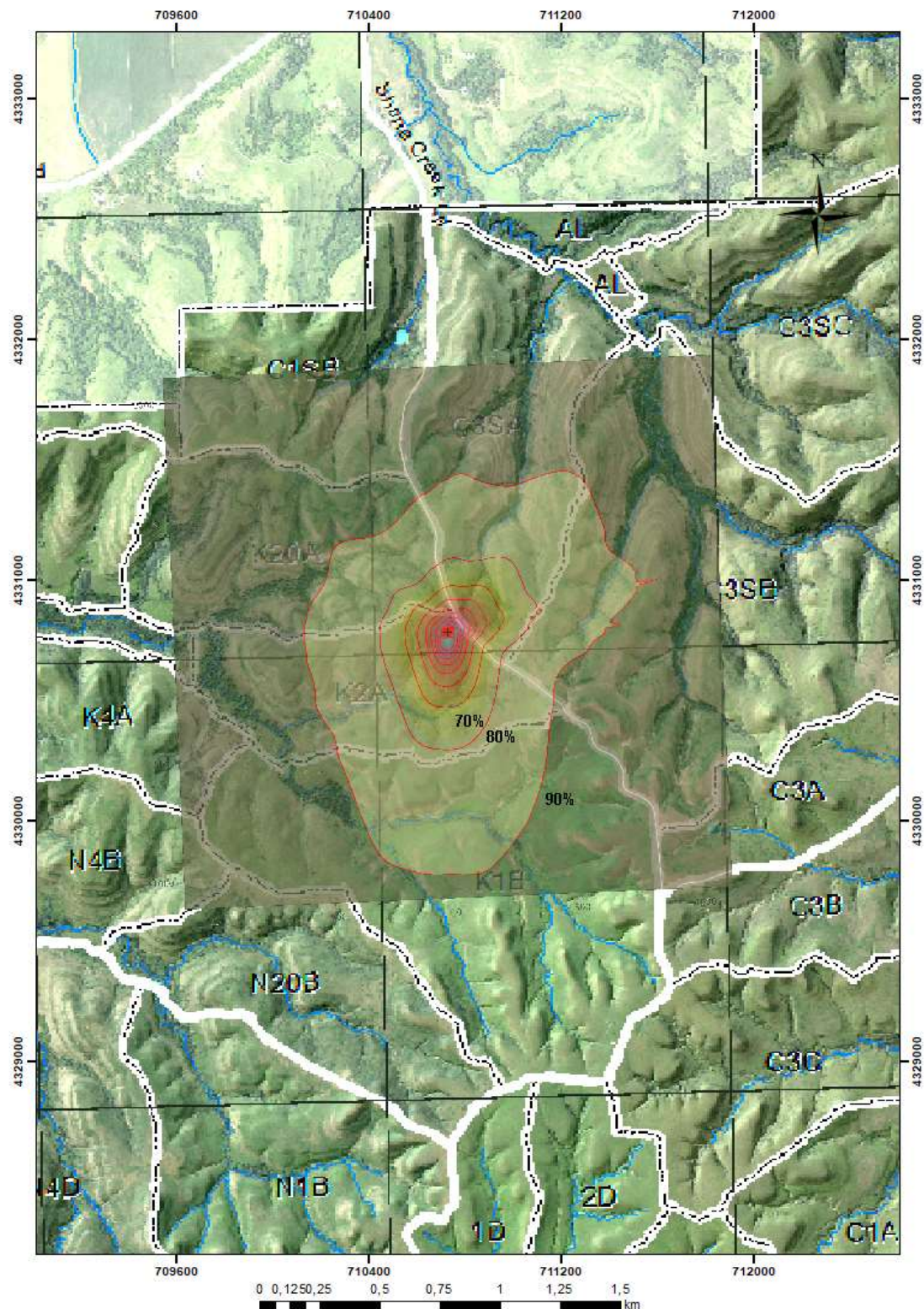


Figura 4 – *Footprint* agregado e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS, 2018. As isolinhas indicam as linhas de contorno do FFP de 10 a 90%, com intervalos iguais a 10%.

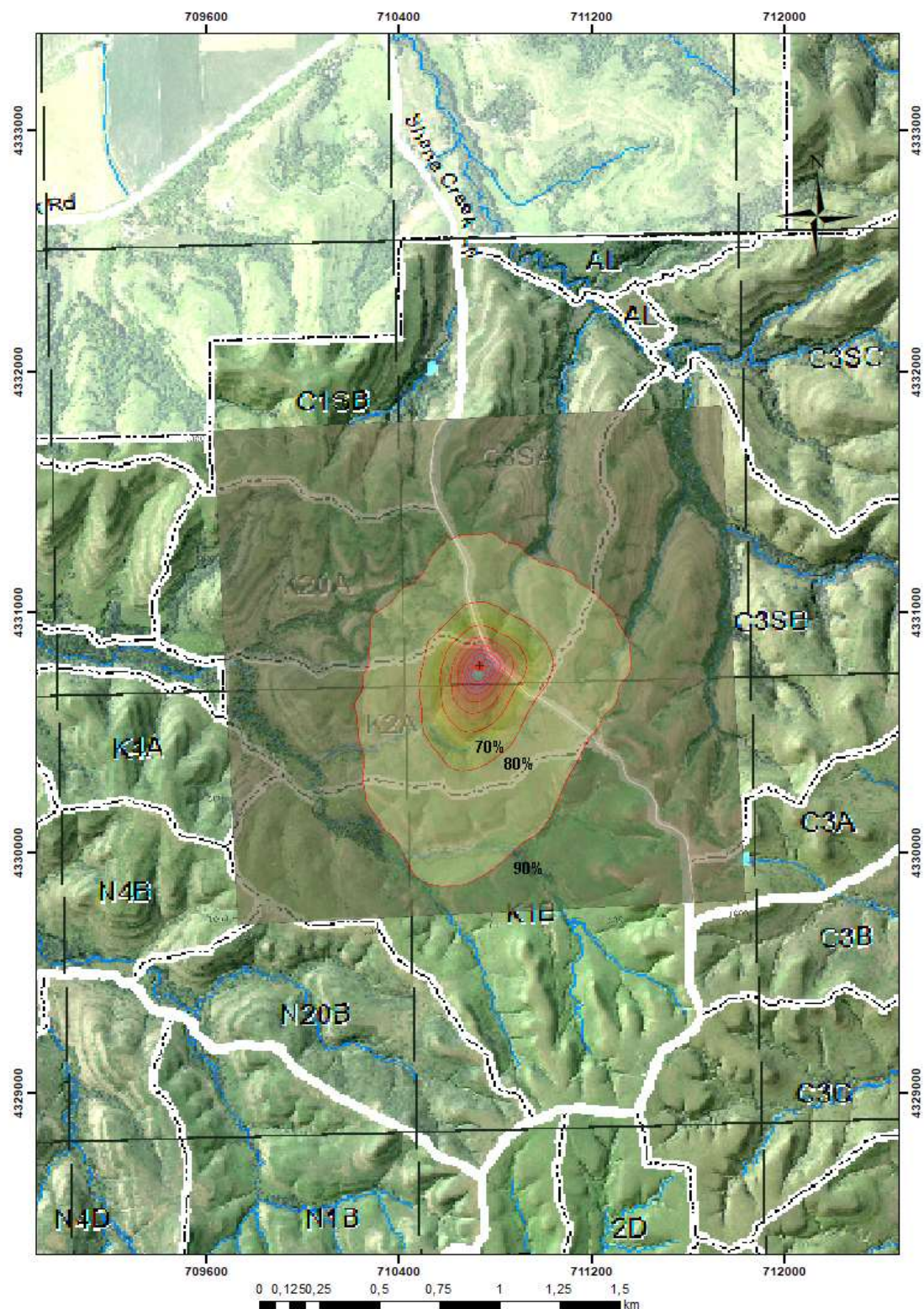


Figura 5 – *Footprint* agregado e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS, 2019. As isolinhas indicam as linhas de contorno do FFP de 10 a 90%, com intervalos iguais a 10%.

É interessante observar que o *footprint* cobriu uma maior área nas direções sul, sudeste e nordeste do sítio monitorado em todos os anos estudados, concordando com a distribuição vetorial da velocidade do vento observada na KPBS (Figura 6).

A maior média de velocidade do vento na KPBS foi observada no ano de 2019 sendo igual a 5.20 m s^{-1} . Em 2019, a velocidade do vento no sítio esteve entre 0 e 7 m s^{-1} durante 60% do período de monitoramento. Já em 2017 e 2018 foi observado que em apenas 40% do período de monitoramento, a velocidade do vento esteve entre 0 e 7 m s^{-1} , sendo a velocidade média do vento igual a 4.91 e 4.96 m s^{-1} , respectivamente, nos anos de 2017 e 2018 (Figura 6).

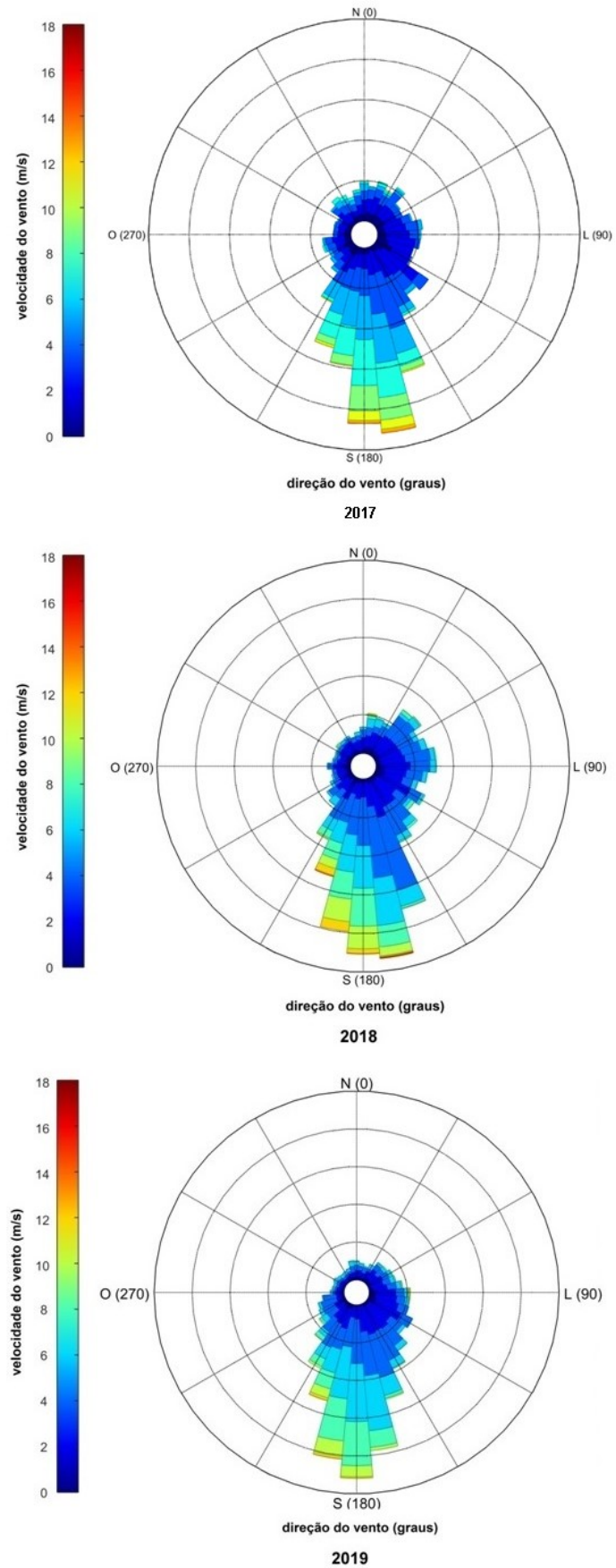


Figura 6 - Distribuição vetorial da velocidade do vento na Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS.

Em 2018, a média e o desvio padrão da instabilidade atmosférica (z_m/L) foi igual a -0.20 ± 0.45 , já em 2017 e 2019 esses valores foram, respectivamente, iguais a -0.07 ± 0.50 e -0.02 ± 0.43 . Em relação ao comprimento de rugosidade (z_0), a menor média e desvio padrão também foi observada em 2018, sendo igual a 0.02 ± 0.06 metros. Em 2017, o z_0 foi duas vezes maior que em 2018, já em 2019 o z_0 médio foi igual a 0.06 ± 0.14 metros. Assim mediante ao fato dos menores valores de instabilidade atmosférica (z_m/L) e comprimento de rugosidade (z_0) terem sido observados em 2018 (Figura 7), esses valores contribuíram com o maior *footprint* agregado em 2018 se comparado com 2017 e 2019, na KPBS.

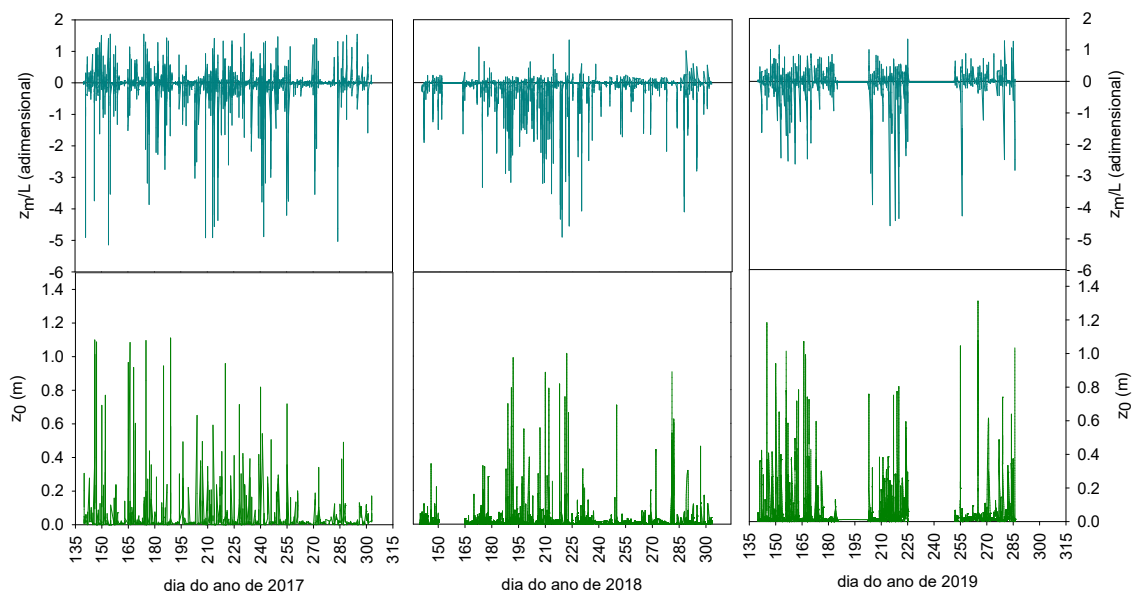


Figura 7 – Parâmetro de estabilidade atmosférica (z_m/L) e comprimento de rugosidade (z_0), calculados a cada 30 minutos, no período diurno, em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS. Atmosfera instável ($z_m/L < -0.1$); Atmosfera neutra ($-0.1 \leq z_m/L \leq 0.1$); Atmosfera estável ($z_m/L > 0.1$)

Por meio da sobreposição do FFP no mapa da KPBS foi observado que a maioria dos fluxos de massa e energia do sítio é oriunda das bacias hidrográficas K2A e C3SA (Figuras 3, 4 e 5). A análise do *footprint* a cada 30 minutos (*single footprint* com domínio fixo) ratificou os resultados observados na análise do *footprint* agregado, sendo constatado que em média 83% dos fluxos são originários da bacia hidrográfica K2A e que 12.4% são oriundos da bacia hidrográfica C3SA nos anos de 2017, 2018 e 2019 (Tabela 3 e Figura 8).

Tabela 3 – Contribuição média das bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie na origem dos fluxos de massa e energia da pastagem natural, Manhattan, KS.

bacia hidrográfica (BH)	queimada da flora	data(s) da queimada**	pastejo	contribuição no footprint (%)*		
				2017	2018	2019
K1B	anual	21/03/2018 e 22/03/2019	não	0.7	0.3	0.5
K2A	bienal	21/03/2018	não	83.8	82.4	82.8
C3SB	trienal	18/03/2019	sim	1.1	0.9	1.1
C3SA	trienal	10/03/2017	sim	11.1	13.9	12.3
K20A	20 anos	16/03/2017	não	2.9	2.4	2.8

* Cálculos baseados nas áreas das bacias hidrográficas que contribuem com 80% do fluxo no *Flux Footprint Prediction*

** Fonte: Blair e O'Neal (2020)

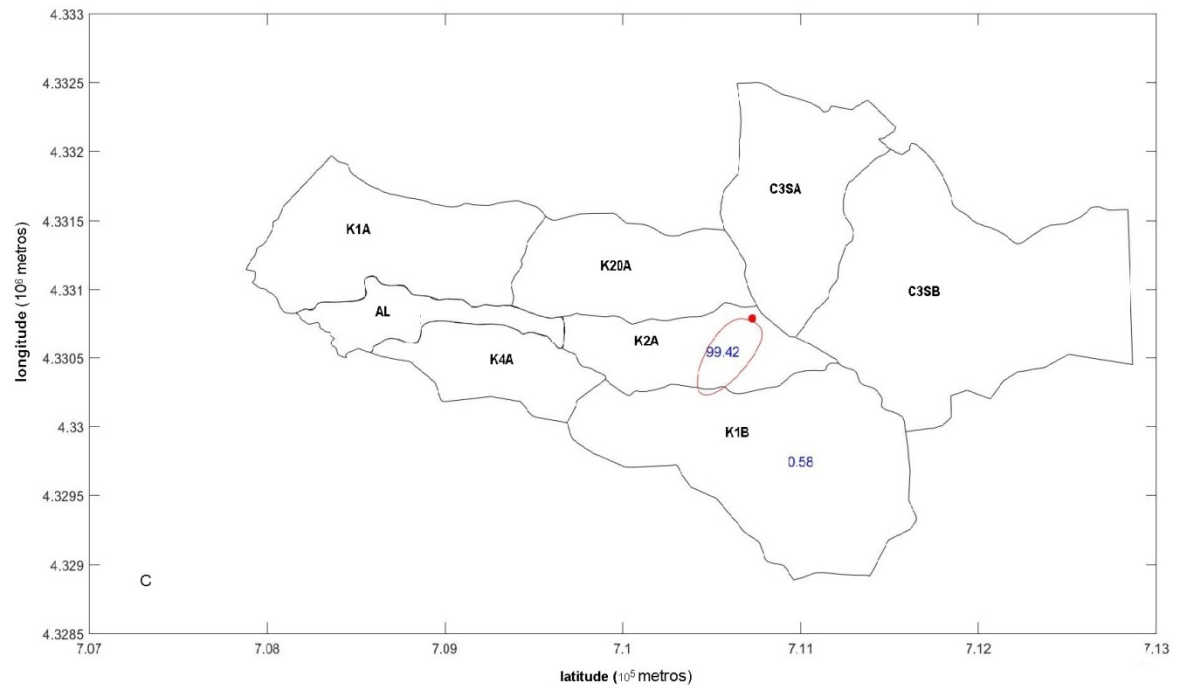
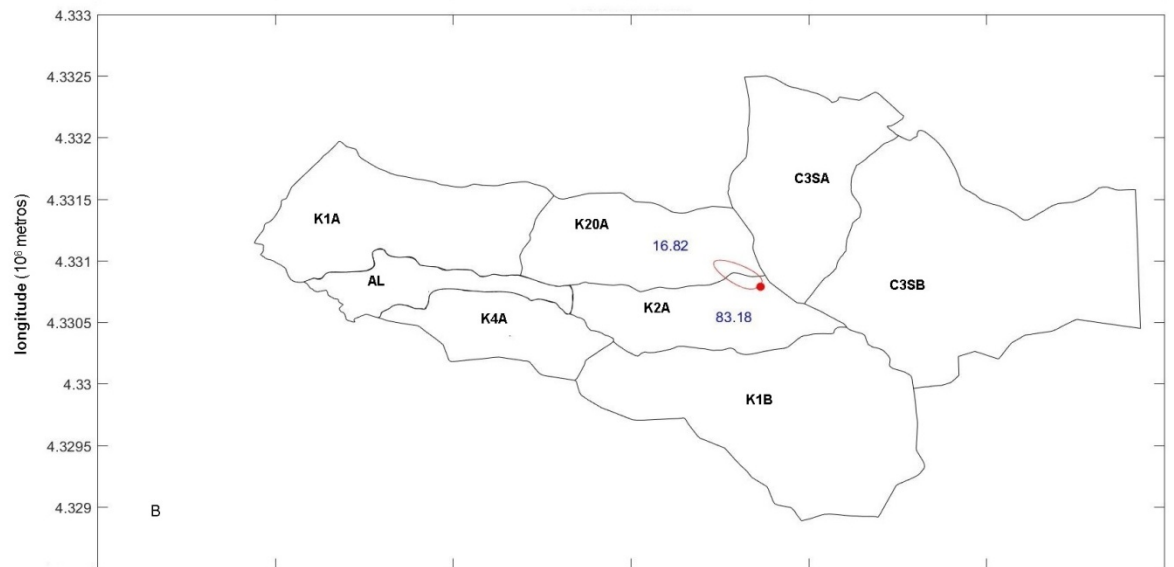
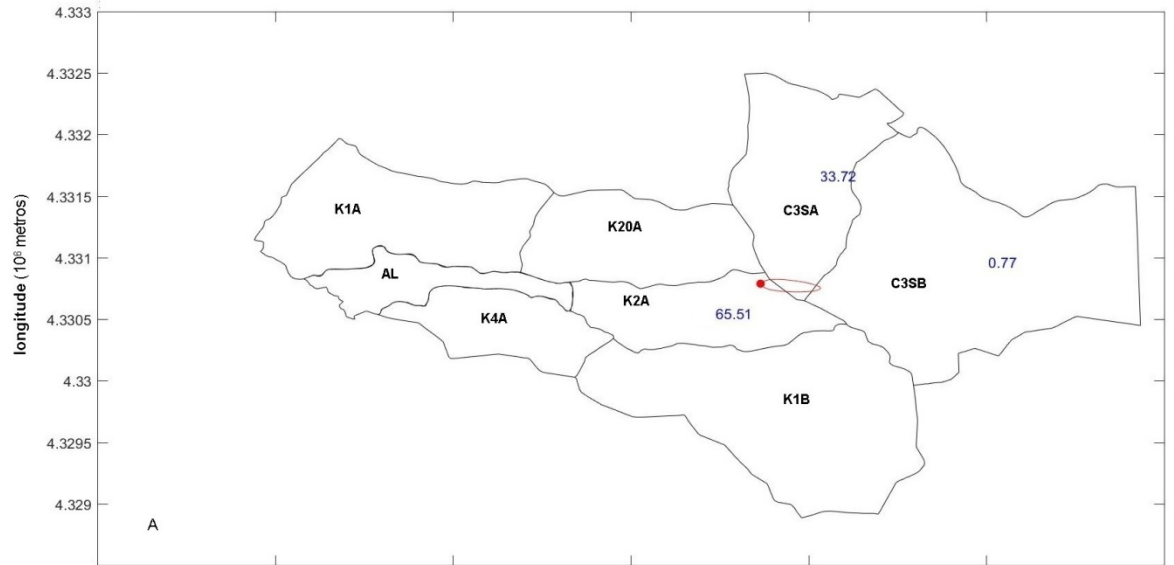


Figura 8 – *Footprint* em domínio fixo e bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS. A isolinha vermelha indica a linha de contorno do FFP de 80%. Os números descritos na cor azul indicam a contribuição percentual das bacias hidrográficas na origem dos fluxos do sítio. A – condição instável ($z_m/L < -0.1$) (05/08/2017 22 horas UTC); B – condição neutra ($-0.1 \leq z_m/L \leq 0.1$) (20/08/2018 18 horas UTC); C – condição estável ($z_m/L > 0.1$) (05/08/2019 12.30 horas UTC).

Em 2017, o comprimento de rugosidade (z_0) no sítio esteve entre 0 e 0.6 m durante 60% do período de monitoramento (Figura 9). Considerando essa mesma porcentagem, foi observado que em 2018 o z_0 esteve entre 0 e 0.2 m. Já em 2019, o z_0 variou entre 0 a 0.4 m considerando 60% do período de monitoramento (Figura 9). Assim é possível entender o maior valor da área do *footprint* agregado em 2018, devido aos menores valores de z_0 observados em 2018.

Foram observados em todos os anos de monitoramento na KPBS que os menores valores de comprimento de rugosidade são associados às direções mais predominantes do vento na KPBS (Figura 6), em especial na região sul e leste da torre de fluxos do sítio, onde estão localizadas as bacias hidrográficas K2A e C3SA (Figura 9).

Assim é possível entender que as maiores contribuições das bacias hidrográficas K2A e C3SA na origem dos fluxos podem ser explicadas pelo fato dessas bacias estarem localizadas nas direções predominantes do vento na KPBS (Figuras 6 e 9).

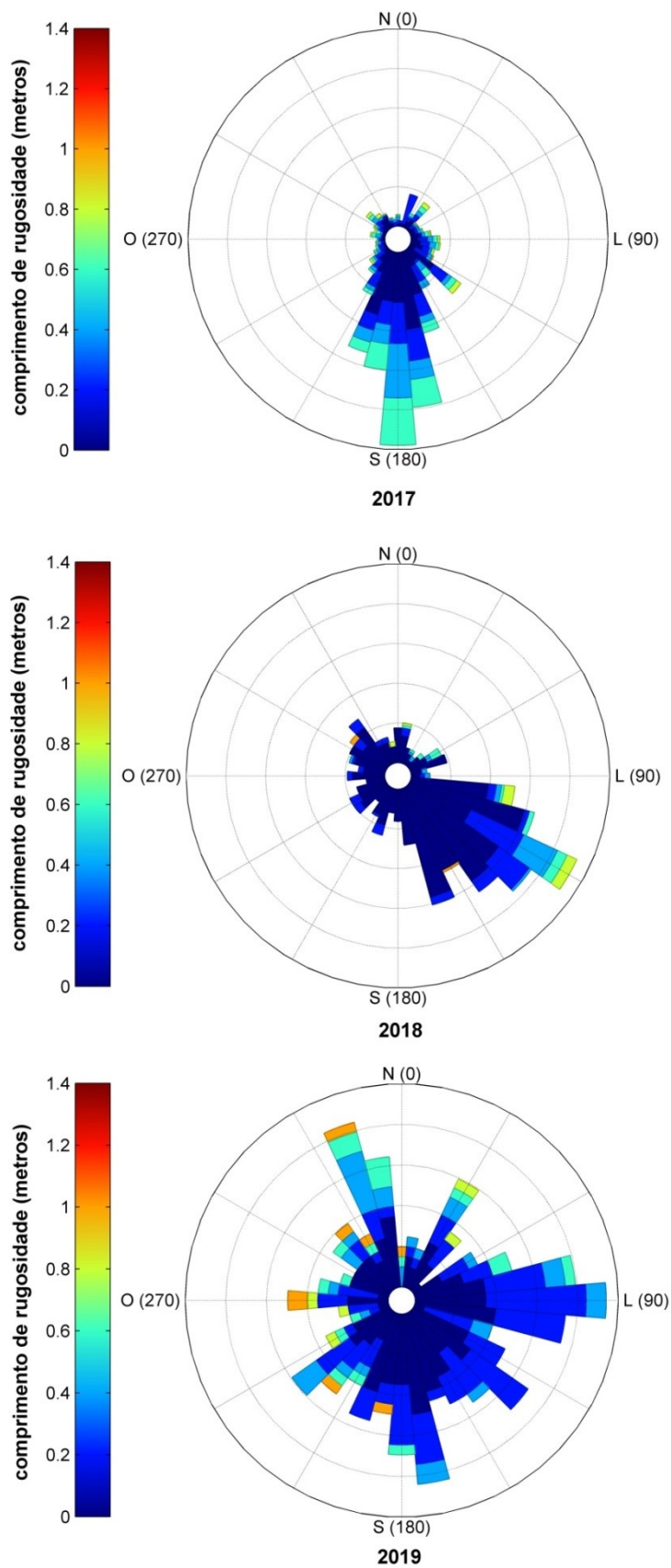


Figura 9 – Distribuição vetorial do comprimento de rugosidade na Estação Biológica da Konza Prairie, Manhattan, KS.

Foi notado ainda que quando a contribuição no *footprint* foi dominada pela C3SA, a contribuição da K2A foi minimizada frente a ela, principalmente no ano de 2018 (Figura 10). Este resultado foi observado devido à mudança da direção do vento entre as direções sul e leste do sítio, ao longo dos dias e dos anos monitorados.

É possível notar que o modelo FFP apresentou em modo consolidado a origem dos fluxos de massa e energia na KPBS, quando analisado nas formas agregada e em domínio fixo sendo notado que as bacias hidrográficas K2A e C3SA são as maiores contribuintes na origem dos fluxos de massa e energia da KPBS (Figura 10).

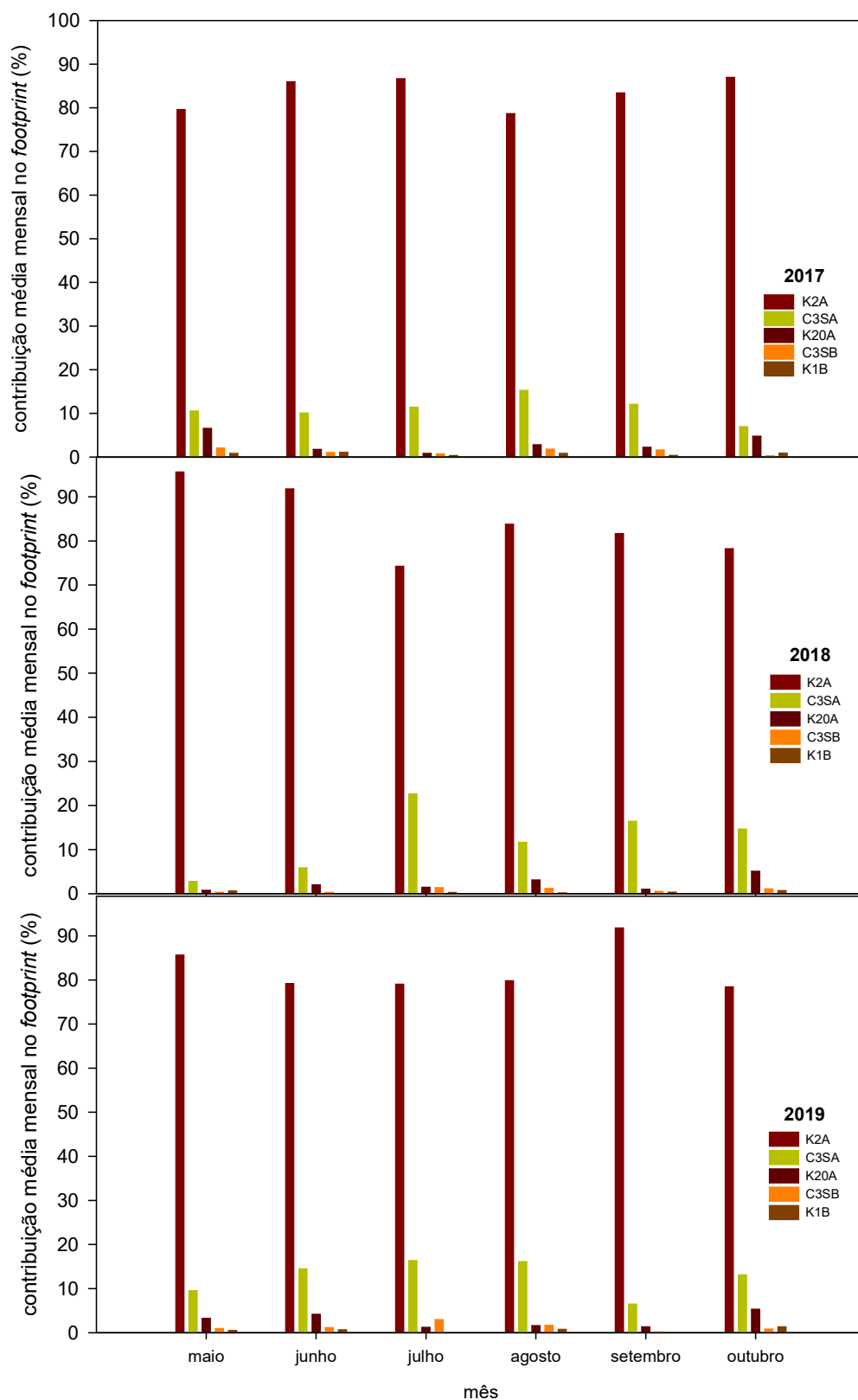


Figura 10 – Contribuição média mensal das bacias hidrográficas da Estação Biológica da Konza Prairie na origem dos fluxos de massa e energia da pastagem natural, Manhattan, KS pelo *Flux Footprint Prediction*.

3.4 DISCUSSÃO

O *footprint* agregado da KPBS apresentou uma maior área em 2018 que em 2017 e 2019 e possivelmente a menor instabilidade atmosférica em 2018 contribuiu para a observação desse resultado (Figura 7). A modelagem do *footprint* é fortemente influenciada pela instabilidade atmosférica devido ao fato dela caracterizar o transporte vertical de massa e energia no sítio (VESALA et al., 2004).

Quanto menor for a instabilidade atmosférica, mais lento são os processos convectivos da superfície para a atmosfera (BURBA E ANDERSON, 2010). Assim quando a superfície emite, por exemplo, um fluxo de vapor de água em condições de estabilidade atmosférica, o intervalo de tempo para que esse fluxo chegue até a altura de medição da torre é grande, devido a pouca troca turbulenta entre as camadas de ar estratificadas termicamente (BURBA E ANDERSON, 2010; VESALA et al, 2008). Com isso a torre “vê” que o fluxo ocorreu a uma longa distância dela, resultando assim em maior *footprint* (SCHIMID, 1994; NAKAI et al, 2020).

Outro fator que contribuiu com a grandeza da área apresentada pelo FFP foi à altura da torre micrometeorológica (z_m). A extensão do FFP está em função de z_m , de tal modo que, quanto maior a altura da torre maior a área de abrangência da torre sobre o sítio monitorado (BURBA E ANDERSON, 2010; KLJUN et al, 2015; LECLERC E THURTELL, 1990).

Chi et al (2019) avaliaram o balanço de carbono na bacia hidrográfica de Krycklan por meio do FFP sendo o z_m igual a 70 metros. Os autores observaram que a área do *footprint* foi igual a 67 km² e que pântanos, pastagens e florestas de Krycklan foram contempladas pelo FFP. Neste trabalho foi adotado z_m igual a 7.92 metros, o FFP obtido foi igual a 1.039 km² (2017), 1.461 km² (2018) e 1.096 km² (2019) e diferentes bacias hidrográficas da KPBS foram contempladas na modelagem em todos os anos de estudo.

Griebel et al (2016) relatam que a magnitude da área de contribuição apresentada pelo modelo de *footprint* é influenciada pela direção do vento. Mediante ao fato do sítio apresentar vários valores de direção do vento e em cada direção ser apresentada uma magnitude de massa e energia transportada é possível entender os motivos de uma determinada região do sítio apresentar maior contribuição na origem dos fluxos. Griebel et al (2016) relatam que a floresta natural por eles estudada apresentou as maiores áreas de contribuição no *footprint* nas regiões norte

e sudeste, regiões de predominância da direção do vento, sendo o mesmo observado neste estudo, as maiores áreas de contribuição no *footprint* da KPBS foram observadas nas regiões de maior predominância da direção do vento (Figuras 4 e 6).

A maior contribuição da bacia K2A no *footprint* dos fluxos de massa e energia na KPBS também é justificada pelo fato desta bacia hidrográfica estar na região sul em relação à torre micrometeorológica, a região de ocorrência da direção predominante do vento nos meses de maio a outubro do ano na KPBS (Figura 6). Esse mesmo raciocínio também explica a alta participação da bacia C3SA no *footprint*, pois esta bacia está na região nordeste da KPBS e essa região apresenta a segunda direção predominante do vento no sítio (Figura 6).

A rugosidade da superfície também influenciou o *footprint*, tendo em vista que os menores valores de comprimento de rugosidade ocorreram nas direções predominantes do vento (sul, sudeste e nordeste) nos anos de 2017, 2018 e 2019 na KBPS (Figura 9) (BURBA E ANDERSON, 2010; SCHUEPP et al., 1990; VESALA et al., 2008).

Em 2018 o comprimento de rugosidade foi menor que em 2017 e 2019 (Figuras 7 e 9) e a diminuição do comprimento de rugosidade resulta no aumento da área do *footprint* (KLJUN et al 2015; SCHUEPP et al., 1990), confirmando assim a maior área do FFP em 2018.

Baixos valores de velocidade do vento também resultam no aumento do *footprint*. Assim, os fluxos emitidos pela superfície chegam à altura de medição em maiores intervalos de tempo, de tal modo que o método EC interpreta a ocorrência do fluxo a uma longa distância da torre, resultando em maiores *footprints* (BURBA E ANDERSON, 2010; KLJUN et al., 2015)

Segundo Kljun et al (2015), o modelo FFP apresenta melhores resultados quando utilizados na análises de sítios com superfície homogênea e segundo Castaldi et al (2010) as queimadas periódicas em pastagens resultam na formação de campos predominantemente gramíneos.

A grande contribuição das bacias K2A e C3SA no *footprint* da KPBS é o fato destas bacias apresentarem, características micrometeorológicas que resultem no aumento da área do *footprint*. Essas bacias estão nas direções predominantes do vento, os menores valores de comprimento de rugosidade estão associados a essas direções predominantes do vento e as floras das bacias K2A e C3SA são

predominadas por gramíneas, o que indica serem essas bacias as superfícies mais homogêneas do sítio (Tabela 3, Figuras 6 e 9) (BURBA E ANDERSON et al., 2010; CASTALDI et al, 2010; KLJUN et al, 2015; OWENSBY et al, 2006; SCHUEPP et al., 1990).

A baixa contribuição da bacia K20A na origem dos fluxos da pastagem natural é o fato desta bacia apresentar a superfície mais heterogênea do sítio devido suas queimadas serem realizadas a cada 20 anos e com isso sua flora é predominantemente lenhosa devido à baixa renovação do estande (TOWNE, 2002; BRIGGS et al., 2016; LING et al., 2019).

Foi observado no triênio monitorado que os maiores valores de comprimento de rugosidade estão associados às direções menos predominantes do vento no sítio (Figura 9), assim a bacia hidrográfica K20A apresentou baixas contribuições diárias e horárias na origem dos fluxos da KPBS devido sua localização está na direção menos predominante do vento no sítio durante os meses de maio a outubro e os maiores valores de z_0 estarem associados à direção menos predominante do vento (Figuras 9 e 10) (LING et al., 2019; SCHUEPP et al., 1990).

As baixíssimas contribuições das bacias C3SB e K1B no *footprint* (Figura 8) podem ser entendidas pelo fato dos maiores comprimentos de rugosidade do sítio terem sido observados em associação com a direção dos ventos oriundos das regiões onde essas bacias estão localizadas (Figura 9) e ainda o fato de existir um desnível médio de 25 metros entre essas bacias e a torre EC, localizada na bacia hidrográfica K2A (Figura 8) (BLACKMORE, 2020).

Possivelmente a altura da torre micrometeorológica não consegue contemplar em modo consolidado a origem dos fluxos oriundos das bacias hidrográficas C3SB e da K1B devido ao desnível médio entre essas bacias com a bacia K2A (BURBA E ANDERSON et al., 2010; SCHMID, 2002). Assim é indicado instalar uma torre EC na localidade das bacias hidrográficas K1B e C3SB de tal modo que o modelo FFP possa estimar melhor a contribuição na origem dos fluxos de massa e energia oriundos das bacias C3SB e K1B, na KPBS.

Os resultados obtidos nessa pesquisa permitem entender que o *footprint* da pastagem natural estudada é influenciado pela direção predominante do vento, condições de estabilidade atmosférica e a rugosidade da superfície.

3.5 CONCLUSÕES

- ✓ O modelo FFP representou a origem dos fluxos de massa e energia da pastagem natural da KPBS, sendo as maiores contribuições oriundas das regiões sul e leste da torre micrometeorológica;
- ✓ As maiores contribuições diárias e horárias nas origens dos fluxos de massa e energia da KPBS são oriundas das bacias hidrográficas K2A e C3SA;
- ✓ Em 2018 o *footprint* agregado do sítio apresentou 146.1 hectares, sendo a maior contribuição vinda da região sul a 1125 metros da torre micrometeorológica (linha de contorno de 90%); em 2019 esses valores foram iguais a 109.6 hectares e 854 metros (linha de contorno de 90%) e em 2017 o *footprint* agregado foi igual a 103.9 hectares com maior contribuição vinda da região sul a 931 metros da torre micrometeorológica (linha de contorno de 90%);
- ✓ A direção do vento é a principal variável micrometeorológica que explica o *footprint* na Estação Biológica da Konza Prairie.

3.6 REFERÊNCIAS

AMIRO, B.D. Footprint climatologies for evapotranspiration in a boreal catchment. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.90, n.3, p.195–201, 1998.

[https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00096-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00096-8)

ARYA, S. P. **Introduction to Micrometeorology**. San Diego: Academic Press, 2001. 420p.

AUBINET, M.; VESALA, T.; PAPALE, D. **Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis**. Berlin: Springer, 2012. 438 p.

BATCHVAROVA, E.; GRYNING, S.E. Applied model for the growth of the daytime mixed layer. **Boundary-Layer Meteorology**, v.56, n.3, p.261-274, 1991.

<https://dx.doi.org/10.1007/BF00120423>

BLACKMORE, P. **GIS20 GIS Coverages Defining Konza Elevations** . Environmental Data Initiative, 2019.

<https://dx.doi.org/10.6073/pasta/f11596621709ba6e4ac48e9f2e898a7a>

BLACKMORE, P. **GIS01 GIS Coverages Defining Internal Boundaries of Konza Prairie (1977-present)**. Environmental Data Initiative, 2020.

<https://doi.org/10.6073/pasta/575505539080e47e02cb2d37bcb42bff>

BLAIR, J.; O'NEAL, P. **KFH01 Konza Prairie Fire History ver 10**. Environmental Data Initiative, 2020.

<https://doi.org/10.6073/pasta/7813c033f070aeabdf292b1e44692311>

BONHAM-CARTER, G.F. **Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS**. Oxford, UK: Pergamon Press, 1994. 398 p.

BOSQUILIA, R.W.D. **Geotecnologias aplicadas ao mapeamento de drenagens e nascentes**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014. <https://dx.doi.org/10.11606/D.11.2014.tde-04022014-094241>

BRIGGS, J. **GIS02 GIS Coverages Defining the Konza Prairie Experimental Watershed Treatments ver 7**. Environmental Data Initiative, 2018.

<https://doi.org/10.6073/pasta/e704707f1fda0239540f64871cb9f8d1>

BRIGGS, J.M.; BLAIR, J.M.; HORNE, E.A. Ecohydrological and climate change studies at the Konza Prairie Biological Station. **Transactions of the Kansas Academy of Science**, v.119, n.1, p.5-11, 2016. <http://doi.org/10.1660/062.119.0103>

BRUTSAERT, W. **Evaporation into the atmosphere: Theory, History, and Applications**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1982. 299 p.

BURBA, G.; ANDERSON, D. **A brief practical guide to eddy covariance flux measurements: principles and workflow examples for scientific and industrial applications**. Li-Cor Biosciences, 2010.

BURBA, G.G.; VERMA, S.B. Prairie growth, PAR albedo and seasonal distribution of energy fluxes. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.107, p.227–240, 2001.

[https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00233-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00233-1)

BUSINGER, J.A. Flux-Profile Relationships in the Atmospheric Surface Layer.

Journal of the Atmospheric Sciences, v.28, p.181-189, 1971.

[https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1971\)028<0181:FPRITA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1971)028<0181:FPRITA>2.0.CO;2)

CASTALDI, S.; GRANDCOURT, A.; RASILE, A.; SKIBA, U.; VALENTINI, R. CO₂, CH₄ and N₂O fluxes from soil of a burned grassland in Central Africa.

Biogeosciences, v.7, p.3459–3471, 2010. <https://dx.doi.org/10.5194/bg-7-3459-2010>

CHI, J.; NILSSON, M.B.; KLJUN, N.; WALLERMAN, J.; FRANSSON, J.E.S.; LAUDON, H.; LUNDMARK, T.; PEICHL, M. The carbon balance of a managed boreal landscape measured from a tall tower in northern Sweden. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.274, p.29–41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.04.010>

CHI, J.; WALDO, S.; PRESSLEY, S.N.; RUSSELL, E.S.; O'KEEFFE, P.T.; PAN, W.L.; HUGGINS, D.R.; STOCKLE, C.O.; BROOKS, E.S.; LAMB, B.K. Effects of climatic conditions and management practices on agricultural carbon and water budgets in the Inland Pacific Northwest USA. **Journal of Geophysical Research**

Biogeosciences, v.122, n.12, p.3142–3160, 2017.

<http://dx.doi.org/10.1002/2017JG004148>

DARYANTO, S.; FU, B.; ZHAO, W. Evaluating the use of fire to control shrub encroachment in global drylands: A synthesis based on ecosystem service perspective. **Science of the Total Environment**, v.648, p.285–292, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.140>

DYER, A.J. A review of flux-profile relationships. **Boundary Layer Meteorology**, v.7, p.363–372, 1974. <https://dx.doi.org/10.1007/BF00240838>

GRIEBEL, A.; BENNETT, L.T.; METZEN, D.; CLEVERLY, J.; BURBA, G.; ARNDT, S.K. Effects of inhomogeneities within the flux footprint on the interpretation of seasonal, annual, and interannual ecosystem carbon exchange. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.221, p.50–60, 2016.

<https://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.002>

HAY, R.; PORTER, J. **The physiology of crop yield**. 2.ed. Oxford, UK: Blackwell, 2006. 314 p.

JAMMET, M.; DENGEL, S.; KETTNER, E.; PARMENTIER, F.W.; WIK, M.; CRILL, P.; FRIBORG, T. Year-round CH₄ and CO₂ flux dynamics in two contrasting freshwater ecosystems of the subarctic. **Biogeosciences**, v.14, p.5189–5216, 2017.

<https://doi.org/10.5194/bg-14-5189-2017>

JORDAHL, K.; BOSSCHE, J.V. DEN, WASSERMAN, J.; MCBRIDE, J.; GERARD, J.; TRATNER, J.; PERRY, M.; et al. (2019, July). **Geopandas/geopandas: V0.5.1**.

<https://dx.doi.org/10.5281/zenodo.3333010>

KLJUN, N.; ROTACH, M.; SCHMID, H. A three-dimensional backward lagrangian footprint model for a wide range of boundary-layer stratifications. **Boundary-Layer Meteorology**, v.103, n.2, p.205–226, 2002.

<https://dx.doi.org/10.1023/A:1014556300021>

KLJUN, N.; CALANCA, P.; ROTACH, M.; SCHMID, H. A simple two-dimensional parameterisation for flux footprint prediction (FFP). **Geoscientific Model Development**, v.8, p.3695–3713, 2015. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015>

KÖHLER, I.H.; MACDONALD, J.A.; SCHNYDER, H. Last-Century Increases in Intrinsic Water-Use Efficiency of Grassland Communities Have Occurred over a Wide Range of Vegetation Composition, Nutrient Inputs, and Soil pH. **Plant Physiology**, v.170, p.881–890, 2016. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.15.01472>

LECLERC, M.Y.; FOKEN, T. **Footprints in Micrometeorology and Ecology**. Berlin: Springer, 2014. 240 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-54545-0>

LECLERC, M.Y.; THURTELL, G.W. Footprint prediction of scalar fluxes using a Markovian analysis. **Boundary-Layer Meteorology**, v.52, p.247–258, 1990.

<https://dx.doi.org/10.1007/BF00122089>

LICOR. **EddyPro® 6 Eddy Covariance Software Instruction Manual**. 10 ed. Lincoln: LICOR, 2015. 313 p.

LING, B.; RAYNOR, E.J.; GOODIN, D.G.; JOERN, A. Effects of Fire and Large Herbivores on Canopy Nitrogen in a Tallgrass Prairie. **Remote Sensing**, v.11, p.1364-1384, 2019. <https://dx.doi.org/10.3390/rs11111364>

LIU, D.; LI, Y.; WANG, T.; PEYLIN, P.; MACBEAN, N.; CIAIS, P.; JIA, G.; MA, M.; MA, Y.; SHEN, M.; ZHANG, X.; PIAO. Contrasting responses of grassland water and carbon exchanges to climate change between Tibetan Plateau and Inner Mongolia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 249, p.163-175, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.034>

LONGLEY, P.A.; MAGUIRE, D.J.; GOODCHILD, M.F.; RHIND, D.W. **Sistemas e Ciência da Informação Geográfica**. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

MALESKI, J.J.; BOSCH, D.D.; ANDERSON, R.G.; COFFIN, A.W.; ANDERSON, W.F.; STRICKLAND, T.C. Evaluation of miscanthus productivity and water use efficiency in southeastern United States. **Science of the Total Environment**, v.692, p.1125–1134, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.128>

MATOS, J. **Fundamentos de Informação Geográfica**. Lisboa: Lidel, 5.ed. 2008.

MCCOMBS, A.G.; HISCOX, A.L.; SUYKER, A.E. Point-to-Grid Conversion in Flux Footprints: Implications of Method Choice and Spatial Resolution for Regional-Scale Studies. **Boundary-Layer Meteorology**, v.172, p.457–479, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10546-019-00455-2>

METZGER, S.; AYRES, E.; DURDEN, D.; FLORIAN, C.; LEE, R.; LUNCH, C.; LUO, H.; PINGINTHA-DURDEN, N.; ROBERTI, J.A.; SANCLEMENTS, M.; STURTEVANT, C.; XU, K.; ZULUETA, R.C. From NEON field sites to data portal: a community resource for surface–atmosphere research comes online. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v.100, n.11, p. 2305–2325, 2019. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-17-0307.1>

NAKAI, T.; HIYAMA, T.; PETROV, R.E.; KOTANI, A.; OHTA, T.; MAXIMOV, T.C. Application of an open-path eddy covariance methane flux measurement system to a larch forest in eastern Siberia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.282–283, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107860>

NIEUWSTADT, F.T.M. The steady-state height and resistance laws of the nocturnal boundary layer: Theory compared with cabauw observations. **Boundary-Layer Meteorology**, v.20, n.1, p.3-17, 1981. <https://dx.doi.org/10.1007/BF00119920>

OWENSBY, C.E.; HAM, J.M.; AUEN, L.M. Fluxes of CO₂ From Grazed and Ungrazed Tallgrass Prairie. **Rangeland Ecology & Management**, v.59, n.2, p.111-127, 2006. <https://doi.org/10.2111/05-116R2.1>

PAULSON, C.A. The mathematical representation of wind speed and temperature profiles in the unstable atmospheric surface layer. **Journal of Applied Meteorology**,

v.9, p.857-861, 1970. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1970\)009<0857:TMROWS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1970)009<0857:TMROWS>2.0.CO;2)

PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N.A.; SEDIYAMA, G.C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba, SP: FEALQ, 1997. 183 p.

PRAJAPATI, P.; SANTOS, E.A. Estimating methane emissions from beef cattle in a feedlot using the eddy covariance technique and footprint analysis. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.258, p.18-28, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.08.004>

SCARTAZZA, A.; VACCARI, F.P.; BERTOLINI, T.; DI TOMMASI, P.; LAUTERI, M.; MIGLIETA, F.; BRUGNOLI, E. Comparing integrated stable isotope and eddy covariance estimates of water-use efficiency on a Mediterranean successional sequence. **Oecologia**, v.176, p.581-594, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-014-3027-2>

SCHLAEPFER, D.R.; BRADFORD, J.B.; LAUENROTH, W.K.; MUNSON, S.M.; TIETJEN, B.; HALL, S.A.; WILSON, S.D.; DUNIWAY, M.C.; JIA, G.; PYKE, D.A.; LKHAGVA, A.; JAMIYABSHARAV, K. Climate change reduces extent of temperate drylands and intensifies drought in deep soils. **Nature Communications**, v.8, n.14196, p.1-9, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms14196>

SCHMID, H.P. Source areas for scalars and scalar fluxes. **Boundary-Layer Meteorology**, v.67, p.293–318, 1994. <https://dx.doi.org/10.1007/BF00713146>

SCHMID, H.P. Footprint modeling for vegetation atmosphere exchange studies: a review and perspective. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.113, n.1–4, p.159-183, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00107-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00107-7)

SCHUEPP, P.H.; LECLERC, M.Y.; MACPHERSON, J.I.; DESJARDINS, R.L. Footprint prediction of scalar fluxes from analytical solutions of the diffusion equation. **Boundary-Layer Meteorology**, v.50, p.355-373, 1990. <https://dx.doi.org/10.1007/BF00120530>

SULMAN, B.N.; ROMAN, D.T.; SCANLON, T.M.; WANG, L.; NOVICK, K.A. Comparing methods for partitioning a decade of carbon dioxide and water vapor fluxes in a temperate forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.226–227, p.229–245, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.06.002>

SUN, X.; ZOU, C.B.; WILCOX, B.; STEBLER, E. Effect of Vegetation on the Energy Balance and Evapotranspiration in Tallgrass Prairie: A Paired Study Using the Eddy-Covariance Method. **Boundary-Layer Meteorology**, v.170, p.127–160, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10546-018-0388-9>

TOWNE, E.G. Vascular plants of Konza Prairie Biological Station: an annotated checklist of species in a Kansas tallgrass prairie. **SIDA, Contributions to Botany**, v.20, p.269–294, 2002.

USGS. **The National Map**. Disponível em:

<<https://viewer.nationalmap.gov/advanced-viewer/>>. Acesso em: 02 jul.2020.

VESALA, T. RANNIK, U.; LECLERC, M.; FOKEN, T.; SABELFELD, K. Flux and concentration footprints. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.127, p.111-116, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.07.007>

VESALA, T.; KLJUN, N.; RANNIK, U.; RINNE, J.; SOGACHEV, A.; MARKKANEN, T.; SABELFELD, K.; FOKEN, T.; LECLERC, M.Y. Flux and concentration footprint modeling: state of the art. **Environmental Pollution**, v.152, p.653-666, 2008. <https://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.070>

WAGLE, P.; GOWDA, P.H.; NEEL, J.P.S.; NORTHUP, B.K.; ZHOU, Y. Integrating eddy fluxes and remote sensing products in a rotational grazing native tallgrass prairie pasture. **Science of the Total Environment**, v.712, p.1-13, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136407>

WAGLE, P.; XIAO, X.; GOWDA, P.; BASARA, J.; BRUNSELL, N.; STEINER, J.; ANUP, K.C. Analysis and estimation of tallgrass Prairie evapotranspiration in the Central United States. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.232, p.35-47, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.005>

YANG, F.; ZHANG, Q.; HUNT, J.E.; ZHOU, J.; SHA, S.; LI, Y.; YANG, Z.; QI, Y.; WANG, X. Biophysical regulation of evapotranspiration in semiarid croplands. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.74, n.3, p.309-318, 2019. <https://dx.doi.org/10.2489/jswc.74.3.309>

ZHAO, J.; ZHANG, M.; XIAO, W.; WANG, W.; ZHANG, Z.; YU, Z.; XIAO, Q.; CAO, Z.; XU, J.; ZHANG, X.; LIU, S.; LEE, S. An evaluation of the flux-gradient and the eddy covariance method to measure CH₄, CO₂, and H₂O fluxes from small ponds. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.275, p.255-264, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.032>

4. QUANTIFICAÇÃO DA EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA DE UMA PASTAGEM NATURAL UTILIZANDO O MÉTODO *EDDY COVARIANCE*

RESUMO

A eficiência no uso da água em nível de ecossistema (WUE_e) permite estudar a relação entre os fluxos de carbono e água com diferentes variáveis ambientais. Os dados de fluxos micrometeorológicos de uma pastagem natural localizada na Estação Biológica da Konza Prairie (KPBS) em Manhattan, Kansas foram obtidos a partir de uma torre integrante da Rede Nacional de Observação Ecológica dos Estados Unidos da América. A WUE_e foi calculada para os anos de 2017, 2018 e 2019 por meio da razão da produtividade primária bruta (GPP) pela evapotranspiração real (ET). A WUE_e média foi igual a 2.02; 2.86 e 2.28 g C kg⁻¹ H₂O, nos anos de 2017, 2018 e 2019, respectivamente. A pastagem natural se comportou como sumidouro de carbono no triênio avaliado, sendo a maior GPP igual a 1007.20 gC m⁻² observada em 2019, o ano de maior disponibilidade de água e energia no sítio. Em 2017 e 2018 a WUE_e esteve dependente da disponibilidade de água (razão de Bowen (β)>0), já em 2019 a WUE_e esteve dependente da disponibilidade de energia (β <0). A WUE_e do sítio representou uma resposta biofísica da pastagem natural aos anos secos (2017 e 2018) e ano úmido (2019) na Estação Biológica da Konza Prairie.

PALAVRAS-CHAVES

ecossistema, fluxos de massa, fluxos de energia, ano seco e ano úmido

4.1 INTRODUÇÃO

As pastagens naturais apresentam notória biodiversidade e prestam importantes serviços ambientais à sociedade, por exemplo, o fornecimento de forragem para ruminantes, ecoturismo e o paisagismo (DARYANTO et al., 2019; LASHCHINSKIY et al., 2017; MARCHIN et al., 2018). Considerando a relevância destes serviços ambientais é necessário considerar às respostas das pastagens naturais às diferentes condições ambientais, por exemplo, eventos de seca (LIU et al., 2018; REEVES, 2018).

Uma das formas de estudar a interação pastagem natural-atmosfera pode ser feita por meio do estudo da eficiência do uso da água (WUE) (FLANAGAN E FARQUHAR, 2014; MEDLYN et al., 2017). A WUE pode ser calculada, por exemplo, pela razão entre a produção primária bruta (fotossíntese) e a evapotranspiração real (BRUNSELL et al., 2013; HUANG et al 2017), sendo a técnica de *eddy covariance* (EC) um dos principais métodos de cálculo da WUE na escala de ecossistemas (WANG et al., 2017).

Por meio do método EC, os fluxos de massa e energia do ecossistema são calculados de tal maneira que é possível estudar detalhadamente os fenômenos biofísicos que ocorrem no sítio monitorado ao longo do dia (SCARTAZZA et al., 2014; METZGER et al., 2017; ALVES et al., 2020), sendo o monitoramento da concentração de gases e vapor d'água do sítio feito em alta frequência, por exemplo 20 Hz (BRUNSELL et al., 2013; SCARTAZZA et al., 2014).

Tendo em vista que a WUE apresenta variações temporais ao longo do ano, é possível esclarecer as respostas biofísicas do ecossistema às diferentes condições ambientais por meio das estimativas de WUE com uso da covariância dos vórtices turbulentos, por exemplo (MEDLYN et al., 2017).

Assim o objetivo deste trabalho foi quantificar a eficiência no uso da água de uma pastagem natural com uso da técnica de *eddy covariance* e entender as diferenças nos fluxos de massa e energia em distintos anos de monitoramento.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 SÍTIO MONITORADO

A pastagem natural monitorada integra a Estação Biológica da Konza Prairie (KPBS) em Manhattan, KS, USA (39°10' N, 96°56' O, 415 metros de altitude), e é considerada como a maior pastagem natural remanescente da América do Norte (BRIGGS et al., 2016; TOWNE, 2002). O sítio apresenta uma flora de médio porte dominada por plantas das famílias *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Poaceae*, *Cyperaceae* e *Euphorbiaceae* (NEON, 2018a).

O clima da KPBS é definido como temperado continental, sendo a temperatura média anual igual a 13 °C e a precipitação pluviométrica anual igual a 835 mm (BRUNSELL et al., 2008). O solo da KPBS apresenta textura franco-argilosa

(BLAIR, 2018) sendo classificado como *Udic Argiustolls* (O'KEEFE E NIPPERT, 2017; THE UNITED STATES, 1999) e Argissolo Vermelho eutrófico saprolítico (EMBRAPA, 2013).

4.2.2 MONITORAMENTO MICROMETEOROLÓGICO

4.2.2.1 Instrumentos Meteorológicos

A torre micrometeorológica está localizada na KPBS (39,10° N 96,56° O 415 m de altitude), possui 7,92 metros de altura e é integrante da *National Ecological Observatory Network* (NEON, 2018 b). Os dados micrometeorológicos da pastagem natural na KPBS foram obtidos pelo método *eddy covariance* (EC) ao longo dos meses de maio a outubro dos anos de 2017, 2018 e 2019.

Os fluxos turbulentos entre o topo do dossel da pastagem natural e a atmosfera foram obtidos utilizando um anemômetro sônico (CSAT3B 3-D, Campbell Scientific) e um analisador de gás infravermelho de caminho fechado (LI-7200, LICOR Biosciences). A frequência adotada no registro das concentrações de gás carbônico e vapor d'água e velocidade do vento foi de 20 Hz.

A umidade relativa do ar foi medida utilizando um higrômetro (HMP155, Vaisala), o termômetro (RTB 100Ω, Thermometrics Climate) foi utilizado nas medidas da temperatura do ar, já a pressão atmosférica foi monitorada por um barômetro (PTB330, Barocap Digital). A radiação líquida foi medida por um saldo-radiômetro (NR01, Hukseflux) e o piranômetro (SPN1, Delta Devices) foi utilizado nas medidas de radiação difusa e direta. A frequência adotada no registro de todas essas variáveis ambientais foi igual a 1 Hz.

A temperatura do solo foi medida por um geotermômetro (RTB 100Ω, Thermometrics Climate) e o fluxo de calor no solo foi quantificado por um fluxímetro (HFP01SC, Hukseflux), ambos a 0.08 m de profundidade. O conteúdo de água no solo foi medido a 0.15 e 0.45 metros de profundidade (REED et al., 2018) por meio da reflectometria no domínio do tempo (TDR) (EnviroSCAN TriSCAN, Sentek).

A precipitação pluviométrica no sítio foi medida a cada hora do dia por um pluviômetro (AEPG II, Belfort) instalado a 1 metro de altura próximo da torre micrometeorológica. Os dados da normal pluviométrica de Manhattan, KS foram obtidos a partir do banco de dados da estação Manhattan 6 SSW do Centro

Nacional de Informações Ambientais filiado à Administração Nacional da Atmosfera e Oceano (NOAA).

4.2.2.2 Cálculo dos fluxos de CO₂ e energia

Fluxos de massa e energia foram obtidos por meio do método EC. Os fluxos foram calculados a partir da velocidade vertical do vento e concentração do escalar (METZGER et al., 2019):

$$NEE = \rho_a \overline{w'c'} \quad (1)$$

$$LE = \rho_a L \overline{w'q'} \quad (2)$$

$$H = \rho_a C_p \overline{w'T'} \quad (3)$$

em que: NEE é a troca líquida de carbono, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, ρ_a é a densidade do ar, kg m^{-3} ; w' é o desvio da velocidade vertical do vento, m s^{-1} ; c' é o desvio da concentração de dióxido de carbono, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mol}^{-1}$ de ar; LE é o fluxo de calor latente, W m^{-2} ; L é o calor latente de evaporação, J kg^{-1} ; q' é o desvio instantâneo da umidade específica do ar, kg kg^{-1} ; H é o fluxo de calor sensível, W m^{-2} ; C_p é o calor específico do ar úmido a pressão constante, $\text{J kg}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$; T' é o desvio da temperatura do ar, $^\circ\text{C}$.

Os valores negativos de LE indicam a ocorrência de condensação, já os valores positivos de LE indicam a ocorrência da evaporação ou evapotranspiração (METZGER et al., 2019). O fluxo de calor sensível (H) cujos valores são positivos indicam o transporte de calor que resultam no aumento da temperatura do ar, já os valores negativos de H indicam a diminuição da temperatura do ar, em resposta à ocorrência do transporte de calor (METZGER et al., 2019).

4.2.2.3 Processamento e correções de dados de fluxos

Os dados obtidos no método EC foram processados, pelo NEON, utilizando o software eddy4R, sendo os resultados organizados em intervalos de tempo igual a 30 minutos (METZGER et al., 2017).

Os dados oriundos do anemômetro sônico e do analisador de gás foram corrigidos, pelo NEON, por meio dos seguintes métodos: *de-spiking* (STARKENBURG et al., 2016), rotação de coordenadas *planar fit* (WILCZAK et al., 2001), compensação de *time lag* (REBMANN et al., 2012) e correção espectral de alta frequência (FOKEN et al., 2012).

4.2.2.4 Controle de qualidade dos dados

Valores espúrios nos dados meteorológicos e de fluxos são resultados de erros provenientes do funcionamento inadequado dos equipamentos, ocorrência de chuvas e condições atmosféricas inadequadas para a medida de fluxos (FOKEN, 2008). O controle de qualidade dos dados foi feito para evitar a inserção destes valores espúrios no cálculo da eficiência no uso da água. Os limites mínimos e máximos para filtragem utilizados neste trabalho estão apresentados na Tabela 4 (FRATINE E MAUDER, 2014; REIS, 2018).

Tabela 4. Limites inferiores e superiores aplicados em cada variável para filtragem de dados espúrios

Variável	Unidade	Limite inferior/superior
Fluxos de calor sensível e latente	W m^{-2}	-200/600
Fluxo de calor no solo	W m^{-2}	-40/50
Radiação solar direta e difusa	W m^{-2}	0/1000
Troca líquida de carbono	$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$	-40/20
Umidade relativa do ar	%	0/100
Temperaturas do ar e do solo	°C	-10/35
Velocidade do vento	m s^{-1}	0/25

4.2.2.5 Preenchimento de falhas

Após o controle de qualidade dos dados, as falhas nos dados foram preenchidas utilizando uma ferramenta *online* denominada REddyProc, também conhecida como “*eddy covariance gap-filling*” (<http://www.bgc-jena.mpg.de/~MDIwork/eddyproc/>) (WUTZLER et al., 2018). O algoritmo do REddyProc preenche as falhas nos dados por meio da procura de cenários ambientais semelhantes àqueles horários cuja falha é encontrada.

O preenchimento das falhas demandou os seguintes dados: troca líquida de carbono, fluxos de calor sensível e latente, umidade relativa do ar, déficit de pressão de vapor, temperaturas do ar e do solo, radiações direta e difusa e a velocidade de fricção. Todas essas variáveis de entrada estavam na frequência de 30 minutos e também foram utilizadas no cálculo da respiração do ecossistema (WUTZLER et al., 2018).

4.2.3 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA

4.2.3.1 Magnitude de estimativa

A eficiência no uso da água em nível de ecossistema (WUE_e) foi calculada, na escala de ecossistema, por meio da razão da produtividade primária bruta (GPP) pela evapotranspiração real (ET) (BRUNSELL et al., 2013):

$$WUE_e = \frac{GPP}{ET} \quad (4)$$

em que: WUE_e é a eficiência no uso da água em nível de ecossistema, g C kg⁻¹ H₂O; GPP é a produtividade primária bruta, g C m⁻² h⁻¹; ET é a evapotranspiração real, mm h⁻¹.

4.2.3.2 Partição da troca líquida de carbono

O GPP foi calculado por meio da subtração da respiração do ecossistema da troca líquida de carbono do ecossistema (KIRSCHBAUM et al., 2011; SONG et al., 2017).

$$GPP = -(NEE - R_{eco}) \quad (5)$$

em que: GPP é a produtividade primária bruta, $g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$; NEE é a troca líquida de carbono, $g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$; R_{eco} é a respiração do ecossistema, $g\ C\ m^{-2}\ h^{-1}$.

A respiração do ecossistema foi calculada pelo método de extrapolação de dados noturnos proposto por Reichstein et al (2005a) (BAI et al., 2019;; WUTZLER et al., 2018).

$$R_{eco} = R_{eco.ref} \exp \left[E_0 \left(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T - T_0} \right) \right] \quad (6)$$

em que: R_{eco} é a respiração do ecossistema, $\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$, $R_{eco.ref}$ é a respiração basal do ecossistema a 15 °C (REICHSTEIN et al., 2005b), E_0 é a parâmetro de energia de ativação bioquímica, adimensional; T_{ref} é a temperatura de referência do processo bioquímico, 15 °C; T é a temperatura do ar, °C; T_0 é o parâmetro térmico máximo do processo bioquímico, 46.02 °C (LLOYD E TAYLOR, 1994).

4.2.3.3 Estimativa da evapotranspiração e fator de desacoplamento do ecossistema

A evapotranspiração real (ET) foi calculada em função do fluxo de calor latente (AUBINET et al., 2012; PEREIRA et al., 1997; REIS E RIBEIRO, 2019).

$$ET = \frac{LE}{\lambda} \quad (7)$$

em que: ET é a evapotranspiração real, mm s^{-1} ; LE é o fluxo de calor latente, W m^{-2} ; λ é o calor latente de vaporização da água, J kg^{-1} .

A dependência da radiação líquida e a influência do déficit de pressão de vapor sobre os fluxos de vapor d'água das plantas da KPBS foram verificadas por meio do cálculo do fator de desacoplamento (BOWEN, 1926; CAMPBELL E NORMAN, 1998; FOKEN, 2008; LOESCHER et al., 2009; YANG et al., 2019; ZHA et al., 2013).

$$\Omega = \frac{\Delta + \gamma}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{g_a}{g_c} \right)} \quad (8)$$

em que: Ω é fator de desacoplamento, adimensional; Δ é a declividade da curva da pressão de saturação de vapor, kPa K^{-1} ; γ é o coeficiente psicrométrico, kPa K^{-1} ; g_a é a condutância aerodinâmica, m s^{-1} ; g_c é a condutância do dossel, m s^{-1} .

$$g_a = \left\{ \left[\frac{u(z_m)}{(u^*)^2} \right] + \left\{ 6.2 \left[(u^*)^{-0.67} \right] \right\} \right\}^{-1} \quad (9)$$

em que: g_a é a condutância aerodinâmica, m s^{-1} ; $u(z_m)$ na altura da torre micrometeorológica, m s^{-1} ; u^* é a velocidade de fricção, m s^{-1} .

$$g_c = \left[\frac{1}{g_a} \left(\frac{\Delta}{\gamma} (\beta) - 1 \right) + \frac{\rho C_p}{\gamma LE} (e_s - e) \right]^{-1} \quad (10)$$

em que: g_c é a condutância do dossel, m s^{-1} ; g_a é a condutância aerodinâmica, m s^{-1} ; Δ é a declividade da curva da pressão de saturação de vapor, kPa K^{-1} ; γ é o coeficiente psicrométrico, kPa K^{-1} ; β é a razão de Bowen, adimensional; ρ é a densidade do ar, kg m^{-3} ; C_p é o calor específico do ar úmido, $\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$; LE é o fluxo de calor latente, W m^{-2} ; e_s é a pressão de saturação de vapor, kPa ; e é a pressão atual de vapor, kPa .

$$\beta = \frac{H}{LE} \quad (11)$$

em que: β é a razão de Bowen, adimensional; H é o fluxo de calor sensível, W m^{-2} ; LE é fluxo de calor latente, W m^{-2} .

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Do início de junho de 2017 até a primeira semana de agosto de 2017 (dias 152 a 220) foi observada a ocorrência de secas, sendo o mesmo notado nesse período em 2018. Foi ainda notado que o período em que o solo do sítio apresentou os menores valores de conteúdo volumétrico de água (SWC) nos anos de 2017 e 2018 foi entre junho e agosto (dias 152 a 244 do ano) (Figura 11).

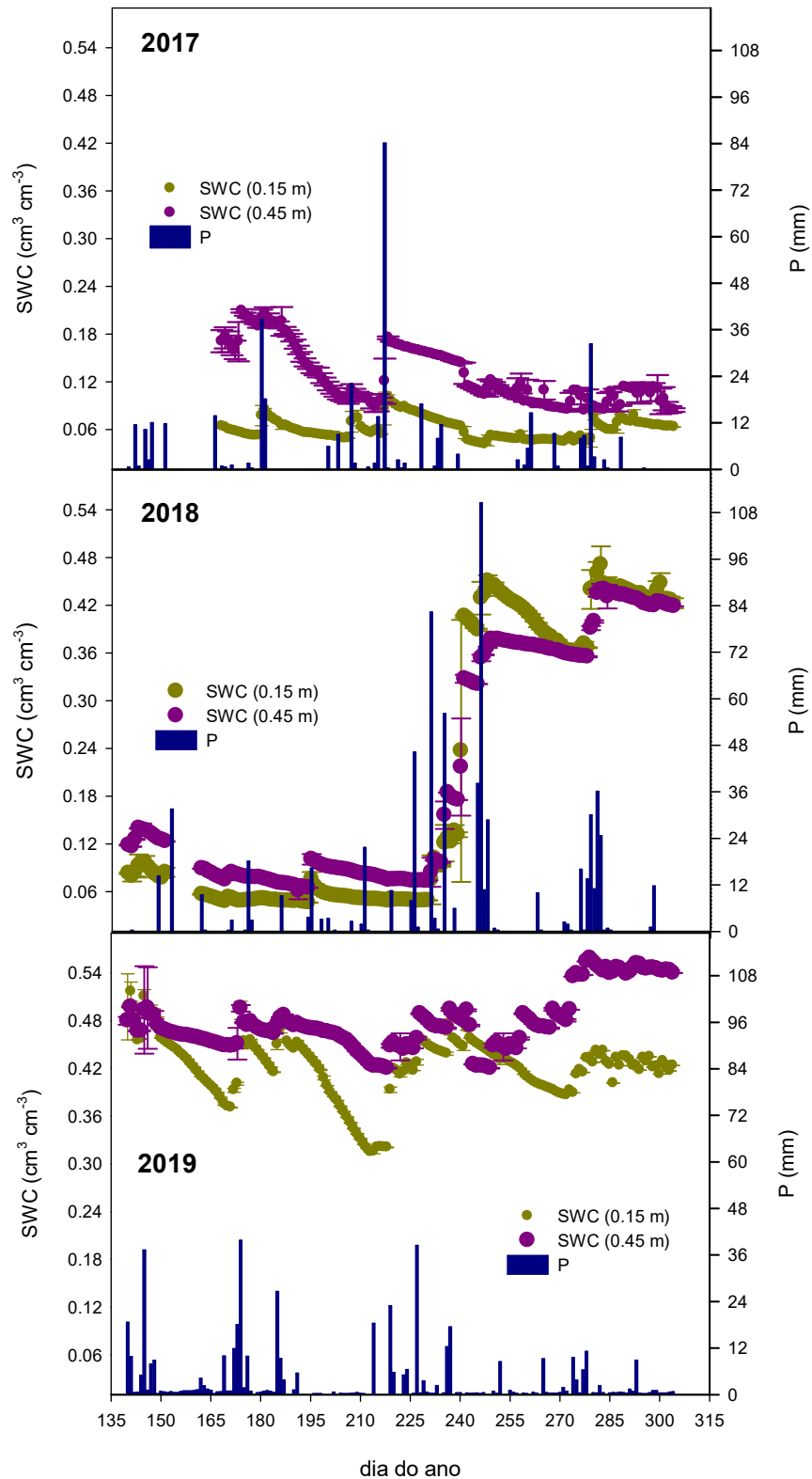


Figura 11 – Dados diários de precipitação pluviométrica total (P) e conteúdo de água no solo (SWC) (média $\pm$ desvio-padrão) em diferentes profundidades (0.15 m e 0.45 m) na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

Os maiores eventos de chuvas em 2018 ocorreram após a segunda quinzena de agosto (DOY > 225) e com isso a diferença pluviométrica entre 2017 e 2018 é que os maiores eventos de chuvas em 2017 ocorreram nos primeiros três meses da estação de crescimento da pastagem natural (dias 135 a 225) (Figura 11).

Em 2019 foi observado totalmente o oposto de 2018, dos dias 135 a 225 do ano de 2019 (junho a agosto) foram registrados, diariamente, a ocorrência de chuvas, sendo isso refletido nos maiores valores de SWC dentre os três anos de monitoramento (Figura 11). O ano de 2019 foi caracterizado como úmido, basicamente pela ocorrência diária de chuvas, sendo esses eventos nunca superiores a 42 mm, em 2019.

Os maiores valores de déficit de pressão de vapor (VPD), temperatura do ar (T_{ar}) foram observados do final de maio a primeira quinzena de agosto de 2018, época de ocorrência dos veranicos na KPBS em 2018 (Figura 12). Ao comparar o déficit de pressão de vapor (VPD) de 2018 com 2017 e 2019 é possível confirmar que 2017 e 2018 foram anos secos, tendo em vista que o VPD nesse biênio sempre foi maior que o VPD de 2019 e que a temperatura do ar em 2017 e 2018 prevaleceu maior que a T_{ar} ao longo de 2019 (Figura 12).

Os maiores valores de temperatura do solo foram observados nas estações de crescimento de 2017 e 2019, sendo também nesses períodos observados os maiores valores de radiação global (Figura 12). Em 2018 a temperatura média do solo foi 21.3 °C e a radiação global média foi igual a 20.0 MJ m⁻² dia⁻¹, já em 2017 e 2019 esses valores foram 2.7% e 33% maiores, respectivamente. É possível perceber que além das condições de seca observadas nos anos de 2017 e 2018, em 2017 o sítio apresentava maior disponibilidade de radiação se comparado com 2018 e no ano de 2019 o sítio apresentou simultaneamente uma maior disponibilidade de radiação e água se comparado com 2017 e 2018.

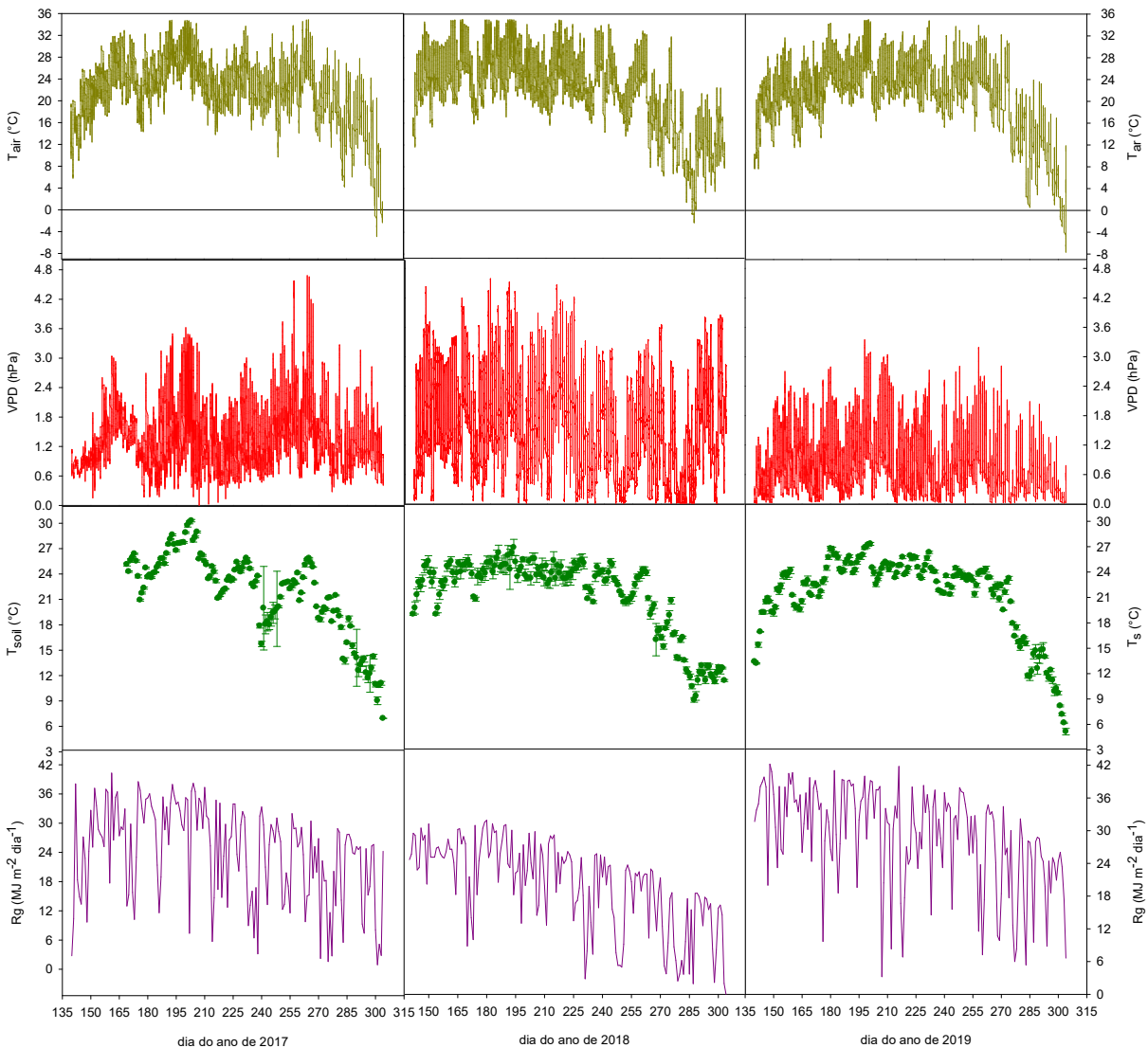


Figura 12 – Temperatura do ar (T_{air}) e déficit de pressão de vapor (VPD) medidos a cada 30 minutos, temperatura diária do solo (T_s) (média $\pm$ desvio-padrão) e radiação global diária (R_g) na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

4.3.2 FLUXOS DE CO₂ E VAPOR D'ÁGUA

A vegetação da KPBS se comportou, majoritariamente, como sumidouro de CO₂ ao longo dos períodos monitorados (Tabela 5).

Tabela 5 – Fluxos acumulados de carbono em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

Estação de crescimento	produtividade primária bruta (-GPP)	respiração do ecossistema (Re)
	gC m ⁻²	
2017	390.4	202.0
2018	579.6	539.7
2019	1007.2	807.9

Os maiores valores de GPP em 2019 podem ser explicados por dois motivos, o primeiro deles é o menor VPD que pode ter resultado no aumento da condutância do dossel (g_c) (Figura 14). O segundo motivo é a ocorrência do maior SWC, de tal modo que as raízes das plantas estiveram em conforto hídrico e assim puderam garantir a normalidade do metabolismo vegetal por meio do fluxo de massa do solo para os órgãos vegetais (BROUDER E VOLENEC, 2008; WANG et al., 2019). Os maiores valores de SWC em 2019 foram alcançados pela maior ocorrência de eventos de precipitação pluviométrica (Figura 11) no sítio se comparado com os anos 2017 e 2018.

A respiração (Re) e a produtividade primária bruta (GPP) apresentaram os menores valores entre os dias 140 a 210 dos anos de 2017 e 2018 (períodos de veranico) (Figura 13), sendo este um indicativo que a pastagem natural da KPBS estava sob estresse hídrico devido ao alto déficit de pressão de vapor e baixo conteúdo de água no solo (Figuras 11 e 12) (FANG et al., 2018; WANG et al., 2019).

Em 2019 foram observados os maiores valores de fluxos de carbono, possivelmente o maior conteúdo de água no solo e a maior temperatura do solo em 2019 (Figuras 11 e 12) favoreceram a ação dos microrganismos do solo na mineralização da matéria orgânica aumentando a respiração do ecossistema em 2019 (Figura 13) (FANG et al., 2018; GARCÍA et al., 2016; GOVIND E KUMARI, 2014).

A condutância do dossel foi minimizada em resposta aos eventos de seca em 2017 e 2018 visando garantir a sobrevivência vegetal no ecossistema (WU et al.,

2019) e como efeito colateral dessa aclimação, a GPP do sítio nos períodos de seca também diminuiu e com isso foi notado que o fluxo de carbono do sítio representou uma resposta biofísica da pastagem natural ao ambiente de seca (NOORMETS et al., 2010; SHARMA et al., 2019; WANG et al., 2019; WANG et al., 2020).

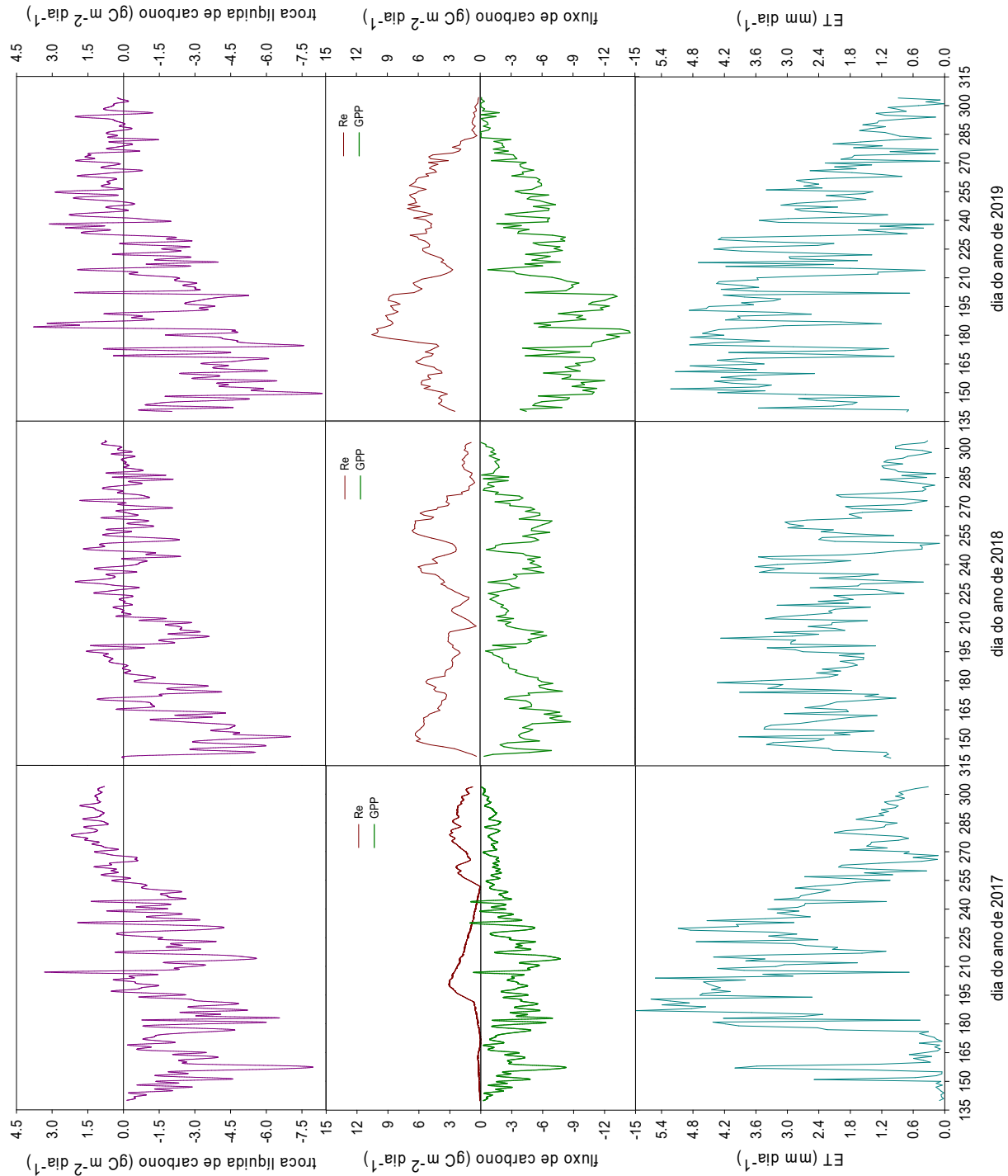


Figura 13 – Fluxos de massa em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

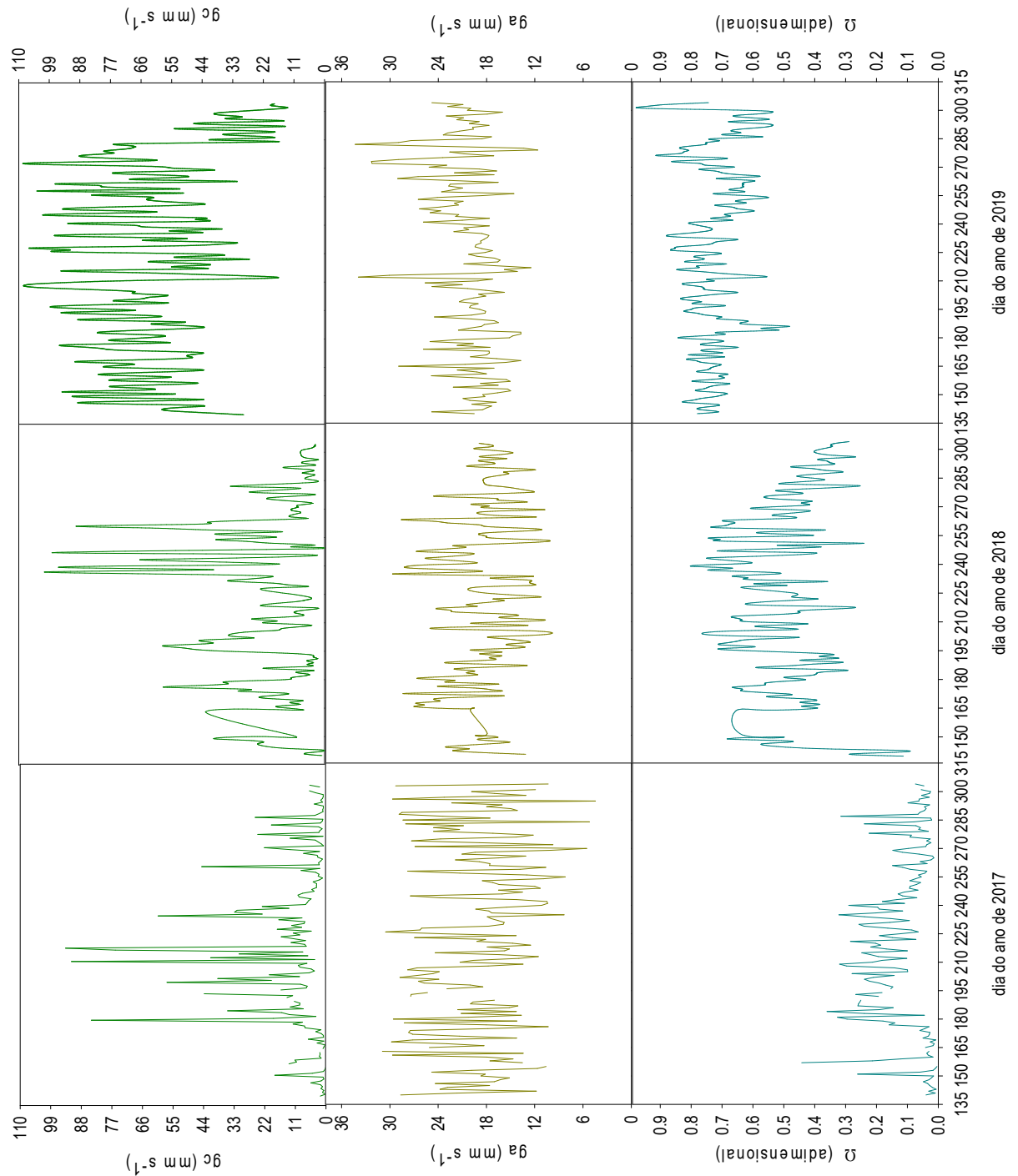


Figura 14 – Valores diários de fator de desacoplamento (Ω), condutância estomática (g_c) e condutância aerodinâmica (g_a) em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

A evapotranspiração real (ET) das plantas da KPBS também foi influenciada pelas condições ambientais. Possivelmente os maiores valores de VPD, menores valores de R_g , baixos valores de SWC e redução da g_c em 2017 e 2018 resultaram nos menores valores de ET ($ET < 2.4 \text{ mm dia}^{-1}$) (Figuras 11, 12 e 14).

Em 2017 foi observado que a evapotranspiração total no sítio foi igual a 338.45 mm, já em 2018 a evapotranspiração total foi igual a 313.81 mm e em 2019 foi observado que a evapotranspiração total foi 31.8% maior que o valor observado em 2018.

Wang et al (2020) avaliaram a evapotranspiração de uma pastagem natural no norte da China e observaram que a ET em ano úmido foi igual a 503.1 mm e em ano seco correspondeu a 77% do observado no ano úmido. Os autores relatam que o maior valor de ET pode ser entendido pelo fato do sítio ter apresentado maior disponibilidade de água e radiação no ano úmido.

Considerando que em 2019 o sítio possuía maior quantidade de água disponível para evaporação, maior disponibilidade de radiação solar, a ocorrência diária de chuvas, alto conteúdo de água no solo e possivelmente maior quantidade de água retida no dossel da pastagem natural, todos esses fatores contribuíram com o aumento da evaporação da água do solo e daquela retida na vegetação, em 2019 (ZHU et al., 2011).

Puche et al (2019) e Song et al (2016) relatam que os fluxos de carbono e vapor de água em pastagens naturais espelham as condições ambientais neste ecossistema. Segundo os pesquisadores, os maiores fluxos de vapor de água são observados em condições de disponibilidade de radiação, disponibilidade de água no solo e ocorrência de chuvas, sendo isso observado em 2019 na KPBS (Figuras 11, 12 e 14).

A fisiologia dos estômatos é influenciada pela radiação e o VPD, contudo, se as raízes das plantas não estiverem abastecidas hidricamente, a captação de CO₂ pelos estômatos é comprometida mediante a minimização da condutância estomática (BUNCE, 1996). Assim os fluxos de vapor de água são reduzidos até que a oferta de água seja normalizada no solo (KNAPP et al., 2002; TURNER et al., 1985), isso foi observado em 2017 e 2018, quando a g_c , ET e a GPP diminuíram em resposta à baixa disponibilidade de água no solo do sítio (Figuras 11 e 13).

Eventos de chuvas no início da estação quente do ano favorecem a formação consolidada da morfologia vegetal de tal modo que as relações fonte e dreno das plantas sejam mantidas, no decorrer do ciclo fenológico, dentro da normalidade (KNAPP et al., 2002; OLIVEIRA et al., 2018; YANG et al., 2016), sendo isso umas das justificativas para os maiores valores dos fluxos de massa observados em 2019.

Segundo Nakano e Shinoda (2018) as condições ambientais que potencializam uma pastagem natural como sumidouro de CO₂ é a ocorrência de chuvas no início do período vegetativo das plantas forrageiras, sendo isso observado em 2019 (Figura 2). Assim são observados os maiores fluxos de massa e energia que retratam a fixação de carbono pelo sítio (BELL et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2018), com isso são justificados os maiores valores de GPP em 2019 se comparado com 2017 e 2018.

No ano de 2019 a pastagem natural se comportou como um ecossistema desacoplado, ou seja, o fator de desacoplamento (Ω) foi maior que 0.50 todos os dias de monitoramento (Figura 13). Assim é evidenciada a dependência da ET pela radiação líquida (R_n).

Já em 2018, nos dias de baixa disponibilidade de água na KPBS foi observado que o Ω foi menor que 0.50 caracterizando a dependência da ET pelo VPD, pois a diminuição da g_c resulta no acoplamento do ecossistema indicando um maior controle estomático das plantas do sítio frente ao VPD, para reduzir a transpiração (PEREIRA, 2018) (Figuras 11 e 13).

Em 2017, foi observado que em toda a estação de crescimento que o ecossistema esteve acoplado, ou seja, ao longo de todo o ano de 2017 a ET foi dependente do VPD, sendo aqui reconfirmado que o ano de 2017 foi um ano seco. Embora o sítio apresentasse disponibilidade de energia em 2017, as condições de seca de 2017 ocasionaram a diminuição da condutância do dossel, com isso foram minimizados os fluxos de carbono para diminuir a transpiração vegetal (PEREIRA et al., 2013).

Zhang et al (2007), Liu et al. (2009) e Ma et al (2015) observaram que pastagens naturais em anos chuvosos apresentaram maiores valores de Ω se comparado com os anos secos, sendo isso também observado neste estudo, no ano de 2019. Os pesquisadores relatam que a maior quantidade de chuvas no sítio resulta no aumento da g_c e conseqüentemente no aumento da evapotranspiração e do Ω (Figuras 11, 12 e 13).

Os sucessivos eventos de chuva e alto SWC no sítio em 2019 (Figura 11) justificam o desacoplamento do sítio e confirmam a sensibilidade da pastagem natural pela disponibilidade de energia (PEREIRA et al., 2013), pois quando as plantas estão em conforto hídrico devido ao maior conteúdo de água no solo (Figura

11), os estômatos são mais responsivos à radiação solar (Figura 12) (DAUDET et al., 1999; REED et al., 2018; YANG et al., 2019; SOUZA et al., 2015).

É nítido que nos dias de seca em 2017 e 2018 (dias 140 a 210), o alto VPD e o baixo SWC induziram as plantas a minimizarem sua condutância estomática para evitar a perda de água pelos estômatos (Figura 11, 12 e 14), assim foi observado o acoplamento do ecossistema com a atmosfera, ou seja, a ET foi regida pelo VPD em 2017 e 2018 (KNAPP et al., 2002; PEREIRA et al., 2013; PEREIRA, 2018; YANG et al., 2019).

De acordo com Oliveira et al (2018) o aumento da condutância estomática por meio da disponibilidade de água e radiação no sítio resulta no aumento da pressão parcial de CO_2 no interior das folhas de tal modo que a GPP é aumentada, isso analisando os anos individualmente (Figura 12).

Quando os três anos são analisados em conjunto é possível confirmar que a maior ET observada em 2019 (413.71 mm) foi devido ao desacoplamento do ecossistema mediante a maior disponibilidade de radiação solar e água, tendo em vista que ao longo de 2019 o VPD foi sempre menor que em 2017 e 2018, o SWC, P e a R_g em 2019 foram sempre maiores que em 2017 e 2018 (Figuras 11 e 12) (SOUZA et al., 2015; SUTHERLIN et al., 2019).

É possível constatar nestes anos contrastantes que a pastagem natural da KPBS é um ecossistema responsivo à disponibilidade de água e radiação solar, sendo possível verificar que a vegetação monitorada na KPBS é capaz de se ajustar às condições ambientais e se manter como sumidouro de CO_2 seja em ano úmido ou seco, sendo observado no ano úmido a maior fixação de CO_2 .

4.3.3 EFICIÊNCIA NO USO DA ÁGUA

A eficiência no uso da água em nível de ecossistema (WUE_e) do sítio diminuiu no período do dia 165 a 180 de 2018, época de ocorrência dos veranicos em 2018. Já em 2017 o período de veranico foi maior que em 2018 e a diminuição da WUE_e em 2017 ocorreu do dia 150 ao dia 255. A ocorrência de chuvas nos anos de 2017 e 2018 favoreceu o aumento da WUE_e mediante a disponibilidade de água no sítio (Figura 15), sendo constatado que a WUE_e média em 2019 foi igual a $2.28 \text{ gC kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$, já em 2017 e em 2018 foram iguais a 2.02 e $2.86 \text{ gC kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$, respectivamente.

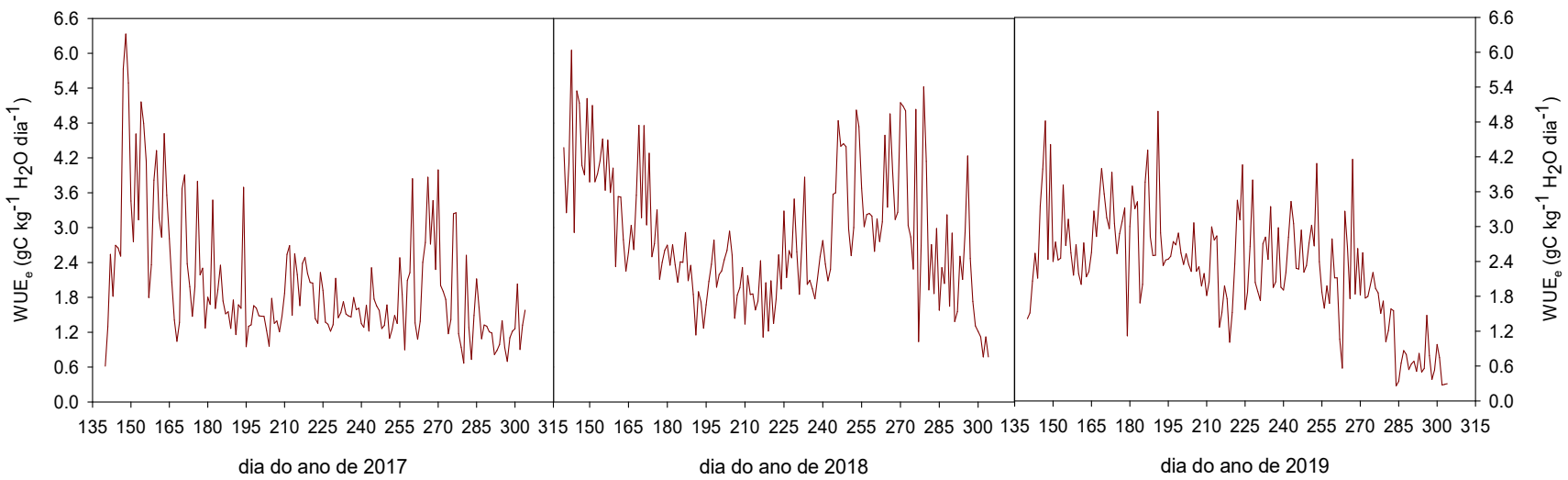


Figura 15 - Eficiência no uso da água (WUE_e) em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

Os menores valores de WUE_e ao longo das estações de crescimento de 2017 e 2018 coincidem com a minimização dos fluxos de carbono ocasionada pelas condições ambientais da KPBS no período de maio a agosto de 2017 e 2018 (dias 140 a 240 do ano), ou seja, o acúmulo de carbono pelas plantas foi diminuído mediante a redução da g_c e da ET ocasionada pelo baixo SWC, alto VPD e poucos eventos de chuvas (NIU et al., 2011; STOCKLE E KINIRY, 1990) (Figuras 11, 12, 13, 14 e 15).

Já em 2019 a WUE_e não apresentou uma queda ao longo do ano, tendo em vista que não houve limitação de água no sítio como observado em 2017 e 2018 (Figura 11), entretanto a maior ET em 2019 ocasionou uma diminuição na WUE_e do sítio em 2019 (Figura 15), ou seja, em 2019 a ET foi o principal fator que influenciou a WUE_e .

Possivelmente a maior disponibilidade de energia no sítio e o maior SWC em 2019 (Figuras 11 e 14) favoreceram o aumento da ET por meio do aumento da evaporação e tendo em vista que a saída de água no sítio é inversamente proporcional a WUE_e , os valores de WUE_e em 2019 foram menores que em 2018 (Figura 14). Ao comparar a WUE_e de 2019 com 2017, percebe-se que o cenário de seca do ano de 2017 regeu a WUE_e em 2017 de tal modo que a diminuição dos fluxos de carbono em função da baixa quantidade de chuva e alto VPD em 2017 resultaram na diminuição da WUE_e pela pastagem natural do sítio.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram com os obtidos por Wagle et al (2015). Os autores calcularam a WUE_e na KPBS para os anos de 2010 (ano úmido) e 2012 (ano seco) e observaram que em 2010 foram fixados 1.79 g C por litro de água evapotranspirada, já em 2012 foi igual a 1.12 g C por litro de água evapotranspirada. Neste estudo em 2019 (ano úmido) a WUE_e foi igual a 2.40 g C por litro de água evapotranspirada em contrapartida que em 2018 e 2017 foi 30 e 68% menores, respectivamente.

Wagle et al (2015), Hu et al (2008) e Sutherlin et al (2019) relatam que as disponibilidades de água e energia no sítio regem os fluxos da massa e energia nas pastagens naturais, assim os autores explicam que a WUE_e do sítio pode está sendo controlada majoritariamente pela GPP ou pela ET. Com isso, em 2017 e 2018, a WUE_e foi regida pela GPP e em 2019 pela ET, conforme já discorrido.

De acordo com Yang et al (2016) a WUE_e é controlada pela GPP quando calculada em sítios submetidos a eventos de seca. As espécies vegetais presentes

nas pastagens naturais apresentam mecanismos fisiológicos concentradores de CO_2 que resultam no maior uso eficiente da água e segundo Towne (2002) a pastagem natural da KPBS é um sítio rico em plantas C4. Com isso as plantas do sítio, em 2018, diminuíram a g_c e conseqüentemente a ET, todavia mantiveram a fixação de carbono resultando na maior WUE_e , no triênio avaliado.

É possível verificar que as plantas da KPBS são rápidas responsivas a restrição hídrica e que apesar das condições ambientais da KPBS em 2017 e 2018 não oferecerem oferta plena de água no início período vegetativo do sítio, o sítio respondeu positivamente aos eventos de chuvas demonstrando isso no aumento da WUE_e nos dias sucessivos a ocorrência das chuvas e que a WUE_e do sítio foi maior em 2018 se comparado com 2017 e 2019 (Figuras 11 e 15).

4.3.4 FLUXOS DE ENERGIA

Foi possível observar que em 2019 o sítio possuiu maior disponibilidade de energia, tendo em vista que a radiação líquida e os fluxos de calor latente em 2019 sempre foram maiores que em 2017 e 2018 (Tabela 6 e Figura 16).

Tabela 6 – Fluxos de energia (média diária $\pm$ desvio-padrão) em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

Fluxos	2017	2018	2019
calor latente (LE)	5.0 ± 3.9	4.7 ± 2.6	6.9 ± 3.4
calor sensível (H)	2.8 ± 1.5	2.0 ± 1.9	0.9 ± 1.5
calor no solo (G)	0.5 ± 0.3	0.1 ± 0.4	0.3 ± 0.8
radiação líquida (Rn)	11.7 ± 4.7	12.0 ± 4.6	12.2 ± 4.5

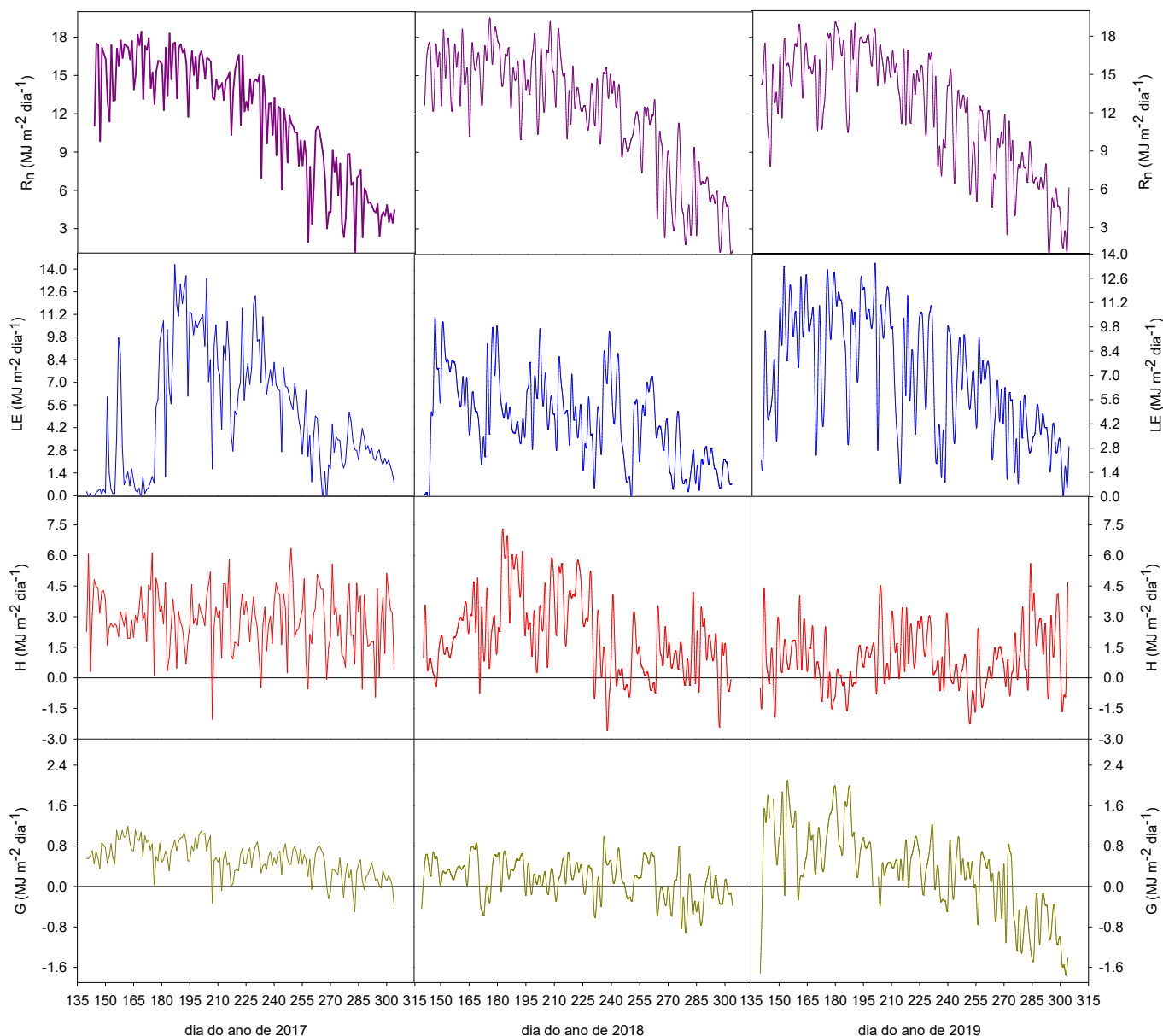


Figura 16 – Fluxos de energia em pastagem natural na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

Possivelmente, os resultados de 2019 são justificados pelo fato do transporte de calor da superfície para a atmosfera ter sido representado em maior parte pela evaporação da água da superfície do sítio, devido à maior disponibilidade de água no sítio em 2019 (Figuras 11, 12 e 16).

A disponibilidade de energia em 2019 foi um fator preponderante na magnitude dos fluxos de massa no sítio, pois os maiores valores de GPP, ET e respiração foram observados em 2019 (Figura 13) e a radiação solar é um dos

principais fatores que influenciam nos fluxos de gases e vapor de água em ecossistemas (LI et al., 2015).

O solo do sítio apresenta uma textura franco-argilosa e essa propriedade física favorece o armazenamento de água no perfil do solo (EMBRAPA, 2013). Tendo em vista que em 2019 ocorreram sucessivos eventos de chuvas, o solo permaneceu ao longo de 2019 com alto conteúdo volumétrico de água e quanto maior é a disponibilidade de água no solo, maior é a condutividade térmica do solo, com isso o solo apresentou maiores valores de G em 2019 (Figuras 12 e 16) (QUEIROZ, 2018; REICHARDT E TIMM, 2012).

O fluxo de calor sensível (H) em 2017 foi o maior do triênio. Os valores de H superaram os fluxos de calor latente (LE), sendo os maiores valores de H observados nas épocas de veranico em 2017 e 2018 (dias 152 a 220) (Figura 16).

Durante o veranico de 2018, o sítio apresentava baixo conteúdo de água no solo (SWC) e altos valores de VPD (Figuras 11 e 12) e esses fatores podem ter contribuído com o aumento do transporte de calor da superfície para a atmosfera de tal modo que a mudança de temperatura fosse potencializada (LIU et al., 2009). Nos meses de junho a agosto de 2017 e 2018 (dias 152 a 243 do ano) foram registrados os maiores valores de temperatura do ar e do solo (Figura 12).

A ocorrência de eventos de chuva no sítio favorece o crescimento da vegetação e associado a isso, os valores de LE tendem a superar os valores de H , devido ao aumento da ET pelas plantas no decorrer do ciclo fenológico e a cobertura do solo pelo dossel do ecossistema (LIU et al., 2009).

Assim os maiores de LE observados no triênio são observados após os eventos de chuvas que ocorreram na pastagem natural, pois a disponibilidade de água no sítio em 2017 e 2018 propiciou conforto hídrico para as plantas onde foram notados picos de GPP e ET (Figuras 13 e 16).

O LE em 2019 foi sempre maior que nos demais anos avaliados devido ao fato da P acumulada de maio a meados de setembro de 2019 (dias 140 a 263 do ano) ter sido maior que nestes mesmos dias em 2017 e 2018 (Figura 11). Possivelmente esses valores de LE em 2019 representam em grande parte a evaporação em forma de energia, pois mediante ao alto SWC em 2019, pode-se deduzir que no dossel do sítio havia água disponível para evaporação, ao contrário de 2017 e 2018, dois anos com poucos eventos de chuvas se comparado com 2019 (Figuras 11 e 16).

Por meio da razão de Bowen (β) (Figura 17) foi possível confirmar que nas estações de crescimentos dos anos de 2017 e 2018 o sítio apresentou uma superfície predominantemente seca, ou seja, a R_n na pastagem natural foi mais utilizada no fluxo de calor sensível (PEREIRA et al., 1997). Em 2019 foi observado o oposto, a R_n foi utilizada preponderantemente no fluxo de calor latente tendo em vista a abundante disponibilidade de água no sítio (Figuras 11, 16 e 17).

Em 2019, apenas no mês de outubro (dias 274 a 304 do ano), o transporte de calor foi majoritariamente da superfície para a atmosfera, pois em outubro de 2019 houve a diminuição das chuvas na pastagem (Figura 11) e a diminuição da cobertura vegetal na superfície devido o fim do ciclo fenológico das plantas (GU et al., 2005; TOWNE, 2002).

A estação de crescimento de 2019 foi aquela que mais apresentou valores negativos de β . Esses valores negativos indicam o fornecimento de energia da atmosfera para a superfície (PEREIRA et al., 2013). Esse fornecimento é caracterizado pela evaporação de água no sítio e justificado pela disponibilidade de radiação (Figuras 12 e 16) (WILSON et al., 2002; GU et al., 2005).

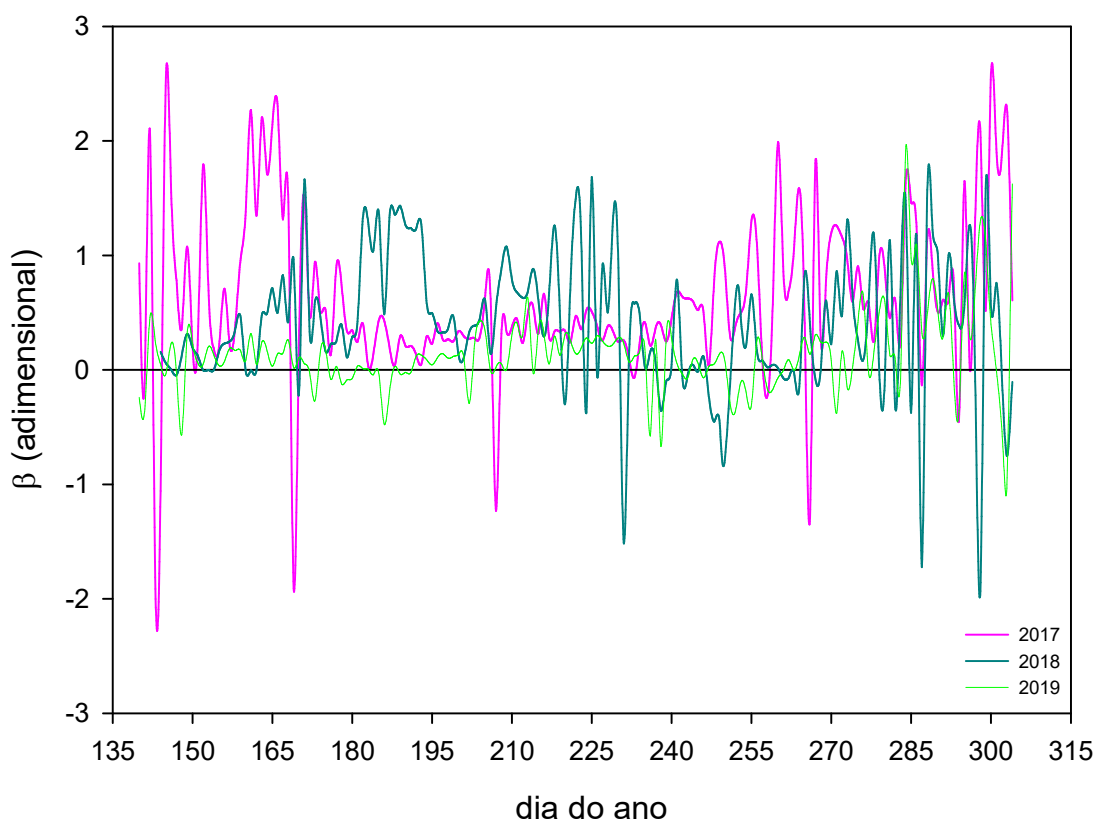


Figura 17 – Razão de Bowen (β) diária na Estação Biológica da Konza Prairie em Manhattan, KS.

É possível perceber que em 2019 o sítio esteve na dependência da disponibilidade de energia, pois o fluxo de calor latente ocorrente no sítio foi mais representado pela evaporação da água da superfície ($\beta < 0$) e que o fornecimento de energia da atmosfera para a superfície do sítio foi representado pelo fluxo de calor sensível (GU et al., 2005).

No ano de 2017 foi possível verificar que na maioria dos dias o transporte de calor predominou da superfície do sítio para a atmosfera ($\beta > 0$) (Figura 17). Possivelmente esse resultado é explicado pelos maiores valores de H do período estudado (Figura 16) e pelos baixos valores de SWC e P em 2017 (Figura 11) (GU et al., 2005).

A dependência do sítio pela disponibilidade de água em 2017 e 2018 também pode ser confirmada pela razão de Bowen. Os valores positivos de β apresentados nesse biênio sinalizam que a superfície estava com baixa disponibilidade de água (PEREIRA et al., 2013). Os valores positivos da razão de Bowen também indicam que, nas estações de crescimento de 2017 e 2018, o H foi maior que LE e que estes fluxos de calor ocorreram em grande parte, da superfície do sítio para a atmosfera (PEREIRA et al., 2013).

Com isso em 2017 e 2018 o LE foi representado principalmente pela transpiração vegetal e o maiores valores de temperatura do ar foram resultantes dos maiores valores de H, indicando que a superfície do sítio estava com baixa disponibilidade de água em 2017 e 2018 (Figuras 12 e 17) (WILSON et al., 2002).

É possível verificar que os fluxos de energia da pastagem natural da KPBS são influenciados pelas variáveis ambientais do sítio, principalmente a precipitação pluviométrica e o conteúdo de água no solo, com isso a magnitude dos fluxos de energia na KPBS é regida pela disponibilidade de água no sítio. A associação dos fluxos de energia aos fluxos de massa permite interpretar a eficiência no uso da água pela pastagem natural, pois a variação temporal do LE espelha a variação temporal da ET no sítio e assim é possível entender a fixação de carbono pela pastagem natural mediante os fluxos de energia no sítio.

4.4 CONCLUSÕES

- ✓ A eficiência média no uso da água na pastagem natural monitorada na Estação Biológica da Konza Prairie foi igual a 2.02; 2.86 e 2.28 g C kg⁻¹ H₂O, nos anos de 2017, 2018 e 2019, respectivamente;
- ✓ O sítio monitorado se comportou como sumidouro de carbono no período avaliado, sendo a produtividade primária bruta acumulada igual a 390.4; 579.6 e 1007.2 gC m⁻², nas estações de crescimento de 2017, 2018 e 2019, respectivamente;
- ✓ Em 2017 e 2018 a eficiência no uso da água esteve dependente da disponibilidade de água no sítio, já em 2019 a eficiência no uso da água foi dependente da disponibilidade de energia no sítio; e
- ✓ A eficiência no uso da água em nível de ecossistema (WUE_e) do sítio representou uma resposta biofísica da pastagem natural aos anos secos (2017 e 2018) e ano úmido (2019) na Estação Biológica da Konza Prairie.

4.5 REFERÊNCIAS

- ALVES, J.D.N.; RIBEIRO, A.; RODY, Y.P.; LOOS, R.A. HALL, K.B. Carbon uptake and water vapor exchange in a pasture site in the Brazilian Cerrado. **Journal of Hydrology**, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125943>
- ARYA, S. P. **Introduction to Micrometeorology**. San Diego: Academic Press, 2001. 420p
- ASSIS, J.P.; DIAS, C.T.S.; SILVA, A.R.; DOURADO NETO, D. **Estatística Descritiva**. Piracicaba, SP: FEALQ, 2016. 394 p.
- AUBINET, M.; VESALA, T.; PAPALE, D. **Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis**. Berlin: Springer, 2012. 438 p.
- BAI, Y.; LI, Y.; ZHOU, S.; YANG, X.; YU, K.; WANG, M.; LIU, S.; WANG, P.; WU, X.; WANG, X.; ZHANG, C.; SHI, F.; WANG, Y.; WU, Y. Quantifying plant transpiration and canopy conductance using eddy flux data: An underlying water use efficiency method. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.271, p.375-384, 2019. <https://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.02.035>
- BATCHVAROVA, E.; GRYNING, S.E. Applied model for the growth of the daytime mixed layer. **Boundary-Layer Meteorology**, v.56, n.3, p.261-274, 1991. <https://dx.doi.org/10.1007/BF00120423>
- BELL, J.E.; WENG, E.; LUO, Y. Ecohydrological responses to multifactor global change in a tallgrass prairie: A modeling analysis. **Journal of Geophysical Research**, v.115, p.1-12, 2010. <http://dx.doi.org/10.1029/2009JG001120>
- BLAIR, J. NSC01 Chemistry and Physical Characteristics of Soils from Konza LTER Watersheds with different fire and grazing treatments. **Environmental Data Initiative**, 2018. <https://doi.org/10.6073/pasta/b06c70b2be9a3c5cf46e0eb1c108265a>
- BONHAM-CARTER, G.F. **Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS**. Oxford, UK: Pergamon Press, 1994. 398 p.
- BOWEN, I.S. The ratio of heat losses by conductions and by evaporation from any water surface. **Physical Review**, v.2, n.27, p.779-787, 1926. <https://doi.org/10.1103/PhysRev.27.779>
- BROUDER, S.M.; VOLENEC, J.J. Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. **Physiologia Plantarum**, v.133, p.705–724, 2008. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1399-3054.2008.01136.x>
- BRUNSELL, N.A.; NIPPERT, J.B.; BUCK, T.L. Impacts of seasonality and surface heterogeneity on water-use efficiency in mesic grasslands. **Ecohydrology**, v.7, n.4, p.1223-1233, 2013. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1455>
- BRUTSAERT, W. **Evaporation into the atmosphere: Theory, History, and Applications**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1982. 299 p.

BUNCE, J.A. Does transpiration control stomatal responses to water vapour pressure deficit? **Plant, Cell and Environment**, v.19, p.131-135, 1996.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1997.d01-3.x>

BURBA, G.; ANDERSON, D. **A brief practical guide to eddy covariance flux measurements: principles and workflow examples for scientific and industrial applications**. Li-Cor Biosciences, 2010.

BURBA, G.G.; VERMA, S.B. Prairie growth, PAR albedo and seasonal distribution of energy fluxes. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.107, p.227–240, 2001.
[https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00233-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00233-1)

CAMPBELL G.S.; NORMAN J.M. **Water Vapor and Other Gases. In: An Introduction to Environmental Biophysics**. New York: Springer, 1998.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1626-1_3

CASTALDI, S.; GRANDCOURT, A.; RASILE, A.; SKIBA, U.; VALENTINI, R. CO₂, CH₄ and N₂O fluxes from soil of a burned grassland in Central Africa. **Biogeosciences**, v.7, p.3459–3471, 2010. <https://dx.doi.org/10.5194/bg-7-3459-2010>

CHEN, J.; ZHANG, Y.; LUO, Y.; ZHOU, X.; JIANG, Y.; ZHAO, Y.; CHEN, Y.; WANG, C.; GUO, L.; CAO, J. Contrasting responses after fires of the source components of soil respiration and ecosystem respiration. **European Journal of Soil Science**, v.70, p.616–629, 2019. <https://dx.doi.org/10.1111/ejss.12786>

CHI, J.; NILSSON, M.B.; KLJUN, N.; WALLERMAN, J.; FRANSSON, J.E.S.; LAUDON, H.; LUNDMARK, T.; PEICHL, M. The carbon balance of a managed boreal landscape measured from a tall tower in northern Sweden. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.274, p.29–41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.04.010>

CHI, J.; WALDO, S.; PRESSLEY, S.N.; RUSSELL, E.S.; O'KEEFFE, P.T.; PAN, W.L.; HUGGINS, D.R.; STOCKLE, C.O.; BROOKS, E.S.; LAMB, B.K. Effects of climatic conditions and management practices on agricultural carbon and water budgets in the Inland Pacific Northwest USA. **Journal of Geophysical Research Biogeosciences**, v.122, n.12, p.3142–3160, 2017.
<http://dx.doi.org/10.1002/2017JG004148>

CRAINE, J.M.; OCHEL TREE, T.W.; NIPPERT, J.B.; TOWNE, E.G.; SKIBBE, A.M.; KEMBEL, S.W.; FARGIONE, J.E. Global diversity of drought tolerance and grassland climate-change resilience. **Nature Climate Change**, v.3, p.63-67, 2013.
<http://dx.doi.org/10.1038/NCLIMATE1634>

DAUDET, F.A.; ROUX, X.L.; SINOQUET, H.; ADAM, B. Wind speed and leaf boundary layer conductance variation within tree crown Consequences on leaf-to-atmosphere coupling and tree functions. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.97, p.171–185, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(99\)00079-9](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00079-9)

DARYANTO, S.; FU, B.; ZHAO, W. Evaluating the use of fire to control shrub encroachment in global drylands: A synthesis based on ecosystem service perspective. **Science of the Total Environment**, v.648, p.285–292, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.140>

FANG, Q.; WANG, G.; XUE, B.; LIU, T.; KIEM, A. How and to what extent does precipitation on multi-temporal scales and soil moisture at different depths determine carbon flux responses in a water-limited grassland ecosystem? **Science of the Total Environment**, v.635, p.1255-1266, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.225>

FLANAGAN, L.B.; FARQUHAR, G.D. Variation in the carbon and oxygen isotope composition of plant biomass and its relationship to water-use efficiency at the leaf and ecosystem scales in a northern Great Plains grassland. **Plant, Cell & Environment**, v.37, p.425-438, 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/pce.12165>

FOKEN, Thomas. **Micrometeorology**. Berlin, Alemanha: Springer-Verlag, 2008. 306 p.

FOKEN, T.; LEUNING, R.; ONCLEY, S.P.; MAUDER, M.; AUBINET, M. Corrections and data quality control, em: AUBINET, M.; VESALA, T.; PAPALE, D. **Eddy covariance: A practical guide to measurement and data analysis**. Dordrecht: Springer, 85-131, 2012.

FRATINI, G.; MAUDER, M. Towards a consistent eddy-covariance processing: an intercomparison of EddyPro and TK3. **Atmosphere Measurement Techniques**, v.7, p.2273–2281, 2014. <http://dx.doi.org/10.5194/amt-7-2273-2014>

GARCÍA, A.C.; SANTOS, L.A.; SOUZA, L.G.A.; TAVARES, O.C.H.; ZONTA, E.; GOMES, E.T.M.; GARCÍA-MINA, J.M.; BERBARA, R.L.L. Vermicompost humic acids modulate the accumulation and metabolism of ROS in rice plants. **Journal of Plant Physiology**, v.192, n.3, p.56-63, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2016.01.008>

GONDIM, P.S.S.; LIMA, J.R.S.; ANTONINO, A.C.D.; HAMMECKER, C.; SILVA, R.A.B.; GOMES, C.A. Environmental control on water vapour and energy exchanges over grasslands in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, p.3–8, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n1p3-8>

GOVIND, A.; KUMARI, J. Understanding the Terrestrial Carbon Cycle: An Ecohydrological Perspective. **International Journal of Ecology**, v.2014, p.1-18, 2014. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/712537>

GRIEBEL, A.; BENNETT, L.T.; METZEN, D.; CLEVERLY, J.; BURBA, G.; ARNDT, S.K. Effects of inhomogeneities within the flux footprint on the interpretation of seasonal, annual, and interannual ecosystem carbon exchange. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.221, p.50-60, 2016. <https://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.002>

GU, S.; TANG, Y.; CUI, X.; KATO, T.; DU, M.; LI, Y.; ZHAO, X. Energy exchange between the atmosphere and a meadow ecosystem on the Qinghai–Tibetan Plateau. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.129, n.3–4, p.175–185, 2005.

<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.12.002>

HU, Z.; YU, G.; FU, Y.; SUN, X.; LI, Y.; SHI, P.; WANG, Y.; ZHENG, Z. Effects of vegetation control on ecosystem water use efficiency within and among four grassland ecosystems in China. **Global Change Biology**, v.14, p.1609–1619, 2008.

<https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01582.x>

HUANG, X.; LUO, G.; LV, N.; Spatio-temporal patterns of grassland evapotranspiration and water use efficiency in arid areas. **Ecological Research**, v.32, p.523–535, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-017-1463-2>

JAMMET, M.; DENGEL, S.; KETTNER, E.; PARMENTIER, F.W.; WIK, M.; CRILL, P.; FRIBORG, T. Year-round CH₄ and CO₂ flux dynamics in two contrasting freshwater ecosystems of the subarctic. **Biogeosciences**, v.14, p.5189–5216, 2017.

<https://doi.org/10.5194/bg-14-5189-2017>

KIRSCHBAUM, M.U.F.; EAMUS, D.; GIFFORD, R.M.; ROXBURGH, S.H.; SANDS, P.J. Definitions of some ecological terms commonly used in carbon accounting. In: **Net Ecosystem Exchange**. (Kirschbaum, M.U.F. and Mueller, R., eds.), Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting, Canberra, p.2–5, 2001. Disponível em: < <http://www.kirschbaum.id.au/definitions.pdf> >. Acesso em: 13 de ago. 2019.

KLJUN, N.; CALANCA, P.; ROTACH, M.; SCHMID, H. A simple two-dimensional parameterisation for flux footprint prediction (FFP). **Geoscientific Model Development**, v.8, p.3695–3713, 2015. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-8-3695-2015>

KNAPP, A.K.; FAY, P.A.; BLAIR, J.M.; COLLINS, S.L.; SMITH, M.D.; CARLISLE, J.D.; HARPER, C.W.; DANNER, B.T.; LETT, M.S.; MCCARRON, J.K. Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in a mesic grassland. **Science**, v.298, p.2202–2205, 2002. <https://dx.doi.org/10.1126/science.1076347>

KÖHLER, I.H.; MACDONALD, J.A.; SCHNYDER, H. Last-Century Increases in Intrinsic Water-Use Efficiency of Grassland Communities Have Occurred over a Wide Range of Vegetation Composition, Nutrient Inputs, and Soil pH. **Plant Physiology**, v.170, p.881–890, 2016. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.15.01472>

LAMARQUE, P.; TAPPEINER, U.; TURNER, C.; STEINBACHER, M.; BARDGETT, R.D.; SZUKICS, U.; SCHERMER, M.; LAVOREL, S. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. **Regional Environment Change**, v.11, p.791–804, 2011.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10113-011-0214-0>

LANDIS, D.A.; GRATTON, C.; JACKSON, R.D.; GROSS, K.L.; DUNCAN, D.S.; LIANG, C.; MEEHAN, T.D.; ROBERTSON, B.A.; SCHMIDT, T.M.; STAHLHEBER, K.A.; TIEDJE, J.M.; WERLING, B.P. Biomass and biofuel crop effects on biodiversity and ecosystem services in the North Central US. **Biomass and Bioenergy**, v.114, p.18–29, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.02.003>

LASHCHINSKIY, N.; KOROLYUK, A.; MAKUNINA, N.; ANENKHONOV, O.; LIU, H. Longitudinal changes in species composition of forests and grasslands across the North Asian forest steppe zone. **Folia Geobotanica**, v.52, p.175-197, 2017.
<http://dx.doi.org/10.1007/s12224-016-9268-6>

LI, M.; BABEL, W.; CHEN, X.; ZHANG, L.; SUN, F.; WANG, B.; MA, Y.; HU, Z.; FOKEN, T. A 3-year dataset of sensible and latent heat fluxes from the Tibetan Plateau, derived using eddy covariance measurements. **Theoretical and Applied Climatology**, v.122, p.457-469, 2015. <https://dx.doi.org/10.1007/s00704-014-1302-0>

LICOR. EddyPro® 6 Eddy Covariance Software Instruction Manual. 10 ed. Lincoln: LICOR, 2015. 313 p.

LIMA, J.R.S.; OLIVEIRA, C.L.; BARBOSA, A.C.; ANTONINO, A.C.D.; SOUZA, E.S. Variação sazonal dos fluxos de energia e evapotranspiração em caatinga no agreste Pernambucano. **Agrometeoros**, Passo Fundo, v.25, p.113-120, 2017.

LING, B.; RAYNOR, E.J.; GOODIN, D.G.; JOERN, A. Effects of Fire and Large Herbivores on Canopy Nitrogen in a Tallgrass Prairie. **Remote Sensing**, v.11, p.1364-1384, 2019. <https://dx.doi.org/10.3390/rs11111364>

LIU, D.; LI, Y.; WANG, T.; PEYLIN, P.; MACBEAN, N.; CIAIS, P.; JIA, G.; MA, M.; MA, Y.; SHEN, M.; ZHANG, X.; PIAO. Contrasting responses of grassland water and carbon exchanges to climate change between Tibetan Plateau and Inner Mongolia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 249, p.163-175, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.034>

LIU, S.; LI, S.G.; YU, G.R.; SUN, X.M.; ZHANG, L.M.; HU, Z.M.; LI, Y.N.; ZHANG, X.Z. Surface energy exchanges above two grassland ecosystems on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Biogeosciences Discussions*, v.6, p.9161–9192, 2009.
<https://doi.org/10.5194/bgd-6-9161-2009>

LLOYD, J.; TAYLOR, J. A. On the temperature dependence of soil respiration. **Functional Ecology**, v.8, n.3, p.315-323, 1994.

LOESCHER, H.W.; HANSON, C.V.; OCHEL TREE, T.W. The psychrometric constant is not constant: a novel approach to enhance the accuracy and precision of latent energy fluxes through automated water vapor calibrations. **Journal of Hydrometeorology**, v.10, n.5, p.1271-1284, 2009.
<https://doi.org/10.1175/2009jhm1148.1>

LONGLEY, P.A.; MAGUIRE, D.J.; GOODCHILD, M.F.; RHIND, D.W. **Sistemas e Ciência da Informação Geográfica**. 3.ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

MA, N.; ZHANG, Y.; GUO, Y.; GAO, H.; ZHANG, H.; WANG, Y. Environmental and biophysical controls on the evapotranspiration over the highest alpine steppe. **Journal of Hydrology**, v.529, p.980–992, 2015.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.013>

MALESKI, J.J.; BOSCH, D.D.; ANDERSON, R.G.; COFFIN, A.W.; ANDERSON, W.F.; STRICKLAND, T.C. Evaluation of miscanthus productivity and water use efficiency in southeastern United States. **Science of the Total Environment**, v.692, p.1125–1134, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.128>

MARCHIN, R.M.; MCHUGH, I.; SIMPSON, R.R.; INGRAMA, L.J.; BALASA, D.S.; EVANS, B.J.; ADAMS, M.A. Productivity of an Australian mountain grassland is limited by temperature and dryness despite long growing seasons. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.256–257, p.116–124, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.02.030>

MATOS, J. **Fundamentos de Informação Geográfica**. Lisboa: Lidel, 5.ed. 2008.

MEDLYN, B.E.; KAUWE, M.G.; LIN, Y.S.; KNAUER, J.; DUURSMA, R.A.; WILLIAMS, C.A.; ARNETH, A.; CLEMENT, R.; ISAAC, P.; LIMOUSIN, J.M.; LINDERSON, M.L.; MEIR, P.; PAUL, N.M.; WINGATE, L. How do leaf and ecosystem measures of water-use efficiency compare? **New Phytologist**, v.216, p.758–770, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.14626>

METZGER, S.; AYRES, E.; DURDEN, D.; FLORIAN, C.; LEE, R.; LUNCH, C.; LUO, H.; PINGINTHA-DURDEN, N.; ROBERTI, J.A.; SANCLEMENTS, M.; STURTEVANT, C.; XU, K.; ZULUETA, R.C. From NEON field sites to data portal: a community resource for surface–atmosphere research comes online. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v.100, n.11, p. 2305–2325, 2019. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-17-0307.1>

METZGER, S.; DURDEN, D.; STURTEVANT, C.; LUO, H.; PINGINTHA-DURDEN, N.; SACHS, T.; SERAFIMOVICH, A.; HARTMANN, J.; LI, J.; XU, K.; DESAI, A.R. eddy4R 0.2.0: a DevOps model for community-extensible processing and analysis of eddy-covariance data based on R, Git, Docker, and HDF5. **Geoscientific Model Development**, v.10, p.3189–3206, 2017. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-3189-2017>

NAKANO, T.; SHINODA, M. Interannual variation in net ecosystem CO₂ exchange and its climatic controls in a semiarid grassland of Mongolia. **Journal of Agricultural Meteorology**, v.74, n.2, p.92–96, 2018. <https://doi.org/10.2480/agrmet.D-17-00035>

NEON - NATIONAL ECOLOGICAL OBSERVATORY NETWORK. 2018a. NEON.D06.KONZ.DP1.10058.001. Disponível em: <<http://data.neonscience.org>>. Acesso em: 14 de ago. 2018. Battelle, Boulder, CO, EUA

NEON - NATIONAL ECOLOGICAL OBSERVATORY NETWORK. 2018b. Dados disponíveis em: <<http://data.neonscience.org>>. Acesso em: 14 de ago. 2019. Battelle, Boulder, CO, EUA

NOORMETS, A.; GAVAZZI, M.J.; MCNULTY, S.G.; DOMEK, J.C.; SUN, G.; KING, J.S.; CHEN, J. Response of carbon fluxes to drought in a coastal plain loblolly pine forest. **Global Change Biology**, v.16, p.272–287, 2010. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01928.x>

NIEUWSTADT, F.T.M. The steady-state height and resistance laws of the nocturnal boundary layer: Theory compared with cabauw observations. **Boundary-Layer Meteorology**, v.20, n.1, p.3-17, 1981. <https://dx.doi.org/10.1007/BF00119920>

NIU, S.; XING, X.; ZHANG, Z.; XI, J.I.A.; ZHOU, X.; SONG, B.; LI, L.; WAN, S.I.A.Q. Water-use efficiency in response to climate change: from leaf to ecosystem in a temperate steppe. **Global Change Biology**, v.17, p.1073–1082, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02280.x>

OLIVEIRA, G.; BRUNSELL, N.A.; SUTHERLIN, C.E.; CREWS, T.E.; DEHAAN, L.R. Energy, water and carbon exchange over a perennial Kernza wheatgrass crop. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.249, p.120-137, 2018. <https://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.022>

OWENSBY, C.E.; HAM, J.M.; AUEN, L.M. Fluxes of CO₂ From Grazed and Ungrazed Tallgrass Prairie. **Rangeland Ecology & Management**, v.59, n.2, p.111-127, 2006. <https://doi.org/10.2111/05-116R2.1>

PAPALE, D.; REICHSTEIN, M.; AUBINET, M.; CANFORA, E.; BERNHOFER, C.; KUTSCH, W.; LONGDOZ, B.; RAMBAL, S.; VALENTINI, R.; VESALA, T.; YAKIR, D. Towards a standardized processing of Net Ecosystem Exchange measured with eddy covariance technique: algorithms and uncertainty estimation. **Biogeosciences**, v.3, n.4, p.571-583, 2006. <https://doi.org/10.5194/bg-3-571-2006>

PAULSON, C.A. The mathematical representation of wind speed and temperature profiles in the unstable atmospheric surface layer. **Journal of Applied Meteorology**, v.9, p.857-861, 1970. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1970\)009<0857:TMROWS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1970)009<0857:TMROWS>2.0.CO;2)

PEREIRA, R.A.A. **Balço de energia, consumo hídrico e coeficiente de cultivo do trigo no sudeste brasileiro**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018. <https://dx.doi.org/10.11606/D.11.2019.tde-13112018-170419>

PEREIRA, A.R.; VILLA NOVA, N.A.; SEDIYAMA, G.C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba, SP: FEALQ, 1997. 183 p.

PEREIRA, A.R.; SEDIYAMA, G.C.; VILLA NOVA, N.A. **Evapotranspiração**. Campinas, SP: FUNDAG, 2013. 323 p.

PIMENTEL, C. **Metabolismo de carbono na agricultura tropical**. Seropédica, RJ: EdUR, 1998. 150 p.

PRAJAPATI, P.; SANTOS, E.A. Estimating methane emissions from beef cattle in a feedlot using the eddy covariance technique and footprint analysis. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.258, p.18-28, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.08.004>

PUCHE, N.; SENAPATI, N.; FLECHARD, C.R.; KLUMPP, K.; KIRSCHBAUM, M.U.F.; CHABBI, A. Modeling Carbon and Water Fluxes of Managed Grasslands: Comparing Flux Variability and Net Carbon Budgets between Grazed and Mowed Systems. **Agronomy**, v.9, p.183-213, 2019.

<https://dx.doi.org/10.3390/agronomy9040183>

QUEIROZ, M.G. **Impacto do desmatamento na interação biosfera-atmosfera do domínio caatinga**. 2018. Tese (Doutorado em Agronomia (Meteorologia Aplicada)), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018. Disponível em :<<https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/20380>>.

REBMANN, C.; KOLLE, O.; HEINESCH, B.; QUECK, R.; IBROM, A.; AUBINET, M. Data acquisition and flux calculations, em: AUBINET, M.; VESALA, T.; PAPALE, D. **Eddy covariance: A practical guide to measurement and data analysis**. Dordrecht: Springer, 59-83, 2012.

REED, D.E.; EWERS, B.E.; PENDALL, E.; NAITHANI, K.J.; KWON, H.; KELLY, R.D. Biophysical factors and canopy coupling control ecosystem water and carbon fluxes of semiarid sagebrush ecosystems. **Rangeland Ecology & Management**, v.71, p.309-317, 2018. <https://dx.doi.org/10.1016/j.rama.2018.01.003>

REEVES, M.C.; MANNING, M.E.; DIBENEDETTO, J.P.; PALMQUIST, K.A.; LAUENROTH, W.K.; BRADFORD, J.B.; SCHLAEPFER, D.R. Effects of Climate Change on Rangeland Vegetation in the Northern Rockies. In: HALOFSKY, J.E.; PETERSON, D.L. (Org.). **Climate Change and Rocky Mountain Ecosystems**, p.97-114, 2018. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56928-4_6

REEVES, M.C.; MORENO, A.L.; BAGNE, K.E.; RUNNING, S.W. Estimating climate change effects on net primary production of rangelands in the United States. **Climatic Change**, v.126, p.429–442, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-014-1235-8>

REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 2 ed. Barueri, SP: Manole, 2012. 500 p.

REICHSTEIN, M.; FALGE, E.; BALDOCCHI, D.; PAPALE, D.; AUBINET, M.; BERBIGIER, P.; BERNHOFER, C.; BUCHMANN, N.; GILMANOV, T.; GRANIER, A.; GRÜNWALD, T.; HAVRÁNKOVÁ, K.; ILVESNIEMI, H.; JANOUS, D.; KNOHL, A.; LAURILA, T.; LOHILA, A.; LOUSTAU, D.; MATTEUCCI, G.; MEYERS, T.; MIGLIETTA, F.; OURCIVAL, J.-M.; PUMPANEN, J.; RAMBAL, S.; ROTENBERG, E.; SANZ, M.; TENHUNEN, J.; SEUFERT, G.; VACCARI, F.; VESALA, T.; YAKIR, D.; VALENTINI, R. On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. **Global Change Biology**, v.11, n.9, p.1424-1439, 2005a. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x>

REICHSTEIN, M.; SUBKE, J.A.; ANGELI, A.C.; TENHUNEN, J.D. Does the temperature sensitivity of decomposition of soil organic matter depend upon water content, soil horizon, or incubation time? **Global Change Biology**, v.11, p.1754–1767, 2005b. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01010.x>

REIS, M.G. **Carbon, water and energy fluxes in Eucalyptus plantations and Savanna in Brazilian tropics**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/20478>. Acesso em: 2020-07-30.

REIS, M.G.; RIBEIRO, A. Conversion factors and general equations applied in agricultural and forest meteorology. **Agrometeoros**, v.27, n.2, p.227-258, 2019. <http://dx.doi.org/10.31062/agrom.v27i2.26527>

SALAZAR, A.; BALDI, G.; HIROTA, M.; SYKTUS, J.; MCALPINE, C. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: a review. **Global and Planetary Change**, v.128, p.103-119, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.02.009>

SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. 92 p.

SCARTAZZA, A.; VACCARI, F.P.; BERTOLINI, T.; DI TOMMASI, P.; LAUTERI, M.; MIGLIETA, F.; BRUGNOLI, E. Comparing integrated stable isotope and eddy covariance estimates of water-use efficiency on a Mediterranean successional sequence. **Oecologia**, v.176, p.581-594, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-014-3027-2>

SHARMA, S.; RAJAN, N.; CUI, S.; MAAS, S.; CASEY, K.; ALE, S.; JESSUP, R. Carbon and evapotranspiration dynamics of a non-native perennial grass with biofuel potential in the southern U.S. Great Plains. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.269–270, p.285-293, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.037>

SONG, B.; NIU, S.; WAN, S. Precipitation regulates plant gas exchange and its long-term response to climate change in a temperate grassland. **Journal of Plant Ecology**, v.9, p.531–541, 2016. <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtw010>

SOUZA, L.S.B.; MOURA, M.S.B.; SEDIYAMA, G.C.; SILVA, T.G.F. Balanço de energia e controle biofísico da evapotranspiração na Caatinga em condições de seca intensa. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n.8, p.627-636, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2015000800001>

SONG, Q.H.; FEI, X.H.; ZHANG, P.; SHA, L.Q.; LIU, Y.T.; ZHOU, W.J.; WU, C.S.; LU, Z.Y.; LUO, K.K.; GAO, J.B.; LIU, Y.H. Water use efficiency in a primary subtropical evergreen forest in Southwest China. **Nature Scientific Reports**, v.7, n.43031, p.1-10, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/srep43031>

STARKENBURG, D.; METZGER, S.; FOCHESSATTO, G.J.; ALFIERI, J.G.; GENS, R.; PRAKASH, A.; CRISTÓBAL, J. Assessment of de-spiking methods for turbulence data in micrometeorology. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v.33, p.2001-2013, 2016. <https://dx.doi.org/10.1175/jtech-d-15-0154.1>

STOCKLE, C.O.; KINIRY, J.R. Variability in crop radiation-use efficiency associated with vapor-pressure deficit. **Field Crops Research**, v.25, p.171-181, 1990.

[https://doi.org/10.1016/0378-4290\(90\)90001-R](https://doi.org/10.1016/0378-4290(90)90001-R)

SULMAN, B.N.; ROMAN, D.T.; SCANLON, T.M.; WANG, L.; NOVICK, K.A. Comparing methods for partitioning a decade of carbon dioxide and water vapor fluxes in a temperate forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.226–227, p.229–245, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.06.002>

SUTHERLIN, C.; BRUNSELL, N.A.; OLIVEIRA, G.; CREWS, T.E.; DEHAAN, L.E.; VICO, G. Contrasting Physiological and Environmental Controls of Evapotranspiration over Kernza Perennial Crop, Annual Crops, and C4 and Mixed C3/C4 Grasslands. **Sustainability**, v.11, p.1640-1651, 2019.

<https://dx.doi.org/10.3390/su11061640>

SUN, X.; ZOU, C.B.; WILCOX, B.; STEBLER, E. Effect of Vegetation on the Energy Balance and Evapotranspiration in Tallgrass Prairie: A Paired Study Using the Eddy-Covariance Method. **Boundary-Layer Meteorology**, v.170, p.127–160, 2019.

<https://doi.org/10.1007/s10546-018-0388-9>

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3.ed. Porto Alegre, RS: Artmed, 2006. 719 p.

TOWNE, E.G. Vascular plants of Konza Prairie Biological Station: an annotated checklist of species in a Kansas tallgrass prairie. **SIDA, Contributions to Botany**, v.20, p.269–294, 2002.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4.ed. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2013. 943 p.

TURNER, N.C.; SCHULZE, E.D.; GOLLAN, T. The responses of stomata and leaf gas exchange to vapour pressure deficits and soil water content II. In the mesophytic herbaceous species *Helianthus annuus*. **Oecologia**, v.65, p.348-355, 1985.

<https://doi.org/10.1007/BF00378908>

VESALA, T.; KLJUN, N.; RANNIK, U.; RINNE, J.; SOGACHEV, A.; MARKKANEN, T.; SABELFELD, K.; FOKEN, T.; LECLERC, M.Y. Flux and concentration footprint modeling: state of the art. **Environmental Pollution**, v.152, p.653-666, 2008.

<https://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.070>

WAGLE, P.; XIAO, X.; SCOTT, R.L.; KOLB, T.E.; COOK, D.R.; BRUNSELL, N.; BALDOCCHI, D.D.; BASARA, J.; MATAMALA, R.; ZHOU, Y.; BAJGAIN, R. Biophysical controls on carbon and water vapor fluxes across a grassland climatic gradient in the United States. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.214-2015, p.293-305, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.08.265>

WAGLE, P.; XIAO, X.; GOWDA, P.; BASARA, J.; BRUNSELL, N.; STEINER, J.; ANUP, K.C. Analysis and estimation of tallgrass Prairie evapotranspiration in the Central United States. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.232, p.35-47, 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.005>

WANG, Y.; ZHU, Z.; MA, Y.; YUAN, L. Carbon and water fluxes in an alpine steppe ecosystem in the Nam Co area of the Tibetan Plateau during two years with contrasting amounts of precipitation. **International Journal of Biometeorology**, v.64, p.1183–1196, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00484-020-01892-2>

WANG, Y.; ZHOU, L.; JIA, Q.; YU, W. Water use efficiency of a rice paddy field in Liaohe Delta, Northeast China. **Agricultural Water Management**, v.187, p. 222-231, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.029>

WILCZAK, J.M.; ONCLEY, S.P.; STAGE, S.A. Sonic anemometer tilt correction algorithms. **Boundary Layer Meteorology**, v.99, p.127-150, 2001. <https://dx.doi.org/10.1023/A:1018966204465>

WILSON, K.B.; BALDOCCHI, D.D.; AUBINET, M.; BERBIGIER, P.; BERNHOFER, C.; DOLMAN, H.; FALGE, E.; FIELD, C.; GOLDSTEIN, A.; GRANIER, A.; GRELLER, A.; HALLDOR, T.; HOLLINGER, D.; KATUL, G.; LAW, B.E.; LINDROTH, A.; MEYERS, T.; MONCRIEFF, J.; MONSON, R.; OECHEL, W.; TENHUNEN, J.; VALENTINI, R.; VERMA, S.; VESALA, T.; WOFSY, S. Energy partitioning between latent and sensible heat flux during the warm season at FLUXNET sites. **Water Resources Research**, v.38, n.12, p.1294-1305, 2002. <https://dx.doi.org/10.1029/2001WR000989>

WU, X.; LI, X.; CHEN, Y.; BAI, Y.; TONG, Y.; WANG, P.; et al. Atmospheric water demand dominates daily variations in water use efficiency in alpine meadows, northeastern Tibetan Plateau. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v.124, p.2174–2185, 2019. <https://doi.org/10.1029/2018JG004873>

WUTZLER, T.; LUCAS-MOFFAT, A.; MIGLIAVACCA, M.; KNAUER, J.; SICKEL, K.; ŠIGUT, L.; MENZER, O.; REICHSTEIN, M. Basic and extensible post-processing of eddy covariance flux data with REdDyProc. **Biogeosciences**, v.15, p.5015–5030, 2018. <https://doi.org/10.5194/bg-15-5015-2018>

XIAOTAO, H.; GEPING, L.; FEIPENG, Y.; QIFEI, H. Effects of grazing on net primary productivity, evapotranspiration and water use efficiency in the grasslands of Xinjiang, China. **Journal of Arid Land**, v.10, n.4, p.588–600. 2018. <https://doi.org/10.1007/s40333-018-0093-z>

YANG, Y.; GUAN, H.; BATELAAN, O.; MCVICAR, T.R.; LONG, D.; PIAO, S.; LIANG, W.; LIU, B.; JIN, Z.; SIMMONS, C.T. Contrasting responses of water use efficiency to drought across global terrestrial ecosystems. **Nature Scientific Reports**, v.6, 2016. <http://dx.doi.org/10.1038/srep23284>

YANG, F.; ZHANG, Q.; HUNT, J.E.; ZHOU, J.; SHA, S.; LI, Y.; YANG, Z.; QI, Y.; WANG, X. Biophysical regulation of evapotranspiration in semiarid croplands. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.74, n.3, p.309-318, 2019. <https://dx.doi.org/10.2489/jswc.74.3.309>

ZHA, T.; LI, C.; KELLOMA, S.; PELTOLA, H.; WANG, K.Y.; ZHANG, Y. Controls of evapotranspiration and CO₂ fluxes from scots pine by surface conductance and

abiotic factors. **PlosOne**, v.8, n.7, p.e69027, 2013.
<https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0069027>

ZHANG, Y.; KADOTA, T.; OHATA, T.; OYUNBAATAR, D. Environmental controls on evapotranspiration from sparse grassland in Mongolia. **Hydrological Processes**, v.21, p.2016–2027, 2007. <https://dx.doi.org/10.1002/hyp.6711>

ZHAO, J.; ZHANG, M.; XIAO, W.; WANG, W.; ZHANG, Z.; YU, Z.; XIAO, Q.; CAO, Z.; XU, J.; ZHANG, X.; LIU, S.; LEE, S. An evaluation of the flux-gradient and the eddy covariance method to measure CH₄, CO₂, and H₂O fluxes from small ponds. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.275, p.255–264, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.032>

ZHU, Q.; JIANGA, H.; PENG, C.; LIUD, J.; WEIE, X.; FANG, X.; LIUG, S.; ZHOUC, G.; YU, S. Evaluating the effects of future climate change and elevated CO₂ on the water use efficiency in terrestrial ecosystems of China. **Ecological Modelling**, v.222, p.2414– 2429, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.035>

5. CONCLUSÕES GERAIS E DIREÇÕES FUTURAS

5.1 SUMÁRIO DOS RESULTADOS

No Capítulo 2 foi apresentada uma meta-análise sobre as magnitudes da eficiência no uso da água (WUE). A WUE permite entender os fluxos de carbono de um sítio em função dos fluxos de energia. Com isso foi notado que as estimativas da WUE, em qualquer magnitude, demandam instrumentos de alto custo de aquisição e manutenção, por exemplo, o método *eddy covariance*. Já a estimativa da WUE com os isótopos estáveis representam o único método que pode ser utilizado em qualquer magnitude na estimativa da WUE.

Além de contribuir na estimativa da WUE, os dados micrometeorológicos fornecidos pelo método *eddy covariance* podem ser utilizados na análise de *footprint*. Com isso, no Capítulo 3 foi feita uma análise de *footprint* na Estação Biológica da Konza Prairie. A análise de *footprint* permitiu verificar as contribuições das diferentes áreas do sítio na origem dos fluxos de massa e energia. Foi observado que a análise de *footprint* permitiu esclarecer espacialmente a contribuição das diferentes bacias hidrográficas do sítio monitorado de tal modo que:

- ✓ As maiores contribuições diárias e horárias nas origens dos fluxos de massa e energia da KPBS são oriundas das bacias hidrográficas K2A e C3SA;
- ✓ Em 2018 o *footprint* agregado do sítio apresentou 146.1 hectares, sendo a maior contribuição vinda da região sul a 1125 metros da torre micrometeorológica (linha de contorno de 90%); em 2019 esses valores foram iguais a 109.6 hectares e 854 metros (linha de contorno de 90%) e em 2017 o *footprint* agregado foi igual a 103.9 hectares com maior contribuição vinda da região sul a 931 metros da torre micrometeorológica (linha de contorno de 90%);
- ✓ A direção do vento é a principal variável micrometeorológica que explica o *footprint* na Estação Biológica da Konza Prairie; e
- ✓ O modelo FFP representou a origem dos fluxos de massa e energia da pastagem natural da KPBS, sendo as maiores contribuições oriundas das regiões sul e leste da torre micrometeorológica.

A interpretação dos valores de WUE tem por desafio a consideração da biodiversidade e as condições ambientais do sítio monitorado, sendo a escolha do método de estimativa da WUE feita a partir do objetivo do monitoramento do sítio. Assim, no Capítulo 4 foi estimada a WUE em nível de ecossistema na Estação Biológica da Konza Prairie, sendo possível verificar que:

- ✓ A eficiência média no uso da água na pastagem natural monitorada foi igual a 2.02; 2.86 e 2.28 g C kg⁻¹ H₂O, nos anos de 2017, 2018 e 2019, respectivamente;
- ✓ O sítio monitorado se comportou como sumidouro de carbono no período avaliado, sendo a produtividade primária bruta acumulada igual a 390.4; 579.6 e 1007.2 gC m⁻², nas estações de crescimento de 2017, 2018 e 2019, respectivamente;
- ✓ Em 2017 e 2018 a eficiência no uso da água esteve dependente da disponibilidade de água no sítio, já em 2019 a eficiência no uso da água foi dependente da disponibilidade de energia no sítio; e
- ✓ A eficiência no uso da água em nível de ecossistema (WUE_e) do sítio representou uma resposta biofísica da pastagem natural aos anos secos (2017 e 2018) e ano úmido (2019) na Estação Biológica da Konza Prairie.

Com isso, essa tese apresenta à comunidade científica que o modelo *Flux Footprint Parameterization* (FFP) contemplou diferentes manejos de bacias hidrográficas na pastagem natural monitorada; a direção do vento é a variável micrometeorológica que mais influenciou o *footprint* na KPBS; os fluxos de carbono em ano seco, na KPBS, são minimizados e a eficiência no uso da água é regida pela disponibilidade de água no sítio, sendo observada uma queda temporal da eficiência no uso da água nos meses de seca.

5.2 DIRECIONAMENTOS PARA PESQUISAS FUTURAS

Mediante a grandeza territorial da Estação Biológica da Konza Prairie (KPBS) é recomendada a instalação de outras torres *eddy covariance* na pastagem natural para melhor detalhamento das condições aerodinâmicas da KPBS;

Tendo em vista que existem várias áreas da KPBS que são pastejadas é indicado o monitoramento da concentração de metano nas regiões de pastejo para assim entender o comportamento dos ruminantes presentes na KPBS; e

É indicado estimar a eficiência no uso da água na KPBS nas magnitudes de folha e planta para entender melhor os fluxos de massa e energia oriundos da KPBS e assim entender a dinâmica da flora da KPBS utilizando o monitoramento micrometeorológico.