

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO: DESMATAMENTO E COLAPSO DO CICLO HIDROLÓGICO

Isabelle Bonini

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Ben Hur Marimon Junior

Nova Xavantina-MT
Outubro, 2019

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO: DESMATAMENTO E COLAPSO DO CICLO HIDROLÓGICO

Isabelle Bonini

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Ben Hur Marimon Junior

Nova Xavantina-MT
Outubro, 2019

Luiz Kenji Umeno Alencar CRB 1/2037

B715t	<p>BONINI, Isabelle. Transição Amazônia-Cerrado: Desmatamento e Colapso do Ciclo Hidrológico / Isabelle Bonini - Nova Xavantina, 2019. 160 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)</p> <p>Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Doutorado) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2019. Orientador: Ben Hur Marimon Junior</p> <p>1. Mudanças Climáticas. 2. Pluviometria. 3. Cobertura Vegetal. 4. Uso da Terra. I. Isabelle Bonini. II. Transição Amazônia-Cerrado: Desmatamento e Colapso do Ciclo Hidrológico: .</p> <p style="text-align: right;">CDU 551.583(213.54+292.88)</p>
-------	--

Autorizo a divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

TERMO DE APROVAÇÃO**TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO: DESMATAMENTO E COLAPSO DO CICLO HIDROLÓGICO****Isabelle Bonini**

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - *Campus* de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Aprovada em 16 de outubro de 2019.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Ben Hur Mayimon Junior (Orientador)
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT



Prof. Dr. Marco Antonio Camillo de Carvalho (Membro titular)
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT



Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoni Matricardi (Membro titular - Externo)
Universidade de Brasília – UnB



Prof. Dr. Adilson Pacheco de Souza (Membro titular - Externo)
Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT



Prof. Dr. Fabiano André Petter (Membro titular - Externo)
Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT

AGRADECIMENTOS

À Universidade do Estado de Mato Grosso, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, pela oportunidade.

Ao meu orientador Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior, pelos conselhos e paciência ao longo destes sete anos de convivência. Muito obrigada por acreditar em mim e nas minhas ideias.

Aos meus pais, Celso e Izabel, pelo incentivo e amor incondicional.

Ao meu companheiro de vida, Daniel, pela compreensão e cumplicidade. Obrigada por entender minhas decisões, mesmo não participando deste “louco” universo acadêmico.

Ao Prof. Dr. Emanuel Gloor e ao seu aluno Bruno Cintra, da Universidade de Leeds, por me ajudarem com a modelagem das trajetórias de massas de ar.

Às minhas amigas Liza Taques, Renata Freitag, Rayane Beú, Ilse Grigoletto, Simoni Ferreira, Thaty Saldan e Heloísa Piovezan, por todo suporte e por confiarem na minha capacidade.

Aos meus colegas de doutorado, pelos momentos inesquecíveis. Sentirei muitas saudades, principalmente das nossas descontraídas noites no Alagados Bar.

Aos professores e colaboradores do PPG em Ecologia e Conservação, pelo ensino e confiança.

E a todos que de alguma forma me ajudaram ao longo desta difícil caminhada.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiv
I. INTRODUÇÃO GERAL	1
II. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	6
CAPÍTULO 1 - COMPLEXIDADE MULTIFACETADA DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO: CLIMA, AMBIENTE E SOCIEDADE	12
RESUMO	12
CHAPTER 1 - MULTIFACETED COMPLEXITY OF THE AMAZON-CERRADO TRANSITION: CLIMATE, ENVIRONMENT AND SOCIETY	13
ABSTRACT	13
1.1. INTRODUÇÃO	14
1.2. CLIMA	18
1.3. AMBIENTE	22
1.4. SOCIEDADE	24
1.5. CLIMA E AMBIENTE	26
1.6. CLIMA E SOCIEDADE	29
1.7. AMBIENTE E SOCIEDADE	31
1.8. CLIMA, AMBIENTE E SOCIEDADE	34
1.9. CONCLUSÃO	37
1.10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
CAPÍTULO 2 – TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO: DESMATAMENTO E COLAPSO DO CICLO HIDROLÓGICO	51
RESUMO	51
CHAPTER 2 – AMAZON-CERRADO TRANSITION: DEFORESTATION AND THE COLLAPSE OF THE HYDROLOGICAL CYCLE	52
ABSTRACT	52
2.1. INTRODUÇÃO	53
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	56
2.2.1. Área de estudos	56
2.2.2. Obtenção dos dados	57

2.2.3. <i>Análise de dados</i>	59
2.3. RESULTADOS	61
2.4. DISCUSSÃO	80
2.5. CONCLUSÃO	85
2.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
CAPÍTULO 3 – O QUE ESPERAMOS PARA O FUTURO?	93
RESUMO	93
CHAPTER 3 – WHAT DO WE EXPECT FOR THE FUTURE?.....	94
ABSTRACT.....	94
3.1. UMA BREVE CONTEXTUALIZAÇÃO	95
3.2. COMO CHEGAMOS ÀS ESTIMATIVAS?	99
3.3. E AFINAL DE CONTAS, QUAIS SÃO AS PREVISÕES?	100
3.4. DESAFIOS E OPORTUNIDADES	102
3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107
III. CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
APÊNDICES	112

LISTA DE FIGURAS

Introdução Geral

Figura I. Esquema simplificado das abordagens dos capítulos da presente tese..... 06

Capítulo 1

Figura 1.1. Desmatamento até o ano de 2015 na Amazônia Legal. O “Arco do Desmatamento” corresponde à área em forma de arco que se estende ao longo das bordas sul e leste do bioma Amazônico, na região de contato com as formações savânicas do Cerrado. (Extraído de Fearnside, 2017)..... 16

Figura 1.2. Diagrama de Venn com as três esferas abordadas na presente revisão e suas respectivas intersecções: ●Clima e Ambiente; ●Clima e Sociedade; ●Ambiente e Sociedade; ●Clima, Ambiente e Sociedade..... 17

Figura 1.3. Sistemas atmosféricos atuantes na América do Sul. Em destaque a transição Amazônia-Cerrado (linhas vermelhas). Baixa Troposfera: ANE= ventos alísios de nordeste; ASE= ventos alísios de sudeste; ASAS= anticiclone subtropical do Atlântico Sul; ASPS: anticiclone subtropical do Pacífico Sul; B= baixa pressão; BC= baixa do Chaco; BNE= região de baixas térmicas no noroeste argentino; CCM= complexo convectivo de mesoescala; FF= frente fria; FQ= frente quente; JBN= jatos de baixo nível; LI= linha de instabilidade tropical; LIP= linha de instabilidade pré-frontal; NV= nuvem vírgula; RC= regiões ciclogênicas; ZCAS= zona de convergência do Atlântico Sul; ZCIT= zona de convergência Intertropical. Alta Troposfera: AB= alta da Bolívia; BL= região de bloqueios atmosféricos; CNE= cavado do nordeste do Brasil; JS= jato subtropical; JP= jato polar; VCAN= vórtices ciclônicos de altos níveis subtropicais. (Adaptado de Reboita et al. 2010)..... 19

Figura 1.4. Precipitação média anual observada (1976-2009) na América do Sul. Em destaque a transição Amazônia-Cerrado (linhas vermelhas) e o “corredor central menos chuvoso” descrito por Nimer em 1972 (linha branca tracejada). (Adaptado de NOAA/ESRL, 2013)..... 20

Figura 1.5. Diagramas da circulação regional anômala de Walker e Hadley para os eventos de (a) El Niño e (b) La Niña. As setas azuis/vermelhas indicam as circulações regionais das células de Hadley/Walker, e as setas pretas indicam a circulação vertical anômala. Tons verdes e marrons indicam anomalias positivas e negativas de precipitação na Bacia Amazônica, respectivamente. O padrão de circulação de ambas as células se inverte quando o sistema muda de (a) para (b) e vice-versa, com a célula de Hadley passando de subsidente em El Niño para convectiva em La Niña, e a célula de Walker mudando de direção leste-oeste

para oeste-leste alternadamente em ambas as extremidades da circulação. (Extraído de Marengo et al. 2016).....	21
Figura 1.6. Imagem de satélite da América do Sul (recorte) em projeção ortográfica. Em destaque (linhas amarelas) a faixa territorial que compreende as zonas de contato entre as formações típicas da Amazônia e do Cerrado. Os tons de verde indicam a fisionomia predominante da vegetação: Verde escuro= florestas ombrófilas; Verde médio= florestas estacionais, ecotonais e secundárias; Verde claro= savanas e campos. (Adaptado de NASA, 2009).....	22
Figura 1.7. Convenções da Política Nacional de Desenvolvimento Urbano de acordo com o II PDA - Plano de Desenvolvimento da Amazônia (1975-79). Em destaque os principais eixos de integração das décadas de 70 e 80 (linhas vermelhas) e a transição Amazônia-Cerrado (linhas azuis). (Adaptado de SUDAM, 1976).....	25
Figura 1.8. Refúgios florestais do Pleistoceno de acordo com Haffer (1969) e Prance (1973), respectivamente. As setas indicam o fluxo migratório da fauna do Brasil Central. (Adaptado de Meggers, 1975).....	29
Figura 1.9. Projeção de mudanças pluviométricas (em %) no verão austral e no inverno para os períodos 2011-2040, 2041-2070 e 2071-2100. As projeções são do modelo Eta CPTEC executado com o modelo global HadCM3 para o cenário de emissões A1B. (Extraído de Marengo et al. 2016).....	36
Capítulo 2	
Figura 2.1. Zona de transição (linha em vermelho no detalhe) entre os biomas Amazônia e Cerrado.....	57
Figura 2.2. Tendências das séries históricas de chuvas - expressas pelos coeficientes de regressão linear das séries temporais (mm/ano) - em função do desmatamento local acumulado (%) ($y = -6E-05x^3 + 0,0092x^2 - 0,4177x + 3026$; $R^2 = 0,12$; $p < 0,05$).....	61
Figura 2.3. Médias dos coeficientes de regressão linear das séries temporais de chuvas (mm/ano) para diferentes níveis de desmatamento.....	62
Figura 2.4. Médias dos coeficientes de regressão linear das séries temporais de chuvas (mm/ano) para as diferentes regiões abordadas nesta pesquisa.....	63
Figura 2.5. Representação espacial das tendências das séries históricas de chuvas das 167 estações meteorológicas selecionadas para esta pesquisa. Em vermelho as séries que exibiram tendência negativa; em azul as que exibiram tendência positiva; em preto as que não exibiram nenhuma tendência significativa. A intensidade destas mudanças históricas está representada pelo tamanho dos círculos (quanto maior, mais intensa).....	69

Figura 2.6. Índices de anomalia (RAI) e de concentração de chuvas (PCI) para o município de Apuí (Amazonas, Brasil) entre os anos de 1976 e 2018. Em destaque o período seco de maior duração*criticidade em escala local (linha azul tracejada).....	71
Figura 2.7. Frequências absolutas e relativas (ponderadas pelo número de estações operantes no determinado tempo <i>t</i>) de eventos críticos de seca para o período entre 1980 e 2017. Aqui consideramos a ocorrência de (a) períodos críticos de seca e de (b) extremos climáticos para cada município (vide Tabela 1). No caso de coocorrência entre a e b para o mesmo ano e localidade, consideramos apenas uma observação.....	77
Figura 2.8. Retrotrajetórias (10-d) das massas de ar que chegaram diariamente ao sudoeste do Cerrado nos quadrimestres dos períodos 1975-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010, 2011-2016. Aqui consideramos apenas as massas de ar que chegaram às coordenadas de referência em dias com registros de precipitação.....	79
Figura 2.9. Relação entre a precipitação diária e a porcentagem de cobertura florestal ao longo das retrotrajetórias (10-d) das massas de ar que chegaram diariamente ao sudoeste do Cerrado entre 1999 e 2016 ($y= 3,6888x^2-0,7552x+3,3156$; $R^2= 0,97$; $p<0,05$).....	80
Capítulo 3	
Figura 3.1. Resumo dos possíveis mecanismos associados ao fenômeno <i>Amazon dieback</i> . O CO ₂ não é o único gás do efeito estufa, mas está destacado em função de seu papel no balanço de carbono global.* <i>Tipping points</i> se refere aos pontos de inflexão climático e ambiental que se ultrapassados podem levar o sistema a um novo estado de equilíbrio (ponto sem retorno).....	97
Figura 3.2. Esquema simplificado dos componentes ambientais e socioeconômicos afetados pelas mudanças climáticas. (Extraído e adaptado de Margulis & Dubeux, 2010).....	99
Figura 3.3. Tendências históricas de precipitação dos municípios selecionados nas regiões oeste (1), central (2) e leste (3) da transição Amazônia-Cerrado e sudoeste do Cerrado (4).....	100
Figura 3.4. Alguns motivos para zerar o desmatamento na Amazônia sob uma perspectiva lógica e econômica.....	104

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1.1. Vulnerabilidade dos pequenos agricultores da Amazônia a algumas condições ambientais associadas às mudanças climáticas. (Extraído de Brondizio & Moran, 2008)..... 30

Tabela 1.2. Características ambientais e sociais das duas categorias de paisagens na região Amazônica. (Adaptado de Vieira et al. 2016)..... 32

Tabela 1.3. Principais políticas e ações associadas para reduzir o desmatamento no Brasil. (Adaptado de Brando et al. 2013)..... 34

Capítulo 2

Tabela 2.1. Meteorologia de previsão em grade disponível no READY - Real-time Environmental Applications and Display sYstem. (Extraído de Rolph et al. 2017)..... 58

Tabela 2.2. Interpretação dos valores dos índices anuais de anomalia (*RAI*, do inglês Rainfall Anomaly Index) e de concentração de chuvas (*PCI*, do inglês Precipitation Concentration Index) e de suas respectivas combinações..... 59

Tabela 2.3. Taxas regionais e locais de redução de chuvas e de desmatamento acumulado para o período 1985-2017..... 62

Tabela 2.4. Resultados dos testes de Mann-Kendall (MK) e Cox & Stuart (CS) e coeficientes de regressão estimados para os dados de precipitação. Testes de Mann-Kendall aplicados às séries temporais anuais e aos componentes de tendência extraídos pela decomposição de Holt-Winters (gerados a partir de frequências mensais)..... 64

Tabela 2.5. Precipitação anual mínima, média e máxima e desvio-padrão (DP) das séries temporais e seus respectivos indicadores locais de comportamento. Consideramos como períodos críticos os intervalos com pelo menos cinco anos consecutivos de precipitações abaixo da média histórica..... 72

Capítulo 3

Tabela 3.1. Perdas produtivas e pecuniárias projetadas para os cultivos de soja e milho diante de um cenário de redução de chuvas até o ano de 2050..... 101

RESUMO

Um ditado popular dos anos 70 no Brasil dizia que o destino da Amazônia era o mesmo de uma sopa quente: ser devorada pelas bordas. Uma década depois este destino começou a se materializar com a enorme conversão de florestas nativas em pastagens e lavouras em sua borda sul, na região de contato com o bioma Cerrado, dando origem ao que hoje conhecemos como “Arco do Desmatamento”. Estima-se que quase metade da cobertura florestal original desta região já tenha sido suprimida e que em nenhum lugar do mundo o desaparecimento de florestas tenha sido tão rápido. Concomitantemente, inúmeras previsões começaram a indicar as consequências ambientais deste panorama de devastação, revelando um cenário climático alarmante para a região. Ao longo desta tese, provamos que este efeito de borda do tipo “sopa quente” está avançando sobre a Amazônia e sinalizando para um colapso no ciclo hidrológico regional, com consequente redução dos totais locais de precipitação. Além disso, demonstramos que o efeito tem se estendido à jusante da Bacia Amazônica e afetado, consequentemente, o regime de chuvas do Cerrado do Brasil Central. Em uma análise complementar, detectamos que este cenário meteorológico terá consequências importantes sobre a produção de soja e milho, as duas principais *commodities* agrícolas da região, afetando também sua economia e população. Para tanto, analisamos as tendências anuais e mensais de 167 séries históricas de precipitação (35 na Amazônia, 105 na transição e 27 no Cerrado) em função do nível de desmatamento local e demonstramos o grau de associação entre chuva e intensidade de uso da terra. Para quantificar os efeitos hidroclimáticos do desmatamento da região amazônica sobre o Cerrado, combinamos dados de sensoriamento remoto de precipitação e de vegetação com simulações lagrangeanas de transporte atmosférico. Para estimar as perdas produtivas de soja e milho em função do cenário climático detectado, adotamos modelos econométricos longitudinais. No geral, nossas análises revelaram uma tendência significativa de decréscimo de chuvas para 46,7% das séries temporais avaliadas, mas com proporções variando de acordo com cada região: 17,1% para a Amazônia, 51,4% para a transição e 66,7% para o Cerrado. Nossos resultados também revelaram uma nítida associação entre desmatamento e redução de chuvas, com decréscimos locais que facilmente ultrapassaram a marca de -10 mm/ano nas regiões menos florestadas. Constatamos que a porção leste da transição entre os referidos biomas foi a mais afetada neste sentido, e que as massas de ar que passaram por áreas mais desmatadas na Amazônia produziram duas vezes menos chuvas do que as massas de ar que passaram por regiões

florestadas – o que evidencia uma ruptura do mecanismo de reciclagem de água mantido pela vegetação. Nossos resultados indicam uma tendência de que estas consequências poderão progredir em direção ao centro do bioma amazônico caso persista o atual cenário de descontrole do desmatamento e das queimadas na região, condição que poderá levar o sistema a um *tipping point* (ponto de não retorno) da floresta e a um novo *steady state* dos ecossistemas. Já as nossas previsões econométricas indicaram perdas produtivas importantes, especialmente na localidade de maior pobreza e criticidade climática (leste da transição), o que gerará prejuízos bilionários para o agronegócio e intensificará ainda mais as desigualdades socioeconômicas regionais. Salientamos, no entanto, que todo este crítico cenário de alterações ambientais e socioeconômicas pode ser minorado, desde que medidas referentes à proteção de áreas florestadas e ao atual modelo de uso e ocupação da terra sejam urgentemente reestruturadas.

Palavras-chave: arco do desmatamento, mudanças climáticas, precipitação, séries temporais, uso da terra.

ABSTRACT

A popular saying of the 1970's in Brazil said that the fate of the Amazon was the same as a hot soup: to be devoured by the edges. A decade later this fate began to materialize with the great conversion of native forests into pastures and crops on its southern border, in the region of contact with the Cerrado biome, giving rise to what we now know as the "Arc of Deforestation". It is estimated that almost half of the original forest cover of this region has already been suppressed and that nowhere in the world has forest clearance been so rapid. Concomitantly, numerous predictions have begun to indicate the environmental consequences of this devastating landscape, revealing an alarming climate scenario for the region. Throughout this thesis, we prove that this "hot soup" border effect is advancing over the Amazon and signaling a collapse in the regional hydrological cycle, with a consequent reduction in local rainfall. Moreover, we show that this effect has been extended downstream of the Amazon region and, consequently, affected the Central Brazilian Cerrado rainfall regime. In a complementary analysis, we found that this rainfall scenario will have important consequences for soybean and maize production, the two main agricultural commodities in the region, also affecting its economy and population. In order to investigate such an effect, we analyzed the annual and monthly trends of 167 historical rainfall series (35 in the Amazon, 105 in the transition and 27 in the Cerrado) as a function of local deforestation and demonstrated the degree of association between rainfall and land use intensity. To quantify the hydroclimatic effects of deforestation in the Amazon region on the Cerrado, we combined remote sensing precipitation and vegetation data with lagrangean atmospheric transport simulations. To estimate the productive and economic losses as a function of the detected climate scenario, we used longitudinal econometric models. Overall, our analyzes revealed a significant downward trend in rainfall for 46.7% of the time series evaluated, but these proportions varied by region: 17.1% for the Amazon, 51.4% for the transition, and 66.7% for the Cerrado. Our results also revealed a strong association between deforestation and rainfall reduction, with local decreases that can easily exceed -10 mm/year in less forested regions. We also find that the eastern portion of the transition between the Cerrado and Amazon biomes was the most affected in this regard, and that air masses that pass through more deforested areas in the Amazon produce twice less rainfall than air masses that pass through forested regions - which evidences a rupture of the water recycling mechanism maintained by the vegetation. Our results indicate a tendency that these consequences may progress towards

the center of the Amazon biome if the current scenario of uncontrolled deforestation and burning in the region persists, a condition that could lead the system to a tipping point of the forest and a new steady state of the ecosystems. Already our econometric forecasts indicated significant productive losses, especially in the location of greatest poverty and climate criticality (east of the transition), which will generate billions losses for agribusiness and further intensify regional socioeconomic inequalities. However, we emphasize that all this critical scenario of environmental and socioeconomic change can be minimized, provided that measures regarding the protection of forested areas and the current model of land use and occupation are urgently restructured.

Keywords: arc of deforestation, climate changes, land use, precipitation, time series.

I. INTRODUÇÃO GERAL

A conversão de florestas nativas da Amazônia na fronteira agrícola brasileira é um dos maiores fenômenos de expansão do agronegócio no mundo e tem produzido importante riqueza econômica para o Brasil. Por outro lado, a perda de florestas nativas vem resultando em perdas de serviços ecossistêmicos da floresta, como produção de chuvas e regulação de temperatura. Muitos destes efeitos estão sendo quantificados pela ciência, mas ainda restam muitas dúvidas e lacunas de conhecimento acerca dos mecanismos ecológicos e socioeconômicos envolvidos neste processo. Por exemplo, Bonini et al. (2014) revelaram e quantificaram a relação direta entre desmatamento e redução das chuvas em uma série temporal no município de Colíder-MT, na fronteira agrícola amazônica. Contudo, ainda é necessário abordar as causas socioeconômicas deste processo e revelar os mecanismos ecológicos que impulsionam as alterações do clima.

Em dimensões pancontinentais, as recentes mudanças climáticas podem ser atribuídas tanto a fenômenos de ordem natural (e.g. El Niño) quanto antrópicos (Stern & Kaufmann, 2014; Ruddiman et al. 2016). Esta intervenção antropogênica em macroescala atua principalmente na modificação da composição atmosférica por meio da emissão de partículas e de gases poluentes (Naik et al. 2013), e tem sido considerada forte o suficiente para exceder até mesmo os efeitos da variabilidade climática natural do planeta (Karl & Trenberth, 2003). Adicionalmente, em escalas menores, outros fatores podem operar neste cenário, como a urbanização e o desmatamento (Mishra et al. 2010; Dubreil et al. 2012; Deng et al. 2013). Estes processos afetam a dinamicidade da interface biosfera-atmosfera de tal forma e em tal velocidade e magnitude que inúmeros cientistas têm sugerido o estabelecimento de uma nova era geológica, na qual os humanos assumem um papel preponderante como agente modificador dos aspectos ecológicos globais: o Antropoceno (Malhi, 2017).

O grau de interferência humana e o ritmo de mudanças ambientais aumentaram muito em meados do século XX, a chamada “Grande Aceleração” (McNeill & Engelke, 2016). Este período foi marcado por um pronunciado avanço tecnológico e pela intensificação das atividades industriais, especialmente na Europa, América do Norte, Rússia e Japão. Para suprir a demanda destes polos de desenvolvimento socioeconômico, grandes áreas de florestas tropicais foram convertidas em culturas agrícolas ou centros de exploração mineral, especialmente na Austrália, África do Sul e América do Sul (Steffen et al. 2011). Com isso ficou estabelecido um novo e crítico panorama de devastação florestal e de mudanças

ambientais nos trópicos, cuja magnitude tem atingido patamares sem precedentes e pontos de inflexão locais e regionais diferentes.

Este cenário de desmatamento e fragmentação é ainda mais crítico em florestas secas (Gillespie et al. 2012), como as sujeitas à sazonalidade climática mais intensa na zona de transição Amazônia-Cerrado (Marques et al. 2019). Estes tipos vegetacionais são dominados por vegetações que recebem diferentes denominações e classificações regionais e englobam desde fisionomias campestres e savânicas até florestas semidecíduais de grande porte (Menaut et al. 1995; Murphy & Lugo, 1995; Sampaio, 1995), quase todas de caráter transicional (Sánchez-Azofeifa et al. 2013, Marques et al. 2017). De forma geral, estas fitofisionomias experimentam um clima tropical, com verão chuvoso, período seco de 5 a 8 meses e precipitação anual abaixo dos 1600 mm (Murphy & Lugo, 1986; Mooney et al. 1995; Pennington et al. 2006; FAO, 2012). De acordo com estas classificações, diversas fitofisionomias em território brasileiro podem ser consideradas florestas secas, como a caatinga arbórea, as florestas ecotonais de cerradão (sensu Marques et al. 2019), as florestas estacionais decíduais e até mesmo algumas florestas estacionais semidecíduais (Vieira, 2006; Torello-Raventos et al. 2013). Aqui, para efeito fitogeográfico, consideramos as florestas da zona de transição Amazônia-Cerrado como “florestas de transição”, envolvendo tanto as florestas estacionais perenifólias (sensu Ivanauskas et al. 2008), quanto os cerradões e demais formações florestais da região (e.g. florestas do Araguaia, sensu Morandi et al. 2016). Para as demais florestas do interior da Amazônia, estamos utilizando aqui a nomenclatura de “florestas ombrófilas” (sensu Radambrasil, 1978).

As florestas de transição estão particularmente ameaçadas por se situarem em regiões de clima favorável ao cultivo das principais espécies agrícolas e por possuírem um elevado grau de inflamabilidade, fator que facilita sua supressão (Murphy & Lugo, 1986). Além disso, estas vegetações são consideradas pouco protegidas (Miles et al. 2006) e menos atrativas para o mercado de carbono (Wertz-Kanounnikoff & Kongphan-Apirak, 2009; Blackie et al. 2014). Estima-se que mais de metade das florestas de transição do mundo já tenham sido desmatadas (Malhi et al. 2014), e que esta proporção seja ainda maior nas Américas (aprox. 66%) (Portillo-Quintero e Sánchez-Azofeifa, 2010). As altas taxas de desmatamento nesta região estão relacionadas com o modelo de desenvolvimento econômico baseado na produção agropecuária intensiva e na exportação de *commodities* (e.g. soja, carne), contrapondo-se às atividades predominantes na África e na Ásia (agricultura local e de subsistência) (Kissinger et al. 2012).

No Brasil, grande parte das florestas de transição ocorre em áreas disjuntas e separam as formações vegetacionais típicas da Amazônia e da Mata Atlântica das fitofisionomias exclusivas da Caatinga e do Cerrado (Ratter et al. 1978; Ratter, 1992; Prado & Gibbs, 1993; Marimon et al. 2006), dando origem a gradientes, interpenetrações e mosaicos ecotonais (Ab'Saber 1977; 2003). Neste âmbito destaca-se a transição Amazônia-Cerrado, um dos maiores e mais importantes mosaicos ecotonais do mundo (Ackerly et al. 1989). Esta é a maior transição savana-floresta do planeta, com uma zona de contato que ultrapassa 6000 km de extensão (Marques et al. 2019). Esta região é caracterizada pelo forte intercâmbio de espécies, onde diferentes fitofisionomias convivem sob condições ambientais semelhantes (Furley et al. 1992). O fato de sua vegetação ser constituída por uma matriz subordinada a diferentes influências florísticas e climáticas (Ab'Saber, 1977, 2003; Liebmann & Mechoso, 2011) lhe confere composição e dinâmica bastante peculiares (Marimon et al. 2014; Valadão et al. 2016; Oliveira et al. 2017), o que torna a região particularmente mais suscetível a mudanças estruturais e florísticas diante de externalidades negativas (e.g. oscilações climáticas).

Este ecótono tropical coincide atualmente com uma das maiores fronteiras agrícolas do mundo, conhecida como “Arco do Desmatamento” (Fearnside, 2005). Ao longo das três últimas décadas esta região perdeu aproximadamente 400.000 km² de sua cobertura vegetal original (Gomez et al. 2015; PRODES, 2018), com destaque para a perda de florestas ecotonais, que foi proporcionalmente maior (41,2%) do que a perda de florestas densas e savanas (39,9 e 40,9%, respectivamente) (Marques et al. 2019). Inúmeros pesquisadores apontam que a pecuária em larga escala foi e ainda é o fator de maior importância na construção deste cenário (Rivero et al. 2009; Barona et al. 2010; Armenteras et al. 2013; Carvalho et al. 2016), correspondendo a cerca de 70% do total da área desmatada (Aguilar et al. 2007). Contudo, a expansão dos monocultivos de grãos, principalmente de soja, também é parte importante deste processo, pois atua como um propulsor indireto deste fenômeno (Barona et al. 2010; Macedo et al. 2012), onde o cultivo de grãos sucede as áreas desmatadas para a pecuária. O desmatamento nesta região tem avançado incessantemente em direção às florestas ombrófilas da Amazônia (TerraBrasilis, 2019) e tem sido apontado como um dos principais *drivers* das alterações climáticas observadas no sul deste bioma (Moraes et al. 2013; Bonini et al. 2014; Brando et al. 2016; Chambers & Artaxo, 2017), pois altera o balanço hidrológico/energético dos ecossistemas e enfraquece as interações biosfera-atmosfera (Llopart et al. 2018).

Tais interações englobam uma série de mecanismos físicos e biogeoquímicos que impulsionam os *feedbacks* entre os componentes climáticos e a cobertura vegetal (Konings et al. 2011; Proulx et al. 2015), o que sugere, teoricamente, que estados de equilíbrio dinâmicos possam ser alcançados (Rustad, 2006). Na Amazônia, a evapotranspiração da floresta gera vapor de água em quantidades tão grandes que chega ao ponto de equilibrar a dinamicidade climática não só de toda a Bacia Amazônica, mas também de parte da América do Sul, mantendo mais constantes a distribuição de chuvas e a regulação térmica de toda a sua vasta região de abrangência (Tuenter et al. 2007; Spracklen & Garcia-Carreras, 2015). Esta estabilidade é um fator importante para a manutenção estrutural das florestas, constituindo também um atrativo para o agronegócio, tendo em vista que fornece segurança hídrica para a promoção das atividades agrícolas (CNI, 2018). No entanto, caso esta condição seja rompida por desmatamento em larga escala ou por fogo, um efeito climático negativo poderá ser desencadeado sobre a antroposfera (Baccini & Brunner, 2012), especialmente em termos de redução local de chuvas (Khanna et al. 2018).

Há mais de 25 anos que autores como Dickinson & Henderson-Sellers (1988) e Nobre et al. (1991) já vêm alertando para os efeitos climáticos do desmatamento em larga escala. Estes autores, ao lado de Hahmann & Dickinson (1997), sustentam que a substituição de florestas por pastagens ou lavouras altera sobremaneira o clima local (veja também Costa & Foley 2000), com efeitos negativos, como a diminuição da evapotranspiração e o aumento do albedo, que por sua vez, elevam a temperatura do ar e o fluxo de calor sensível da superfície (Silvério et al. 2015). Autores como Gash & Nobre (1997) revelam ainda que a conversão de florestas em pastagens e lavouras diminui a rugosidade do terreno, resultando em uma redução do efeito da turbulência atmosférica na formação local de nuvens de chuva. Os autores relatam também que o desmatamento altera as propriedades hidráulicas do solo, com conseqüente redução da umidade disponível. Todos estes fatores somados revelam o mecanismo meteorológico por trás da redução da precipitação local decorrente da conversão de floresta nativa para uso agropecuário, e apontam para um iminente colapso hidrológico nas regiões vastamente desflorestadas, como é o caso da transição Amazônia-Cerrado.

Considerando que estas mudanças hidrológicas podem afetar o ambiente e a sociedade, compreender como o desmatamento altera o regime de chuvas e de que maneira as informações científicas podem se conectar para mitigar os efeitos do uso da terra é extremamente importante, especialmente para o planejamento ambiental e político-estratégico da região. Neste sentido, estudos que combinem dados pluviométricos de superfície com informações geoprocessadas de uso da terra, como o que apresentaremos ao longo desta tese,

podem preencher grandes lacunas de conhecimento e, conseqüentemente, ajudar na validação de modelos climáticos do tipo *downscaling*.

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a magnitude do impacto causado pelo desmatamento em larga escala sobre a dinâmica de chuvas dos municípios da transição Amazônia-Cerrado, bem como identificar se os efeitos climáticos decorrentes do desmatamento nesta região podem se estender para outras localidades, como o Cerrado do Brasil Central. Toda esta pesquisa foi pautada sob uma perspectiva espaço-temporal com componentes socioeconômicos de viés ambiental, onde buscamos responder as seguintes e principais perguntas: (1) O desmatamento causa rupturas no ciclo hidrológico e reduz os totais de chuvas dos municípios da transição Amazônia-Cerrado? (2) O comportamento meteorológico destes municípios nas últimas décadas foi semelhante ao longo de toda a extensão da transição? (3) O desmatamento nesta região pode afetar a dinâmica de chuvas de regiões adjacentes? (4) Quais são as implicações para a conservação das florestas diante de diferentes cenários de desmatamento e mudanças climáticas?

A fim de contemplar todos estes aspectos, a tese foi estruturada em três capítulos com abordagens complementares (Fig. I). O primeiro, intitulado “Complexidade multifacetada da transição Amazônia-Cerrado: clima, ambiente e sociedade”, teve como objetivo unificar as informações disponíveis na literatura sobre os aspectos climáticos, ambientais e socioeconômicos da referida região. O segundo capítulo, intitulado “Transição Amazônia-Cerrado: desmatamento e colapso do ciclo hidrológico”, é a pedra fundamental desta tese e está voltado à quantificação dos efeitos do desmatamento sobre o clima na região sul da Amazônia, com foco na distribuição regional de chuvas. O terceiro e último capítulo, intitulado “O que esperamos para o futuro?”, foi destinado à análise de cenários ecológicos e socioeconômicos frente às mudanças climáticas regionais previstas e à discussão com viés socioambiental dos principais desafios e oportunidades diante deste panorama.

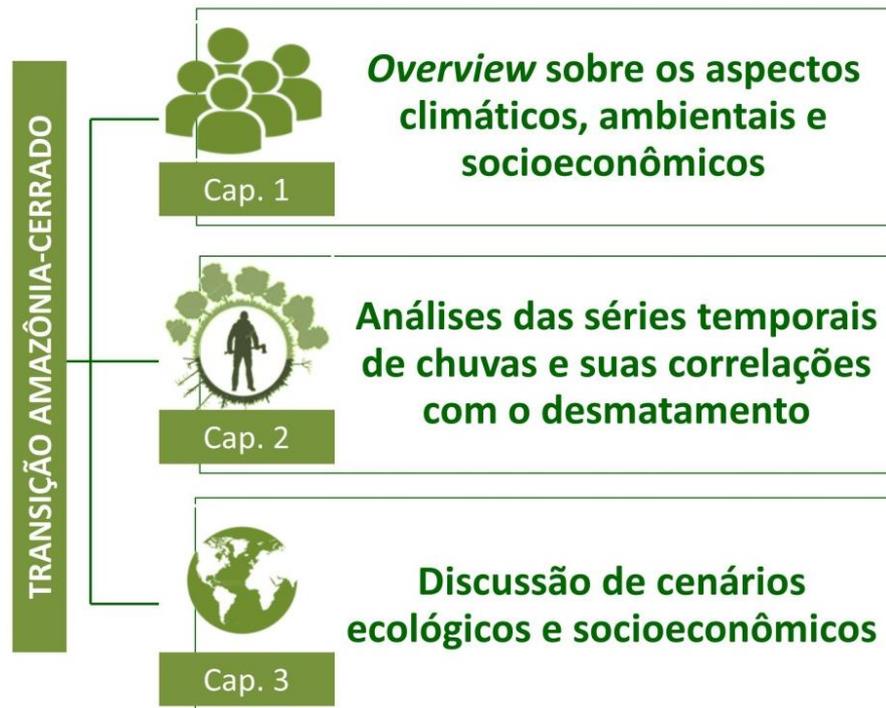


Figura I. Esquema simplificado das abordagens dos capítulos da presente tese.

II. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Saber AN. 1977. Os Domínios Morfoclimáticos da América do Sul. Primeira aproximação. *Geomorfologia* 52: 1-21.
- Ab'Saber AN. 2003. Os Domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. 1 ed. Ateliê Editorial, São Paulo. 159 pp.
- Ackerly D, et al. 1989. The forest-cerrado transtion zone in Southern Amazonia: results of the 1985 Projeto Flora Amazônica Expedition to Mato Grosso. *Brittonia* 41: 113-128.
- Aguiar AP, et al. 2007. Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. *Ecol Model* 209: 169-188.
- Armenteras D, et al. 2013. Landscape dynamics in northwestern Amazonia: an assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. *PLoS One* 8(1): e54310.
- Baccini P, Brunner PH. 2012. Metabolism of the anthroposphere: analysis, evaluation, design. MIT Press. 392 pp.
- Barona E, et al. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* 5(2): 024002.

- Blackie R, et al. 2014. As florestas tropicais secas: O estado de conhecimento global e recomendações para futuras pesquisas. No. CIFOR Discussion Paper. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Bonini I, et al. 2014. Rainfall and deforestation in the municipality of Colíder, Southern Amazon. *Rev Bras Meteorol* 29(4): 483-493.
- Brando P, et al. 2016. Climate impacts of expanded soy agriculture in the arc of deforestation in Brazil. EGU General Assembly Conference Abstracts, vol. 18.
- Carvalho TS, et al. 2016. Desmatamento e a contribuição econômica da floresta na Amazônia. *Estudos Econômicos* 46(2): 499-531.
- Chambers JQ, Artaxo P. 2017. Deforestation sizes influence rainfall. *Nat Clim Chang* 7: 175-176.
- CNI - Confederação Nacional da Indústria. 2018. Segurança hídrica: novo risco para a competitividade. CNI, Brasília. 56 pp.
- Costa MH, Foley JA. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. *J Clim* 13(1): 18-34.
- Deng X, et al. 2013. Systematic Modeling of Impacts of Land Use and Land Cover Changes on Regional Climate: A Review. *Adv Meteorol* 2013: ID 317678.
- Dickinson RE, Hederson-Sellers A. 1988. Modelling tropical deforestation: A study of GCM land-surface parametrizations. *Q J Royal Meteorol Soc* 114(480): 439-462.
- Dubreuil V, et al. 2012. Impact of land-cover change in the Southern Amazonia climate: a case study for the region of Alta Floresta, Mato Grosso, Brazil. *Environ Monit Assess* 184(2): 877.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the UN. 2012. Global ecological zones for FAO forest reporting: 2010 update. Forest Resources Assessment Working Paper 179. FAO, Rome. 42 pp.
- Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and Consequences. *Conserv Biol* 19(3): 680-688.
- Furley PA, et al. 1992. Nature and dynamics of forest-savanna boundaries. Springer Netherlands. 616 pp.
- Gash JHC, Nobre CA. 1997. Climate Effects of Amazonian Deforestation: Some Results from ABRACOS. *Bull Amer Meteor Soc* 78(5): 823-830.
- Gillespie TW, et al. 2012. The rarest and least protected forests in biodiversity hotspots. *Biodivers Conserv* 21: 3597-3611.

- Gomez V, et al. 2015. A long-term perspective on deforestation rates in the Brazilian Amazon. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences*, vol. XL-7/W3: 539-544.
- Hahmann AN, Dickinson RE. 1997. RCM2-BATS model over tropical South America: Applications to tropical deforestation. *J Clim* 10(8): 1944-1964.
- Ivanauskas NM, et al. 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amaz*. 38(3): 387-402.
- Karl TR, Trenberth KE. 2003. Modern global climate change. *Science* 302(5651): 1719-1723.
- Khanna J, et al. 2018. Regional hydroclimatic variability due to contemporary deforestation in Southern Amazonia and associated boundary layer characteristics. *J Geophys Res* 123(8): 3993-4014.
- Kissinger GM, et al. 2012. Drivers of deforestation and forest degradation: a synthesis report for REDD+ policymakers. Lexeme Consulting. 46 pp.
- Konings AG, et al. 2011. Drought sensitivity of patterned vegetation determined by rainfall-land surface feedbacks. *J Geophys Res*. 116: G04008.
- Llopart M, et al. 2018. Land use change over the Amazon Forest and its impact on the local climate. *Water* 10: 149.
- Liebmann B, Mechoso C. 2011. The South American monsoon. In: *The Global Monsoon System: Research and Forecast* (pp. 137-157). 2nd World Scientific Publishing Co.
- Lima LS, et al. 2014. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. *Landsc Ecol* 29: 261-274.
- Macedo MN, et al. 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proc Natl Acad Sci* 109(4): 1341-1346.
- Malhi Y. 2017. The concept of the Anthropocene. *Annu Rev Environ Resour* 42: 77-104.
- Malhi Y, et al. 2014. Tropical forests in the Anthropocene. *Annu Rev Environ Resour* 39: 125-159.
- Marimon BS, et al. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Edinburgh J Bot* 63: 323-341.
- Marimon BS, et al. 2014. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* 7: 281-292.
- Marques EQ, et al. 2019. Redefining the Cerrado-Amazonia transition: implications for conservation. *Biodivers Conserv*: 1-17.

- McNeill JR, Engelke P. 2016. The Great Acceleration: an environmental history of the Anthropocene since 1945. Harvard University Press. 288 pp.
- Menaut JC, et al. 1995. Savannas, woodlands and dry forests in Africa. In: Bullock S, et al. (eds). Seasonally dry tropical forests (pp. 64-92). Cambridge University Press, New York.
- Miles L, et al. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J Biogeogr* 33(3):491–505.
- Mishra V, et al. 2010. A regional scale assessment of land use/land cover and climatic changes on water and energy cycle in the upper Midwest United States. *Int J Climatol* 30(13): 2025-2044.
- Mooney HA, et al. 1995. Introduction. In: Bullock S, et al. (eds). Seasonally dry tropical forests (pp. 1-8). Cambridge University Press, New York.
- Moraes EC, et al. 2013. Amazonian deforestation: Impact of global warming on the energy balance and climate. *J Appl Meteor Climatol* 52(3): 521-530.
- Morandi PS, et al. 2016. Patterns of tree species composition at watershed-scale in the Amazon ‘arc of deforestation’: implications for conservation. *Environ Conserv* 43: 317-326.
- Murphy PG, Lugo AE. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annu Rev Ecol Syst* 17: 67-88.
- Murphy PG, Lugo AE. 1995. Dry forests of Central America and Caribbean islands. In: Bullock S, et al. (eds). Seasonally dry tropical forests (pp. 9-34). Cambridge University Press, New York.
- Naik V, et al. 2013. Impact of preindustrial to present-day changes in short-lived pollutant emissions on atmospheric composition and climate forcing. *J Geophys Res Atmos* 118(14): 8086-8110.
- Nobre CA, et al. 1991. Amazonian deforestation and regional climate change. *J Clim* 4: 957-988.
- Oliveira B, et al. 2017. Unraveling the ecosystem functions in the Amazonia-Cerrado transition: evidence of hyperdynamic nutrient cycling. *Plant Ecol* 218: 225–239.
- Pennington RT, et al. 2006. An Overview of the Plant Diversity, Biogeography and Conservation of Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests. In: Pennington RT, et al. (eds). Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation (pp. 1-29). Systematics Association Special, vol. 69. Taylor & Francis Group, Florida.
- Portillo-Quintero C, Sánchez-Azofeifa G. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biol Conserv* 143: 144–55.

- PRODES - Projeto de Estimativa do Desflorestamento da Amazônia. Disponível em <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>> Acesso em 28/12/2018.
- Proulx R, et al. 2015. Long Time-Scale Recurrences in Ecology: Detecting Relationships Between Climate Dynamics and Biodiversity Along a Latitudinal Gradient. In: *Recurrence Quantification Analysis* (pp. 335-347). Springer International Publishing.
- Prado DE, Gibbs PE. 1993. Patterns of Species Distributions in the Dry Seasonal Forests of South America. *Ann Missouri Bot Gard* 80(4): 902-927.
- Radambrasil, Projeto. 1978. Folha SA. 20 Manaus: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral.
- Ratter JA, et al. 1978. Observations on the vegetation of the Northeastern Mato Grosso. II. Forest and soils of the Rio Sulá-Missu area. *Proc R Soc Lond B* 203(1151): 191-208.
- Ratter JA. 1992. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brazil. In: Furley P, et al. (eds). *Nature and Dynamics of Forest-Savanna Boundaries* (pp. 417-429). Springer Netherlands.
- Rivero S, et al. 2009. Pecuária e Desmatamento: Uma Análise das Principais Causas Diretas do Desmatamento na Amazônia. *Nova Economia* 19(1): 41-66.
- Ruddiman WF, et al. 2016. Late Holocene climate: Natural or anthropogenic? *Rev Geophys* 54(1): 93-118.
- Rustad LE. 2006. From transient to steady-state response of ecosystems to atmospheric CO₂-enrichment and global climate change: conceptual challenges and need for an integrated approach. In: *Plants and Climate Change* (pp. 43-64). Springer Netherlands.
- Sampaio ESB. 1995. Overview of the Brazilian caatinga. In: Bullock S, et al. (eds). *Seasonally dry tropical forests* (pp. 35-63). Cambridge University Press, New York.
- Sánchez-Azofeifa A, et al. 2013. *Tropical dry forests in the Americas: ecology, conservation, and management*. 1 ed. CRC Press. 556 pp.
- Silvério DV et al. 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. *Environ Res Lett* 10: 104015.
- Spracklen DV, Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazon deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* 42: 9546-9552.
- Steffen W, et al. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Phil Trans R Soc A* 369: 842-867.
- Stern D, Kaufmann R. 2014. Anthropogenic and natural causes of climate change. *Clim Change* 122(1-2): 257-269.

- TerraBrasilis. Plataforma. Disponível em <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>> Acesso em 10/05/2019.
- Torello-Raventos M, et al. 2013. On the delineation of tropical vegetation types with an emphasis on forest/savanna transitions. *Plant Ecol Divers* 6(1): 101-137.
- Tuenter E, et al. 2007. Simulating sub-Milankovitch climate variations associated with vegetation dynamics. *Clim Past* 3: 169-180.
- Valadão MBX, et al. 2016. Biomass hyperdynamics as a key modulator of forest self-maintenance in a dystrophic soil in the Amazonia-Cerrado transition. *Scientia Forestalis* 44: 475–485.
- Vieira DLM. 2006. Regeneração natural de florestas secas: implicações para a restauração. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília. 114 f.
- Wertz-Kanounnikoff S, Kongphan-Apirak M. 2009. Emerging REDD+: A preliminary survey of demonstration and readiness activities. CIFOR Working Paper 46.

CAPÍTULO 1 - COMPLEXIDADE MULTIFACETADA DA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO: CLIMA, AMBIENTE E SOCIEDADE

RESUMO

A transição Amazônia-Cerrado é a maior e mais diversificada transição savana-floresta do planeta e coincide atualmente com uma das maiores fronteiras agrícolas dos trópicos, conhecida como “Arco do Desmatamento”. Estima-se que quase metade de sua cobertura florestal original já tenha sido suprimida e que em nenhum lugar do mundo o desaparecimento de florestas tenha sido tão rápido, fenômeno frequentemente apontado como um dos principais *drivers* das alterações climáticas observadas na região. Por outro lado, as atividades agrícolas têm fomentado substancialmente o seu desenvolvimento socioeconômico, proporcionando-lhe razoável estabilidade financeira diante da atual crise econômica latino-americana. O dilema entre estas diferentes perspectivas revela a complexidade multifacetada da região, onde as dinâmicas dos componentes geoambientais e sociais são muito intensas e, até certo ponto, interdependentes. Assumindo que o grau de devastação ambiental neste ecótono tem repercutido negativamente sobre a antroposfera e que a conexão de informações científicas pode ser útil na resolução de problemáticas multifacetadas, nossa proposta foi unificar e sintetizar as principais informações sobre seus aspectos climáticos, ambientais e socioeconômicos, bem como identificar suas relações e os principais desafios frente à atual perspectiva de mudanças socioambientais.

Palavras-chave: adaptabilidade social, desmatamento, economia, florestas ecotonais, mudanças climáticas.

CHAPTER 1 - MULTIFACETED COMPLEXITY OF THE AMAZON-CERRADO TRANSITION: CLIMATE, ENVIRONMENT AND SOCIETY

ABSTRACT

The Amazon-Cerrado transition is the world's largest and most diversified savanna-forest transition and currently coincides with one of the largest agricultural frontiers in the tropics, known as the "Arc of Deforestation". It is estimated that almost half of its original forest cover has already been suppressed and that nowhere in the world has the disappearance of forests been so rapid, the phenomenon often cited as one of the main drivers of climate change observed in the region. On the other hand, agricultural activities have substantially fostered their socioeconomic development, providing them with reasonable financial stability in the face of the current Latin American economic crisis. The dilemma between these different perspectives reveals the multifaceted complexity of the region, where the dynamics of the geoenvironmental and social components are very intense and to some extent interdependent. Assuming that the degree of environmental devastation in this ecotone has negatively reflected on the anthroposphere and that the connection of scientific information can be useful in solving multifaceted problems, our proposal was to unify and synthesize the main information about its climatic, environmental and socioeconomic aspects, as well as to identify their relationships and the main challenges facing the current perspective of social and environmental changes.

Keywords: climate changes, deforestation, economy, ecotonal forests, social adaptability.

1.1. INTRODUÇÃO

Áreas de transição ecológica, conhecidas também como ecótonos ou zonas de tensão, ocorrem em múltiplas escalas espaciais e englobam desde as regiões de contato entre diferentes microhabitats até as fronteiras continentais entre os grandes biomas terrestres (Gosz, 1993; Risser, 1995). Apesar de uma infinidade de termos e classificações (Kent et al. 1997; Kark, 2013), estas áreas de transição têm sido mais frequentemente e genericamente descritas como zonas de contato entre diferentes fitofisionomias (escala local) ou biomas (escala regional) onde ocorre uma relação ativa entre as comunidades e todo o ambiente, incluindo fatores climáticos, orográficos e edáficos (Risser, 1995; Andersen, 2005; Kark & Rensburg, 2006). Estas zonas de contato detêm larga amplitude de nichos e de disponibilidade de recursos (Longman & Jenik, 1992) e são extremamente dinâmicas, biodiversas e sensíveis a alterações abióticas (Holland et al. 1991; Furley et al. 1992; Peters et al. 2006). Tais características lhes constitui excelentes indicadores de mudanças ambientais (Wasson et al. 2013), o que explica a intensificação dos estudos de zonas ecotonais nas últimas décadas, especialmente em regiões neotropicais.

Neste cenário, as transições entre formações florestais e savânicas talvez sejam as mais emblemáticas (Oliveras & Malhi, 2016). Estes dois tipos vegetacionais são extremamente abundantes nos trópicos, sendo responsáveis por aproximadamente 60% de toda a produtividade terrestre (Beer et al. 2010), e podem coexistir sob diferentes feições (e.g. mosaicos, gradientes). Em macroescala, estas paisagens transicionais são condicionadas principalmente pelo clima (Hirota et al. 2011) e geralmente se apresentam como um grande *continuum* entre as formações campestres e florestais, onde a ocorrência de indivíduos lenhosos varia de inexistente até completa (Veenendaal et al. 2014). Em nível local, a coocorrência destas formações vegetacionais tão diferentes é controlada principalmente por eventos de fogo e pela disponibilidade de água e nutrientes do solo (Puyravaud et al. 1994; Lehmann et al. 2011). Além disso, fatores como herbivoria, relevo, tipos de solo e história evolutiva (Oliveras & Malhi, 2016) ou a associação destes (Marimon-Junior et al. 2019) também podem ser determinantes importantes, revelando a complexidade da dinâmica destes ecótonos.

Estas paisagens transicionais entre savanas e florestas são amplamente distribuídas pelo mundo e podem ser encontradas na América do Sul, África, Austrália e Ásia (Torello-Raventos et al. 2013). A maior delas se encontra em território sul-americano, entre os biomas Cerrado e Amazônia, e se estende da porção leste da Bolívia até o nordeste do Brasil,

formando um arco com mais de 6000 km de extensão (Marques et al. 2019). O Cerrado, situado na região centro-leste da América do Sul, é caracterizado por uma acentuada sazonalidade de precipitação e predominância de formações savânicas, enquanto a Amazônia encontra-se mais ao norte do continente e apresenta baixa sazonalidade e vegetação predominantemente florestal (Ab'Saber, 1970; 2003). A zona de contato entre estes biomas é caracterizada por uma elevada heterogeneidade de fitofisionomias (Ackerly et al. 1989; Ratter, 1992) e por uma peculiar hiperdinâmica de biomassa e ciclos biogeoquímicos (Marimon et al. 2014; Valadão et al. 2016; Oliveira et al. 2017), fatores que lhes confere papel importante nas conexões florísticas entre os biomas adjacentes (Oliveira-Filho & Ratter, 1995; Eisenlohr, 2012) e na dinâmica de paisagens (Marimon et al. 2006).

No entanto, este importante ecótono tropical está inserido em uma fronteira agrícola de dimensões continentais, conhecida mundialmente como “Arco do Desmatamento” (Fig. 1.1) (Fearnside, 2005; 2017). Nesta região, extensas áreas de floresta nativa têm sido convertidas em pastagens e lavouras por meio de desmatamento direto e queimadas, dando origem a um preocupante cenário de degradação florestal (Coe et al. 2013). Além disso, outras atividades contribuem fortemente para este cenário, como a extração seletiva de madeira e a construção de usinas hidrelétricas (veja mais em Brando et al. 2013). Estima-se que quase metade da cobertura florestal original desta região já tenha sido suprimida (Marques et al. 2019; TerraBrasilis, 2019) e que em nenhum lugar do mundo o desaparecimento de florestas tenha sido tão rápido (Andersen et al. 2002). Os impactos ecológicos e ecossistêmicos deste fenômeno ainda não foram totalmente quantificados ou descritos, mas acredita-se que além de perder diversidade de espécies e de habitats, as florestas da região perderão serviços ecossistêmicos e resiliência (Malhi et al. 2008). Ademais, espera-se que o desmatamento em larga escala tenha reflexos importantes sobre o clima da região, tornando-a mais quente e seca (Fedema et al. 2005; Costa & Pires, 2010; Silvério et al. 2015) e, conseqüentemente, mais suscetível a ocorrência de incêndios florestais (Nepstad et al. 2008; Morton et al. 2013).

Por outro lado, as atividades agrícolas têm fomentado substancialmente o desenvolvimento socioeconômico em quatro estados da transição Amazônia-Cerrado (Mato Grosso, Pará, Maranhão e Rondônia), proporcionando-lhe razoável estabilidade financeira diante da atual crise econômica do país (Pontes et al. 2016). De acordo com dados publicados pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, a soma dos faturamentos brutos da pecuária e da sojicultura na região ultrapassou os R\$ 110 bilhões em 2018, valor que corresponde a 1/5 do faturamento nacional de todos os 26 principais produtos agropecuários

somados (MAPA, 2019). Estas duas atividades são os principais vetores da expansão agrícola no sul da Amazônia e impulsionam a geração de emprego e renda no contexto da cadeia produtiva, o que beneficia, conseqüentemente, as economias locais e os aspectos relacionados à qualidade de vida da população (Andrade, 2005). Este quadro “promissor” de benefícios econômicos imediatos sufoca o discurso de sustentabilidade e enfraquece a atuação de agentes/órgãos públicos da esfera ambiental, dificultando sobremaneira a criação e implementação de dispositivos legais que assegurem a integridade das florestas.

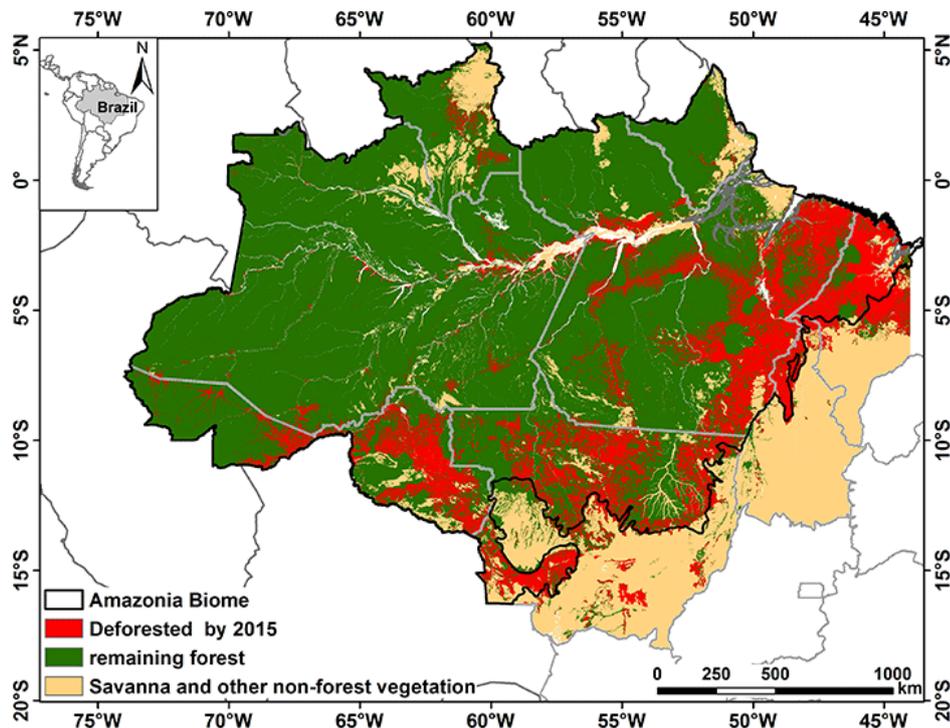


Figura 1.1. Desmatamento até o ano de 2015 na Amazônia Legal. O “Arco do Desmatamento” corresponde à área em forma de arco que se estende ao longo das bordas sul e leste do bioma Amazônico, na região de contato com as formações savânicas do Cerrado. (Extraído de Fearnside, 2017).

O dilema entre estas diferentes perspectivas (ambiental e econômica) tem gerado calorosos debates de repercussão internacional, especialmente diante do cenário de desmatamento e queimadas em 2019. A pressão externa em torno da conservação da Amazônia tem contribuído fortemente na modificação do discurso pautado no binômio “desenvolvimento/colonização” para um discurso de “desenvolvimento/preservação” ou “desenvolvimento/sustentabilidade”, ainda que as condutas internas o venham contradizendo com certa frequência (Barros-Platiau, 2006). Inúmeras iniciativas têm sido tomadas na tentativa de conservar as florestas da Amazônia, tais como o Plano de Ação para Prevenção e

Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), o Plano Amazônia Sustentável (PAS), o Programa Bolsa Floresta (PBF), dentre outros (MMA, 2019). Inclui-se no âmbito destas políticas públicas o recente Projeto de Lei no Brasil aprovado na Câmara Federal em 03/09/2019 (PEC 312/15) destinado a remunerar por serviços ambientais os produtores rurais que mantém florestas preservadas em sua propriedade. No entanto, pouco se tem discutido especificamente sobre a conservação das florestas na transição Amazônia-Cerrado, fato agravado pela brandura e pouca efetividade das leis que protegem as florestas ecotonais (e.g. cerradão) (Marques et al. 2019) e pela ineficiente fiscalização ambiental (Schmitt, 2015). Tal panorama gera muitas incertezas quanto ao futuro político-estratégico e ambiental da região, com potencial desestímulo ao estabelecimento de mercados conservacionistas (e.g. Redd) ou mesmo da produção agropecuária devido à falta de maior segurança climática.

A junção de todos estes aspectos revela que a complexidade da transição Amazônia-Cerrado não se limita apenas à configuração espacial de sua paisagem natural. Nesta região, as dinâmicas dos componentes geoambientais e socioeconômicos são muito intensas e, até certo ponto, interdependentes, dando origem a uma intrincada teia de relações de causa e efeito. Considerando que a conexão de informações científicas pode ser útil na resolução de problemáticas multifacetadas, nossa proposta foi unificar e sintetizar as informações disponíveis na literatura sobre os principais aspectos climáticos, ambientais e socioeconômicos da região, bem como identificar suas relações e os principais desafios frente à atual perspectiva de mudanças ambientais e sociais. Optamos por estruturar esta revisão a partir do diagrama de Venn apresentado a seguir, com ênfase em suas três grandes esferas e suas respectivas intersecções (Fig. 1.2).



Figura 1.2. Diagrama de Venn com as três esferas abordadas na presente revisão e suas respectivas intersecções: ●Clima e Ambiente; ●Clima e Sociedade; ●Ambiente e Sociedade; ●Clima, Ambiente e Sociedade.

1.2. CLIMA

De acordo com a classificação de Köppen (Köppen, 1948), a região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado é composta por dois tipos climáticos: o Am (tropical monçônico/úmido) e o Aw (tropical savânico/semi-úmido). O primeiro tipo ocorre na borda norte da faixa transicional e é caracterizado por uma breve estação seca, que varia de 1 a 3 meses, e pela ocorrência de chuvas intensas no período restante. Por sua vez, o segundo tipo ocorre mais ao sul, à medida que se aproxima do Planalto Central Brasileiro, e apresenta períodos de seca e chuva bem definidos e com durações quase equivalentes (Ayoade, 1996). Nesta região, o ciclo anual de temperatura e precipitação é mais pronunciado do que o observado na porção central da Bacia Amazônica, e por isso sua amplitude é significativamente maior, atingindo, em média, de 3 a 4°C (Nobre et al. 2009), com muitos picos de temperatura acima de 40°C (CPTEC, 2019).

Neste ecótono as chuvas são predominantemente convectivas, diurnas e dependentes da umidade proveniente do Oceano Atlântico e da evapotranspiração das florestas (Fisch et al. 1998; Marengo et al. 2004). Em função de sua posição e de sua grande extensão territorial, a distribuição de chuvas é bastante heterogênea e regulada por uma complexa combinação de mecanismos físico-atmosféricos de circulação em macro e mesoescala (Fig. 1.3), os quais já foram muito bem documentados na literatura, por sinal. Além disso, Negri et al. (2000) destacam que os aspectos topográficos e geomorfológicos desta região também possuem grande influência sobre essa distribuição. Grande parte de seu território situa-se no “corredor central menos chuvoso” descrito por Nimer (1972), que se estende do leste do Acre até o nordeste de Roraima, perfazendo um caminho côncavo entre os estados de Rondônia, Mato Grosso e Pará (Fig. 1.4). Segundo o autor, as características climáticas desta região se devem, sobretudo, à atuação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), de anticiclones subtropicais e das linhas de instabilidade da Massa Equatorial Continental (mEc).

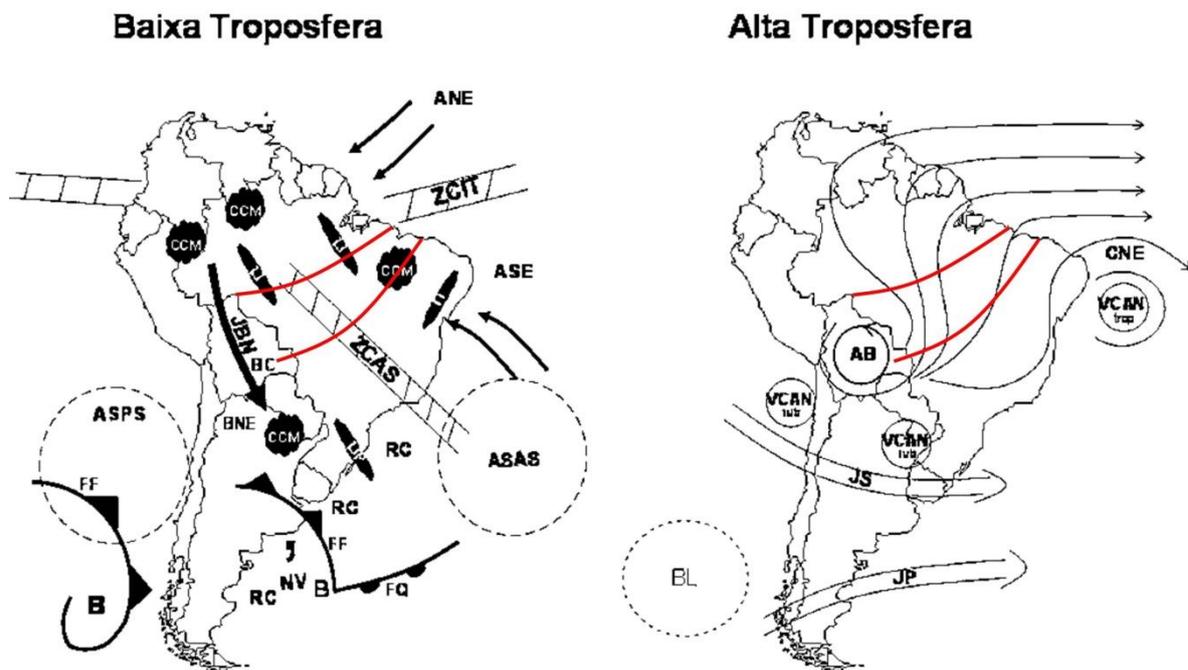


Figura 1.3. Sistemas atmosféricos atuantes na América do Sul. Em destaque a transição Amazônia-Cerrado (linhas vermelhas). **Baixa Troposfera:** ANE= ventos alísios de nordeste; ASE= ventos alísios de sudeste; ASAS= anticiclone subtropical do Atlântico Sul; ASPS: anticiclone subtropical do Pacífico Sul; B= baixa pressão; BC= baixa do Chaco; BNE= região de baixas térmicas no noroeste argentino; CCM= complexo convectivo de mesoescala; FF= frente fria; FQ= frente quente; JBN= jatos de baixo nível; LI= linha de instabilidade tropical; LIP= linha de instabilidade pré-frontal; NV= nuvem vírgula; RC= regiões ciclogênicas; ZCAS= zona de convergência do Atlântico Sul; ZCIT= zona de convergência Intertropical. **Alta Troposfera:** AB= alta da Bolívia; BL= região de bloqueios atmosféricos; CNE= cavado do nordeste do Brasil; JS= jato subtropical; JP= jato polar; VCAN= vórtices ciclônicos de altos níveis subtropicais. (Adaptado de Reboita et al. 2010).

Na parte norte da faixa transicional, especialmente no estado do Maranhão, as chuvas se concentram mais fortemente entre os meses de dezembro e maio, com destaque para o trimestre fevereiro-abril, que é o mais chuvoso. Já no sul da transição mais de 70% do total anual de chuvas ocorre entre novembro e março, especialmente no trimestre dezembro-fevereiro, e quase não há registros de chuvas no trimestre julho-setembro (CPTEC, 2019; INMET, 2019). O ritmo sazonal de toda a região é modulado pela oscilação Madden-Julian (Souza & Ambrizzi, 2006) e caracterizado por uma acentuada regularidade, ao passo que o comportamento meteorológico interanual é bastante variável e comumente associado a oscilações térmicas superficiais dos oceanos Pacífico e Atlântico (Ronchail et al. 2002; Marengo et al. 2016), com destaque para os fenômenos ENSO (El Niño-Southern Oscillation). O aquecimento anômalo do Pacífico Oriental durante a fase El Niño acarreta uma redução de chuvas expressiva na Amazônia, especialmente em suas regiões norte e

sudeste, enquanto o resfriamento durante a fase La Niña pode tornar a Amazônia mais fria e úmida (Foley et al. 2002; Nobre et al. 2009; Marengo et al. 2012a). Em 2015, por exemplo, foi registrado o ano mais quente e seco da história da transição Amazônia-Cerrado, com uma redução drástica de aproximadamente 50% do volume total de chuvas (Freitag, 2018), episódio que coincidiu com um dos mais intensos eventos de El Niño das últimas décadas (Liu et al. 2017). Estas anomalias têm se tornado cada vez mais frequentes e severas (Chen et al. 2017), e estão associadas a perturbações nas circulações de Walker e Hadley e ao deslocamento do fluxo de ondas Rossby sobre as latitudes médias da América do Sul (Grimm et al. 2005) (Fig. 1.5). De acordo com Gloor (2013) este cenário de escassez hídrica tem sido mais proeminente no sul da Amazônia e pode ter relações também com o desmatamento, que por sua vez altera as taxas de recirculação de água e pode ter implicações de longo prazo sobre o ciclo hidrológico da região.

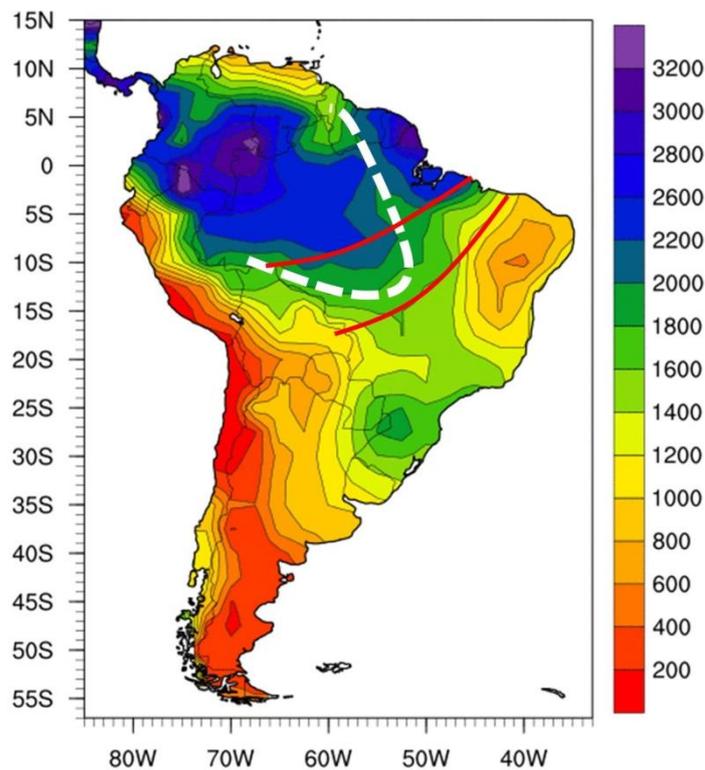


Figura 1.4. Precipitação média anual observada (1976-2009) na América do Sul. Em destaque a transição Amazônia-Cerrado (linhas vermelhas) e o “corredor central menos chuvoso” descrito por Nimer em 1972 (linha branca tracejada). (Adaptado de NOAA/ESRL, 2013).

Sobrepostas às variações meteorológicas interanuais, existem ainda evidências de variações decadais de baixa frequência ao longo da zona de transição, com picos cíclicos de aproximadamente 30 anos (Botta et al. 2002; Foley et al. 2002). Tais variações são

impulsionadas principalmente por oscilações térmicas da superfície do Atlântico Norte e potencializam sobremaneira as variações interanuais observadas no sul da Bacia Amazônica (Marengo et al. 2016). Embora ainda não tenham sido identificadas tendências multi-decais realmente significativas para a região, inúmeros pesquisadores têm apontado, em menor escala, decréscimo de chuvas (Coe et al. 2013; Debortoli et al. 2015; Spracklen & Garcia-Carreras, 2015) e prolongamento da estação seca (Costa & Pires, 2010; Fu et al. 2013), fenômenos que parecem estar associados também à intensificação das atividades antrópicas e podem (ou não) cocorrer (Debortoli et al. 2016).

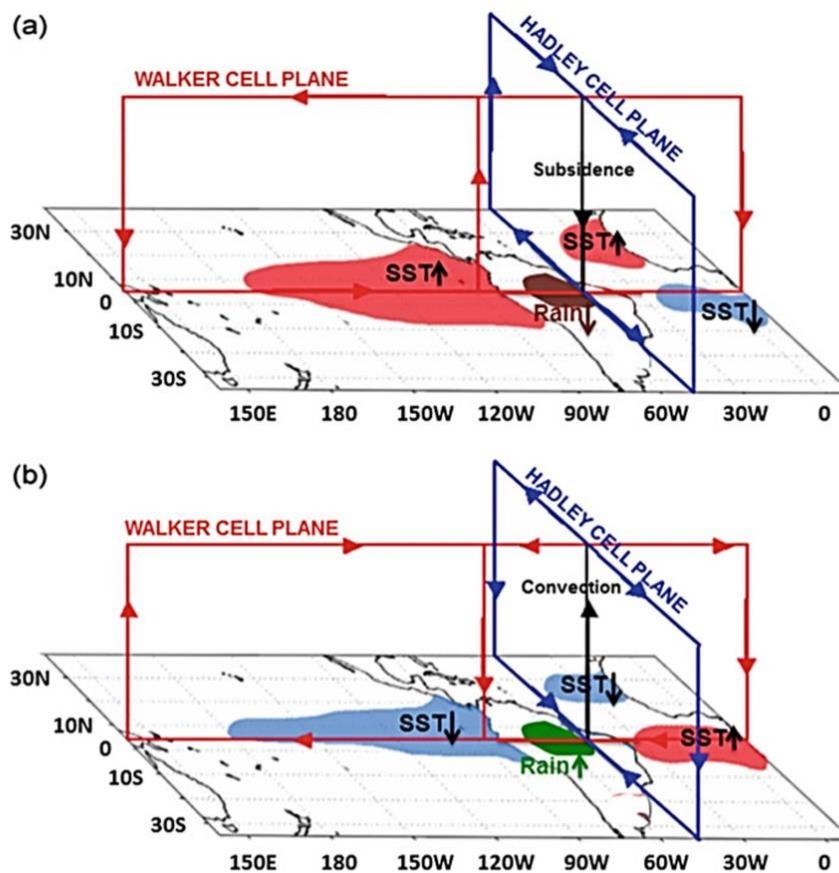


Figura 1.5. Diagramas da circulação regional anômala de Walker e Hadley para os eventos de (a) El Niño e (b) La Niña. As setas azuis/vermelhas indicam as circulações regionais das células de Hadley/Walker, e as setas pretas indicam a circulação vertical anômala. Tons verdes e marrons indicam anomalias positivas e negativas de precipitação na Bacia Amazônica, respectivamente. O padrão de circulação de ambas as células se inverte quando o sistema muda de (a) para (b) e vice-versa, com a célula de Hadley passando de subsidente em El Niño para convectiva em La Niña, e a célula de Walker mudando de direção leste-oeste para oeste-leste alternadamente em ambas as extremidades da circulação. (Extraído de Marengo et al. 2016).

1.3. AMBIENTE

A região de contato entre a Amazônia e o Cerrado é caracterizada por uma elevada heterogeneidade florística, fitofisionômica, edáfica e orográfica. No geral, os principais traços de sua paisagem são delineados por barreiras geográficas (e.g. montanhas e rios) e por extensas chapadas dissecadas (Soares, 1953), como as que separam as bacias do Xingu e Araguaia, por exemplo (Ivanauskas et al. 2008). Estes traços formam recortes de diferentes formatos e tamanhos ao longo desta paisagem transicional, a qual se estende por uma ampla faixa territorial que se torna mais estreita na região nordeste do Brasil (Fig. 1.6). Esta configuração orográfica irregular condiciona fortemente a distribuição espacial de sua vegetação natural (Soares, 1953), que se apresenta como um complexo mosaico de fisionomias savânicas e florestais, onde se destacam as matas de galeria, as matas secas, o cerrado típico e o cerradão (uma forma mais alta e densa de cerrado) (Ratter et al. 1973; Ackerly, 1989).

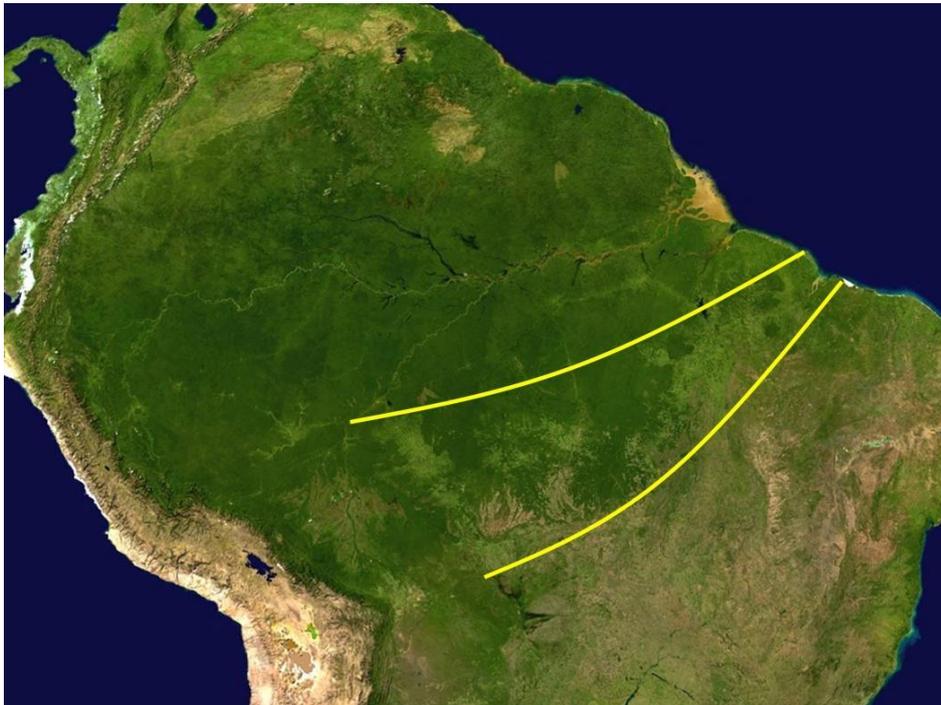


Figura 1.6. Imagem de satélite da América do Sul (recorte) em projeção ortográfica. Em destaque (linhas amarelas) a faixa territorial que compreende as zonas de contato entre as formações típicas da Amazônia e do Cerrado. Os tons de verde indicam a fisionomia predominante da vegetação: Verde escuro = florestas ombrófilas; Verde médio = florestas estacionais, ecotonais e secundárias; Verde claro = savanas e campos. (Adaptado de NASA, 2009).

Esta distribuição heterogênea de fitofisionomias está também fortemente associada às propriedades edáficas do ecótono (Sampaio, 1938; Pessenda et al. 2001). Esta região é formada por bacias sedimentares antigas, cujas composições predominantes são areníticas, distróficas, porosas e pouco higroscópicas (Radambrasil, 1980). Estes terrenos originaram solos extremamente permeáveis e, portanto, incapazes de reter água o suficiente para sustentar uma vegetação de grande porte, como a amazônica (Soares, 1953). Além disso, cabe ressaltar que esta região apresenta distribuição bastante variável em relação aos tipos de solos e sua fertilidade (Santos et al. 2011), fatores que podem propiciar o estabelecimento de diferentes fitofisionomias em espaços relativamente curtos e próximos. Marimon-Júnior & Haridasan (2005), por exemplo, concluíram que a textura do solo é especificamente importante na distribuição local de fitofisionomias savânicas e florestais na transição Amazônia-Cerrado, especialmente por afetar a capacidade de retenção hídrica do mesmo. Este resultado foi corroborado por Mews et al. (2016), que apontaram ainda a importância da fertilidade do solo na delimitação das bordas entre savanas e florestas.

De acordo com Ackerly (1989), a fitofisionomia amazônica de maior destaque nestas paisagens transicionais é a mata seca (Pires, 1974), denominada ainda como “mata seca semidecídua” (Rizzini, 1963), “floresta mesofítica semidecídua” (Eiten, 1972) ou “floresta estacional perenifólia” (Ivanauskas 2002), aqui denominada simplesmente como “floresta de transição”. Este tipo fitofisionômico pode ser observado mais frequentemente na borda superior da faixa transicional (Soares, 1953), formando um *continuum* entre os cerradões (florestas ecotonais, sensu Marques et al. 2019) e as florestas ombrófilas da Amazônia (sempre-verdes). Os cerradões, por sua vez, assumem um caráter estritamente transicional entre as florestas de transição e as formações savânicas típicas do Cerrado (Ratter et al. 1973), e por isso têm sido comumente denotados como “florestas ecotonais” (Marimon et al. 2014; Marques et al. 2019). Atualmente, presume-se que o cerradão represente um estágio sucessional do avanço da Floresta Amazônica sobre o Cerrado, fenômeno observado por inúmeros pesquisadores (Ratter et al. 1971, 1973; Marimon et al. 2006; Franczak et al. 2011; Morandi et al. 2015) e atribuído, em grande parte, à hiperdinâmica desta vegetação (Marimon et al. 2014), à sua hiperciclagem de biomassa e nutrientes (Valadão et al. 2016; Oliveira et al. 2017) e ao sucesso reprodutivo e de colonização de espécies florestais nativas como *Tachigali vulgaris* (Morandi et al. 2015).

No Centro-Oeste brasileiro, a vertente da transição amazônica é caracterizada por uma elevada riqueza, diversidade e endemismo de espécies botânicas (Ratter et al. 2003). Em sua porção setentrional, a paisagem é coberta por uma matriz predominantemente florestal e

intercalada por núcleos savânicos (Hoehne, 1923; Veloso 1963), padrão que se repete constantemente até o sul da faixa transicional, onde as florestas misturam-se gradualmente com a vegetação típica do Pantanal, do Cerrado (Soares, 1953) e da região da Chiquitania, na Bolívia (Dexter et al. 2018). Para a região mato-grossense, Eiten (1975) e Ratter et al. (1973) descreveram dois padrões de transição: um mais comum, caracterizado pela presença de uma estreita formação vegetacional intermediária entre as duas províncias florísticas, a qual Ratter (1971) denominou como “cerradão de *Hirtella glandulosa*” ou “cerradão distrófico”; e o outro pela descontinuidade abrupta entre os dois tipos de vegetação, dada principalmente por barreiras edáficas e geográficas.

No sul e sudeste do Pará ocorrem as mesmas formações de transição entre mata e campo observadas no Centro-Oeste, mas as florestas quase nunca entram em contato com os campos cerrados de maneira abrupta (Soares, 1953). Nestas áreas coabitam espécies típicas das floras amazônica, nordestina e do Brasil Central, como a carnaúba e o babaçu (Arecaceae) (Veloso, 1964). A forte presença destas espécies na transição entre a floresta amazônica e as formações do meio norte e nordeste salienta o seu papel indicador de zonas ecotonais na região (Romariz, 1996; Silva, 2007), especialmente na Baixada Maranhense e nas bacias do Itapecuru e do Parnaíba (Sampaio, 1938). Especificamente no Maranhão, a presença massiva destas palmeiras dá origem a uma vegetação transicional peculiar, conhecida como Mata dos Cocais (Viveiros, 1943), formação dicótilo-palmácea que apresenta fortes relações com os domínios fitogeográficos da Amazônia, do Cerrado e da Caatinga (Araújo et al. 2016).

1.4. SOCIEDADE

As particularidades do processo de colonização da borda sul da Amazônia Brasileira delinearão o atual panorama econômico e social da região, dominado pelo agronegócio exportador, pela intensa comercialização de terras e pela desigualdade socioeconômica. Este cenário se materializou com a implantação de vários programas federais de incentivo fiscal e de “colonização dirigida” nas décadas de 1970 e 80, como por exemplo, o Programa de Integração Nacional (PIN), o Programa de Pólos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia (Polamazônia) e o Grande Carajás (PGC). Os principais eixos destas políticas de integração se direcionaram, sobretudo, para a região meridional da Amazônia, tornando-a extremamente dinâmica e polarizada (Silva, 2015), especialmente nas áreas de influência das rodovias BR 364, BR 163 e BR 230/Transamazônica (Fig. 1.7).

Este processo de ocupação mediado pelo Estado foi espacialmente descontínuo e setorialmente seletivo. O modelo de desenvolvimento socioeconômico proposto para a região foi pautado basicamente na hierarquização potencial de seu território, gerando uma desigualdade intrarregional bastante pronunciada (Lira, 2007; 2009). Enquanto a porção meridional da Amazônia foi conduzida ao estabelecimento de atividades agropecuárias e de extração madeireira, a região leste se tornou um grande polo de extrativismo mineral (Buarque et al. 1995). A natureza transiente das atividades mineradoras e o mau planejamento político-estratégico e ambiental contribuíram fortemente para a desaceleração econômica desta região nas últimas duas décadas, revelando um cenário de abandono, pobreza e degradação ambiental na porção oriental da transição (Veiga et al. 2002).

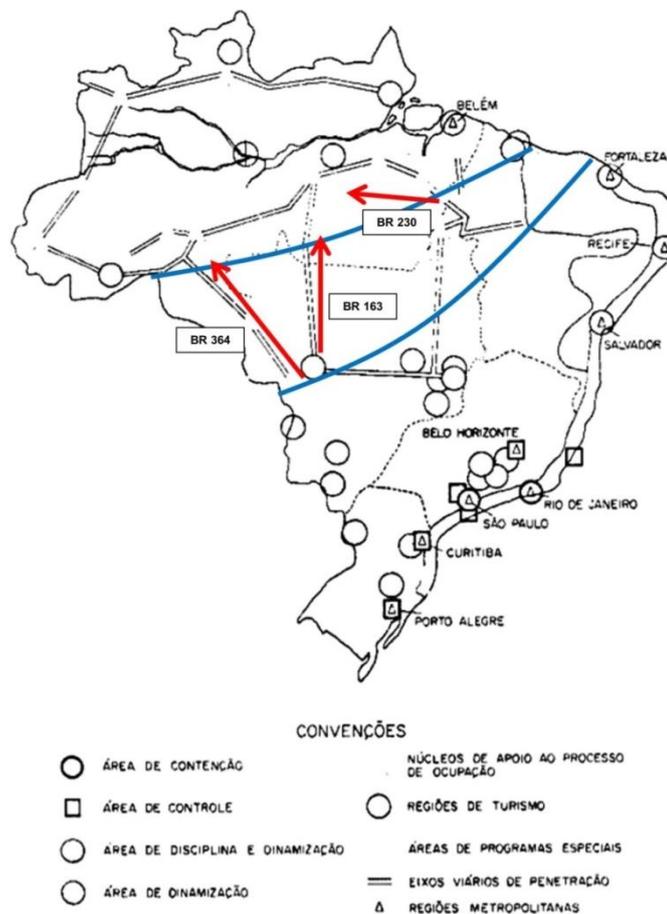


Figura 1.7. Convenções da Política Nacional de Desenvolvimento Urbano de acordo com o II PDA - Plano de Desenvolvimento da Amazônia (1975-79). Em destaque os principais eixos de integração das décadas de 70 e 80 (linhas vermelhas) e a transição Amazônia-Cerrado (linhas azuis). (Adaptado de SUDAM, 1976).

Se nas décadas anteriores a fronteira amazônica apresentava uma dinâmica territorial subordinada ao poder do Estado, atualmente são as grandes empresas nacionais e multinacionais que atuam na organização do seu espaço. O agronegócio voltado à exportação massiva de *commodities* se tornou a principal força política e o motor econômico de toda a região, desencadeando um novo processo de territorialização da cadeia produtiva (Santos & Silveira, 2005). O avanço da produção de grãos, especialmente de soja, passou a ser induzido estrategicamente pelas *tradings* do agronegócio, trazendo infraestrutura, empregos e oportunidades em um contexto mais racional de organização do capital (Silva, 2015). Esta redimensionalização impulsionou ainda mais o crescimento econômico nas bordas sul e sudeste da transição Amazônia-Cerrado, especialmente nos estados do Pará e Mato Grosso, que atualmente são responsáveis por metade do Produto Interno Bruto (PIB) de toda a Amazônia Legal (IBGE, 2016).

Além de moldar esta heterogeneidade geoeconômica, o histórico contemporâneo de ocupação da transição Amazônia-Cerrado a transformou em um território de elevada pluralidade sociocultural. O fluxo de migrantes, especialmente das regiões sul e nordeste, variou muito espacialmente. Enquanto a borda sul da transição foi intensamente ocupada por migrantes da região sul do Brasil, a porção leste foi mais colonizada por migrantes do nordeste (Vale et al. 2012), configuração esta que submeteu a região a diferentes padrões e concepções desenvolvimentistas (Seluchinsk, 2008; Bonini et al. 2013). No entanto, uma considerável miscigenação étnica se estabeleceu com o passar dos anos, processo marcado por inúmeros conflitos culturais e de convivência. De acordo com as narrativas descritas por Silva (2006), há uma percepção clara por parte destes atores sociais a respeito da valorização e estigmatização social em função da procedência geográfica. No caso dos sulistas, que se estabeleceram em setores mais estratégicos da economia local (e.g. comércio, política), prevaleceu uma perspectiva cultural do empreendimento, enquanto os nordestinos assumiram um papel onde predominava o trabalho braçal em condições adversas. Apesar da ressignificação destas relações nos dias de hoje, o reflexo desta antiga configuração social ainda pode ser percebido em muitas localidades da fronteira amazônica, revelando sua complexa alteridade social (Scherer & Oliveira, 2006).

1.5. CLIMA E AMBIENTE

Se por um lado as forçantes climáticas naturais articulam a distribuição em larga escala da vegetação (Woodward et al. 2004), por outro a cobertura vegetal também modifica o

clima através de mecanismos regulatórios de água/energia favoráveis para o seu próprio estabelecimento (Bonan, 2008; Brümmer et al. 2012). Neste sentido, alguns estudos fornecem evidências teóricas sobre a existência de estados de equilíbrio dinâmicos entre clima e vegetação, inclusive no ecótono da fronteira amazônica (Sternberg, 2001; Higgins et al. 2002; Hirota et al. 2010). No caso de transições entre savanas e florestas, estes estados de equilíbrio podem se apresentar basicamente de dois modos: predominância de cobertura florestal e savânica associada com alta e baixa precipitação na estação seca (Oyama & Nobre, 2003). Geralmente, estas zonas de transição ecológica estão sobrepostas a zonas de transição climática como resultado da intrinsecidade das inter-relações biosfera-atmosfera (Zeng & Neelin, 2000) que se manifestam por meio de sucessivos *feedbacks* entre os componentes climáticos e a cobertura vegetal.

No caso da Amazônia, estas inter-relações são ainda mais evidentes. Nesta região, as florestas são responsáveis por gerar e conduzir metade (ou mais) do vapor de água que formam as precipitações pluviométricas locais (Salati & Vose, 1984; Spracklen et al. 2012) e por modular os processos de convecção e condensação atmosférica na interface continente-oceano (Makarieva & Gorshkov, 2007; Makarieva et al. 2009). Diariamente, quase 20 trilhões de litros de água são evapotranspirados por estas florestas, quantidade grande o suficiente para manter mais constantes a distribuição de chuvas e a regulação térmica regional (Nobre, 2014). Adicionalmente, uma quantidade semelhante é dragada do Atlântico equatorial e carregada pelos ventos alísios da porção norte da Amazônia até os Andes, e daí sazonalmente para a parte meridional do continente (Marengo et al. 2004). Todos estes mecanismos juntos incrementam a pluviosidade regional e, conseqüentemente, retroalimentam o sistema, colaborando diretamente para a manutenção da pujança das florestas tropicais. Entretanto, estes mecanismos de retroalimentação “perdem força” de forma gradativa em direção ao interior do continente, pois os níveis de umidade e as taxas de evapotranspiração diminuem à medida que se afastam do oceano (Spracklen et al. 2012). Desta forma, pode-se dizer que a região de transição para o bioma Cerrado, especialmente em sua porção sul, assume um patamar “intermediário” de reciclagem hídrica quando comparado às savanas e às florestas, fator que reflete diretamente nos componentes estruturais (e.g. biomassa) de sua vegetação.

Nesta região, a distribuição dos principais tipos vegetacionais está fortemente associada ao seu gradiente climático latitudinal (Ivanauskas, 2002), onde as mudanças da paisagem acompanham, de forma gradual, a transição de um clima tropical de elevada pluviosidade para um clima tropical semi-úmido. As fisionomias florestais situadas ao norte do ecótono, onde o clima é mais úmido e pouco sazonal, são mais exuberantes (maior

biomassa) do que as situadas ao sul, onde o clima é mais seco e sazonal. À medida que se aproxima do Planalto Central, as fisionomias savânicas ganham maior destaque, enquanto as florestais tendem a apresentar um aspecto mais xeromórfico em função do prolongado período de estiagem (Soares, 1953). Do ponto de vista florístico, esta distribuição ao longo do gradiente climático autocorrelaciona-se positivamente a curtas distâncias e negativamente a longas distâncias, ou seja, fitofisionomias distintas, porém próximas, possuem floras mais semelhantes do que fitofisionomias semelhantes, porém distantes (Eisenlohr, 2012).

De acordo com Ivanauskas et al. (2008), estas peculiaridades fisionômicas e florísticas são provavelmente resultantes dos processos de expansão-retração do *continuum* florestal pretérito conhecido como “Ponte Noroeste-Sudeste” (Bigarella et al. 1975). Alguns trabalhos biogeográficos no continente sul-americano revelam uma nítida alternância entre eventos de vicariância e dispersão da vegetação em função das oscilações climáticas históricas (Simpson & Haffer, 1978; Clapperton, 1993; Haffer, 1993; Thomas, 2000), especialmente durante o Pleistoceno e Holoceno (Ab’Saber, 1977; Ab’Saber, 1982). O último período glacial, conhecido também como a era das glaciações antropológicas, foi marcado por um clima mais frio e seco, inclusive nos trópicos (Ehlers e Gibbard, 2004). Isto permitiu o avanço das formações savânicas do Cerrado sobre a Floresta Amazônica, que ficou restrita aos ambientes mais úmidos (Oliveira-Filho e Ratter, 2000). Esta condição acarretou a formação de núcleos florestais isolados dominados por espécies higrófitas, os conhecidos “Refúgios do Pleistoceno” (Fig. 1.8) (Meggers, 1975; Ab’Saber, 1977). Segundo Pires (1984), se estes refúgios realmente existiram, eles não permaneceram completamente isolados, mas conectados através das matas de galeria ao longo das redes de drenagem fluviais. Algumas evidências palinológicas mostram que o clima do Planalto Central Brasileiro durante o Pleistoceno não foi severamente árido ao ponto de extinguir as matas ciliares da região (Ledru, 1993; Salgado-Labouriau et al. 1997), o que reforça a teoria descrita por Pires (1984). Para este pesquisador, as matas ciliares do Cerrado constituem verdadeiros refúgios florestais da atualidade, e por isso são extremamente importantes para a compreensão da ecogeografia regional.

Contudo, este processo se reverteu com o fim da era glacial. A predominância de um clima mais quente e úmido no Holoceno favoreceu a expansão da Floresta Amazônica sobre o Cerrado (Vernet et al. 1994), ainda que grande parte do território perdido durante o período seco não tenha sido recuperado (Oliveira-Filho e Ratter, 2000). Os enclaves de cerrado no interior da Amazônia apontam a pré-existência de formações savânicas na região (Bigarella et al. 1975), o que reforça a teoria do avanço florestal. Inúmeros estudos demonstram que este

processo se estende até o presente momento (Ratter et al. 1973; Ratter, 1992; Franczak et al. 2011; Morandi et al. 2015) e de maneira relativamente rápida, como observado por Marimon et al. (2006), que detectaram um avanço de 7 km de floresta sobre o cerrado em apenas 35 anos. A intensificação do ciclo hidrológico na Amazônia (Gloor et al. 2013) e/ou a ausência de eventos de fogo podem ser os principais *drivers* desta recente expansão florestal, mas é necessário ressaltar que não existem estudos climáticos contemporâneos que tenham acompanhado diretamente esta impactante mudança na paisagem.



Figura 1.8. Refúgios florestais do Pleistoceno de acordo com Haffer (1969) e Prance (1973), respectivamente. As setas indicam o fluxo migratório da fauna do Brasil Central. (Adaptado de Meggers, 1975).

1.6. CLIMA E SOCIEDADE

A intensidade da antropização na transição Amazônia-Cerrado tem afetado o clima de forma negativa, especialmente em termos de redução local de chuvas (Bonini et al. 2014; Debortoli et al. 2016; Khanna et al. 2018), prolongamento da estação seca (Costa & Pires, 2010; Debortoli et al. 2015) e aumento da ocorrência de eventos extremos climáticos (Marengo et al. 2012a). Em consequência, este cenário de mudanças climáticas também tem afetado a sociedade, expondo-a a diferentes graus de vulnerabilidade e adaptabilidade socioeconômicas (Brondizio & Moran, 2008). De acordo com as projeções de Tanure et al. (2017), mudanças na pluviosidade e temperatura podem acarretar prejuízos macroeconômicos importantes na região sul da Amazônia, especialmente nos estados de Mato Grosso, Tocantins

e Pará. Em um cenário de déficit hídrico mais prolongado, a produtividade das pastagens na região pode diminuir entre 28 e 33% e a da soja em 25%, com possibilidades de reduções locais de até 60% (MMA, 2016; Marengo & Souza Jr 2018). Isto representa um prejuízo superior a R\$ 30 bilhões/ano, valor que pode ser ainda maior se somado aos danos pecuniários do setor de geração de energia hidrelétrica (Prado Jr et al. 2016).

Além desse prejuízo macroeconômico, as mudanças climáticas afetam também as respostas adaptativas de comunidades e indivíduos (Reuveny, 2007). Estas respostas são mediadas por múltiplos fatores (e.g. níveis de percepção, dimensão cultural) e podem variar de acordo com a intensidade da pressão de mudança. De acordo com Brondizio & Moran (2008), as pequenas populações rurais do sul da Amazônia são particularmente vulneráveis neste aspecto, pois estão em maior risco do que as comunidades urbanas da região, cujos meios de subsistência são menos dependentes do clima. Segundo estes autores, consequências climáticas, como seca prolongada, variação/duração das inundações e propagação de fogo acidental afetam diretamente as atividades econômicas, os meios de subsistência, a segurança alimentar e a exposição a doenças das populações locais (Tab. 1.1). Além disso, a alta rotatividade populacional na transição amazônica prejudica o engajamento social e o enfrentamento de externalidades, o que reflete nas capacidades de adaptação individual e coletiva.

Tabela 1.1. Vulnerabilidade dos pequenos agricultores da Amazônia a algumas condições ambientais associadas às mudanças climáticas. (Extraído de Brondizio & Moran, 2008).

Seca prolongada	Varição dos níveis de inundação	Fogo acidental
Tempo de plantio (armadilha sazonal)	Padrão de residência	Conflito com vizinhos
Perda de culturas e produtividade	Acesso à pesca e plantio	Risco do capital investido
Inflamabilidade	Transporte e acesso ao mercado	Inflamabilidade
Quantidade e qualidade da água	Quantidade e qualidade da água	Perda de biodiversidade
Doenças infecciosas e não infecciosas	Doenças infecciosas	Doenças não infecciosas

Além disso, inúmeros registros demonstram que as recentes alterações do clima podem interferir nas atividades pesqueiras, nos sistemas de transporte fluvial e na qualidade de vida da população da transição Amazônia-Cerrado. Durante a seca de 2005, por exemplo, vários estados sofreram quedas bruscas na pesca extrativista, especialmente Rondônia, com uma redução de quase metade de sua produção média (Marengo et al. 2013). Neste mesmo ano, os níveis dos rios ficaram tão baixos que comprometeram sobremaneira o transporte fluvial, ocasionando um desabastecimento generalizado na porção sul da Amazônia, o que levou vários municípios a decretarem, coletivamente, estados de calamidade pública (Tomasella et al. 2013). Em 2010, um cenário parecido se estabeleceu, e aproximadamente

62.000 famílias foram afetadas pela forte seca na região amazônica (Alves et al. 2013). Em 2014 e 2015, o sudoeste da Amazônia sofreu fortes inundações em decorrência dos extremos de chuvas no verão, e os níveis do rio Madeira e Acre atingiram índices recordes, inundando cidades e estradas, prejudicando a pesca e isolando os moradores (Espinoza et al. 2014). Estes episódios desencadearam um surto de doenças infecciosas (e.g. leptospirose, malária) (França & Mendonça, 2015) e comprometeram a segurança alimentar e as opções de subsistência para boa parte dos habitantes da região (Marengo et al. 2013).

Estes caóticos acontecimentos levaram as entidades governamentais a tomar medidas estratégicas para lidar com os impactos sociais das mudanças climáticas na região, como por exemplo, as ações promovidas pela Defesa Civil dos municípios. Além disso, o desenvolvimento de novas tecnologias, como as compartilhadas pela Agência Nacional de Águas através da Sala de Situação (www.ana.gov.br/sala-de-situacao), serve de suporte para as decisões das autoridades responsáveis pela gestão de eventos hidrológicos críticos no país. Entretanto, o subinvestimento crônico em medidas preventivas e os impactos das grandes secas e inundações no sul da Amazônia são ainda bastante consideráveis, o que demonstra que as agências governamentais ainda estão despreparadas para enfrentar, de forma eficiente, a ocorrência desses extremos climáticos (Marengo et al. 2013).

1.7. AMBIENTE E SOCIEDADE

A exploração intensiva e predatória de recursos naturais na transição Amazônia-Cerrado a transformou em uma das paisagens mais degradadas e fragmentadas do planeta (Andersen et al. 2002). Nesta região, a dinâmica de uso da terra é promovida por diferentes atividades (extração mineral e madeireira, pecuária, agricultura) e atores sociais (empresas públicas e privadas, garimpeiros, pecuaristas, grandes e pequenos agricultores) que dão origem a um complexo e antropizado mosaico de sistemas produtivos (Ometto et al. 2016). Nesta paisagem transicional, dois modelos de desenvolvimento antagônicos se destacam: o socioambiental e o exclusivamente econômico (Vieira et al. 2016), sendo este último o predominante na região. De acordo com Hecht (2011) estes modelos estão associados, respectivamente, a paisagens sócio-naturais e neo-naturais. Segundo o autor, as paisagens sócio-naturais são paisagens florestadas que compreendem usos da terra diversificados e que não se acoplam aos modelos de produção dominantes e/ou convencionais, enquanto as neo-naturais são paisagens agroindustriais modernistas onde a terra é basicamente um substrato para a produção de monocultivos em larga escala. Contudo, grandes grupos produtores de soja

já estão investindo fortemente em conservação (e.g. Amaggi e Bom Futuro), com produção ambientalmente certificada para o comércio da “soja responsável”. Estas ações qualificam as fazendas ambientalmente certificadas como “categoria mista” entre o sócio-natural e o neo-natural.

As implicações socioecológicas destas duas categorias de paisagens são extremamente distintas entre si (Tab. 1.2). Para Almeida (2004), as paisagens sócio-naturais protegem as florestas, melhoram os meios de subsistência das populações tradicionais e indígenas e são menos impactantes para o ambiente do que o atual padrão de uso da terra em larga escala. Neste sistema, a conservação ambiental pode ser um critério-chave para políticas públicas de caráter socioambiental, o que a torna mais justa e integradora (Santilli, 2005). Além de estabilidade social, estas áreas de uso sustentável têm um alto potencial econômico (Medeiros et al. 2011) e de manutenção da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Soares-Filho et al. 2009). Atualmente, 45% do território do bioma amazônico estão sujeitos a alguma forma de proteção e 60% disso em unidades de conservação geridas por populações locais e tradicionais (Vieira et al. 2016), com um potencial para evitar 8.0 ± 2.8 Pg de emissões de carbono até 2050 (Soares-Filho et al. 2010). Na transição Amazônia-Cerrado, entretanto, a proporção de áreas protegidas é significativamente menor (aprox. 20%) (Trancoso et al. 2009; Marques et al. 2019), o que demonstra que as estratégias conservacionistas no Brasil têm priorizado florestas em detrimento de outros ecossistemas, como savanas (Overbeck, 2015) e até mesmo as florestas da transição (Marques et al. 2019).

Tabela 1.2. Características ambientais e sociais das duas categorias de paisagens na região Amazônica. (Adaptado de Vieira et al. 2016).

Categoria da paisagem	Emissão de carbono	Redução da cobertura florestal	Integração social	Rentabilidade econômica
Sócio-naturais	~40%	1.5 – 31%	alta	alta
Neo-naturais	~70%	60 – 70%	baixa	muito alta

Por sua vez, as paisagens neo-naturais são dominadas por grandes agricultores e pecuaristas que detêm maior acesso ao mercado de *commodities* e aos recursos financeiros (Hecht, 2011). Na transição Amazônia-Cerrado este tipo de paisagem é prevacente, com destaque para as pastagens e lavouras de soja, que são consideradas os maiores vetores do desmatamento neste ecótono e correspondem a aproximadamente 25% de seu território (TerraClass, 2014). Nesta região, a conversão da vegetação nativa tem gerado inúmeros impactos ecológicos já bem descritos na literatura, como a perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (Foley et al. 2007; Ochoa-Quintero et al. 2015), a

erosão/compactação do solo (Lu et al. 2004), a depleção de água e nutrientes (Silva et al. 2016; Bonini et al. 2018), o aumento da suscetibilidade a incêndios florestais (Nepstad et al. 2008; Morton et al. 2013) e as alterações no ciclo hidrológico (Coe et al. 2013; Lima et al. 2014). Ademais, o processo de conversão em larga escala da terra reformula todo o complexo social (Vieira et al. 2014), onde os grandes produtores passam a ocupar espaços no campo antes ocupados por pequenos e médios produtores. Este processo é dirigido em parte pelo sistema agroindustrial de produção, que exige altos níveis de investimento. O resultado é que pequenas ou médias propriedades não são lucrativas, o que leva a uma substituição gradual dos produtores pelos grandes grupos empresariais ou grandes produtores individuais de grão e gado.

Diante deste panorama, inúmeras iniciativas de mitigação de impactos ambientais emergiram nas últimas duas décadas (Tab. 1.3), sobretudo para o controle do desmatamento. Todavia, os desafios para a transição Amazônia-Cerrado são ainda muito grandes, pois sua paisagem sofre com um mapeamento obsoleto e com a incongruência do Código Florestal Brasileiro, que permite o desmatamento legal de 20% da vegetação amazônica e 65% da vegetação do Cerrado e florestas ecotonais de cerradão (Marques et al. 2019). Nesta região, o déficit de áreas destinadas à conservação ou proteção integral é de 22 milhões de hectares, valor que corresponde a 34% das reservas legais de todo o país (Sparovek et al. 2012; Vieira et al. 2016). Estes dados mostram que grande parte dos agricultores segue contrariando as leis ambientais e que, portanto, é extremamente necessário aumentar o rigor da fiscalização das queimadas e do desmatamento ilegal na região e, ao mesmo tempo, implantar políticas públicas de incentivo ao produtor rural que preserva (e.g. PL 312/15). Além do mais, é importante ajustar as diretrizes do Zoneamento Ecológico-Econômico para incluir a transição Amazônia-Cerrado como área especial de uso da terra, bem como reformular a agenda científica de conservação de modo a torná-la mais eficiente e participativa.

Tabela 1.3. Principais políticas e ações associadas para reduzir o desmatamento no Brasil. (Adaptado de Brando et al. 2013).

Ano	Política/Programa/Ações	Objetivo principal	Jurisdição
2003	Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm)	Definir um plano interministerial para combater o desmatamento na Amazônia Legal	Amazônia Legal
2007	Municípios prioritários para controle do desmatamento - Decreto 6.321/2007	Estabelecer sanções e obrigações para os municípios que apresentarem taxas elevadas de desmatamento por três anos consecutivos	Amazônia Legal
2008	Fundo Amazônia - Decreto 6.527/2008	Estabelecer mecanismos de financiamento para receber/desembolsar doações destinadas à redução do desmatamento em propriedades privadas	Amazônia Legal
2009	Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) - Lei 12.187/2009 e Decreto 7.390/2010	Estabelecer metas para reduzir a emissão de gases de efeito estufa, incluindo a emissão via desmatamento. O atual compromisso é diminuir o desmatamento em 80% na Amazônia e 40% no Cerrado até 2020	Nacional
2010	Plano Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Plano ABC)	Financiar as melhores práticas de gestão ao nível de propriedade para reduzir as emissões de gases de efeito estufa.	Nacional
2012	Código Florestal Brasileiro - Lei 12.651/2012	Estabelecer políticas regulatórias do uso da terra e do desmatamento no Brasil. Entre outras obrigações, todos os estados devem implementar um Programa de Regularização Ambiental (PRA) que englobe um sistema de registro de todas as propriedades rurais (CAR)	Nacional

1.8. CLIMA, AMBIENTE E SOCIEDADE

A modificação das paisagens naturais e o aumento da concentração atmosférica de gases de efeito estufa estão entre os fatores antropogênicos mais associados às mudanças climáticas na Amazônia (Malhi et al. 2008). Nesta região, mais da metade da precipitação é devolvida à atmosfera por meio da evapotranspiração de suas florestas (Salati & Vose 1984; Malhi et al. 2002), e por isso mudanças na paisagem (e.g. desmatamento, fragmentação) podem ter reflexos diretos e locais sobre a produção e a descarga de água (Lathuillière et al. 2012; Coe et al. 2013). Sinergicamente, alguns aspectos do aquecimento global podem impulsionar estas mudanças. Alguns modelos climáticos, por exemplo, preveem que o aumento das emissões de gases de efeito estufa cause rupturas nos ciclos biogeoquímicos (veja mais em Malhi et al. 2009), com consequente aumento da temperatura e da intensidade e frequência das secas (Costa & Foley, 2000). Durante os últimos 15 anos, intensas variações climáticas e hidrológicas ocorreram na região amazônica, como as secas severas de 1998, 2005 e 2010 e as grandes inundações de 2014 e 2015 (Alves et al. 2013; Marengo et al. 2016). Não bastasse este histórico, inúmeras projeções têm revelado um futuro climático ainda mais alarmante para a região, especialmente na transição Amazônia-Cerrado (região mais

desmatada), para onde são previstos aumentos expressivos de temperatura e de extremos climáticos e uma diminuição progressiva de chuvas (Costa & Pires, 2010; Marengo et al. 2012a; Fu et al. 2013; IPCC 2014).

Estas mudanças no clima podem acarretar severos prejuízos ecológicos, econômicos e sociais. De acordo com Zemp et al. (2017), por exemplo, a redução de chuvas na Bacia Amazônica pode gerar uma perda florestal autoamplificada de até 38% dependendo dos limiares de resiliência e dos níveis de evapotranspiração da vegetação. As previsões de Cook & Vizy (2008) são ainda mais pessimistas, e sustentam que uma redução da precipitação poderá levar a Amazônia a perder 70% de suas florestas úmidas até o final do século 21. Ademais, há de se considerar que mudanças térmicas e meteorológicas negativas podem tornar esta região mais suscetível a incêndios (Balch et al. 2008; Nepstad et al. 2008), consequentemente favorecendo o estabelecimento de tipos vegetacionais mais sazonais (e.g. savanas), fenômeno que pode provocar mudanças importantes na biodiversidade e na dinâmica da paisagem do sul da Amazônia (Buckeridge, 2008; Malhi et al. 2009).

Apesar das incertezas associadas a tais previsões, o colapso da vegetação amazônica (conhecido como *Amazon dieback*) pode transformá-la em uma fonte líquida de carbono (Nobre & Borma, 2009) e retroalimentar negativamente o sistema climático (Malhi et al. 2009). Um conjunto de simulações desenvolvidas por Betts et al. (2004) demonstraram que, em um cenário de degradação florestal, a redução da precipitação é aumentada em 20% em decorrência da redução do potencial evaporativo local e 5% em decorrência da fertilização atmosférica regional de CO₂. De acordo com estes autores, a inclusão de *feedbacks* globais do ciclo de carbono pode aumentar ainda mais a probabilidade de seca severa desta vegetação. Além disso, Zhang et al. (2009) sugerem que os aerossóis da queima da biomassa florestal (oriundos do próprio processo de degradação) podem alterar a transição sazonal das circulações monçônicas, reforçando a previsão de redução de chuvas. Neste panorama, a região oriental da Amazônia será a mais afetada, e poderá experimentar reduções pluviométricas de até 40% (Marengo et al. 2012b; 2016) (Fig. 1.9).

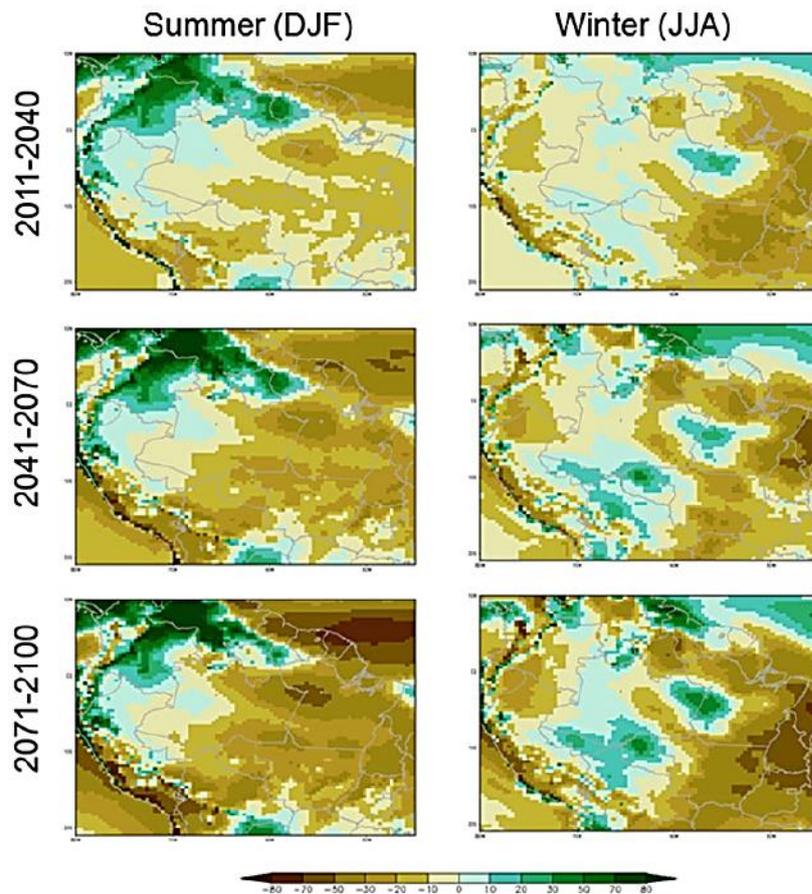


Figura 1.9. Projeção de mudanças pluviométricas (em %) no verão austral e no inverno para os períodos 2011-2040, 2041-2070 e 2071-2100. As projeções são do modelo Eta CPTEC executado com o modelo global HadCM3 para o cenário de emissões A1B. (Extraído de Marengo et al. 2016).

Na esfera econômica, estas alterações podem gerar prejuízos bilionários, principalmente para a agricultura e para o setor de geração de energia hidrelétrica (Margulis & Dubeux, 2010; Andersen, 2015). Considerando que uma disponibilidade reduzida de água e que temperaturas mais altas tenham efeitos negativos sobre a produtividade das principais culturas agrícolas do sul da Amazônia (Lawrence & Vandecar, 2015; Marengo & Souza Jr 2018), o cenário climático previsto para a região acarretaria em um prejuízo superior a R\$ 30 bilhões/ano e exigiria áreas produtivas ainda maiores para suprir a demanda atual, com um aumento de até 4,5 vezes da área total de plantio até 2050 (Fearnside, 1999). Ainda no contexto econômico, Stickler et al. (2013) estimam perdas de aproximadamente 40% do potencial de geração de energia hidrelétrica para a região, proporção que representa um prejuízo de dezenas de bilhões de reais. Além disso, mudanças do clima podem prejudicar o abastecimento de água dos centros urbanos, o transporte fluvial e a saúde humana (Marengo et al. 2013), afetando assim a vida de milhares de pessoas, especialmente nas porções

sudoeste e leste da transição amazônica (IPCC, 2014). Diante deste elevado grau de enfrentamento e repercussão espaço-temporal, a implementação imediata e integrada de políticas públicas de mitigação e adaptação faz-se necessária para diminuir a injustiça climática na região e evitar um colapso climático-ambiental-social ainda maior.

1.9. CONCLUSÃO

A complexidade multifacetada da transição Amazônia-Cerrado e sua vulnerabilidade às mudanças ambientais e climáticas representam um enorme desafio ao cumprimento de metas sustentáveis de desenvolvimento. No caso, o sucesso de tais metas depende de inúmeros ajustes nos sistemas socioeconômico e ambiental, tarefa especialmente difícil em decorrência da inércia política e social da região. Atualmente, o conflito de interesses entre os que desejam a produção sustentável e responsável das *commodities* agrícolas e os que desejam a manutenção do modelo tradicional gera um ambiente de incertezas políticas e instabilidade social. Entretanto, é importante considerar que o descompasso entre as políticas climáticas e outras vertentes da regulação pública pode oportunizar a atualização de um debate recorrente acerca das parcelas de responsabilidade das esferas governamentais (federal, estatal e municipal) e sociais e gerar um ambiente propício ao replanejamento de estratégias de adaptação que possam resultar em aumento de renda e produção com mínimos impactos ambientais.

1.10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Saber AN. 1970. Províncias geológicas e domínios morfoclimáticos no Brasil. *Geomorfologia* 20: 1-26.
- Ab'Saber AN. 1977. Domínios morfoclimáticos na América do Sul: primeira aproximação. *Geomorfologia* 52: 1-21.
- Ab'Saber AN. 1982. The paleoclimate and paleoecology of Brazilian Amazonia. In: *Biological diversification in the Tropics* (pp. 41-59). Columbia University Press.
- Ab'Saber AN. 2003. Os Domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. 1 ed. Ateliê Editorial, São Paulo. 159 pp.
- Ackerly D, et al. 1989. The forest-cerrado transtion zone in Southern Amazonia: results of the 1985 Projeto Flora Amazônica Expedition to Mato Grosso. *Brittonia* 41: 113-128.

- Almeida AWB. 2004. Terras tradicionalmente ocupadas, processos de territorialização e movimentos sociais. *RBEUR* 6(1): 9-32.
- Alves LM, et al. 2013. Histórico de secas na Amazônia. In: Borma LS, Nobre CA. Secas na Amazônia: causas e consequências (pp. 21-27). Oficina de Textos, São Paulo.
- Andersen BJ. 2005. The historical development of the tension zone concept in the Great Lakes Region of North America. *The Mich Bot* 44: 127-138.
- Andersen LE, et al. 2002. The dynamics of deforestation and economic growth in the Brazilian Amazon. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 282 pp.
- Andersen LE. 2015. A cost-benefit analysis of deforestation in the Brazilian Amazon. Ipea, Rio de Janeiro. 38 pp.
- Andrade EB. 2005. A geopolítica da soja na Amazônia. Embrapa-Amazônia Oriental, Belém. 334 pp.
- Araujo LS, et al. 2016. Conservação da biodiversidade do Estado do Maranhão: cenário atual em dados geoespaciais. Embrapa Meio Ambiente-Documentos (INFOTECA-E), Jaguariúna. 28 pp.
- Ayoade JO. 1996. Introdução à climatologia para os trópicos. 4 ed. Bertrand Brasil. 322 pp.
- Balch JK, et al. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Glob Change Biol* 14: 1-12.
- Barros-Platiau AFA. 2006. Política externa ambiental: do desenvolvimentismo ao desenvolvimento sustentável. In: Altemani H, Lessa C (org). Relações Internacionais do Brasil: temas e agendas (pp. 251-281). Saraiva, São Paulo.
- Beer C, et al. 2010. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science* 329: 834– 838.
- Betts RA, et al. 2004. The role of ecosystem-atmosphere interactions in simulated Amazonian precipitation decrease and forest dieback under global climate warming. *Theor Appl Climatol* 78(1-3): 157-175.
- Bigarella JJ, et al. 1975. Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais no Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 47: 411-464.
- Bonan GB. 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* 320(5882): 1444-1449.
- Bonini I, et al. 2013. Faces da produção agrícola na Amazônia mato-grossense: tipos de exploração, origem dos agricultores e impactos na conservação ambiental no município de Alta Floresta (MT). *Novos Cadernos NAEA* 16(1): 173-190.

- Bonini I, et al. 2014. Rainfall and deforestation in the municipality of Colíder, Southern Amazon. *Rev Bras Meteorol* 29(4): 483-493.
- Bonini I, et al. 2018. Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. *For Ecol Manag* 414: 64-73.
- Botta A, et al. 2002. Long-term variations of climate and carbon fluxes over the Amazon basin. *Geophys Res Lett* 29(9): 33/1-33/4.
- Brando PM, et al. 2013. Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon. *Phil Trans R Soc B* 368: 20120152.
- Brondizio ES, Moran EF. 2008. Human dimensions of climate change: the vulnerability of small farmers in the Amazon. *Phil Trans R Soc B* 363(1498): 1803-1809.
- Brümmer C, et al. 2012. How climate and vegetation type influence evapotranspiration and water use efficiency in Canadian forest, peatland and grassland ecosystems. *Agric For Meteorol* 153:14-30.
- Buarque SC, et al. 1995. Integração fragmentada e crescimento da fronteira norte. In: Affonso RBA, Silva PLB (org.). Desigualdades regionais e desenvolvimento (pp. 93-123). Série Fundamentalismo no Brasil. Fundap/Unesp, São Paulo.
- Buckeridge MS. 2008. Biologia e mudanças climáticas no Brasil. RiMa editora, São Carlos. 316 pp.
- Chen Y, et al. 2017. A pan-tropical cascade of fire driven by El Niño/Southern Oscillation. *Nat Clim Chang* 7(12): 906-911.
- Clapperton CM. 1993. Quaternary geology and geomorphology of South America. Elsevier, Amsterdam. 779 pp.
- Coe MT, et al. 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Phil Trans R Soc B* 368: 20120155.
- Cook KH, Vizy EK. 2008. Effects of twenty-first-century climate change on the Amazon rain forest. *J Clim* 21(3): 542-560.
- Costa MH, Foley JA. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. *J Clim* 13(1): 18-34.
- Costa MH, Pires GF. 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the Arc of Deforestation. *Int J Climatol* 30(13): 1970-1979.
- CPTEC - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (INPE). Disponível em <<http://infoclima.cptec.inpe.br/>> Acesso em 29/05/2019.
- Debortoli NS, et al. 2015. Rainfall patterns in the Southern Amazon: a chronological perspective. *Clim Change* 132: 251-264.

- Debortoli NS, et al. 2016. Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges. *Int J Climatol* 37(6): 2889-2900.
- Dexter KG, et al. 2018. Inserting Tropical Dry Forests Into the Discussion on Biome Transitions in the Tropics. *Front Ecol Evol* 6: 104.
- Ehlers J, Gibbard PL. 2004. Quaternary Glaciations: Extent and Chronology. Part III: South America, Asia, Africa, Australia, Antarctica. Elsevier, Amsterdam. 390 pp.
- Eisenlohr PV. 2012. Padrões florístico-estruturais, de diversidade alfa e de distribuição potencial de espécies arbóreas entre os domínios do cerrado e da Amazônia. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas. 142 f.
- Eiten G. 1972. The cerradão vegetation of central Brazil. *Bot Rev* 38: 201-341.
- Eiten G. 1975. The vegetation of the Serra do Roncador. *Biotropica* 7: 112-135.
- Espinoza JC, et al. 2014. The extreme 2014 flood in South-Western Amazon basin: the role of tropical-subtropical South Atlantic SST gradient. *Environ Res Lett* 9: 124007.
- Fearnside PM. 1999. Plantation forestry in Brazil: the potential impacts of climatic change. *Biomass Bioenergy* 16(2): 91-102.
- Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and Consequences. *Conserv Biol* 19(3): 680-688.
- Fearnside PM. 2017. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: Shugart H. Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. Oxford University Press, New York.
- Feddema JJ, et al. 2005. The Importance of Land-Cover Change in Simulating Future Climates. *Science* 310: 1674-1678.
- Fisch G, et al. 1998. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. *Acta Amaz* 28(2): 101-126.
- Foley JA, et al. 2002. El Niño Southern Oscillation and the climate, ecosystems and rivers of Amazonia. *Global Biogeochem Cy* 16(4): 1132.
- Foley JA, et al. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Front Ecol Environ* 5(1): 25-32.
- França RR, Mendonça FA. 2015. A cheia histórica do Rio Madeira no ano de 2014: riscos e impactos à saúde em Porto Velho (RO). *Hygeia* 11(21): 62-79.
- Franczak DD, et al. 2011. Change in the structure of a savanna forest over a six-year period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. *Rodriguésia* 62: 425-436.
- Freitag R. 2018. Sensibilidade dos ecossistemas da Transição Amazônia-Cerrado às mudanças ambientais: efeitos da sazonalidade climática na dinâmica de biomassa e efluxo de CO₂. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia) – Rede Bionorte. 148 f.

- Fu R, et al. 2013. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. *Proc Natl Acad Sci* 110(45): 18110-18115.
- Furley PA, et al. 1992. Nature and dynamics of forest–savanna boundaries. Springer Netherlands, Dordrecht. 616 pp.
- Gloor M, et al. 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophys Res Lett* 40(9): 1729–1733.
- Gosz JR. 1993. Ecotone hierarchies. *Ecol Appl* 3: 369-376.
- Grimm AM, et al. 2005. The South American Monsoon System. In: Chang CP et al. The Global Monsoon System: Research and Forecast 1266 (pp. 219-238). WMO/TD, Switzerland. 542 pp.
- Haffer J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science* 165(3889): 131-137.
- Haffer J. 1993. Time's cycle and time's arrow in the history of Amazonia. *Biogeographica* 69: 15-45.
- Hecht SB. 2011. From eco-catastrophe to zero deforestation? Interdisciplinary, politics, environmentalisms and reduced clearing in Amazonia. *Environ Conserv* 39(1): 4-19
- Higgins PAT, et al. 2002. Dynamics of climate and ecosystem coupling: Abrupt changes and multiple equilibria. *Phil Trans R Soc B* 357: 647-655.
- Hirota M, et al. 2010. The climatic sensitivity of the forest, savanna and forest–savanna transition in tropical South America. *New Phytol* 187(3): 707-719.
- Hirota M, et al. 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334: 232-235.
- Hoehne FC. 1923. Phytophysionomia do Estado de Mato Grosso e ligeiras notas a respeito da composição e distribuição da sua flora. Cia Melhoramentos. 104 pp.
- Holland M, et al. 1991. Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments. Chapman and Hall, New York. 142 pp.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produto Interno Bruto – PIB (2016). Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>> Acesso em 05/06/2019.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/mesTempo>> Acesso em 29/05/2019.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

- Ivanauskas NM. 2002. Estudo da vegetação na área de transição entre formações florestais em Gaúcha do Norte-MT. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas. 185 f.
- Ivanauskas NM, et al. 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. *Acta Amaz.* 38(3): 387-402.
- Kark S, Berndt JVR. 2006. Ecotones: marginal or central areas of transition? *Isr J Ecol Evol* 52(1): 29-53.
- Kark S. 2013. Ecotones and ecological gradients. In: Leemans R. Ecological Systems: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology (pp. 147-160). Springer, New York.
- Kent M, et al. 1997. Landscape and plant community boundaries in biogeography. *Prog Phys Geogr* 21: 315–3.
- Khanna J, et al. 2018. Regional hydroclimatic variability due to contemporary deforestation in Southern Amazonia and associated boundary layer characteristics. *J Geophys Res* 123(8): 3993-4014.
- Köppen WP. 1948. Climatología: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Economica, Mexico. 478 pp.
- Lathuillière MJ, et al. 2012. Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environ Res Lett* 7(2): 024024.
- Lawrence D, Vandecar K. 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nat Clim Chang* 5(1): 27-36.
- Ledru MP. 1993. Late quaternary environmental and climate changes in Central Brazil. *Quat. Res.* 39: 90-98.
- Lehmann CER, et al. 2011. Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytol* 191: 197-209.
- Liebmann B, Mechoso C. 2011. The South American monsoon. In: The Global Monsoon System: Research and Forecast (pp. 137-157). 2nd World Scientific Publishing Co.
- Lima LS, et al. 2014. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. *Landsc Ecol* 29: 261-274.
- Lira SRB. 2007. Do aviamento à globalização, facetas do (sub)desenvolvimento da economia paraense. Belém: ANPUR, Simpósio.

- Lira SRB, et al. 2009. Desigualdade e heterogeneidade no desenvolvimento da Amazônia no século XXI. *Nova Economia* 19(1): 153-184.
- Liu J, et al. 2017. Contrasting carbon cycle responses of the tropical continents to the 2015–2016 El Niño. *Science* 358(6360): eaam5690.
- Longman KA, Jeník J. 1992. Forest-savanna boundaries: general considerations. In: Furley PA, et al. (eds). *Nature and Dynamics of Forest-Savanna Boundaries* (pp. 3-20). Chapman and Hall Publishing, London.
- Lu D, et al. 2004. Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degrad Dev* 15(5): 499-512.
- Makarieva AM, Gorshkov VG. 2007. Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11: 1013-1033.
- Makarieva AM, et al. 2009. Precipitation on land versus distance from the ocean: evidence for a forest pump of atmospheric moisture. *Ecol Complex* 6: 302–307.
- Malhi Y, et al. 2002. The water and energy dynamics of a central Amazonian rain forest. *J Geophys Res Atmos* 107: D20.
- Malhi Y, et al. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319(5860): 169-172.
- Malhi Y, et al. 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proc Natl Acad Sci* 106(49): 20610-20615.
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Valor Bruto da Produção (VBP): dezembro/2018. Disponível em <<http://www.agricultura.gov.br>> Acesso em 21/05/2019.
- Marengo JA, et al. 2004. Climatology of the Low-Level Jet East of the Andes as Derived from the NCEP-NCAR Reanalyses: Characteristics and Temporal Variability. *J Clim* 17(12): 2261-2280.
- Marengo JA, et al. 2012a. Extreme climatic events in the Amazon basin. Climatological and hydrological context of recent floods. *Theor Appl Climatol* 107: 73-85.
- Marengo JA, et al. 2012b. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. *Climate Dynam* 38(9–10): 1829–1848.
- Marengo JA, et al. 2013. Recent extremes of drought and flooding in Amazonia: vulnerabilities and human adaptation. *Am J Clim Change* 2(2): 87.

- Marengo JA, et al. 2016. Extreme Seasonal Climate Variations in the Amazon Basin: Droughts and Floods. In: Nagy L, et al. (eds). *Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin* (pp. 55-76). *Ecological Studies* 227. Springer.
- Marengo JA, Souza Jr C. 2018. *Mudanças Climáticas: impactos e cenários para a Amazônia*. São Paulo. 32 pp.
- Margulis S, Dubeux CBS. 2010. *Economia da mudança do clima no Brasil: custos e oportunidades*. IBEP, São Paulo. 81 pp.
- Marimon BS, et al. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. Na analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Edinburgh J Bot* 63: 323-341.
- Marimon BS, et al. 2014. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* 7: 281–292.
- Marimon-Junior BH, Haridasan M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Bot Bras* 19(4): 913-926.
- Marimon-Junior BH, et al. 2019. Soil water-holding capacity and monodominance in Southern Amazon tropical forests. *Plant Soil* 441: 1-15.
- Marques EQ, et al. 2019. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodivers Conserv*: 1-17.
- Medeiros R, et al. 2011. *Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo*. UNEP-WCMC, Brasília. 44 pp.
- Meggers BJ. 1975. Application of the biological model of diversification to cultural distributions in tropical lowland South America. *Biotropica* 7(3): 141-161.
- Mews HA, et al. 2016. No evidence of intrinsic spatial processes driving Neotropical savanna vegetation on different substrates. *Biotropica* 48(4): 433-442.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. *Plano Nacional de Adaptação à Mudança do Clima, Volume II: Estratégias setoriais e temáticas* (2016). Disponível em <<http://www.mma.gov.br/clima/adaptacao/plano-nacional-de-adaptacao>> Acesso em 01/06/2019.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. *Prevenção e Controle do Desmatamento*. Disponível em <<http://combateadesmatamento.mma.gov.br/>> Acesso em 24/05/2019.
- Morandi PS, et al. 2015. Vegetation Succession in the Cerrado–Amazonian Forest Transition Zone of Mato Grosso State, Brazil. *Edinburgh J Bot* 73(1): 83-93.
- Morton DC, et al. 2013. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Phil Trans R Soc B* 368: 20120163.

- NASA - National Aeronautics and Space Administration. File: South America Satellite Orthographic (2009). Disponível em < <https://www.nasa.gov/> > Acesso em 01/04/2019.
- Negri A. et al. 2000. 10-yr climatology of amazonian rainfall derived from Passive Microwave Satellite Observations. *J Applied Met* 39: 42-56.
- Nepstad DC, et al. 2008. Interactions among amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Phil Trans R Soc B* 363(1498): 1737-1746.
- Nimer E. 1972. Climatologia da Região Norte: introdução à climatologia dinâmica. *Revista Brasileira de Geografia* 34 (3): 124-153.
- NOAA/ESRL - National Oceanic and Atmospheric Administration/Earth System Research Laboratory. PSD South America Daily Gridded Precipitation, May 2013. Disponível em: <https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.south_america_precip.html> Acesso em 29/05/2019.
- Nobre AD. 2014. O futuro climático da Amazônia. ARA: CCST-INPE e INPA, São José dos Campos. 40 pp.
- Nobre CA, Borma LS. 2009. ‘Tipping points’ for the Amazon Forest. *Curr Opin Environ Sustain* 1: 28-36.
- Nobre CA, et al. 2009. Characteristics of Amazonian climate: Main features. In: Keller M, et al. (eds). Amazonia and Global Change (pp. 149-162). Geophys Mon Ser 186.
- Ochoa-Quintero JM, et al. 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conserv Biol* 29(2): 440-451.
- Oliveira B, et al. 2017. Unraveling the ecosystem functions in the Amazonia-Cerrado transition: evidence of hyperdynamic nutrient cycling. *Plant Ecol* 218: 225–239.
- Oliveira-Filho AT, Ratter JA. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh J Bot* 52: 141-194.
- Oliveira-Filho AT, Ratter J.A. 2000. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In: Matas ciliares: conservação e recuperação (pp. 73-89). Edusp.
- Oliveras I, Malhi Y. 2016. Many shades of green: the dynamic tropical forest–savannah transition zones. *Phil Trans R Soc B* 371(1703): 20150308.
- Ometto JP, et al. 2016. Land use, land cover and land use change in the Brazilian Amazon (1960–2013). In: Nagy L, et al. (eds). Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin (pp. 369-383). Ecological Studies 227. Springer.
- Overbeck GE, et al. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers Distrib* 21: 1455-1460.

- Oyama MD, Nobre CA. 2003. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. *Geophys. Res. Lett* 30(23): 2199.
- Pessenda LCR, et al. 2001. Origin and dynamics of soil organic matter and vegetation changes during the Holocene in a forest-savanna transition zone, Brazilian Amazon region. *The Holocene* 11(2): 250-254.
- Peters DPC, et al. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landsc Ecol* 21(1): 19-33.
- Pires JM. 1974. Tipos de vegetação da Amazônia. *Brasil Florestal* 17: 48-58.
- Pires JM. 1984. The Amazonian forest. In: The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin (581-602 pp), Junk Publishers.
- Pontes RVR, et al. 2016. Desflorestamento no sul do Amazonas: embate entre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental. *Parcerias Estratégicas* 21(42): 61-88.
- Prado Jr, et al. 2016. How much is enough? An integrated examination of energy security, economic growth and climate change related to hydropower expansion in Brazil. *Renew Sust Energ Rev* 53: 1132-1136.
- Prance GT. 1973. Phytogeographic support for the theory of Pleistocene forest refuges in the Amazon Basin, based on evidence from distribution patterns in Caryocaraceae, Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae and Lecythidaceae. *Acta Amaz* 3(3): 5-26.
- Puyravaud JP, et al. 1994. Ecotone structure as an indicator of changing forest-savanna boundaries (Linganamakki Region, southern India). *J Biogeogr* 21: 581-593.
- Radambrasil, Projeto. 1980. Levantamento de recursos naturais. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral.
- Ratter JA. 1971. Some notes on two types of cerrado occurring in northeastern Mato Grosso. In: III Simpósio sobre o Cerrado (pp. 100-102). Universidade de São Paulo.
- Ratter JA, et al. 1973. Observations on the vegetation of the northeastern Mato Grosso. I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo expedition area. *Philos Trans R Soc Lond B* 226: 449-492.
- Ratter JA. 1992. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brazil. In: Furley P, et al. (eds). *Nature and Dynamics of Forest-Savanna Boundaries* (pp. 417-429). Springer Netherlands, Dordrecht. 616 pp.
- Ratter JA, et al. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh J Bot* 60(1): 57-109.

- Reboita MS, et al. 2010. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. *Rev Bras Meteorol* 25(2): 185-204.
- Reuveny R. 2007. Climate change-induced migration and violent conflict. *Political Geogr* 26(6): 656-673.
- Risser PG. 1995. The status of the science examining ecotones – A dynamic aspect of landscape is the area of steep gradients between more homogeneous vegetation associations. *Bioscience* 45: 318-325.
- Rizzini CT. 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. *Rev Bras Geogr* 25: 3-64.
- Romariz DA. 1996. Aspectos da vegetação brasileira. 2 ed. Bio-Ciência. 120 pp.
- Ronchail J, et al. 2002. Interannual rainfall variability in the Amazon basin and sea-surface temperatures in the equatorial Pacific and the tropical Atlantic Oceans. *Int J Climatol* 22(13): 1663-1686.
- Salati E, Vose PB. 1984. Amazon Basin: a system in equilibrium. *Science* 225(4658): 129-138.
- Salgado-Labouriau ML, et al. 1997. Late Quaternary vegetation and climatic changes in cerrado and palm swamp from Central Brazil. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 128: 215-226.
- Sampaio AJ. 1938. Phytogeographia do Brasil. Coleção Brasileira, Série V. 2 ed. Cia Editora Nacional. 334 pp.
- Santilli J. 2005. Socioambientalismo e novos direitos: proteção jurídica à diversidade biológica e cultural. Peirópolis/ISA, São Paulo. 303 pp.
- Santos H, et al. 2011. O novo mapa de solos do Brasil – legenda atualizada. Embrapa Solos. Disponível em <<http://mapoteca.cnps.embrapa.br>> Acesso em 02/04/2019.
- Santos M, Silveira ML. 2005. O Brasil: território e sociedade no início do século XXI. 8 ed. Editora Record, Rio de Janeiro/São Paulo. 473 pp.
- Schmitt J. 2015. Crime sem castigo: a efetividade da fiscalização ambiental para o controle do desmatamento ilegal na Amazônia. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável), Universidade de Brasília, Brasília. 188 f.
- Scherer E, Oliveira JA. 2006. Amazônia: políticas públicas e diversidade cultural. Garamond, Rio de Janeiro. 260 pp.
- Seluchinsk RDC. 2008. De heróis a vilões: imagem e auto-imagem dos colonos da Amazônia mato-grossense. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável), Universidade de Brasília, Brasília. 263 f.

- Silva IS. 2006. Fronteiras culturais: alteridades de migrantes nordestinos e sulistas na região de Marabá. *Espaço Plural* 7(15): 21-24.
- Silva LAGC. 2007. Biomas presentes no Estado do Tocantins. Consultoria Legislativa - Nota Técnica. Câmara dos Deputados, Brasília.
- Silva MES, et al. 2016. Local and remote climatic impacts due to land use degradation in the Amazon “Arc of Deforestation”. *Theor Appl Climatol* 125(3-4): 609-623.
- Silva RGC. 2015. Amazônia globalizada: da fronteira agrícola ao território do agronegócio: o exemplo de Rondônia. *Confins Revue franco-brésilienne de géographie/ Revista franco-brasileira de geografia* 23.
- Simpson BB, Haffer J. 1978. Speciation patterns in the Amazonian forest biota. *Annu Rev Ecol Evol S* 9: 497-518.
- Soares LC. 1953. Limites meridionais e orientais da área de ocorrência da Floresta Amazônica em Território Brasileiro. *Rev Bras Geogr* 1: 3-122.
- Soares-Filho B, et al. 2009. Redução das emissões de carbono do desmatamento no Brasil: O papel do Programa Áreas Protegidas da Amazônia (Arpa). UFMG/IPAM/WHRC/WWF. 19 pp.
- Soares-Filho B, et al. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci* 107(24): 10821-10826.
- Souza EB, Ambrizzi T. 2006. Modulation of the intraseasonal rainfall over tropical Brazil by the Madden-Julian oscillation. *Int J Climatol* 26(13): 1759-1776.
- Sparovek G, et al. 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environ Sci Policy* 16: 65-72.
- Spracklen DV, et al. 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* 489: 282-286.
- Spracklen DV, Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazon deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* 42: 9546-9552.
- Sternberg LSL. 2001. Savanna-forest hysteresis in the tropics. *Glob Ecol Biogeogr* 10: 369-378.
- Stickler CM, et al. 2013. Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proc Natl Acad Sci* 110(23): 9601-9606.
- SUDAM – Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. 1976. II Plano de Desenvolvimento da Amazônia: Programa de Ação do Governo para a Amazônia (1975-79). Belém. 199 pp.

- Tanure TMP, et al. 2017. Projeções dos impactos das mudanças climáticas sobre a produção agrícola, uso do solo e economia na Amazônia Legal. In: Anais - I Congress Latin American and Caribbean Regional Science Association International/ XV Encontro Nacional da Associação Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos. FEA – USP.
- TerraBrasilis, Plataforma. Disponível em <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>> Acesso em 10/05/2019.
- TerraClass, Projeto. 2014. Disponível em <<http://www.terraclass.gov.br/>> Acesso em 01/05/2019.
- Thomas MF. 2000. Late Quaternary environmental changes and the alluvial record in humid tropical environments. *Quatern Int* 72: 23-36.
- Tomasella J, et al. 2013. The Droughts of 1997 and 2005 in Amazonia: Floodplain Hydrology and Its Potential Ecological and Human Impacts. *Clim Change* 116(3-4): 723-746.
- Torello-Raventos M, et al. 2013. On the delineation of tropical vegetation types with an emphasis on forest/savanna transitions. *Plant Ecol Divers* 6(1): 101-137.
- Trancoso R, et al. 2009. Deforestation and conservation in major watersheds of the Brazilian Amazon. *Environ Conserv* 36(4): 277-288.
- Tuenter E, et al. 2007. Simulating sub-Milankovitch climate variations associated with vegetation dynamics. *Clim Past* 3: 169-180.
- Valadão MBX, et al. 2016. Biomass hyperdynamics as a key modulator of forest self-maintenance in a dystrophic soil in the Amazonia-Cerrado transition. *Sci For* 44: 475-485.
- Vale ALF, et al. 2012. Século XX: 70 anos de migração interna no Brasil. *Textos e Debates* 1(7): 22-43.
- Veenendaal EM, et al. 2014. Structural, physiognomic and aboveground biomass variation in savanna-forest transition zones on three continents. How different are co-occurring savanna and forest formations? *Biogeosci Discuss* 11(3): 4591-4636.
- Veiga MM, et al. 2002. O Garimpo de Ouro na Amazônia: aspectos tecnológicos, ambientais e sociais. In: Extração de Ouro - princípios, tecnologia e meio ambiente (pp. 267-295). CETEM/PUC, Rio de Janeiro.
- Veloso HP. 1963. Os Grandes Clímaxes do Brasil. III. Considerações gerais sobre a vegetação da Região Centro-Oeste. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 61(2): 357-370.
- Veloso HP. 1964. Os Grandes Clímaxes do Brasil. IV. Considerações gerais sobre a vegetação da Região Nordeste. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 62: 203-223.

- Vernet JL, et al. 1994. Feux, climats et végétation au Brésil central durant l'Holocène: les données d'un profil de sol à charbons de bois (Salitre, Minas Gerais). *Géosciences de Surface* 319: 1391-1397.
- Vieira ICG, et al. 2014. Dinâmicas produtivas, transformações no uso da terra e sustentabilidade na Amazônia. In: Siffert N, et al. (eds). Um olhar territorial para o desenvolvimento da Amazônia (pp. 370-395). BNDES, Rio de Janeiro.
- Vieira ICG, et al. 2016. The Socioecological Implications of Land Use and Landscape Change in the Brazilian Amazon. In: Nagy L, et al. (eds). Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin (pp. 441-462). Ecological Studies 227. Springer.
- Viveiros FF. 1943. O babaçu nos estados do Maranhão e Piauí. Bol. Minist. Agric. v. 32. Rio de Janeiro: 1-43.
- Wasson K, et al. 2013. Ecotones as indicators of changing environmental conditions: rapid migration of salt marsh–upland boundaries. *Estuar Coast* 36(3): 654-664.
- Woodward FI, et al. 2004. Global climate and the distribution of plant biomes. *Phil Trans R Soc Lond B* 359: 1465-1476.
- Zemp DC, et al. 2017. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nat Commun* 8: 14681.
- Zeng N, Neelin JD. 2000. The role of vegetation–climate interaction and interannual variability in shaping the African savanna. *J Clim* 13(15): 2665-2670.
- Zhang Y, et al. 2009. Impact of biomass burning aerosol on the monsoon circulation transition over Amazonia. *Geophys Res Lett* 36: L10814.

CAPÍTULO 2 – TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO: DESMATAMENTO E COLAPSO DO CICLO HIDROLÓGICO

A ser submetido para publicação no periódico *International Journal of Climatology*.

RESUMO

Um ditado popular dos anos 70 no Brasil dizia que o destino da Amazônia era o mesmo de uma “sopa quente”: ser devorada pelas bordas. Este destino começou a se concretizar a partir dos anos 80, com a enorme conversão de floresta nativa em pastagens e lavouras. Ao mesmo tempo, inúmeras previsões começaram a indicar as consequências ambientais do desmatamento, revelando um cenário climático alarmante para o sul da Amazônia. No presente estudo demonstramos que o “efeito sopa quente”, ou efeito de borda, está provocando um colapso no ciclo hidrológico regional, com consequente redução dos totais locais de chuvas. Além disso, demonstramos que este efeito pode se estender para regiões adjacentes, como o Cerrado do Brasil Central. Para tanto, analisamos as tendências anuais e mensais de 167 séries temporais de precipitação em função do nível de desmatamento local e demonstramos o grau de associação entre chuva e intensidade de uso da terra. Combinamos ainda dados de sensoriamento remoto de precipitação e de vegetação com simulações lagrangeanas de transporte atmosférico. Nossos resultados revelaram uma nítida relação entre desmatamento e redução de chuvas, com decréscimos locais que facilmente ultrapassaram a marca de -10 mm/ano nas regiões muito desmatadas. Constatamos também que as massas de ar que passam por áreas menos florestadas na Amazônia produzem duas vezes menos chuvas do que as que passam por regiões florestadas. No entanto, observamos que a maior parte dos padrões de decréscimo foi captada apenas em frequência mensal, demonstrando que o fenômeno ocorre discretamente ao longo do tempo, o que dificulta ainda mais a percepção de urgência na tomada de decisões que minimizem o processo e evite um colapso de maiores proporções.

Palavras-chave: arco do desmatamento, chuvas, séries temporais, tendências de precipitação, uso da terra.

CHAPTER 2 – AMAZON-CERRADO TRANSITION: DEFORESTATION AND THE COLLAPSE OF THE HYDROLOGICAL CYCLE

ABSTRACT

A popular saying of the 1970's in Brazil said that the fate of the Amazon was the same as a "hot soup": to be devoured by the edges. This fate began to materialize from the 80's, with the huge conversion of native forest into pastures and crops. At the same time, numerous predictions have begun to indicate the environmental consequences of deforestation, revealing an alarming climate for southern Amazonia. Here we demonstrate that the "hot soup effect", or border effect, is causing a collapse in the regional hydrological cycle, with consequent reduction in local rainfall. In addition, we demonstrate that this effect can extend to adjacent regions, such as the Cerrado (Brazilian savanna) of Central Brazil. In order to investigate such an effect, we analyzed the annual and monthly trends of surface rainfall series as a function of the level of local deforestation of 167 time series in the region and demonstrated the degree of association between rainfall and intensity of land use. We also combined remote sensing precipitation and vegetation data with lagrangean atmospheric transport simulations. Our results revealed a strong association between deforestation and rainfall reduction, with local decreases that can easily exceed -10 mm/year in less forested regions. We also find that air masses that pass through more deforested areas in the Amazon produce twice less rainfall as air masses that pass through forested regions. However, we highlight that most of the decreasing patterns were captured only in monthly frequency, demonstrating that the phenomenon occurs discreetly over time, which makes it even more difficult to perceive urgency in decision making that minimizes the process and prevent a major collapse.

Keywords: arc of deforestation, land use, precipitation trends, rainfall, time series.

2.1. INTRODUÇÃO

Um ditado popular dos anos 70 no Brasil dizia que o destino da Amazônia era o mesmo de uma sopa quente: ser devorada pelas bordas. A partir dos anos 80 este destino começou a se concretizar com a extensa substituição de florestas nativas por pastagens e lavouras na borda sul e sudeste do bioma, fenômeno impulsionado por uma série de programas de incentivo fiscal e políticas governamentais de ocupação. A imensa migração de madeireiros e produtores rurais para a região ao longo de pouco mais de duas décadas resultou em uma das maiores e mais rápidas conversões de florestas tropicais para fins agropecuários do planeta (Andersen et al. 2002), processo que fortaleceu substancialmente a economia regional e suas diretrizes desenvolvimentistas. Todavia, inúmeras previsões começaram a indicar as consequências ecológicas deste processo, revelando um cenário climático e ambiental alarmante para a região, atualmente conhecida como “Arco do Desmatamento” (Fearnside, 2005; 2017).

Enquanto o sul da Amazônia foi intensamente ocupado, gerando *commodities* de exportação de grande importância econômica para o Brasil, a floresta começou a cobrar seu preço. Diversos modelos climáticos têm revelado um decréscimo de chuvas nesta região (Davidson et al. 2012; Dubreuil et al. 2012; Coe et al. 2013; Debortoli et al. 2015; Spracklen & Garcia-Carreras, 2015), fenômeno físico-atmosférico que tem fortes implicações ambientais e socioeconômicas (Moutinho et al. 2016) e que por isso tem sido exaustivamente estudado nas últimas décadas. É importante considerar que existem inúmeros processos naturais em macro e mesoescala (e.g. circulação geral da atmosfera) que atuam sobre a variabilidade meteorológica nesta região (Marengo, 2006), mas grande parte dos modelos atuais mostra que na verdade o desmatamento tem sido um dos principais responsáveis pela redução local de chuvas (Bonini et al. 2014; Chambers & Artaxo, 2017; Debortoli et al. 2016; Khanna et al. 2018), especialmente nas áreas continentais afastadas do oceano (Spracklen et al. 2012).

Este mecanismo de redução de chuvas está intimamente ligado à ruptura do sistema de reciclagem de água mantido pelas florestas (Malhi et al. 2008). Na Amazônia este processo é especificamente importante, pois mais de metade da água precipitada retorna à atmosfera pela evapotranspiração da vegetação (Salati & Vose, 1984; Spracklen et al. 2012), o que retroalimenta positivamente o sistema (Betts et al. 2004). Nobre (2014) estima que quase 20 trilhões de litros de água são evapotranspirados pelas áreas de florestas da Amazônia diariamente, revelando o risco hidroclimático diretamente associado ao desmatamento. Além

disso, a supressão das florestas modifica o balanço de energia e a intensidade dos ventos (Silvério et al. 2015; Llopart et al. 2018) e diminui a rugosidade da superfície (Gash & Nobre, 1997), fatores que também modulam a formação local de chuvas. Desta forma, fica evidente que modificações na paisagem são potencialmente prejudiciais ao balanço hidrológico regional, pois resultam em um decréscimo considerável dos níveis de umidade do ambiente (Roy & Avissar, 2002) e podem levar o sistema a um colapso por ruptura do sistema de reciclagem de umidade atmosférica.

Considerando as estimativas de desmatamento para a Amazônia até o ano de 2050 (Soares-Filho et al. 2006), a redução de chuvas em mesoescala poderá chegar aos 21% na estação seca (Spracklen et al. 2012; Aragão, 2012). Este alarmante cenário tenderá a ser ainda mais crítico em sua porção sul, na região de transição com o bioma Cerrado, onde as taxas de desmatamento são maiores e a umidade de convergência entre as interestações é baixa (Costa & Pires, 2010) e majoritariamente provida pela evapotranspiração (Llopart et al. 2018). Nesta região, o contato com formações savânicas torna a vegetação amazônica mais suscetível a incêndios (Aragão et al. 2008; Staal et al. 2015), desencadeando *feedbacks* climáticos negativos na interface biosfera-atmosfera. Ademais, esta vegetação ecotonal é caracterizada por uma dinamicidade estrutural e ecossistêmica muito mais acentuada do que a observada nas regiões centrais da Amazônia e do Cerrado (Marimon et al. 2014; Valadão et al. 2016; Oliveira et al. 2017), condição ecológica que a torna consideravelmente mais sensível a distúrbios. Todos estes aspectos juntos mostram a vulnerabilidade desta faixa transicional às mudanças do clima e podem originar um extenso e irreversível efeito de borda com direção ao centro do bioma amazônico.

Além de reduzir os totais de chuvas, o panorama de devastação florestal neste ecótono tem outras implicações hidroclimáticas. De acordo com as previsões de Costa & Pires (2010) para os próximos 30 anos, o desmatamento na Amazônia e no Cerrado poderão levar a região de transição a sofrer um incremento de pelo menos um mês na estação seca. Além disso, pesquisas apontam um aumento na frequência de eventos climáticos extremos (Marengo et al. 2011; Jiménez-Muñoz et al. 2016) e um deslocamento espacial da incidência de chuvas (Chambers & Artaxo, 2017) associados ao desmatamento. As consequências ecológicas e socioeconômicas destes fenômenos ainda não são totalmente conhecidas, mas é possível que mudanças importantes na biota e no modelo de produção agrícola ocorram e tornem esta região menos biodiversa e menos produtiva no agronegócio (Nepstad et al. 2008; Lawrence & Vandecar, 2015), afetando a economia nacional e a vida de milhares de pessoas. Além do mais, acreditamos que este colapso climático possa se estender para outras regiões, o que

dificulta calcularmos com segurança a magnitude do prejuízo social e econômico deste processo.

Mesmo em face deste elevado grau de interferência e repercussão espaço-temporal, a literatura ainda não contempla, de forma substancial, estudos detalhados sobre as características climáticas desta zona de transição entre biomas e suas relações com o uso da terra. As aproximações desenvolvidas por modelos climáticos do tipo *downscaling* são extremamente relevantes, mas apresentam diversas limitações metodológicas (Wilby et al. 2002). Neste sentido, estudos de dados pluviométricos de superfície, como o nosso, são bastante pertinentes, pois podem preencher lacunas de informação e, conseqüentemente, ajudar na validação de tais modelos. Além disso, ressaltamos que pesquisas com base em testes estatísticos de tendência para as séries temporais de chuvas ainda são escassos para esta região, e os esforços ainda estão muito concentrados na detecção de padrões de frequência anual. Em nossa pesquisa, optamos por avaliar também o comportamento destas séries históricas em uma perspectiva mensal, tendo em vista que tendências de aumento/diminuição de chuvas podem ser bastante discretas ao longo do tempo e, portanto, não significativas em escalas maiores.

Ademais, não há nenhum trabalho na literatura que reporte resultados do impacto do desmatamento na Amazônia sobre os totais meteorológicos de localidades adjacentes, como o Cerrado do Brasil Central, onde está estabelecido um dos maiores cinturões de produção de grãos e outras *commodities* agrícolas do país. Para detectar uma suposta existência de relação causal, combinamos simulações lagrangeanas de transporte atmosférico para a região com dados de precipitação/vegetação obtidos por sensoriamento remoto. Desta forma, foi possível verificar se as massas de ar que chegam até o Cerrado passam pela faixa de desmatamento no sul da Amazônia e se áreas mais florestadas realmente produzem mais chuva do que áreas menos florestadas, resultados que podem elucidar as reais conseqüências hidroclimáticas do desmatamento para além da porção meridional da Amazônia.

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a magnitude do impacto causado pelo desmatamento em larga escala sobre as tendências históricas de chuvas dos municípios da transição Amazônia-Cerrado e adjacências (em direção ao centro e periferia), bem como verificar se os efeitos climáticos decorrentes do desmatamento nesta região podem se estender para outras localidades, como o Cerrado do Brasil Central. Para direcionar este trabalho levantamos as seguintes perguntas nortedoras: (a) Os testes de tendência para os dados pluviométricos de superfície confirmam o padrão de decréscimo de chuvas para o sul da Amazônia conforme indicado por modelos *downscaling* (ver Costa & Pires, 2010; Khanna et

al. 2018)? (b) A ocorrência regional de extremos climáticos de seca tem aumentado nas últimas décadas? (c) Existe alguma associação entre desmatamento local e redução histórica de chuvas para os municípios na transição Amazônia-Cerrado e adjacências? (d) O comportamento meteorológico destes municípios foi semelhante ao longo de toda a extensão da transição? (e) O desmatamento na fronteira amazônica pode afetar o regime de chuvas do Cerrado do Brasil Central? Nossa hipótese basilar é de que o desmatamento na transição Amazônia-Cerrado causa rupturas significativas no ciclo hidrológico, com consequente redução dos totais de chuvas intra e extra-regionais (ver Spracklen 2012, 2015; Bonini et al. 2014).

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudos

A área de abrangência desta pesquisa é a zona de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, uma extensa faixa diagonal entre os paralelos -2.0 e -15.0 e os meridianos -44.0 e -60.0 (Fig. 2.1). Esta região é constituída por um mosaico dinâmico de savanas e florestas (Ratter, 1992; Marimon et al. 2006, 2014) que se estende do leste da Bolívia até o oeste do Maranhão, formando um arco com mais de 6000 km de extensão (Marques et al. 2019). Neste ecótono as chuvas são predominantemente convectivas, diurnas e dependentes da umidade proveniente do Oceano Atlântico (Sheil & Murdiyarso, 2009; Gloor et al. 2013) e do mecanismo de reciclagem de água a partir da evaporação na interface biosfera-atmosfera, conhecido como mecanismo de bomba biótica (Makarieva et al. 2009; Aragão, 2012). Os tipos climáticos predominantes são Am (tropical de monção) e Aw (tropical seco e úmido), segundo a classificação de Köppen (1948). O primeiro tipo ocorre na borda norte da faixa transicional e é caracterizado por uma breve estação seca, que varia de 1 a 3 meses, e pela ocorrência de chuvas intensas no período restante. Por sua vez, o segundo tipo ocorre mais ao sul do ecótono e caracteriza-se pela maior sazonalidade, com períodos de seca e chuva bem definidos e durações equivalentes. O ritmo sazonal de toda a região é modulado pela oscilação Madden-Julian (Souza & Ambrizzi, 2006) e caracterizado por uma acentuada regularidade, ao passo que o comportamento meteorológico interanual é bastante variável e comumente associado a oscilações térmicas superficiais dos oceanos Pacífico e Atlântico, como o fenômeno El Niño (Ronchail et al. 2002).

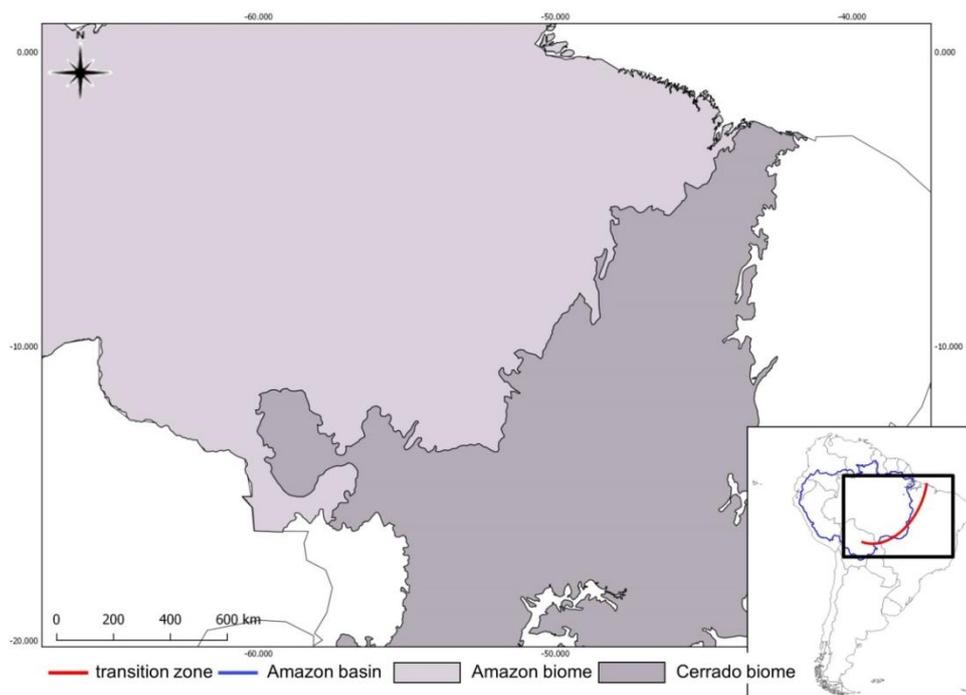


Figura 2.1. Zona de transição (linha em vermelho no detalhe) entre os biomas Amazônia e Cerrado.

2.2.2. Obtenção dos dados

Os dados pluviométricos de superfície foram extraídos de 167 estações meteorológicas da Agência Nacional de Águas – ANA (www.ana.gov.br/) e do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (<http://www.inmet.gov.br/portal/>) distribuídas da seguinte maneira: 105 ao longo da transição Amazônia-Cerrado, 35 no interior da Amazônia (região mais florestada) e 27 no sudoeste do Cerrado (um dos mais importantes e representativos polos agrícolas do Brasil Central) (lista das estações no Apêndice 1). Tendo em vista que a colonização de grande parte dos municípios destas regiões é recente, adotamos como critério de seleção o período mínimo de 20 anos para as séries históricas com falhas contínuas inferiores a 12 meses. As falhas no banco de dados foram corrigidas pela técnica de imputação multivariada proposta por Junger et al. (2003) e validadas pelo método de ponderação regional (Paulhus & Kohler, 1952; Bertoni & Tucci, 2013). Ao todo foram validadas 5775 observações anuais (69300 meses), gerando uma média de 34,6 anos/estação. A partir daí, analisamos a consistência dos dados por meio da curva de dupla massa (Searcy & Hardison, 1960) e submetemos as séries temporais ao método de decomposição e suavização exponencial de Holt-Winters (Apêndice 2) (Holt, 1957; Winters, 1960).

Os totais de desmatamento para cada localidade foram extraídos de três plataformas distintas, que por sua vez disponibilizam produtos de sensoriamento remoto já tratados e

classificados. Para as estações inseridas na Bacia Amazônica utilizamos os produtos da plataforma do Projeto de Estimativa do Desflorestamento da Amazônia - PRODES (<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>). Para as estações do leste da Bolívia, optamos por utilizar os dados da Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada – RAISG (<https://www.amazoniasocioambiental.org>). Já para as estações situadas em municípios predominantemente constituídos por vegetação savânica utilizamos os produtos da plataforma Lapig-Maps (<http://maps.lapig.iesa.ufg.br/lapig.html>), que disponibiliza o mapeamento do uso e cobertura do solo do Cerrado por meio de dados compilados do Projeto TerraClass Cerrado (MMA, 2015). Todos estes projetos empregam imagens de satélites da classe Landsat com 20 a 30 m de resolução espacial. A porcentagem de desmatamento acumulada para o entorno de cada estação meteorológica foi calculada com o auxílio do software QGIS 2.16.0 (QGIS Development Team, 2016) a partir da delimitação de *buffers* circulares com 50 km de raio.

Para a simulação das trajetórias de massas de ar, utilizamos pacotes de dados atmosféricos READY disponibilizados na plataforma do NOAA Air Resources Laboratory – NOAA/ARL (<https://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>), os quais englobam modelos com coordenadas verticais de pressão em diferentes escalas espaço-temporais (Tab. 2.1). Para estimar a quantidade de precipitação e de cobertura vegetal acumulada ao longo das trajetórias extraímos, respectivamente, produtos diários 3B42 - resolução espacial de 0.25° - gerados por satélites da Tropical Rainfall Measuring Mission - TRMM da Agência Espacial dos Estados Unidos (NASA) (<https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/trmm>) e produtos geoespaciais do mapeamento sistêmico desenvolvido pelo Projeto TerraClass do INPE (http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/dados_terraclass.php).

Tabela 2.1. Meteorologia de previsão em grade disponível no READY - Real-time Environmental Applications and Display sYstem. (Extraído de Rolph et al. 2017).

Modelo	Coordenada vertical	Resolução espacial	Resolução temporal	Previsão de horas
HRRR	pressão	3 km	1 h	18
HRRR	sigma	3 km	1 h	18
NAM Fire Weather Nest	sigma-pressão (híbrida)	1 km	1 h	36
NAM CONUS Nest	sigma-pressão (híbrida)	4 km	1 h	48
NAM	sigma-pressão (híbrida)	12 km	1 h	48
NAM	pressão	12 km	3 h	84
NAM Hawaii	sigma-pressão (híbrida)	2 km	1 h	48
NAM Alaska	sigma-pressão (híbrida)	12 km	1 h	48
RAP	pressão	20 km	1 h	18
GFS	sigma-pressão (híbrida)	0.5 deg.	3 h	84
GFS	pressão	1 deg.	3 h	240
GFS	pressão	1 deg.	12 h	240 – 384

2.2.3. Análise de dados

Em um primeiro momento, calculamos os totais anuais, a média histórica e os índices de anomalia (Rooy, 1965) e de concentração de chuvas (Oliver, 1980) para as 167 séries temporais selecionadas (Apêndices 3 e 4). Para detectar as ocorrências pontuais de extremos climáticos em cada uma destas séries, propomos e consideramos algumas combinações entre os índices mencionados, conforme descrito na Tab. 2.2. Além disso, submetemos todas as séries de frequência anual a análises de detecção de pontos de mudança (Itoh e Kurths, 2010) e aos testes de tendência de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall; 1955) e Cox & Stuart (Cox e Stuart, 1955). Estimamos ainda os coeficientes de regressão linear, de *Sen* (Sen, 1968) e *Prewhitening* (von Storch, 1995). Para o componente de tendência de frequência mensal extraído pelo método de decomposição de Holt-Winters, efetuamos o teste de tendência de Mann-Kendall e calculamos o coeficiente de regressão *Sen*. Neste caso específico o teste de Cox & Stuart não é indicado, pois se trata de um teste de sinais que agrupa as observações em pares e por isso pode ser enviesado pela ocorrência de valores consecutivos de zero (meses de seca) na série temporal. Os estimadores dos coeficientes de *Sen* para ambas as frequências foram ajustados pelo método *Bootstrap* (Efron & Tibshirani, 1993). Todas estas análises foram efetuadas com o auxílio dos pacotes ‘Precintcon’ (Povoa & Nery, 2016), ‘trend’ (Pohlert, 2018) e ‘zyp’ (Bronaugh & Werner, 2013) no software R 3.4.4 (R Core Team, 2018).

Tabela 2.2. Interpretação dos valores dos índices anuais de anomalia (*RAI*, do inglês Rainfall Anomaly Index) e de concentração de chuvas (*PCI*, do inglês Precipitation Concentration Index) e de suas respectivas combinações.

Índice	Valor	Interpretação
RAI	(A) < -4	extremamente seco
	(B) entre -3,99 e -2	muito seco
	entre -1,99 e 0	seco
	entre 0 e 1,99	úmido
	(C) entre 2 e 3,99	muito úmido
	(D) > 4	extremamente úmido
PCI	< 10	distribuição uniforme
	entre 11 e 15	distribuição moderada
	entre 16 e 20	distribuição irregular
	(E) > 20	distribuição fortemente irregular
RAI x PCI	A x E	estação seca extremamente prolongada
	B x E	estação seca prolongada
	C x E	ocorrência elevada de eventos extremos de precipitação
	D x E	ocorrência extremamente elevada de eventos extremos de precipitação

Para detectar o período seco de maior criticidade regional, calculamos o coeficiente de congruência temporal r_c (Tucker, 1951) para as ocorrências locais de períodos críticos de seca

e de extremos climáticos. Para tanto, consideramos como períodos críticos todos os intervalos com pelo menos cinco anos consecutivos de precipitações abaixo da média local (anomalias negativas). Para verificar se a frequência destas ocorrências tem aumentado com o passar do tempo, utilizamos modelos de regressão polinomiais. Além disso, testamos a associação da intensidade/duração destes períodos de seca com os níveis de desmatamento através de uma análise multivariada de covariância, na qual consideramos o nível de desmatamento em determinado tempo t como variável preditora categórica (grupos A= 1-25%; B= 26-50%; C= 51-75%; D= 76-100%), os autovetores espaciais como covariáveis e os índices de anomalia, o tempo de duração (em anos) e a interação entre estes dois parâmetros como variáveis respostas. Os autovetores espaciais foram obtidos a partir de uma matriz de conectividade calculada pelo critério de distância (*Distance Criterion*) (Griffith, 2003) e eliminaram a autocorrelação espacial dos resíduos. Efetuamos estas análises com o auxílio dos pacotes ‘rrcov3way’ (Todorov et al. 2017), ‘segmented’ (Muggeo, 2017) e do software SAM 4.0 (Rangel et al. 2010).

Para testar a relação entre as tendências de precipitação e desmatamento, efetuamos uma análise de regressão polinomial para os coeficientes de regressão linear das séries históricas de chuvas em função dos totais locais de desmatamento acumulado. Adicionalmente, comparamos a intensidade destas tendências entre regiões (Amazônia, Transição – porções oeste, central e leste – e Sudoeste do Cerrado) e entre níveis de desmatamento (mesmos grupos descritos no parágrafo anterior) por meio de testes de Kruskal-Wallis. A secção das subregiões da transição Amazônia-Cerrado está representada no mapa disponível na pág. 100 da presente tese. A significância das variações foi apontada por testes *post hoc* de Dunn ao nível de 5% de probabilidade de erro (Zar, 2010). Estes procedimentos foram efetuados com o auxílio dos pacotes ‘TSPred’ (Salles & Ogasawara, 2018) e ‘dunn.test’ (Dinno, 2017).

Para averiguar se as massas de ar que modulam o regime de chuvas no Cerrado passam pela Amazônia e pela faixa de desmatamento em sua porção meridional, computamos as retrotrajetórias de transporte atmosférico que chegaram diariamente às 12h nas coordenadas de referência -14.7 -52.35 (sudoeste do Cerrado) no período 1975-2016. Para tanto, adotamos o modelo HYSPLIT (*Hybrid single-particle Lagrangian integrated trajectory*), caracterizado por um algoritmo híbrido entre as abordagens Lagrangeana e Euleriana (veja mais em Stein et al. 2015). A posição de cada retrotrajetória foi calculada de hora em hora para um intervalo de 10 dias (240h) e para uma altitude de 2000 metros, camada na qual circula a maior parte da umidade atmosférica transportada para o local de referência.

Quantificamos ainda a precipitação diária e a porcentagem de cobertura florestal acumuladas para cada trajetória durante o período 1999-2016, bem como testamos a relação entre estes fatores através de um modelo global de regressão polinomial. Em decorrência da limitação espacial dos produtos do TerraClass, os dados de cobertura florestal contemplaram apenas o polígono da Amazônia Legal. Estas análises foram executadas a partir das funções descritas no Apêndice 5 no software R 3.4.4 (R Core Team, 2018).

2.3. RESULTADOS

A proporção de área desmatada acumulada teve forte influência sobre as tendências das séries históricas de precipitação. Nossas análises detectaram uma clara relação entre desmatamento local e redução de chuvas, conforme demonstram os coeficientes de regressão das séries temporais (Fig. 2.2) - ainda que o ajuste do modelo polinomial tenha sido baixo em função do efeito disperso do desmatamento ($R^2= 0,12$; $p < 0,05$). As comparações por grupos revelaram nitidamente que as reduções históricas de chuvas foram muito mais intensas nas localidades mais desmatadas (Fig. 2.3), e que a região mais afetada neste aspecto foi a porção leste da transição Amazônia-Cerrado, que apresentou um coeficiente médio de $-6,1$ mm/ano (Fig. 2.4).

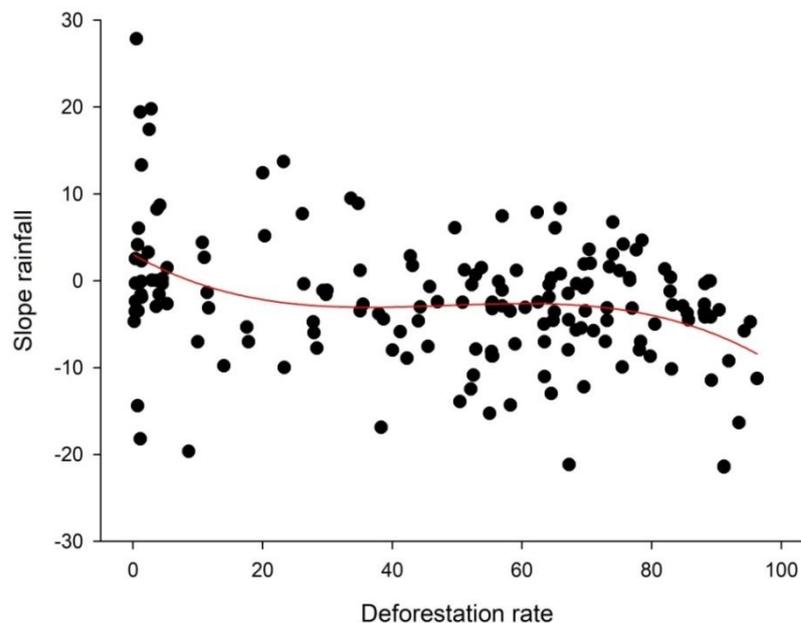


Figura 2.2. Tendências das séries históricas de chuvas - expressas pelos coeficientes de regressão linear das séries temporais (mm/ano) - em função do desmatamento local acumulado (%) ($y = -6E-05x^3 + 0,0092x^2 - 0,4177x + 3026$; $R^2 = 0,12$; $p < 0,05$).

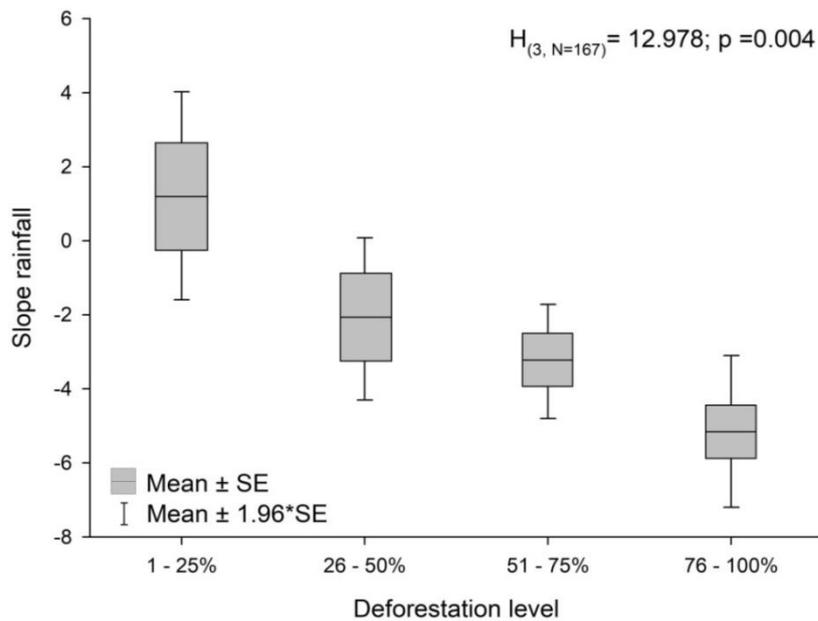


Figura 2.3. Médias dos coeficientes de regressão linear das séries temporais de chuvas (mm/ano) para diferentes níveis de desmatamento.

A redução de chuvas nas últimas três décadas atingiu o valor máximo de 43% na localidade de Açailândia (Maranhão, Brasil), que por sua vez apresentou uma taxa acumulada de desmatamento de 91%. No total, o desmatamento na transição Amazônia-Cerrado atingiu um patamar de 57% e a redução média de chuvas foi de 12%. Os efeitos de desmatamento e redução de chuvas extrapolaram os limites da Bacia Amazônica, atingindo o sudoeste do bioma Cerrado, que teve redução de chuvas de 8% na média, com valor máximo na localidade de Itarumã (Goiás, Brasil) (Tab. 2.3).

Tabela 2.3. Taxas regionais e locais de redução de chuvas e de desmatamento acumulado para o período 1985-2017.

Região	Redução média de chuvas	Desmatamento médio	Redução máxima de chuvas (localidade)	Desmatamento da localidade
Transição	12%	57%	43% (Açailândia)	91%
Sudoeste do Cerrado	8%	75%	17% (Itarumã)	78%

Os testes de Mann-Kendall e Cox & Stuart revelaram uma tendência significativa de decréscimo de chuvas para 46,7% das séries temporais avaliadas, ao passo que 24% exibiram tendência de aumento. Entretanto, estas proporções variaram de acordo com cada região. No interior da Amazônia, região pouco desmatada, 37,1% das séries temporais exibiram tendências de aumento, 17,1% tendências de diminuição e 45,8% não apresentaram nenhuma tendência significativa. Na transição Amazônia-Cerrado, região onde as taxas de incremento do desmatamento são as maiores da atualidade, o cenário foi muito diferente, e 21,9%

apresentaram tendências positivas, 51,4% tendências negativas e 26,7% não apresentaram nenhum tipo de tendência. No sudoeste do Cerrado, onde o cenário de desmatamento já está estabelecido há mais tempo, 14,8% das séries temporais de chuvas tiveram tendências de aumento, 66,7% tendências de redução e 18,5% não apresentaram padrões estatisticamente significativos. No geral, 56% destas tendências foram detectadas exclusivamente em frequência mensal, 18,6% em frequência anual e 25,4% em ambas as frequências. As tendências de aumento de chuvas mais expressivas foram detectadas no interior da região amazônica, para os municípios de Itamarati (+27,3 mm/ano), Carauari (+22,9 mm/ano) e Tefé (+19,1 mm/ano). Por outro lado, as tendências de diminuição mais fortes foram detectadas na porção leste da região de transição, com destaque para os municípios de Açailândia (-21,4 mm/ano), Rondon do Pará (-19,4 mm/ano), Araguacema (-17,1 mm/ano) e Araguañã (-16,9 mm/ano) (Tab. 2.4; Fig. 2.5). Além disso, é importante destacar também o panorama encontrado para a região central do estado de Mato Grosso (situada entre os paralelos -11.0 e -15.0 e os meridianos -54.0 e -58.0), uma das regiões de maior importância para o agronegócio do país. Nesta região, todas as séries temporais analisadas exibiram tendências significativas de redução de chuvas, ainda que menos expressivas do que as reduções encontradas ao leste da transição, indicando uma ruptura do ciclo hidrológico em mesoescala (Fig. 2.5).

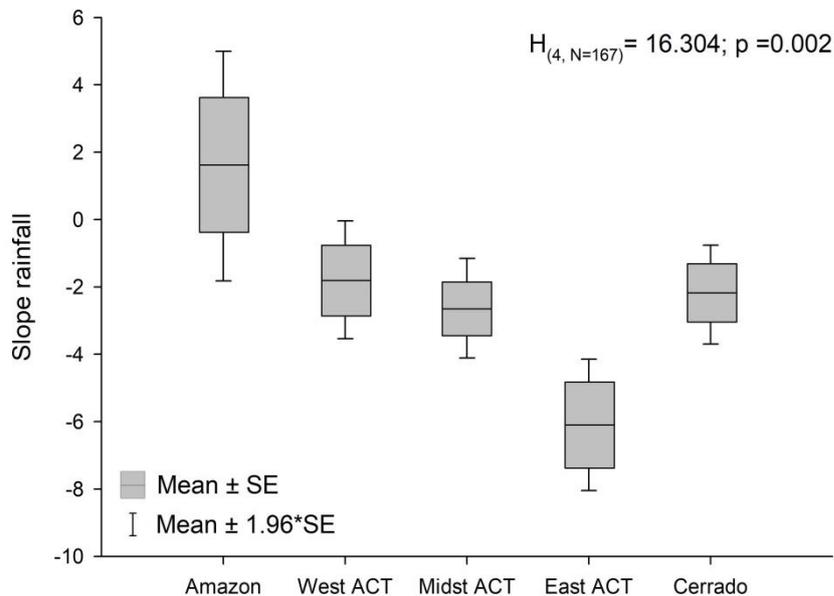


Figura 2.4. Médias dos coeficientes de regressão linear das séries temporais de chuvas (mm/ano) para as diferentes regiões abordadas nesta pesquisa. ACT= Amazon-Cerrado Transition.

Tabela 2.4. Resultados dos testes de Mann-Kendall (MK) e Cox & Stuart (CS) e coeficientes de regressão estimados para os dados de precipitação. Testes de Mann-Kendall aplicados às séries temporais anuais e aos componentes de tendência extraídos pela decomposição de Holt-Winters (gerados a partir de frequências mensais).

Municipality	lat	long	Annual time series					Monthly time series	
			MK	CS	LR slope	Sen's slope	PW slope	MK	Sen's slope
Açailândia ^Δ	-4.93	-47.496	Z= -1,8; tau= -0,28*	Z= 1,35	-21,38*	-23,23*	-23,22*	Z= 1,7; tau= 0,05	0,0008
Açailândia ^Δ	-4.82	-47.26	Z= -3,1; tau= -0,42***	Z= 2,11**	-21,46***	-19,57***	-19,42***	Z= -2; tau= -0,07***	-0,0497***
Açailândia ^Δ	-4.69	-46.93	Z= -1,4; tau= -0,17	Z= 0,3	-9,22	-6,36	-1,49	Z= -1; tau= -0,02	-0,0001
Água Azul do Norte ^Δ	-6.81	-50.53	Z= 0; tau= 0,01	Z= 0,95	-1,06	0,22	-1,31	Z= 0,8; tau= 0,01	0,0001
Água Boa ^Δ	-13.883	-52.412	Z= 0,5; tau= 0,06	Z= 0,30	-0,45	3,08	2,35	Z= -1; tau= -0,01	-0,0001
Água Boa ^Δ	-14.076	-52.15	Z= -0,3; tau= -0,03	Z= 1,04	-1,88	-1,95	-1,94	Z= -1; tau= -0,01	-0,0001
Alta Floresta ^Δ	-9.87	-56.102	Z= -1,8; tau= -0,2*	Z= 0,93	-8,15*	-8,4*	-9,72*	Z= -19,5; tau= -0,62***	-0,006***
Alta Floresta ^Δ	-9.643	-56.018	Z= -0,1; tau= -0,02	Z= 1,06	-2,69	-1,48	-2,72	Z= -1,2; tau= -0,03	-0,0002
Alto Boa Vista ^Δ	-11.674	-51.376	Z= 0,1; tau= 0,01	Z= 0,79	-0,08	0,23	-1,06	Z= 1; tau= 0,01	0,0001
Ananás ^Δ	-6.363	-48.072	Z= 0,1; tau= 0,02	Z= 0,44	1,63	-0,03	0,82	Z= 1; tau= 0,01	0,0001
Apiacás ^Δ	-9.566	-57.394	Z= 0,4; tau= 0,06	Z= 0,35	4,41	1,28	1,28	Z= 10,5; tau= 0,42***	0,0023***
Aporé ^Δ	-18.517	-52.092	Z= -0,1; tau= -0,01	Z= 0,26	0,36	-0,62	-0,62	Z= -8; tau= -0,23***	-0,0006***
Apuí ^Δ	-6.795	-59.04	Z= 0,5; tau= 0,05	Z= 0,44	0,24	2,82	2,82	Z= 1; tau= 0,02	0,0001
Apuí ^Δ	-7.204	-59.893	Z= 0,4; tau= 0,04	Z= 0,57	-0,34	1,56	1,55	Z= -0,6; tau= -0,01	-0,0001
Araguacema ^Δ	-8.802	-49.555	Z= -3,5; tau= -0,37***	Z= 2,96***	-16,89***	-16,43***	-17,91***	Z= -14,4; tau= -0,42***	-0,1053***
Araguaína ^Δ	-7.103	-48.2	Z= -1; tau= -0,12	Z= 0,30	-7,95	-4,17	-2,54	Z= -7,8; tau= -0,26***	-0,002***
Araguanã (MA) ^Δ	-2.95	-45.664	Z= -3,3; tau= -0,34***	Z= 2,72***	-16,32***	-16,27***	-18,07***	Z= -23,6; tau= -0,68***	-0,0026***
Araguanã (TO) ^Δ	-6.672	-48.47	Z= 0,2; tau= 0,02	Z= 0,44	-0,04	0,68	1,46	Z= 12,9; tau= 0,38***	0,0025***
Araguatins ^Δ	-5.648	-48.125	Z= -0,5; tau= -0,05	Z= 0,44	-0,81	-1,48	-1,03	Z= -0,5; tau= -0,01	-0,0001
Arapoema ^Δ	-7.655	-49.065	Z= -2,2; tau= -0,23*	Z= 1,91*	-5,77*	-5,69*	-5,85*	Z= 1; tau= 0,03	0,0001
Araxá ^Δ	-19.6	-46.94	Z= -0,3; tau= -0,03	Z= 0,08	-0,33	-0,45	-0,54	Z= -3,5; tau= -0,1***	-0,0004***
Aruanã ^Δ	-14.927	-51.082	Z= -2,6; tau= -0,26***	Z= 3,11***	-8,65***	-8,05***	-9,22***	Z= -3,3; tau= -0,09***	-0,0002***
Ascención de Guarayos ^Δ	-15.7	-63.1	Z= -1,4; tau= -0,13	Z= 1,5	-3,45	-3,28	-2,51	Z= -23,8; tau= -0,67***	-0,001***
Bacabal ^Δ	-4.243	-44.795	Z= 0,5; tau= 0,05	Z= 0,93	2,0	2,2	2,95	Z= -22; tau= -0,71***	-0,004***
Bannach ^Δ	-7.351	-50.408	Z= 0; tau= 0,01	Z= 0,75	3,07	0,88	0,88	Z= 8,4; tau= 0,36***	0,0081***
Barcelos ^Δ	-0.96	-62.91	Z= -0,7; tau= -0,1	Z= 0,11	-4,67	-6,39	-4,71	Z= -0,2; tau= -0,01	-0,0001
Barreirinha ^Δ	-2.792	-57.064	Z= -1,3; tau= -0,15	Z= 1,27	-9,78	-8,14	-8,14	Z= -8,1; tau= -0,4***	-0,003***
Bernardo Sayão ^Δ	-7.877	-48.878	Z= -3; tau= -0,32***	Z= 1,91*	-11,27***	-9,19***	-9,19***	Z= -1; tau= -0,01	-0,0001
Beruri ^Δ	-4.74	-62.151	Z= 0,1; tau= 0,02	Z= 0,61	2,31	1,04	1,04	Z= 0,7; tau= 0,02	0,0001
Beruri ^Δ	-3.897	-61.374	Z= 1,3; tau= 0,15	Z= 2,75***	13,33***	9,5*	12,2***	Z= 9; tau= 0,34***	0,0037***
Bom Jesus do Araguaia ^Δ	-12.164	-51.696	Z= -2,4; tau= -0,28**	Z= 1,85*	-12,97***	-11,23**	-11,67**	Z= -7,1; tau= -0,23***	-0,0042***
Borba ^Δ	-4.394	-59.598	Z= 0,3; tau= 0,04	Z= 0,57	-0,06	1,21	-0,05	Z= 0,9; tau= 0,03	0,0001
Britânia ^Δ	-15.246	-51.163	Z= -1,9; tau= -0,19*	Z= 1,91*	-5,67*	-4,45*	-4,45*	Z= -0,4; tau= -0,02	-0,0001
Buritirana ^Δ	-5.594	-47.019	Z= -0,4; tau= -0,05	Z= 0,01	-2,91	-1,68	-4,44	Z= 0,3; tau= 0,01	0,0001
Cachoeira Alta ^Δ	-18.9	-50.85	Z= -0,2; tau= -0,03	Z= 0,23	0,07	-1,31	-0,52	Z= 2,1; tau= 0,08**	0,0024**
Cacoal ^Δ	-11.44	-61.483	Z= 0,4; tau= 0,04	Z= 0,28	0,79	1,25	0,54	Z= 8,1; tau= 0,25***	0,0013***

cont.

cont.										
Campinápolis Δ	-13.841	-53.241	Z= -1,2; tau= -0,15	Z= 1,76*	-5,88	-5,59	-13,75*	Z= -17; tau= -0,6***	-0,0024***	
Campo Novo de Rondônia Δ	-10.5	-63.646	Z= 1,8; tau= 0,26*	Z= 0,92	18,7*	22,82*	13,71*	Z= 1; tau= 0,03	0,0001	
Canarana Δ	-13.49	-52.45	Z= 1,5; tau= 0,2	Z= 1,76	6,1	4,14	4,62	Z= 1,7; tau= 0,06	0,0002	
Canarana Δ	-13.47	-52.27	Z= 1,2; tau= 0,15	Z= 1,02	7,7	6,52	6,67	Z= 9,6; tau= 0,33***	0,0022***	
Canutama Δ	-6.539	-64.385	Z= 1,6; tau= 0,18	Z= 2,62***	8,25***	8,44***	6,85**	Z= 1,1; tau= 0,02	0,0001	
Canutama Δ	-8.09	-63.669	Z= 0,2; tau= 0,02	Z= 0,31	0,04	1,22	0,09	Z= -0,4; tau= -0,01	-0,0001	
Capinópolis Δ	-18.683	-49.566	Z= -1,2; tau= -0,14	Z= 0,47	-3,36	-4,06	-4,06	Z= 0,8; tau= 0,02	0,0002	
Carauari Δ	-5.46	-67.405	Z= 3; tau= 0,41***	Z= 2,15**	19,42***	21,71***	27,5***	Z= 7; tau= 0,27***	0,0038***	
Caseara Δ	-9.27	-49.958	Z= -0,4; tau= -0,05	Z= 0,41	-0,44	-2,70	-2,71	Z= 0,7; tau= 0,02	0,0001	
Castanheira Δ	-10.834	-58.803	Z= -0,2; tau= -0,03	Z= 0,92	-4,55	-0,67	-0,66	Z= 0,8; tau= 0,03	0,0002	
Catalão Δ	-18.18	-47.95	Z= -0,6; tau= -0,06	Z= 0,5	-4,48	-0,97	-0,78	Z= -11,3; tau= -0,32***	-0,0009***	
Cerejeiras Δ	-13.196	-60.823	Z= 1,3; tau= 0,15	Z= 1,27	3,62	5,41	4,3	Z= -14,5; tau= -0,48***	-0,0044***	
Chapadão do Céu Δ	-18.406	-52.526	Z= 0,4; tau= 0,05	Z= 1,27	1,91	1,89	2,01	Z= -9,5; tau= -0,31***	-0,0013***	
Coari Δ	-4.08	-63.13	Z= -0,6; tau= -0,09	Z= 0	-1,88	-3,35	-3,35	Z= -11,6; tau= -0,5***	-0,0014***	
Cocalinho Δ	-14.08	-51.69	Z= -0,7; tau= -0,08	Z= 0,3	-1,58	-4,56	-4,56	Z= 18; tau= 0,61***	0,0022***	
Colíder Δ	-10.798	-55.448	Z= -1,8; tau= -0,21*	Z= 1,98**	-10,14**	-9,06**	-11,74**	Z= -15,7; tau= -0,53***	-0,0013***	
Colméia Δ	-8.83	-48.817	Z= -2; tau= -0,23**	Z= 1,94*	-7,57**	-7,29**	-7,06**	Z= -0,9; tau= -0,03	-0,0002	
Colorado do Oeste Δ	-13.114	-60.548	Z= 0,4; tau= 0,05	Z= 0,19	1,38	1,49	1,49	Z= 1; tau= 0,01	0,0001	
Comodoro Δ	-13.778	-59.767	Z= -1; tau= -0,14	Z= 0,79	-5,31	-8,35	-8,35	Z= -0,7; tau= -0,03	-0,0002	
Conceição do Araguaia Δ	-8.26	-49.26	Z= -0,6; tau= -0,07	Z= 0,47	0,68	-2,05	-2,05	Z= 16,6; tau= 0,53***	0,0014***	
Concepción Δ	-16.25	-62.1	Z= 0,7; tau= 0,06	Z= 0,39	1,21	1,15	1,15	Z= -4,7; tau= -0,12***	-0,0003***	
Cotriguaçu Δ	-9.856	-58.248	Z= 2; tau= 0,27**	Z= 1,2	13,74**	11,82**	11,36**	Z= 16,2; tau= 0,6***	0,0032***	
Diamantino Δ	-14.4	-56.45	Z= 1,6; tau= 0,15	Z= 1,78	6,08	4,53	5,38	Z= -3,8; tau= -0,1***	-0,0005***	
Dom Eliseu Δ	-4.116	-47.546	Z= 1; tau= 0,14	Z= 1,85*	8,33	10,67*	10,66*	Z= 13,8; tau= 0,51***	0,0027***	
Edéia Δ	-17.338	-49.93	Z= -2,3; tau= -0,24**	Z= 1,91*	-7,0**	-5,93**	-5,77**	Z= -0,9; tau= -0,01	-0,0001	
Eirunepé Δ	-6.66	-69.86	Z= 1,7; tau= 0,23*	Z= 0,79	17,42*	18,16*	14,28*	Z= 1; tau= 0,02	0,0002	
Envira Δ	-7.428	-70.022	Z= -0,8; tau= -0,09	Z= 0,2	-1,56	-4,7	-4,6	Z= -1,3; tau= -0,03	-0,0001	
Feliz Natal Δ	-12.517	-54.912	Z= 0,7; tau= 0,11	Z= 0,92	5,19	8,19	10,74	Z= -6,3; tau= -0,25***	-0,0041***	
Fonte Boa Δ	-2.53	-66.16	Z= 1,1; tau= 0,15	Z= 0,79	6,04	12,06	10,11	Z= 0,9; tau= 0,01	0,0001	
Fормoso do Araguaia Δ	-11.797	-49.525	Z= -2,1; tau= -0,22**	Z= 1,91*	-7,02**	-7,19**	-7,65**	Z= -0,8; tau= -0,02	-0,0001	
Frutal Δ	-20.03	-48.93	Z= -0,3; tau= -0,06	Z= 0	-3,56	-4,89	-4,89	Z= 7,4; tau= 0,32***	0,0037***	
General Carneiro Δ	-15.711	-52.754	Z= 0,1; tau= 0,02	Z= 0,3	1,26	0,76	0,76	Z= 4,2; tau= 0,14***	0,0005***	
Goiatuba Δ	-18.104	-50.031	Z= -1,4; tau= -0,14	Z= 0,68	-3,72	-4,73	-4,11	Z= -0,6; tau= -0,01	-0,0001	
Guarantã do Norte Δ	-9.818	-54.886	Z= -2,2; tau= -0,27**	Z= 1,51	-12,48**	-9,73**	-10,37**	Z= -0,9; tau= -0,02	-0,0002	
Humaitá Δ	-7.01	-62.787	Z= 0,9; tau= 0,14	Z= 1,35	3,27	5,61	5,61	Z= 0,7; tau= 0,01	0,0001	
Ipameri Δ	-17.71	-48.16	Z= 0,6; tau= 0,06	Z= 1,28	1,19	1,46	1,62	Z= 9,1; tau= 0,28***	0,0008***	
Ipiaçu Δ	-18.691	-49.948	Z= -0,2; tau= -0,02	Z= 1,07	-0,33	-0,62	-0,69	Z= -4,4; tau= -0,13***	-0,0005***	
Ipixuna do Pará Δ	-2.426	-47.516	Z= -0,9; tau= -0,1	Z= 0,09	-7,88	-4,64	-6,67	Z= -5,4; tau= -0,18***	-0,0026***	
Itacoatiara Δ	-3.13	-58.43	Z= 1,7; tau= 0,23*	Z= 0,11	12,42*	14,15*	14,15*	Z= 1; tau= 0,02	0,0002	
Itajá Δ	-19.1	-51.14	Z= -1,9; tau= -0,2*	Z= 2,32**	-9,92*	-6,82*	-7,52*	Z= -0,8; tau= -0,02	-0,0001	
Itamarati Δ	-6.613	-69.121	Z= 2,9; tau= 0,38***	Z= 2,36**	27,85***	28,93***	25,31***	Z= 6,9; tau= 0,27***	0,003***	

cont.

cont.									
Itanhangá Δ	-12.2	-56.5	Z= -1; tau= -0,14	Z= 0,66	-11,03	-12,13	-12,13	Z= -15,4; tau= -0,58***	-0,004***
Itapua do Oeste Δ	-9.26	-63.16	Z= -2,4; tau= -0,26**	Z= 1,82*	-7,76**	-8,39**	-8,39**	Z= -6,3; tau= -0,19***	-0,0009***
Itarumã Δ	-18.764	-51.347	Z= -2,1; tau= -0,22**	Z= 1,19	-7,96**	-7,86**	-5,87**	Z= -1; tau= -0,02	-0,0001
Ituiutaba Δ	-18.95	-49.52	Z= -0,8; tau= -0,12	Z= 0,35	-3,16	-5,67	-5,67	Z= -2,1; tau= -0,08**	-0,0013**
Itumbiara Δ	-18.339	-49.611	Z= -1,1; tau= -0,11	Z= 1,7*	-2,7*	-2,55	-2,55	Z= -0,8; tau= -0,01	-0,0001
Jacareacanga Δ	-6.235	-57.775	Z= 0; tau= 0,01	Z= 0,47	0,06	-0,17	-1,44	Z= 14,2; tau= 0,46***	0,0005***
Jaru Δ	-10.445	-62.465	Z= -0,6; tau= -0,06	Z= 0,73	-0,33	-2,42	-2,42	Z= -1,4; tau= -0,04	-0,0002
Jaru Δ	-10.236	-62.627	Z= -0,7; tau= -0,09	Z= 1,14	-4,18	-4,64	-4,64	Z= -1,2; tau= -0,02	-0,0001
Jataí Δ	-17.695	-51.897	Z= -2; tau= -0,21**	Z= 1,91*	-4,58**	-4,48**	-4,02**	Z= -1; tau= -0,02	-0,0001
Jataí Δ	-17.718	-52.17	Z= -1,1; tau= -0,12	Z= 1,17	-3,13	-2,88	-2,88	Z= -6,7; tau= -0,2***	-0,001***
Joviânia Δ	-17.809	-49.626	Z= -1,3; tau= -0,14	Z= 0,53	-2,79	-3,68	-2,88	Z= 0,8; tau= 0,03	0,0001
Juara Δ	-11.253	-57.506	Z= -0,7; tau= -0,09	Z= 0,52	-2,69	-3,73	-4,65	Z= -5,4; tau= -0,19***	-0,0009***
Juruá Δ	-3.641	-66.103	Z= -1,2; tau= -0,14	Z= 0,73	-3,47	-4,55	-4,55	Z= 0,4; tau= 0,01	0,0001
Jutá Δ	-2.89	-66.949	Z= 0,3; tau= 0,05	Z= 0,35	2,56	2,09	2,09	Z= -0,7; tau= -0,01	-0,0001
Jutá Δ	-5.38	-68.998	Z= 0,4; tau= 0,04	Z= 0	-0,28	1,63	1,64	Z= -0,6; tau= 0,01	-0,0001
Lábrea Δ	-7.25	-64.83	Z= -2,2; tau= -0,3**	Z= 2,83***	-19,64***	-16,8**	-18,75**	Z= 6,5; tau= 0,2***	-0,002***
Luciara Δ	-11.219	-50.668	Z= -0,4; tau= -0,05	Z= 0,3	-1,36	-1,67	-1,67	Z= 6,5; tau= 0,22***	0,002***
Manaus Δ	-3.1	-60.01	Z= 0,9; tau= 0,08	Z= 1,51	2,7	2,56	2,94	Z= 27,8; tau= 0,71***	0,0008***
Manicoré Δ	-5.81	-61.3	Z= 1,3; tau= 0,18	Z= 1,47	8,71	7,14	7,15	Z= 17,1; tau= 0,66***	0,0016***
Maraã Δ	-2.35	-65.116	Z= -1,8; tau= -0,22*	Z= 3,76***	-14,4***	-12,16*	-12,16*	Z= -1; tau= -0,01	-0,0001
Marabá Δ	-5.36	-49.13	Z= 1,3; tau= 0,18	Z= 1,07	7,46	11,7	11,72	Z= 0,6; tau= 0,02	0,0023
Marabá Δ	-5.803	-49.183	Z= -0,7; tau= -0,11	Z= 0,79	-2,91	-5,98	-5,98	Z= 0,8; tau= 0,02	0,0002
Marcelândia Δ	-10.746	-54.546	Z= -0,6; tau= -0,09	Z= 0,23	-1,1	-4,38	-6,54	Z= -16,6; tau= -0,66***	-0,0074***
Maués Δ	-3.896	-57.504	Z= -0,9; tau= -0,12	Z= 0,95	-2,97	-5,56	-5,56	Z= 13; tau= 0,47***	0,0054***
Maurilândia Δ	-17.979	-50.337	Z= 0,1; tau= 0,02	Z= 0,44	-0,02	0,6	-0,55	Z= -13,1; tau= -0,39***	-0,0018***
Mineiros Δ	-17.688	-52.893	Z= -1,6; tau= -0,15	Z= 2,39	-3,22	-3,84	-4,24	Z= -10,2; tau= -0,28***	-0,0009***
Mineiros Δ	-17.579	-52.601	Z= -0,9; tau= -0,09	Z= 0,68	-2,47	-2,76	-2,76	Z= 0,8; tau= 0,01	0,0001
Mirante da Serra Δ	-11.003	-62.656	Z= 0,6; tau= 0,07	Z= 0,30	1,49	3,08	2,74	Z= -15,9; tau= -0,54***	-0,0001***
Montividiu Δ	-17.364	-51.076	Z= -0,5; tau= -0,05	Z= 1,49	0,41	-0,48	0,72	Z= -2,2; tau= -0,06**	-0,0003**
Mozarlândia Δ	-14.741	-50.577	Z= -1,2; tau= -0,12	Z= 0,87	-3,48	-2,67	-2,67	Z= 11,1; tau= 0,33***	0,0006***
Muricilândia Δ	-7.154	-48.603	Z= 2,2; tau= 0,26**	Z= 1,98**	12,7**	11,58**	11,8**	Z= 2,3; tau= 0,06**	0,0003**
Nova Crixás Δ	-13.689	-50.796	Z= -0,4; tau= -0,05	Z= 0,97	-1,45	-1,52	-1,96	Z= -20,5; tau= -0,61***	-0,0022***
Nova Lacerda Δ	-14.469	-59.593	Z= 0,3; tau= 0,05	Z= 0,9	2,84	5,34	5,34	Z= 0,6; tau= 0,01	0,0001
Nova Maringá Δ	-13.066	-57.113	Z= -0,2; tau= -0,03	Z= 1,15	-1,12	-0,71	-0,66	Z= -15,8; tau= -0,51***	-0,0009***
Nova Monte Verde Δ	-9.941	-57.133	Z= -0,4; tau= -0,06	Z= 0,23	-0,66	-3,23	1,54	Z= 16,7; tau= 0,66***	0,0058***
Nova Olinda Δ	-7.56	-48.422	Z= -0,6; tau= -0,06	Z= 0,87	-2,47	-2,03	-2,33	Z= 18,6; tau= 0,55***	0,0004***
Nova Xavantina Δ	-14.7	-52.35	Z= -0,8; tau= -0,08	Z= 1,39	-3,07	-2,3	-2,3	Z= -6,7; tau= -0,19***	-0,001***
Novo Airão Δ	-2.62	-60.947	Z= -0,3; tau= -0,05	Z= 0,48	-3,53	-1,37	-1,37	Z= -0,9; tau= -0,02	-0,0001
Novo Aripuanã Δ	-5.296	-60.7	Z= -0,2; tau= -0,03	Z= 0,11	1,51	-1,7	1,16	Z= -1; tau= -0,03	-0,0002
Novo Aripuanã Δ	-6	-60.187	Z= -0,2; tau= -0,03	Z= 0,63	-2,66	-0,91	-0,78	Z= -0,8; tau= -0,01	-0,0001
Novo Santo Antônio Δ	-12.29	-50.965	Z= -1; tau= -0,1	Z= 1,09	-3,13	-3,37	-3,75	Z= -10,9; tau= -0,31***	-0,0019***

cont.

cont.									
Ouro Preto do Oeste Δ	-10.516	-62.001	Z= -0,5; tau= -0,06	Z= 0,32	-3,67	-2,14	-5,56	Z= 1; tau= 0,01	0,001
Paranatinga Δ	-13.448	-54.281	Z= -3,2; tau= -0,34***	Z= 3,2***	-8,93***	-8,79***	-8,79***	Z= -4,4; tau= -0,13***	-0,0005***
Paraúna Δ	-17.325	-50.681	Z= -2,5; tau= -0,26**	Z= 1,19	-5,76**	-5,56**	-5,27**	Z= -11,5; tau= -0,33***	-0,0006***
Pauini Δ	-8.25	-67.366	Z= 0,3; tau= 0,05	Z= 0,54	4,17	1,56	1,56	Z= -5; tau= -0,18***	-0,0017***
Pimenta Bueno Δ	-12.015	-60.855	Z= 0,8; tau= 0,09	Z= 1,82*	1,75	2,76*	1,1	Z= 22,4; tau= 0,69***	0,0021***
Pimenteiras do Oeste Δ	-13.479	-61.046	Z= -1; tau= -0,12	Z= 1,02	-7,26	-6,58	-6,58	Z= -1; tau= -0,02	-0,0001
Pium Δ	-9.97	-49.993	Z= 0,6; tau= 0,08	Z= 0,79	-0,37	2,5	4,13	Z= 14,6; tau= 0,49***	0,0037***
Pontes e Lacerda Δ	-15.224	-59.35	Z= -3,4; tau= -0,36***	Z= 3,61***	-8,66***	-9,22***	-8,4***	Z= -1,9; tau= -0,5*	-0,0002*
Porto Alegre do Norte Δ	-10.867	-51.63	Z= -0,2; tau= -0,03	Z= 0,90	-2,42	-2,37	-3,04	Z= 16,7; tau= 0,57***	0,0023***
Porto Esperidião Δ	-15.853	-58.465	Z= -0,9; tau= -0,12	Z= 0,79	-2,45	-2,68	-2,68	Z= -17,5; tau= -0,68***	-0,0011***
Quirinópolis Δ	-18.501	-50.521	Z= 0,9; tau= 0,13	Z= 1,61	4,65	3,48	3,48	Z= 1,5; tau= 0,1**	0,0009**
Redenção Δ	-8.043	-50	Z= -1,5; tau= -0,17	Z= 1,38	-12,22	-8,51	-7,08	Z= -15,6; tau= -0,52***	-0,0055***
Ribeirão Cascalheira Δ	-12.939	-51.826	Z= 1,1; tau= 0,13	Z= 0,68	8,9	5,81	6,67	Z= -7,7; tau= -0,26***	-0,0018***
Rio Maria Δ	-7.506	-50.044	Z= -0,4; tau= -0,06	Z= 0,13	-4,5	-3,24	-3,24	Z= -14,5; tau= -0,64***	-0,0027***
Rio Preto da Eva Δ	-2.7	-59.699	Z= -0,4; tau= -0,06	Z= 0,35	-7,01	-2,36	3,19	Z= 14,7; tau= 0,59***	0,0048***
Rio Verde Δ	-17.8	-50.91	Z= 0,3; tau= 0,06	Z= 0,75	3,57	3,73	3,73	Z= 1,4; tau= 0,04	0,0001
Rondon do Pará Δ	-4.803	-48.068	Z= -1,9; tau= -0,28*	Z= 1,62	-21,17*	-19,83*	-17,07*	Z= -13; tau= -0,51***	-0,0025***
San Ignacio de Velasco Δ	-16.36	-60.95	Z= -3,2; tau= -0,32***	Z= 3,11***	-8,0***	-7,39***	-8,17***	Z= -2; tau= -0,06**	-0,0323***
Sandolândia Δ	-12.098	-49.947	Z= -1,2; tau= -0,14	Z= 1,38	-4,41	-4,0	-4,0	Z= -0,5; tau= -0,01	-0,0001
Santa Fé do Araguaia Δ	-6.869	-49.098	Z= 0,8; tau= 0,09	Z= 1,02	4,2	4,76	4,54	Z= 9,1; tau= 0,31***	0,0027***
Santa Luzia Δ	-4.22	-46.165	Z= -1,9; tau= -0,24*	Z= 0,9	-15,25*	-16,81*	-12,39*	Z= -0,6; tau= -0,02	-0,0001
Santa Luzia do Paruá Δ	-2.504	-45.784	Z= -1,2; tau= -0,14	Z= 0,57	-4,74	-5,58	-8,13	Z= -0,8; tau= -0,02	-0,0001
Santa Terezinha Δ	-10.46	-50.5	Z= 0; tau= -0,01	Z= 1,63	0,32	-0,22	-0,22	Z= -6,3; tau= -0,22***	-0,0016***
Santana do Araguaia Δ	-9.227	-50.21	Z= 1,6; tau= 0,18	Z= 1,15	7,9	8,9	11,52	Z= -12,9; tau= -0,42***	-0,0023***
Santo Antônio do Itá Δ	-3.101	-67.935	Z= -2,8; tau= -0,32***	Z= 1,61	-18,2***	-18,73***	-21,2***	Z= -13,8; tau= -0,44***	-0,0042***
São Félix do Araguaia Δ	-11.393	-52.235	Z= 1,1; tau= 0,14	Z= 2,24**	9,5**	6,39**	10,85**	Z= 14,8; tau= 0,51***	0,001***
São José do Rio Claro Δ	-13.43	-56.71	Z= -1,4; tau= -0,21*	Z= 0,61	-10,88*	-10,6*	-8,05	Z= -10,5; tau= 0,44***	-0,006***
São José do Xingu Δ	-10.807	-52.746	Z= -3,1; tau= -0,36***	Z= 2,88***	-14,29***	-14,54***	-14,04***	Z= -1,1; tau= -0,3	-0,0002
São Miguel do Araguaia Δ	-12.82	-50.336	Z= -0,6; tau= -0,06	Z= 0,35	-3,57	-1,7	-2,26	Z= 4,4; tau= 0,13***	0,0009***
Sapucaia Δ	-6.794	-49.548	Z= -2,3; tau= -0,28**	Z= 2,57**	-11,46**	-9,5**	-9,5**	Z= -1,8; tau= -0,06*	-0,0002*
Serranópolis Δ	-18.304	-51.962	Z= -1,7; tau= -0,2*	Z= 1,27	-4,99*	-5,24*	-5,24*	Z= -0,5; tau= -0,01	-0,0001
Sinop Δ	-11.651	-55.702	Z= -1-1; tau= -0,14	Z= 2,57*	-7,02*	-5,52*	-5,97*	Z= -8,4; tau= -0,28***	-0,0007***
Sinop Δ	-11.691	-55.448	Z= -0,7; tau= -0,08	Z= 1,98**	-4,62**	-2,35**	-2,41**	Z= -0,8; tau= -0,01	-0,0001
Sítio Novo Δ	-5.884	-46.701	Z= -1; tau= -0,12	Z= 1,15	-4,74	-3,37	-5,43	Z= 0,5; tau= -0,01	-0,0001
Sorriso Δ	-12.675	-55.793	Z= 1; tau= 0,16	Z= 0,12	6,75	6,89	4,72	Z= -9,1; tau= -0,38***	-0,0027***
Tangará da Serra Δ	-14.85	-57.767	Z= -0,8; tau= -0,08	Z= 1,81*	-3,79*	-3,78*	-3,78*	Z= -0,9; tau= -0,02	-0,0001
Tapauá Δ	-5.953	-64.316	Z= -0,5; tau= -0,07	Z= 0,11	-2,37	-3,38	-3,71	Z= -0,8; tau= -0,02	-0,0001
Tefé Δ	-3.83	-64.7	Z= 2,4; tau= 0,34**	Z= 1,47	19,8**	18,75**	18,67**	Z= 12,7; tau= 0,44***	0,004***
Theobroma Δ	-10.236	-62.345	Z= -1,4; tau= -0,18	Z= 1,14	-8,69	-7,03	-9,2	Z= -0,2; tau= -0,01	-0,0004
Tocantinópolis Δ	-6.288	-47.391	Z= -2; tau= -0,2**	Z= 2,5**	-5,98**	-4,78**	-4,3**	Z= -11; tau= -0,31***	-0,0011***
Tucuruí Δ	-3.76	-49.66	Z= -0,7; tau= -0,12	Z= 0,9	-13,9	-11,71	-11,71	Z= -1; tau= -0,03	-0,0002

cont.

cont.									
Uberaba [▲]	-19.73	-47.95	Z= 0,4; tau= 0,06	Z= 0,21	1,15	1,79	1,79	Z= -17,2; tau= -0,62***	-0,0025***
Ulianópolis [△]	-3.742	-47.497	Z= -0,7; tau= -0,08	Z= 1,61	-5,43	-4,1	-4,88	Z= -22,4; tau= -0,72***	-0,0038***
Uruará [▲]	-2.537	-57.758	Z= -0,4; tau= -0,05	Z= 1,17	-1,57	-1,83	-2,52	Z= 9,7; tau= 0,29***	0,0022***
Vila Bela de S. Trindade [△]	-15.008	-59.949	Z= -1,3; tau= -0,14	Z= 1,17	-3,01	-4,63	-4,63	Z= 9,3; tau= 0,28***	0,0015***
Vila Rica [△]	-10.018	-51.122	Z= -0,9; tau= -0,11	Z= 1,51	-3,51	-2,28	-2,28	Z= -10,3; tau= -0,35***	-0,0017***
Wanderlândia [△]	-6.839	-47.97	Z= -2,6; tau= -0,27**	Z= 0,87	-9,97**	-9,79**	-9,38**	Z= -17,6; tau= -0,52***	-0,0004***
Xinguara [△]	-7.098	-49.959	Z= -0,2; tau= -0,02	Z= 0,23	-4,17	-1,49	-4,99	Z= 0,2; tau= 0,01	0,0001
Zé Doca [△]	-3.26	-45.65	Z= -0,1; tau= -0,02	Z= 0,47	-1,2	-0,72	-2,41	Z= 1,9; tau= 0,06	0,0002

▲ Amazônia; △ Transição Amazônia-Cerrado; ▲ Cerrado.

* Significância no nível de 90% de confiança; ** Significância no nível de 95% de confiança; *** Significância no nível de 99% de confiança.

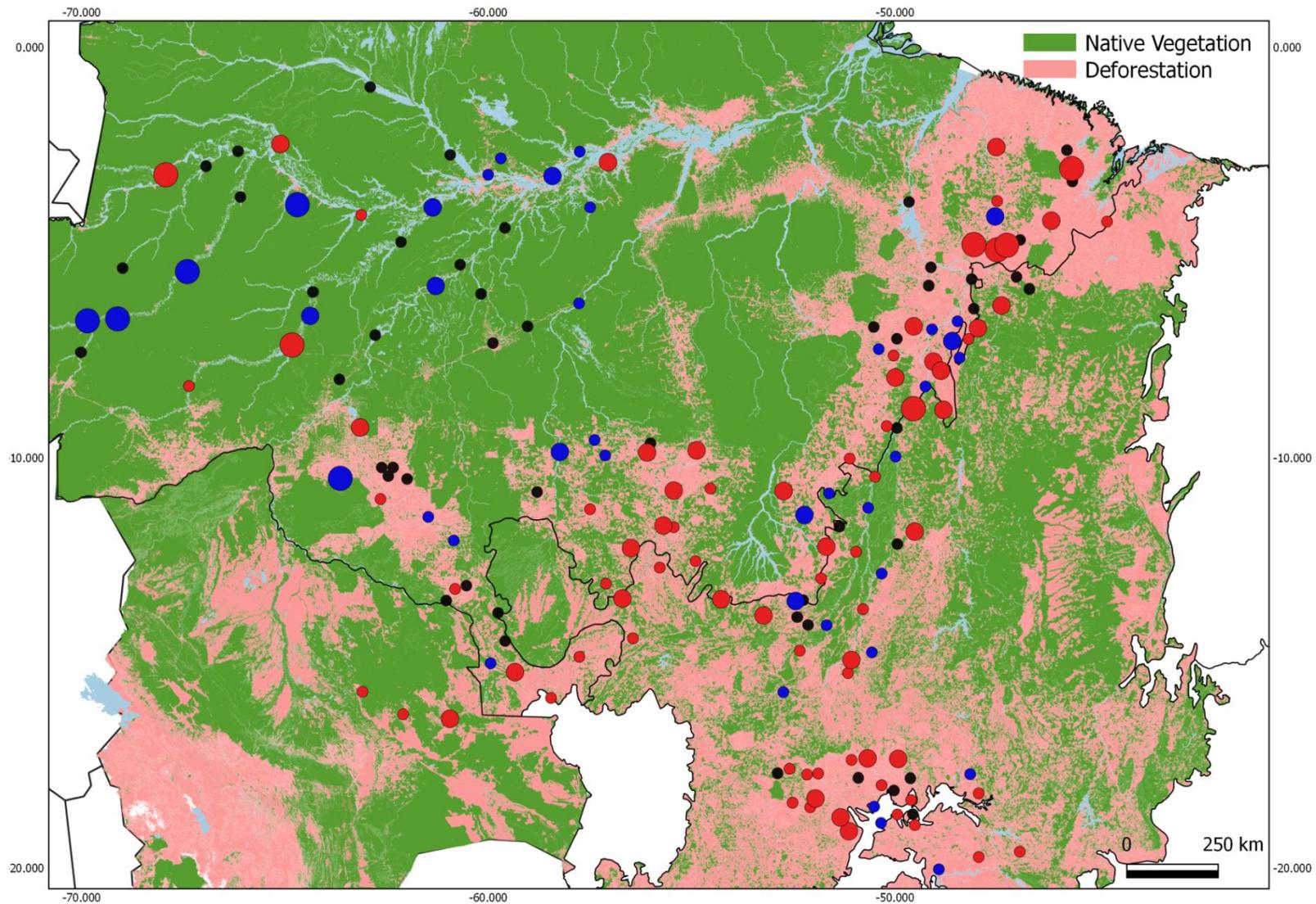


Figura 2.5. Representação espacial das tendências das séries históricas de chuvas das 167 estações meteorológicas selecionadas para esta pesquisa. Em vermelho as séries que exibiram tendência negativa; em azul as que exibiram tendência positiva; em preto as que não exibiram nenhuma tendência significativa. A intensidade destas mudanças históricas está representada pelo tamanho dos círculos (quanto maior, mais intensa).

Os parâmetros de precipitação das séries temporais e seus respectivos indicadores de comportamento também variaram entre os municípios e regiões (Tab. 2.5). Considerando todo o conjunto de dados, a precipitação mínima observada foi de 844,2 mm em San Ignacio de Velasco (Santa Cruz, Bolívia) no ano de 2010, enquanto a máxima foi de 3879,5 mm em Beruri (Amazonas, Brasil), no ano de 1996. As precipitações anuais médias variaram entre 1150,3 e 2974,0 mm, respectivamente nos municípios de San Ignacio de Velasco, no extremo sul da zona de transição, e Maraã, no interior da Amazônia. O desvio padrão médio global foi de $\pm 272,4$ mm. Para a região central amazônica, as precipitações anuais médias variaram entre 2096,5 e 2974,0 mm (Urucará e Maraã, respectivamente). Na região de transição a amplitude de variação foi maior, e compreendeu valores entre 1150,3 e 2489,3 mm (San Ignacio de Velasco e Tucuruí, respectivamente). Já no sudoeste do Cerrado as precipitações anuais médias oscilaram entre 1341,2 e 1686,8 mm (Edéia e Aporé, respectivamente) (Tab. 2.5).

Os indicadores de comportamento da distribuição local de chuvas revelaram que um quinto dos municípios sofreu mudanças abruptas em suas séries históricas, com destaque para o interior da Amazônia, que alcançou uma proporção de 25,7%. A década de 1990 foi o período com maior número de rupturas para todas as regiões, totalizando 22 registros (63%) (Tab. 2.5). Nesta mesma década foram registradas 19 ocorrências pontuais de extremos climáticos (40,4%), com destaque para o ano de 1991, responsável por seis destas ocorrências. Entretanto, o ano com mais registros locais de extremos de seca/chuva em toda a série temporal foi 2007, com nove observações, dentre as quais oito se referem a ocorrências de prolongamento da estação seca (Tab. 2.5). Detectamos ainda que aproximadamente 60% dos municípios estudados passaram por períodos plurianuais críticos de seca, especialmente a partir da década de 2000, e que a mesma proporção de municípios apresentou séries históricas com mais anos secos do que chuvosos (Tab. 2.5). Em escala local, o período seco de maior duração*criticidade foi observado entre 1987 e 1999 no município de Apuí (Amazonas, Brasil), totalizando 13 anos consecutivos com precipitações abaixo da média (Fig. 2.6). Em escala regional, os períodos de maior criticidade ocorreram entre 2001 e 2007 (interior da Amazônia), 2010 e 2016 (transição) e 1999 e 2003 (sudoeste do Cerrado). No modelo global, o período apontado como de maior criticidade foi 1999-2003, com destaque para o ano de 2001, considerado o mais crítico, no geral ($r_c = 0,62$; $r = 0,68$; $p < 0,01$). Entretanto, não encontramos associação entre a duração*intensidade destes períodos com os totais de desmatamento ($F_{\text{MANCOVA}}(9, 275, 16) = 1,074$; $p = 0,4$; Wilks Lambda = 0,92).

Além disso, verificamos que o padrão temporal das frequências absolutas e relativas de eventos críticos de seca foi diferente para cada região. Na Amazônia, observamos tendências diferentes para cada uma destas frequências, embora esta diferença seja, em grande parte, atribuída ao menor número de estações operantes pré-1995. De todo modo, notamos uma discreta tendência de diminuição de eventos de seca após a década de 2000. Para a transição Amazônia-Cerrado, detectamos uma nítida tendência de aumento na ocorrência de eventos de seca ao longo da série temporal, reforçando os resultados apresentados na Fig. 2.4, que apontam que o clima desta região tem sido mais afetado pelo atual panorama de externalidades negativas. Já para o sudoeste do Cerrado verificamos que a ocorrência destes eventos críticos se estabilizou após a década de 1990 (Fig. 2.7).

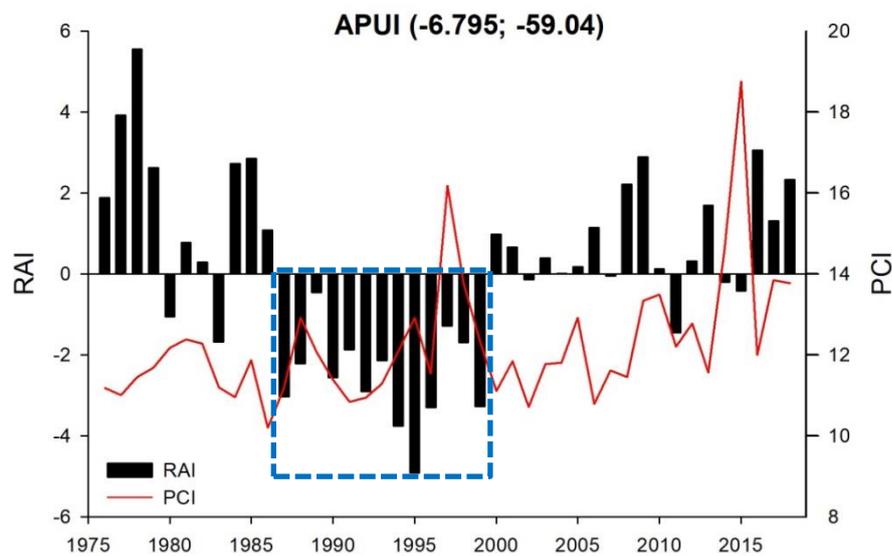


Figura 2.6. Índices de anomalia (RAI) e de concentração de chuvas (PCI) para o município de Apuí (Amazonas, Brasil) entre os anos de 1976 e 2018. Em destaque o período seco de maior duração*criticidade em escala local (linha azul tracejada).

Tabela 2.5. Precipitação anual mínima, média e máxima e desvio-padrão (DP) das séries temporais e seus respectivos indicadores locais de comportamento. Consideramos como períodos críticos os intervalos com pelo menos cinco anos consecutivos de precipitações abaixo da média histórica.

Município	Precipitação anual (mm)					Indicadores				
	lat	long	min	med	max	DP	Pontos de mudança	Extremos climáticos	Períodos críticos	Anos secos (%)
Açailândia ^Δ	-4.93	-47.496	1084,4	1619,1	2270,4	± 288,4	-	-	2013-2017	50
Açailândia ^Δ	-4.82	-47.26	1079,1	1537,3	2421,1	± 344,0	-	-	2010-2017	54,5
Açailândia ^Δ	-4.69	-46.93	1073,4	1427,6	2474,6	± 319,0	-	1990 ⁽²⁾ , 1991 ⁽²⁾ , 1992 ⁽²⁾ , 2004 ⁽²⁾ , 2015 ⁽²⁾	1989-1995; 2012-2017	66,6
Água Azul do Norte ^Δ	-6.81	-50.53	1314,9	1630,6	2199,8	± 255,0	1997*	-	1991-1997; 2010-2015	63,3
Água Boa ^Δ	-13.883	-52.412	945,8	1509,0	1932,7	± 238,2	-	1989 ⁽²⁾	-	51,5
Água Boa ^Δ	-14.076	-52.15	1200,1	1615,4	2240,8	± 276,7	-	2017 ⁽²⁾	1998-2002	51,3
Alta Floresta ^Δ	-9.87	-56.102	1670,1	2207,9	2873,0	± 269,9	-	-	-	50
Alta Floresta ^Δ	-9.643	-56.018	1761,1	2228,6	2879,4	± 282,9	-	-	-	58,3
Alto Boa Vista ^Δ	-11.674	-51.376	1156,0	1626,4	2084,0	± 218,2	-	-	1990-1994	47
Ananás ^Δ	-6.363	-48.072	1153,3	1679,3	2392,0	± 274,9	-	-	-	46,5
Apiacás ^Δ	-9.566	-57.394	1376,6	1946,7	2547,2	± 299,6	2002*	-	-	45,8
Aporé ^Δ	-18.517	-52.092	1184,8	1686,8	2203,3	± 222,2	-	-	-	46,6
Apuí [▲]	-6.795	-59.04	1569,0	2426,2	3381,8	± 394,2	-	-	1987-1999	46,5
Apuí [▲]	-7.204	-59.893	1797,1	2244,3	3020,8	± 305,0	-	-	1990-1997; 2005-2010	52,8
Araguacema ^Δ	-8.802	-49.555	1164,3	1939,3	2773,4	± 365,2	1995*	-	1996-2000; 2006-2017	58,1
Araguaína ^Δ	-7.103	-48.2	1376,8	1856,6	2893,2	± 282,5	-	-	2001-2007	63,6
Araguanã (MA) ^Δ	-2.95	-45.664	976,2	1848,7	2999,0	± 427,1	-	-	2010-2017	52,1
Araguanã (TO) ^Δ	-6.672	-48.47	1272,7	1748,7	2652,4	± 325,1	-	-	-	53,5
Araguatins ^Δ	-5.648	-48.125	1074,3	1618,3	2152,6	± 257,8	-	-	1978-1983	55,8
Arapoema ^Δ	-7.655	-49.065	1306,3	1844,2	2345,2	± 222,6	1997**	-	1980-1984; 2012-2017	50
Araxá [▲]	-19.6	-46.94	1020,5	1549,5	1963,5	± 208,3	-	-	2010-2014	47,8
Aruanã ^Δ	-14.927	-51.082	1157,8	1602,0	2156,4	± 265,1	-	2007 ⁽²⁾	-	54,3
Ascención de Guarayos ^Δ	-15.7	-63.1	1023,4	1511,4	2195,3	± 237,7	1992*	2010 ⁽¹⁾	1999-2004	46,8
Bacabal ^Δ	-4.243	-44.795	1172,9	1835,0	2645,8	± 344,3	1992*	-	1980-1984	50
Bannach ^Δ	-7.351	-50.408	1348,5	1794,1	2533,7	± 337,5	-	-	-	57,1
Barcelos [▲]	-0.96	-62.91	1892,9	2362,5	2993,6	± 260,9	-	-	-	53,8
Barreirinha [▲]	-2.792	-57.064	1918,4	2486,1	3248,9	± 361,5	-	-	2014-2018	57,1
Bernardo Sayão ^Δ	-7.877	-48.878	1318,4	1824,9	2830,9	± 335,3	1990*	-	-	52,3
Beruri [▲]	-4.74	-62.151	2246,3	2650,2	2991,9	± 197,0	-	-	-	54,5
Beruri [▲]	-3.897	-61.374	2055,9	2729,4	3879,5	± 535,0	1994*	-	1981-1992; 2010-2017	58,3
Bom Jesus do Araguaia ^Δ	-12.164	-51.696	1293,0	1707,1	2667,1	± 302,5	-	1993 ⁽²⁾ , 2016 ⁽²⁾	2007-2013	60
Borba [▲]	-4.394	-59.598	1728,5	2145,7	2875,2	± 278,5	-	-	1991-1995	52,8
Britânia ^Δ	-15.246	-51.163	1055,3	1446,7	2097,2	± 267,6	-	-	2005-2012	59,1
Buritirana ^Δ	-5.594	-47.019	911,3	1332,1	2035,1	± 292,7	-	-	2011-2016	58,3
Cachoeira Alta [▲]	-18.9	-50.85	1046,9	1409,5	1870,7	± 210,6	-	-	2010-2016	60
Cacoal ^Δ	-11.44	-61.483	1417,4	1885,5	2365,9	± 239,7	-	-	-	47,4
Campinápolis ^Δ	-13.841	-53.241	1136,8	1622,8	2218,6	± 251,6	-	1993 ⁽³⁾	2008-2012	48,4

cont.

cont.										
Campo Novo de Rondônia ^Δ	-10.5	-63.646	1747,5	2413,3	3009,9	± 391,4	2003**	-	1996-2000	52
Canarana ^Δ	-13.49	-52.45	1403,0	1734,0	2385,9	± 212,1	-	2004 ⁽³⁾	1986-1990	61,3
Canarana ^Δ	-13.47	-52.27	1201,9	1684,1	2406,0	± 272,1	-	2004 ⁽³⁾	1986-1990	50
Canutama [▲]	-6.539	-64.385	1678,5	2374,1	3215,5	± 364,3	1991*	-	1983-1987	42,1
Canutama [▲]	-8.09	-63.669	1841,7	2263,0	2857,6	± 290,8	-	-	1987-1992	51,7
Capinópolis [▲]	-18.683	-49.566	1177,4	1458,6	1762,0	± 178,9	-	1991 ⁽⁴⁾ , 2007 ⁽²⁾	1984-1988	48,6
Carauari [▲]	-5.46	-67.405	1720,8	2145,9	2488,3	± 258,7	2007***	-	1997-2007	50
Caseara ^Δ	-9.27	-49.958	1152,7	1577,1	2188,3	± 260,5	-	-	-	53,1
Castanheira ^Δ	-10.834	-58.803	1540,9	2071,4	2725,9	± 301,2	-	-	-	58,3
Catalão [▲]	-18.18	-47.95	1048,6	1431,7	2023,2	± 180,5	1983*	-	-	51
Cerejeiras ^Δ	-13.196	-60.823	1314,2	1786,7	2253,4	± 246,4	-	-	-	54,3
Chapadão do Céu [▲]	-18.406	-52.526	1200,1	1628,4	2198,1	± 242,7	-	-	2001-2005	45,7
Coari [▲]	-4.08	-63.13	1959,4	2390,6	2981,0	± 255,2	-	-	-	52,4
Cocalinho ^Δ	-14.08	-51.69	1081,3	1525,1	2273,9	± 269,7	-	2010 ⁽²⁾	1992-1996; 2006-2010	54,5
Colíder ^Δ	-10.798	-55.448	1206,3	1819,4	2492,8	± 290,7	1999*	2007 ⁽¹⁾	-	54,5
Colméia ^Δ	-8.83	-48.817	1097,6	1754,8	2222,9	± 241,5	-	-	2013-2017	53,8
Colorado do Oeste ^Δ	-13.114	-60.548	1603,7	1945,0	2472,4	± 209,1	-	-	1995-2000	61,8
Comodoro ^Δ	-13.778	-59.767	1605,2	1974,7	2411,7	± 215,9	-	-	-	46,1
Conceição do Araguaia ^Δ	-8.26	-49.26	1367,7	1855,7	2475,8	± 245,4	-	-	2001-2005	59,5
Concepción ^Δ	-16.25	-62.1	938,2	1259,8	1805,8	± 183,6	1975*	-	1966-1973	54,5
Cotriguaçu ^Δ	-9.856	-58.248	1690,5	2004,5	2566,3	± 277,1	-	-	1990-1998	60,7
Diamantino ^Δ	-14.4	-56.45	1328,7	1838,0	2527,6	± 245,3	-	-	1984-1991	55,3
Dom Eliseu ^Δ	-4.116	-47.546	967,1	1492,9	2243,9	± 375,8	-	1991 ⁽²⁾ , 1999 ⁽³⁾ , 2002 ⁽⁴⁾ , 2015 ⁽¹⁾	-	53,5
Edéia [▲]	-17.338	-49.93	899,9	1341,2	2228,1	± 249,1	-	2007 ⁽²⁾	1984-1991	50
Eirunepé [▲]	-6.66	-69.86	1607,0	2563,2	3229,4	± 466,6	-	-	-	42,3
Envira [▲]	-7.428	-70.022	1843,7	2469,3	3425,8	± 349,0	-	-	-	46,8
Feliz Natal ^Δ	-12.517	-54.912	1096,2	1681,8	2209,8	± 275,0	1998*	-	1996-2002	48
Fonte Boa [▲]	-2.53	-66.16	1760,9	2544,0	3174,8	± 383,8	-	-	-	42,3
Fормoso do Araguaia ^Δ	-11.797	-49.525	1014,3	1613,8	2203,7	± 276,3	1990*	1980 ⁽⁴⁾	1998-2003; 2010-2016	47,7
Frutal [▲]	-20.03	-48.93	1110,9	1489,2	1830,1	± 205,5	-	2007 ⁽²⁾	-	47,6
General Carneiro ^Δ	-15.711	-52.754	1205,6	1466,3	2035,9	± 185,5	-	-	-	63,6
Goiatuba [▲]	-18.104	-50.031	1051,9	1485,9	1939,8	± 230,4	-	-	1998-2002; 2010-2017	52,1
Guarantã do Norte ^Δ	-9.818	-54.886	1822,4	2230,0	2669,2	± 243,4	-	-	-	56,2
Humaitá [▲]	-7.01	-62.787	1547,3	2380,7	3119,4	± 485,0	-	-	-	55
Ipameri [▲]	-17.71	-48.16	1084,1	1468,8	1893,1	± 193,7	-	2007 ⁽²⁾	-	47,5
Ipiaçua [▲]	-18.691	-49.948	1041,7	1453,8	1831,7	± 184,6	2002***	1991 ⁽⁴⁾	1984-1988; 1994-2003	45,2
Ipixuna do Pará ^Δ	-2.426	-47.516	1552,3	2059,3	2812,8	± 341,5	-	-	1990-1994; 2001-2006	57,1
Itacoatiara [▲]	-3.13	-58.43	2020,3	2512,7	3228,5	± 314,5	-	-	2001-2007	53,8
Itajá [▲]	-19.1	-51.14	1033,9	1546,6	2303,0	± 313,9	-	-	1990-1995	50
Itamarati [▲]	-6.613	-69.121	1735,0	2519,1	3236,2	± 423,9	1995***	-	1988-1993	48,2

cont.

cont.										
Itanhangá ^Δ	-12.2	-56.5	1352,8	1854,2	2487,9	± 289,7	-	-	-	48,1
Itapuã do Oeste ^Δ	-9.26	-63.16	1573,2	2212,4	2976,7	± 279,2	-	-	-	45
Itarumã [▲]	-18.764	-51.347	947,0	1487,6	2202,9	± 281,5	-	-	1973-1977; 2012-2017	52,1
Ituiutaba [▲]	-18.95	-49.52	1019,6	1425,7	1823,7	± 189,7	1998*	1991 ⁽⁴⁾	-	37,5
Itumbiara [▲]	-18.339	-49.611	985,5	1449,6	2032,1	± 226,9	-	-	1999-2003	50
Jacareacanga [▲]	-6.235	-57.775	1650,9	2154,7	2729,6	± 232,3	-	-	1989-1993; 1995-1999; 2012-2016	54
Jaru ^Δ	-10.445	-62.465	1575,2	2031,4	2528,1	± 220,3	-	-	1995-2000	50
Jaru ^Δ	-10.236	-62.627	1483,8	1916,3	2372,3	± 259,6	-	-	-	51,6
Jataí [▲]	-17.695	-51.897	1135,0	1588,9	1997,7	± 195,7	-	-	-	47,7
Jataí [▲]	-17.718	-52.17	1217,5	1600,7	2011,4	± 194,7	-	-	-	53,6
Joviânia [▲]	-17.809	-49.626	1141,3	1564,3	2038,1	± 225,1	-	-	1998-2002	50
Juara ^Δ	-11.253	-57.506	1434,9	1941,4	2263,1	± 193,0	-	-	-	41,9
Juruá [▲]	-3.641	-66.103	2514,7	2965,8	3535,1	± 265,9	-	-	2013-2017	52,5
Jutá [▲]	-2.89	-66.949	2452,2	2890,4	3347,2	± 268,2	-	-	2000-2007	45,8
Jutá [▲]	-5.38	-68.998	2337,3	2920,9	3735,8	± 324,3	-	-	-	55,9
Lábrea [▲]	-7.25	-64.83	1745,7	2228,2	2851,0	± 267,5	2003*	-	2014-2018	57,7
Luciara ^Δ	-11.219	-50.668	1185,4	1631,2	2101,9	± 245,9	-	-	-	54,5
Manaus [▲]	-3.1	-60.01	1671,9	2281,7	3157,1	± 332,8	-	-	1976-1982	46,5
Manicoré [▲]	-5.81	-61.3	1869,7	2558,5	3230,6	± 346,2	2007*	-	-	38,4
Maraã [▲]	-2.35	-65.116	2444,2	2974,0	3773,4	± 362,4	1997***	-	2003-2015	55,9
Marabá ^Δ	-5.36	-49.13	1246,9	1720,2	2505,1	± 365,5	2009**	-	-	53,2
Marabá ^Δ	-5.803	-49.183	1419,2	1803,3	2240,4	± 241,8	-	-	-	57,7
Marcelândia ^Δ	-10.746	-54.546	1359,7	1964,2	2732,3	± 322,6	-	-	-	56
Maués [▲]	-3.896	-57.504	1831,1	2359,7	2882,8	± 256,5	-	-	-	56,6
Maurilândia [▲]	-17.979	-50.337	992,8	1403,4	1986,2	± 247,2	-	-	-	48,8
Mineiros [▲]	-17.688	-52.893	1184,3	1616,3	2103,6	± 209,7	-	-	2001-2005	46,9
Mineiros [▲]	-17.579	-52.601	968,0	1488,0	2039,4	± 242,1	-	-	1990-1996; 2013-2017	54,3
Mirante da Serra ^Δ	-11.003	-62.656	1365,0	1801,1	2412,2	± 243,2	-	-	-	56,2
Montividiu [▲]	-17.364	-51.076	1150,2	1520,1	1872,8	± 183,1	-	-	-	48,8
Mozarlândia ^Δ	-14.741	-50.577	1175,1	1635,9	2065,2	± 220,9	-	-	1986-1991	52,2
Muricilândia ^Δ	-7.154	-48.603	1236,4	1872,6	2546,8	± 297,4	2007**	-	-	47
Nova Crixás ^Δ	-13.689	-50.796	1049,5	1574,6	2071,4	± 265,8	-	-	-	51,1
Nova Lacerda ^Δ	-14.469	-59.593	1012,2	1416,9	1945,4	± 277,1	-	-	-	50
Nova Maringá ^Δ	-13.066	-57.113	1349,0	1741,5	2225,5	± 226,6	-	1999 ⁽¹⁾	-	45,7
Nova Monte Verde ^Δ	-9.941	-57.133	1742,2	2210,5	2997,6	± 295,8	-	-	2006-2011	56
Nova Olinda ^Δ	-7.56	-48.422	1173,9	1737,9	2324,8	± 273,2	-	-	1974-1978; 1997-2004	54,5
Nova Xavantina ^Δ	-14.7	-52.35	1124,5	1521,1	2303,6	± 238,4	-	2007 ⁽¹⁾	1984-1991; 1999-2003	59,1
Novo Airão [▲]	-2.62	-60.947	2033,7	2245,5	2559,8	± 132,0	-	-	1997-2001	59,1
Novo Aripuanã [▲]	-5.296	-60.7	1448,6	2112,4	2892,0	± 332,3	-	-	1997-2005	53,8
Novo Aripuanã [▲]	-6	-60.187	2014,8	2434,3	2934,5	± 274,7	-	-	2003-2007	56,1

cont.

cont.										
Novo Santo Antônio ^Δ	-12.29	-50.965	961,5	1525,2	1968,4	± 269,5	1987, 1998*	-	1990-1998	48,9
Ouro Preto do Oeste ^Δ	-10.516	-62.001	1637,7	2079,3	2828,4	± 302,9	1999*	-	1999-2003; 2005-2010	53,3
Paranatinga ^Δ	-13.448	-54.281	1301,8	1775,6	2243,7	± 216,4	-	1980 ⁽⁴⁾	2009-2016	57,1
Paraúna [▲]	-17.325	-50.681	1064,0	1456,6	2075,0	± 214,8	-	-	-	47,8
Pauini [▲]	-8.25	-67.366	1882,4	2255,3	2670,8	± 213,3	-	-	2004-2011	64,3
Pimenta Bueno ^Δ	-12.015	-60.855	1493,8	1882,1	2361,9	± 211,2	-	-	-	48,7
Pimenteiras do Oeste ^Δ	-13.479	-61.046	1274,2	1838,0	2388,1	± 320,4	-	-	1998-2002	50
Pium ^Δ	-9.97	-49.993	1314,9	1663,5	2082,7	± 207,5	-	-	1990-2000	57,5
Pontes e Lacerda ^Δ	-15.224	-59.35	1055,1	1462,8	1895,1	± 214,3	1990**	-	2004-2008	51,1
Porto Alegre do Norte ^Δ	-10.867	-51.63	1131,1	1731,5	2410,9	± 286,7	-	-	-	54,5
Porto Esperidião ^Δ	-15.853	-58.465	1042,6	1233,2	1415,5	± 111,1	-	-	-	53,8
Quirinópolis [▲]	-18.501	-50.521	1251,8	1478,3	1854,0	± 164,9	-	-	1999-2004	56
Redenção ^Δ	-8.043	-50	1166,2	1911,2	3196,1	± 389,9	-	-	2012-2016	52,9
Ribeirão Cascalheira ^Δ	-12.939	-51.826	988,4	1631,6	2456,8	± 321,1	-	1993 ⁽²⁾	2007-2011	54,3
Rio Maria ^Δ	-7.506	-50.044	1451,7	1856,7	2270,7	± 234,7	-	-	-	45
Rio Preto da Eva [▲]	-2.7	-59.699	1722,1	2297,3	2815,3	± 263,7	-	-	2001-2007	54,1
Rio Verde [▲]	-17.8	-50.91	1276,1	1593,0	1895,4	± 159,9	-	2013 ⁽²⁾	-	52,4
Rondon do Pará ^Δ	-4.803	-48.068	1628,2	1813,3	2717,9	± 355,5	-	-	-	32
San Ignacio de Velasco ^Δ	-16.36	-60.95	844,2	1150,3	1820,1	± 238,8	1993**	-	1999-2004; 2006-2013	53,2
Sandolândia ^Δ	-12.098	-49.947	1115,0	1598,8	1952,7	± 233,7	-	1997 ⁽⁴⁾ , 2005 ⁽²⁾	2001-2005	50
Santa Fé do Araguaia ^Δ	-6.869	-49.098	1192,4	1646,0	2127,0	± 266,4	-	-	1986-1992	53,1
Santa Luzia ^Δ	-4.22	-46.165	991,9	1516,9	2828,8	± 390,0	-	2007 ⁽²⁾	2012-2017	54,5
Santa Luzia do Paruá ^Δ	-2.504	-45.784	1309,3	1872,8	2681,3	± 282,3	-	-	2000-2004; 2012-2017	51,4
Santa Terezinha ^Δ	-10.46	-50.5	1408,3	1745,5	2225,9	± 216,6	-	-	-	50
Santana do Araguaia ^Δ	-9.227	-50.21	1007,0	1600,1	2483,4	± 349,8	-	-	1986-1991; 1993-1999	61,1
Santo Antônio do Içá [▲]	-3.101	-67.935	1996,5	2651,0	3598,3	± 413,0	1993***	-	1995-2002	45,9
São Félix do Araguaia ^Δ	-11.393	-52.235	1145,8	1748,3	2184,6	± 280,2	-	-	1992-1998	43,3
São José do Rio Claro ^Δ	-13.43	-56.71	1437,2	1769,8	2115,6	± 196,0	-	-	-	50
São José do Xingu ^Δ	-10.807	-52.746	1388,3	2031,1	2671,9	± 288,4	-	-	2004-2010	47,2
São Miguel do Araguaia ^Δ	-12.82	-50.336	1073,1	1547,1	2154,3	± 250,8	1986*	2012 ⁽¹⁾	1993-1997	55,8
Sapucaia ^Δ	-6.794	-49.548	1187,7	1540,0	2160,1	± 249,5	-	-	2012-2017	61,7
Serranópolis [▲]	-18.304	-51.962	1086,4	1595,5	1974,8	± 212,4	1999**	-	-	54,3
Sinop ^Δ	-11.651	-55.702	1377,8	1931,8	2488,1	± 254,9	-	-	2006-2010	48,5
Sinop ^Δ	-11.691	-55.448	1580,9	1940,3	2488,1	± 229,4	-	-	2006-2011	48,5
Sítio Novo ^Δ	-5.884	-46.701	869,7	1229,4	1979,4	± 292,2	-	-	2012-2016	50
Sorriso ^Δ	-12.675	-55.793	1302,9	1683,4	2053,5	± 171,1	-	-	2008-2012	59,1
Tangará da Serra ^Δ	-14.85	-57.767	1086,7	1712,0	2438,5	± 311,2	-	2008 ⁽²⁾ , 2010 ⁽¹⁾	2001-2008	47,7
Tapauá [▲]	-5.953	-64.316	2174,4	2683,6	3065,6	± 267,5	-	-	-	38,4
Tefé [▲]	-3.83	-64.7	2012,2	2471,2	3124,6	± 294,7	1998*	-	1993-1998	53,8
Theobroma ^Δ	-10.236	-62.345	1565,4	1995,8	2768,4	± 270,3	-	-	-	48,4
Tocantinópolis ^Δ	-6.288	-47.391	1033,3	1467,7	2294,0	± 288,6	-	1999 ⁽²⁾	2011-2017	54,1

cont.

cont.										
Tucuruí ^Δ	-3.76	-49.66	1758,7	2489,3	3117,0	± 383,8	-	-	-	55
Uberaba [▲]	-19.73	-47.95	1226,1	1641,1	2081,5	± 221,5	-	1992 ⁽⁴⁾	-	55,1
Ulianópolis ^Δ	-3.742	-47.497	1014,2	1466,2	2200,0	± 320,6	-	1991 ⁽²⁾ , 1992 ⁽²⁾ , 1997 ⁽²⁾ , 2015 ⁽²⁾	2000-2004	58,3
Urucará [▲]	-2.537	-57.758	1567,6	2096,5	2725,0	± 268,8	-	-	1979-1983	51,2
Vila Bela de S. Trindade ^Δ	-15.008	-59.949	1041,3	1352,4	1746,5	± 210,6	1995, 2004*	2007 ⁽⁴⁾	1999-2005	46,3
Vila Rica ^Δ	-10.018	-51.122	1245,3	1740,2	2210,6	± 224,0	-	1997 ⁽⁴⁾	-	48,5
Wanderlândia ^Δ	-6.839	-47.97	1074,1	1650,5	2523,5	± 317,5	-	-	2001-2008	61,3
Xinguara ^Δ	-7.098	-49.959	1389,4	1883,0	2283,1	± 274,3	-	-	-	48
Zé Doca ^Δ	-3.26	-45.65	1210,7	1821,6	2412,2	± 293,6	-	-	-	43,2

[▲] Amazônia; ^Δ Transição Amazônia-Cerrado; [▲] Cerrado.

* Significância no nível de 90% de confiança; ** Significância no nível de 95% de confiança; *** Significância no nível de 99% de confiança.

⁽¹⁾ Estação seca extremamente prolongada; ⁽²⁾ Estação seca prolongada; ⁽³⁾ Ocorrência extremamente elevada de eventos extremos de precipitação; ⁽⁴⁾ Ocorrência elevada de eventos extremos de precipitação.

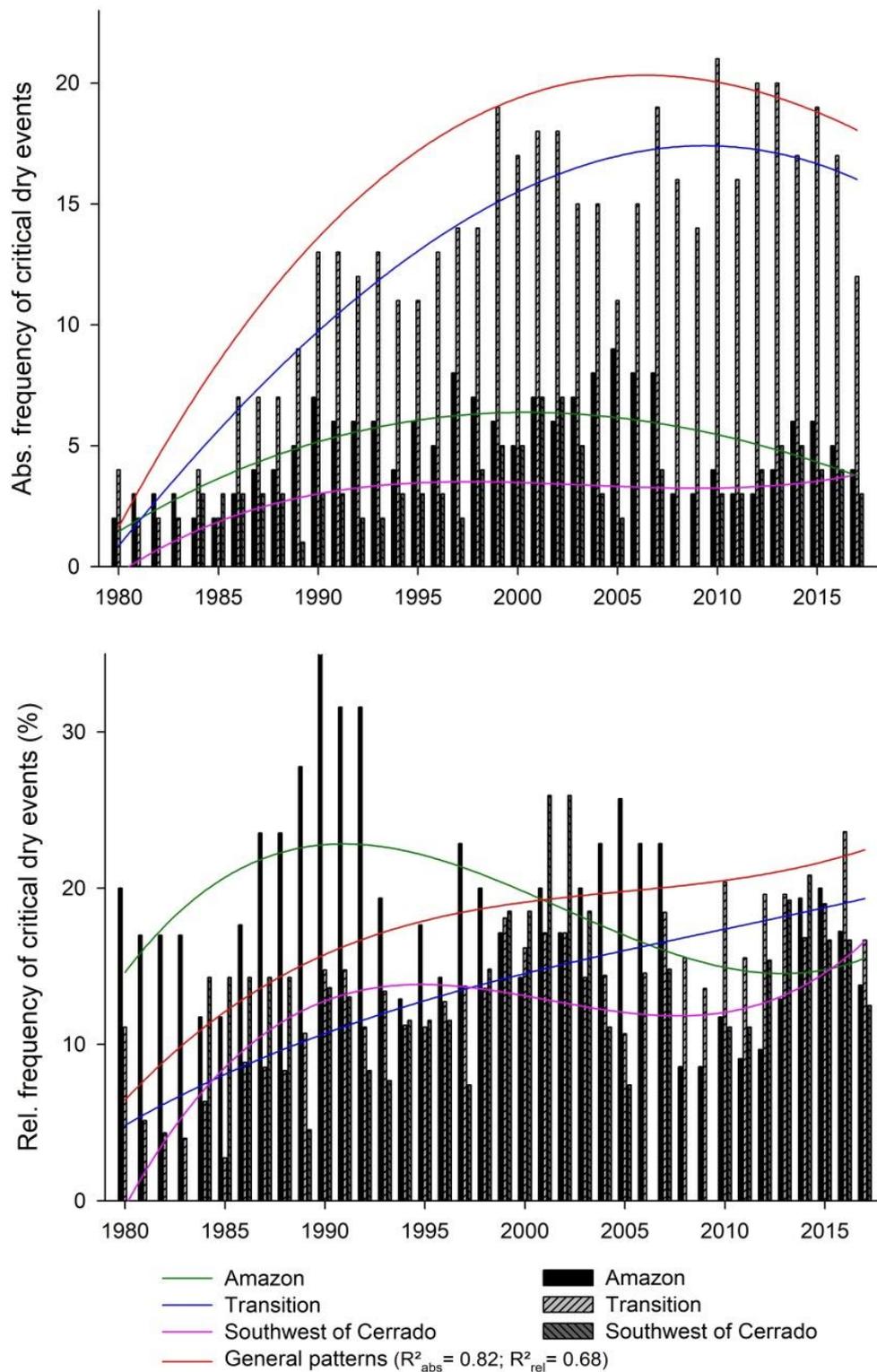


Figura 2.7. Frequências absolutas e relativas (ponderadas pelo número de estações operantes no determinado tempo t) de eventos críticos de seca para o período entre 1980 e 2017. Aqui consideramos a ocorrência de (a) períodos críticos de seca e de (b) extremos climáticos para cada município (vide Tabela 1). No caso de coocorrência entre a e b para o mesmo ano e localidade, consideramos apenas uma observação.

As simulações das retrotrajetórias de transporte atmosférico confirmaram que as massas de ar que chegaram ao sudoeste do Cerrado entre 1975 e 2005 passaram predominantemente pela região amazônica, especialmente no quadrimestre janeiro-abril, que é o mais chuvoso nesta porção do Cerrado (Fig. 2.8). A partir de 2006 encontramos uma redução das massas de ar que têm percorrido a Amazônia antes de chegar às coordenadas de referência (veja mais em Apêndice 6), mas com associação altamente significativa entre as quantidades de precipitação diária e de cobertura florestal ao longo destas trajetórias ($R^2=0,97$; $p<0,05$). Neste caso, verificamos que as áreas mais florestadas produziram, em média, duas vezes mais chuva do que áreas menos florestadas (Fig. 2.9).

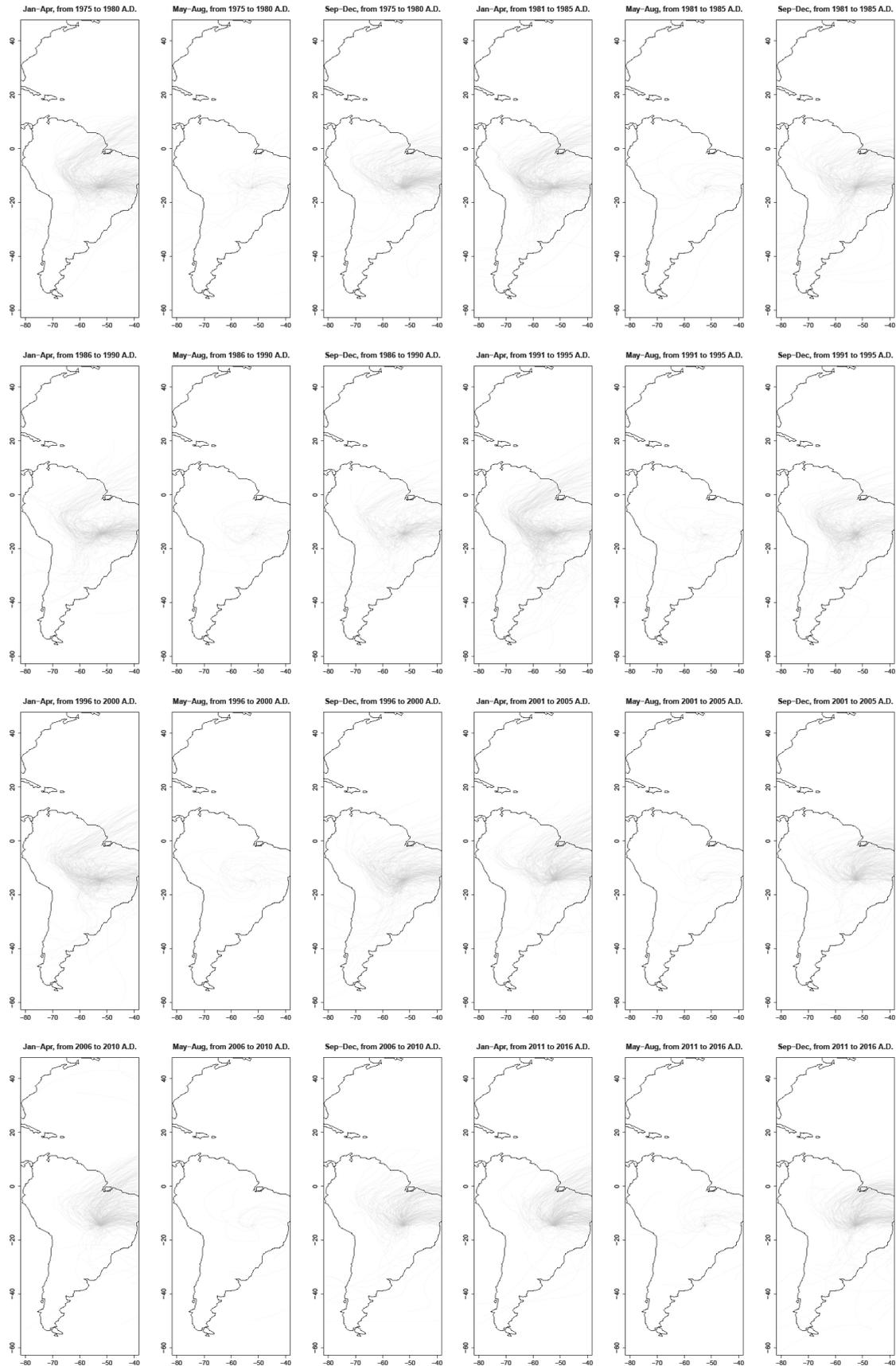


Figura 2.8. Retrotrajetórias (10-d) das massas de ar que chegaram diariamente ao sudoeste do Cerrado nos quadrimestres dos períodos 1975-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, 2006-2010, 2011-2016. Aqui consideramos apenas as massas de ar que chegaram às coordenadas de referência em dias com registros de precipitação.

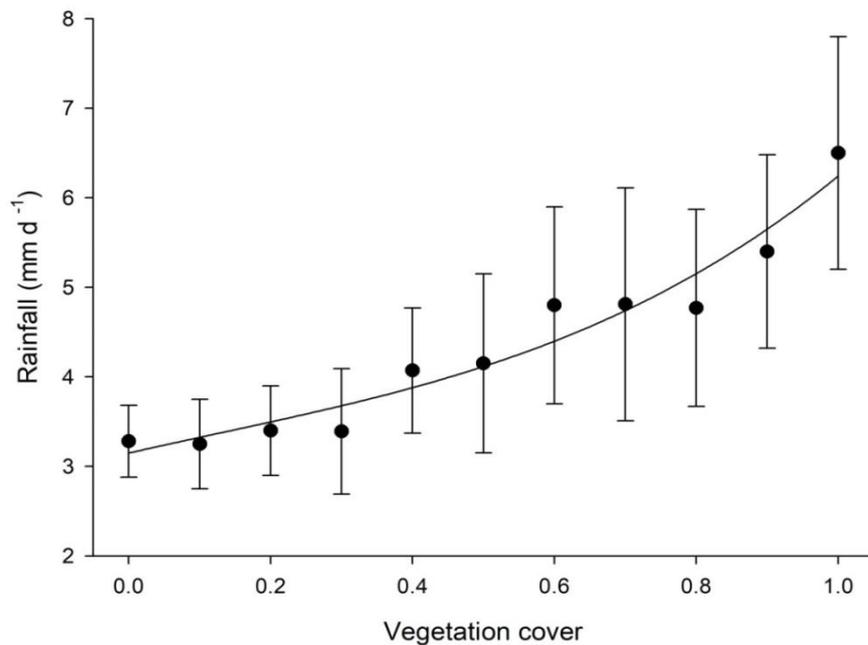


Figura 2.9. Relação entre a precipitação diária e a porcentagem de cobertura florestal ao longo das retrotrajetórias (10-d) das massas de ar que chegaram diariamente ao sudoeste do Cerrado entre 1999 e 2016 ($y = 3,6888x^2 - 0,7552x + 3,3156$; $R^2 = 0,97$; $p < 0,05$).

2.4. DISCUSSÃO

Conseguimos revelar neste trabalho uma forte associação entre desmatamento e redução de chuvas ao longo de uma série temporal no sul da Amazônia, com decréscimos locais que facilmente ultrapassam a marca de -10 mm/ano nas regiões muito desmatadas. Constatamos também que as massas de ar que passam por áreas menos florestadas na Amazônia produzem duas vezes menos chuvas do que as massas de ar que passam por regiões florestadas, resultado similar ao reportado por Spracklen et al. (2012) e que reforça a hipótese de que o desmatamento reduz os totais de chuvas devido à ruptura do sistema de reciclagem de água mantido pela vegetação (bomba biótica).

Além disso, detectamos que este efeito hidroclimático pode se estender para regiões além dos limites da Amazônia, atingindo polos agrícolas importantes, como o Cerrado do Brasil Central. Como o *feedback* de umidade opera à jusante do transporte atmosférico e em raios que variam de centenas a milhares de quilômetros (van der Ent et al. 2010), é possível inferir que a redução de precipitação histórica que constatamos para dois terços dos municípios inseridos no sudoeste do Cerrado seja uma extensão do efeito climático do desmatamento em larga escala na região de transição. Nossos resultados indicam ainda uma tendência de que estas consequências de redução de chuvas poderão progredir no sentido

oposto, em direção ao centro do bioma amazônico, caso persista o atual cenário de descontrole do desmatamento e das queimadas na região.

Além de reduzir os totais anuais de precipitação de localidades próximas ou distantes, o desmatamento e as queimadas em larga escala na borda sul da Amazônia podem desencadear outras consequências hidroclimáticas importantes, como a ampliação da estação seca (Costa & Pires, 2010; Debortoli et al. 2015) e a redistribuição espaço-temporal de chuvas (Medvigy et al. 2011; Lejeune et al. 2014). Estudos em mesoescala apontam que o desmatamento regional modifica o balanço de energia, aumentando a temperatura local (Silvério et al. 2015) e a estrutura da camada limite de condensação atmosférica de modo a induzir a formação de circulações secundárias atípicas (Silva Dias & Regnier, 1996; Durieux et al. 2003), desencadeando assim mudanças expressivas nos padrões de formação e distribuição de chuvas (Wang et al. 2000; Garcia-Carreras & Parker, 2011). Para Pongratz et al. (2010), estes impactos climáticos biogeofísicos podem ser regionalmente tão ou até mais fortes do que os impactos climáticos biogeoquímicos (e.g. os relacionados com as emissões de carbono), revelando a criticidade do futuro climático para as regiões mais desmatadas da Bacia Amazônica. Nós estamos denominando estas mudanças climáticas resultantes do desmatamento como “dois aquecimentos em um”: o local, causado pela perda da bomba biótica, e o global, causado pelos gases de efeito estufa, cuja combinação resulta na elevação da temperatura local bem acima do esperado (ver Silvério et al. 2015).

Este efeito climático do desmatamento em larga escala associado ao efeito continental do aquecimento global na Amazônia pode potencializar sinergicamente as consequências ambientais. De acordo com Poveda & Mesa (1997), as florestas desta região atuam como uma ponte hidrometeorológica entre os oceanos circundantes, sugerindo efeitos climáticos cruzados na interface biosfera-atmosfera. Simulações desenvolvidas por Nobre et al. (2009) apontam que, em um cenário de desmatamento total, a redução de chuvas na Amazônia poderá atingir 26% se considerado o efeito isolado do desmatamento e 42% se contabilizados os efeitos concomitantes dos oceanos adjacentes. Mais recentemente, Spracklen & Garcia-Carreras (2015) confirmaram que os modelos acoplados oceano-atmosfera preveem reduções muito mais intensas do que os modelos unicamente atmosféricos, com uma diferença em ΔR de -19%. Tendo em vista que estes efeitos possam ser ainda mais pronunciados em regiões próximas aos oceanos (Chang et al. 2000), o regime de chuvas da porção leste da transição Amazônia-Cerrado pode ser considerado particularmente mais vulnerável. De acordo com os modelos desenvolvidos por Marengo et al. (2012) e pelo IPCC (2014), esta região é uma das mais afetadas pelas mudanças climáticas globais no continente sul-americano, e poderá experimentar reduções de precipitação na ordem de 40% até 2100 (aprox. 0,5% ao ano). Em

nossa pesquisa, esta região apresentou as reduções de precipitação locais mais intensas, com destaque para os municípios de Açailândia (1,35% ao ano), Rondon do Pará (0,71% ao ano), Araguacema (0,61% ao ano) e Araguañã/MA (0,56% ao ano). Este panorama climático é um provável resultado da sinergia entre as altas taxas locais de desmatamento (as maiores da faixa transicional) e a proximidade com o gradiente inter-hemisférico do Atlântico Tropical, ainda que seja difícil determinar a contribuição relativa de cada fator.

Outros resultados encontrados nesta pesquisa sugerem uma associação das alterações pluviométricas locais com os efeitos combinados do desmatamento e do aquecimento global. O período seco de maior criticidade geral detectado neste trabalho (1999-2003), por exemplo, é congruente com o descrito por Santos et al. (2017). De acordo com os autores, as condições extremas de seca na década de 1990 e início de 2000 estiveram fortemente associadas à ocorrência de eventos intensos de El Niño e ao aquecimento anômalo da superfície do Atlântico Norte. Para estes autores, o impacto ecológico das secas de 2005 e 2010 foi uma resposta cíclica aos episódios de seca de 1993/1994 e 1997/1998, o que demonstra a força e severidade destes fenômenos naturais na década de 90. Nossos resultados apontam ainda uma elevada ocorrência de extremos climáticos locais e de pontos de ruptura nas séries cronológicas durante esta década, provavelmente como consequência destas condições oceânicas e atmosféricas atípicas. Segundo Saatchi et al. (2013), os episódios de seca no referido período foram tão austeros que afetaram a estrutura da Floresta Amazônica de forma quase irreversível, evidenciando a sensibilidade das florestas tropicais às perturbações climáticas. Esquivel-Muelbert et al. (2019) revelaram a sensibilidade da floresta às secas cada vez mais constantes, que por sua vez estão alterando sobremaneira a estrutura das florestas e provavelmente enfraquecendo a bomba biótica devido à redução do tamanho e funcionalidade das árvores. No entanto, notamos também uma considerável estabilização na frequência de eventos críticos de seca a partir de meados dos anos 2000, comportamento que coincide com o final do ciclo proeminente de desmatamento (redução da área anualmente desmatada) e que, portanto, nos fornece um indicativo de que os eventos extremos de seca locais podem ser impulsionados pela combinação “desmatamento x aquecimento global”. Desta forma, além da sinergia dos “dois aquecimentos em um”, há o efeito cumulativo, sinérgico e progressivo de enfraquecimento da bomba biótica das florestas remanescentes por mortalidade de árvores e pelo desmatamento.

Esta perspectiva é corroborada também por Aragão et al. (2008), Nepstad et al. (2008) e Marengo & Espinoza (2016). Para os autores, os eventos extremos de seca no final da década de 90 não estão associados apenas à variabilidade climática natural, mas também às mudanças de uso da terra. Durante a seca de 1998, aproximadamente 20.000 km² de floresta

foram desmatados e 39.000 km² queimaram (Alencar et al. 2006). É muito provável que este cenário de devastação por queimadas e desmatamento tenha contribuído para que os anos seguintes tenham sido detectados como os de maior criticidade em nossa pesquisa. Neste caso, acreditamos que esta mudança abrupta da paisagem da Amazônia tenha acionado sucessivos *feedbacks* na relação chuvas-desmatamento-fogo, afetando seriamente o clima nos anos subsequentes (um pequeno *delay* entre a causa e o efeito). É claro que inúmeras outras variáveis devem ser consideradas neste processo, mas a magnitude das alterações da paisagem no referido período reforça a teoria de que as mudanças de uso da terra são tão importantes quanto os parâmetros da circulação atmosférica na dinamicidade climática regional (Karl & Trenberth, 2003).

Além disso, o fato da maioria dos municípios que apresentaram mais anos secos que chuvosos estarem concentrados em localidades mais desmatadas também é um forte indício de que este processo é cumulativo e está relacionado ao uso antrópico da terra. Estudos recentes demonstram que índices de supressão vegetal acima dos 30% podem desencadear um declínio expressivo na precipitação (Sampaio et al. 2007), especialmente em anos de El Niño (Nepstad et al. 2008). Por isso, não é surpreendente que este cenário de déficit hídrico seja tão proeminente na região, uma vez que grande parte dos municípios inseridos na faixa de transição e no Cerrado já atingiram índices acumulados de desmatamento superiores a 60% (PRODES, 2018). A alta labilidade espaço-temporal do uso da terra nestas regiões tem alterado a dinâmica de circulações secundárias de forma muito complexa (Davidson et al. 2012), processo que tem fortes implicações ecossistêmicas e que poderá desencadear um efeito de borda climático ao longo de toda a extensão do “Arco do Desmatamento”. Este efeito de borda gigantesco pode ter aproximadamente 6000 km de extensão, operando com efeito sinérgico de desmatamento e fogo, criando uma borda sempre mais quente e seca, a qual facilitaria o fogo nos anos subseqüentes e assim sucessivamente. Este efeito, perfeitamente mensurável, já está progredindo sem controle em direção ao centro da Amazônia, uma vez que as queimadas são, por natureza, difíceis de serem controladas e tradicionalmente usadas pelas populações locais como ferramenta de desmate ou limpeza de terrenos encapoeirados.

Adicionalmente ao desmatamento extensivo, o desmatamento e as queimadas em escalas menores também podem contribuir de forma importante na construção deste cenário. Diferente do padrão observado em escala de bacia, os fluxos de água em mesoescala de áreas desmatadas dependem das características locais da superfície, corroborando a ideia de que, nessas escalas, a variabilidade natural induzida pelo desmatamento possa se assemelhar à magnitude dos sinais induzidos em macroescala (D’Almeida et al. 2007), especialmente na

estação seca (Wang et al. 2000). Esta situação foi verificada para o município de Colíder (Bonini et al. 2014), onde a influência do desmatamento local sobre as tendências de chuvas foi duas vezes menor do que a do desmatamento regional, mas nem por isso deixou de ser importante na contribuição geográfica para o efeito detectado. Segundo Kalamandeen et al. (2018), um terço dos focos de desmatamento na Amazônia entre 2001 e 2014 foram menores que 6,25 hectares (tamanho mínimo detectável pelo sistema de monitoramento do governo brasileiro), revelando um preocupante cenário de retalhamento florestal, igualmente letal para a bomba biótica. De acordo com os pesquisadores, este fenômeno ocorre em toda a Bacia Amazônica, até mesmo em áreas mais remotas que outrora estavam isoladas das pressões do desmatamento. Este panorama demonstra que estas perdas de cobertura florestal em menor escala representam um novo desafio para os esforços de conservação da Amazônia, tendo em vista que são muito mais difíceis de serem monitoradas.

Apesar de existir um grande número de estudos sobre as tendências temporais de chuvas na Amazônia, poucos utilizaram o teste de Mann-Kendall como ferramenta para testar a significância destas tendências. Dentre estes poucos estudos, a maioria não encontrou resultados significativos para os dados anuais de precipitação (Costa & Foley, 1999; Marengo, 2004; Casimiro et al. 2012; Silva Junior et al. 2018), demonstrando que o teste de Mann-Kendall pode fornecer um maior refinamento estatístico e novos elementos para os estudos de séries hidrológicas, como em nosso caso. Nossos resultados se assemelharam com os encontrados por Debortoli et al. (2015), que detectaram um padrão de decréscimo significativo para 17% das séries anuais e 45% das séries mensais. Em nossa pesquisa, 56% dos padrões de decréscimo de chuvas foram detectados exclusivamente em frequência mensal, demonstrando que estes fenômenos climáticos podem ser bastante discretos ao longo do tempo. Isto dificulta a percepção de urgência na tomada de decisões necessária para minimizar o processo, o que pode agravar ainda mais o cenário ambiental e climático regional.

O maior número de áreas desmatadas no sul da Amazônia poderá levar a região a um colapso hidrológico nas próximas décadas, uma vez que este efeito quase que certamente será cumulativo. Com a redução do aporte continental de umidade proveniente das florestas, os totais de chuvas tenderão a ser progressivamente menores e a sazonalidade climática cada vez maior (Marengo et al. 2016). Estas novas condições hídricas afetarão drasticamente o estado de equilíbrio dinâmico dos ecossistemas e ativarão mecanismos negativos de retroalimentação, inclusive em sistemas fluviais e depósitos subterrâneos de água (Taylor et al. 2013; Sorribas et al. 2016). As florestas terão cada vez menos água para reciclar, e esta, por sua vez, terá menos vias por onde possa voltar. Os ecossistemas perderão resiliência e

diversidade biológica/funcional (Bellard et al. 2012; Coe et al. 2013), e sua suscetibilidade ao fogo aumentará exponencialmente (Balch et al. 2008). Com isso, a vegetação remanescente irá mudar, e a paisagem do sul da Amazônia poderá passar por um processo de “savanização” (Salazar et al. 2007) ou até mesmo desertificação (Nobre, 2014). A sociedade precisará compreender o conceito de *trade-off* para conseguir lidar com as restrições hídricas, e suas formas de crescimento e produção não serão mais as mesmas. No entanto, todo este crítico cenário de alterações ambientais e socioeconômicas pode ser minorado, desde que medidas referentes à proteção de áreas florestadas e ao atual modelo de uso e ocupação da terra sejam urgentemente implementadas.

2.5. CONCLUSÃO

Nossa hipótese central de que o desmatamento na transição Amazônia-Cerrado causa rupturas importantes no ciclo hidrológico e reduz os totais de precipitação intra e extra-regionais foi plenamente corroborada por nossos resultados. Demonstramos ao longo deste trabalho que este efeito hidroclimático negativo tem se estendido para o Cerrado e por toda a extensão do “Arco do Desmatamento”, cuja porção leste se mostrou a mais afetada. Ressaltamos que nossos resultados sobre a propagação deste efeito para o sudoeste do Cerrado são inéditos, e demonstram que as consequências climáticas do desmatamento no sul da Amazônia podem ter implicações socioeconômicas e ambientais importantes sobre este grande polo agrícola. Além disso, nossos resultados indicam uma tendência de que estas consequências poderão progredir em direção ao centro do bioma amazônico caso persista o atual cenário de descontrole do desmatamento e das queimadas na região, condição que poderá levar o sistema a um estado de equilíbrio climático muito mais seco e com mudanças drásticas na vegetação remanescente.

2.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar A, et al. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. *Earth Interact* 10: 1-17.
- Andersen LE, et al. 2002. The dynamics of deforestation and economic growth in the Brazilian Amazon. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 282 pp.
- Aragão LEOC, et al. 2008. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Phil Trans R Soc Lond B* 363: 1779- 1785.
- Aragão LEOC. 2012. The rainforest’s water pump. *Nature* 489: 217-218.

- Balch JK, et al. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Glob Change Biol* 14: 1-12.
- Bellard C, et al. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol Lett* 15: 365-377.
- Bertoni JC, Tucci CEM. 2013. Precipitação. In: Tucci CEM. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 4 ed, Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, 943 pp.
- Betts RA, et al. 2004. The role of ecosystem-atmosphere interactions in simulated Amazonian precipitation decrease and forest dieback under global climate warming. *Theor Appl Climatol* 78(1-3): 157-175.
- Bonini I, et al. 2014. Rainfall and deforestation in the municipality of Colíder, Southern Amazon. *Rev Bras Meteorol* 29(4): 483-493.
- Bronaugh D, Werner A. 2013. zyp: Zhang + Yue-Pilon trends package. R package version 0.10-1.
- Casimiro WSL, et al. 2012. Trends in rainfall and temperature in the Peruvian Amazon-Andes basin over the last 40 years (1965-2007). *Hydrol Process* 27(20): 2944-2957.
- Chambers JQ, Artaxo P. 2017. Deforestation sizes influence rainfall. *Nat Clim Chang* 7: 175-176.
- Chang P, et al. 2000. The Effect of Local Sea Surface Temperatures on Atmospheric Circulation over the Tropical Atlantic Sector. *J Clim* 13(13): 2195-2216.
- Coe MT, et al. 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Phil Trans R Soc B* 368: 20120155.
- Costa MH, Foley JA. 1999. Trends in the hydrologic cycle of the Amazon basin. *J Geophys Res* 104(D12): 14,189-14,198.
- Costa MH, Pires GF. 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the Arc of Deforestation. *Int J Climatol* 30(13): 1970-1979.
- Cox DR, Stuart A. 1955. Some quick tests for trend in location and dispersion. *Biometrika* 42: 80-95.
- D'Almeida C, et al. 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *Int J Climatol* 27(5): 633-647.
- Davidson EA, et al. 2012. Amazon basin in transition. *Nature* 481: 321-328.
- Debortoli NS, et al. 2015. Rainfall patterns in the Southern Amazon: a chronological perspective. *Clim Change* 132: 251-264.
- Debortoli NS, et al. 2016. Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges. *Int J Climatol* 37(6): 2889-2900.

- Dinno A. 2017. *dunn.test*: Dunn's Test Multiple Comparisons Using Rank Sums. R Package version 1.3.5.
- Dubreuil V, et al. 2012. Impact of land-cover change in the Southern Amazonia climate: a case study for the region of Alta Floresta, Mato Grosso, Brazil. *Environ Monit Assess* 184(2): 877.
- Durieux L, et al. 2003. The impact of deforestation on cloud cover over the Amazon arc of deforestation. *Remote Sens Environ* 86: 132-140.
- Efron B, Tibshirani RJ. 1993. An introduction to Bootstrap. Monographs on statistics and applied probability 57.
- Esquivel-Muelbert A, et al. 2019. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Glob Change Biol* 25: 39-56.
- Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and Consequences. *Conserv Biol* 19(3): 680-688.
- Fearnside PM. 2017. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: Shugart H. Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. Oxford University Press, New York.
- Gash JHC, Nobre CA. 1997. Climate Effects of Amazonian Deforestation: Some Results from ABRACOS. *Bull Amer Meteor Soc* 78(5): 823-830.
- Garcia-Carreras L, Parker DJ. 2011. How does local tropical deforestation affect rainfall? *Geophys Res Lett* 38: L19802.
- Gloor M, et al. 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophys Res Lett* 40(9): 1729–1733.
- Griffith D. 2003. Spatial autocorrelation and spatial filtering: gaining understanding through theory and scientific visualization. Springer Science & Business Media. 250 pp.
- Holt CC. 1957. Forecasting seasonals and trends by exponentially weighted moving averages. ONR Research Memorandum, Carnegie Institute 52.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Itoh N, Kurths J. 2010. Change-Point detection of climate time series by nonparametric method. *Proceedings of the World Congress on Engineering and Computer Science* 1: 445-448.
- Jiménez-Muñoz JC, et al. 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015-2016. *Sci Rep* 6: 33130.
- Junger, WL et al. 2003. Missing data imputation in multivariate time series via EM algorithm. *Cadernos do IME* 15:8-21.

- Kalamandeen M, et al. 2018. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. *Sci Rep* 8(1): 1600.
- Karl TR, Trenberth KE. 2003. Modern global climate change. *Science* 302(5651): 1719-1723.
- Kendall MG. 1955. Rank Correlation Methods. New York: Hafner Publishing Co.
- Khanna J, et al. 2018. Regional hydroclimatic variability due to contemporary deforestation in Southern Amazonia and associated boundary layer characteristics. *J Geophys Res* 123(8): 3993-4014.
- Köppen WP. 1948. Climatología: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Economica, Mexico. 478 pp.
- Lawrence D, Vandecar K. 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nat Clim Chang* 5(1): 27-36.
- Lejeune Q, et al. 2014. Influence of Amazonian deforestation on the future evolution of regional surface fluxes, circulation, surface temperature and precipitation. *Clim Dyn* 44(9-10): 2769-2786.
- Llopart M, et al. 2018. Land use change over the Amazon Forest and its impact on the local climate. *Water* 10: 149.
- Makarieva AM, et al. 2009. Precipitation on land versus distance from the ocean: evidence for a forest pump of atmospheric moisture. *Ecol Complex* 6: 302–307.
- Malhi Y, et al. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319(5860): 169-172.
- Mann HB. 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica* 13: 245-259.
- Marengo JA. 2004. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. *Theor Appl Climatol* 78: 79-96.
- Marengo JA. 2006. On the hydrological cycle of the Amazon basin: a historical review and current state-of-the-art. *Rev Bras Meteorol* 21(3a): 1-19.
- Marengo JA, et al. 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophys Res Lett* 38: L12703.
- Marengo JA, et al. 2012. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. *Climate Dynam* 38(9–10): 1829–1848.
- Marengo JA, et al. 2016. Extreme Seasonal Climate Variations in the Amazon Basin: Droughts and Floods. In: Nagy L, et al. (eds). *Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin* (pp. 55-76). Ecological Studies 227. Springer.

- Marengo JA, Espinoza JC. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int J Climatol* 36(3): 1033-1050.
- Marimon BS, et al. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Edinburgh J Bot* 63: 323-341.
- Marimon BS, et al. 2014. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* 7: 281–292.
- Marques EQ, et al. 2019. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodivers Conserv*: 1-17.
- Medvigy D, et al. 2011. Effects of deforestation on spatiotemporal distributions of precipitation in South America. *J Clim* 24(8): 2147-2163.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2015. Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013. Disponível em <<http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/>> Acesso em 03/05/2019.
- Moutinho P, et al. 2016. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? *Elementa* 4:000125.
- Muggeo VMR. 2017. segmented: Regression Models with Break-Points/ Change-Points Estimation. R Package version 0.5-3.0.
- Nepstad DC, et al. 2008. Interactions among amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Phil Trans R Soc B* 363(1498): 1737-1746.
- Nobre AD. 2014. O futuro climático da Amazônia. ARA: CCST-INPE e INPA, São José dos Campos. 40 pp.
- Nobre P, et al. 2009. Amazon Deforestation and Climate Change in a Coupled Model Simulation. *J Clim* 22: 5686–5697.
- Oliveira B, et al. 2017. Unraveling the ecosystem functions in the Amazonia-Cerrado transition: evidence of hyperdynamic nutrient cycling. *Plant Ecol* 218: 225–239.
- Oliver JE. 1980. Monthly precipitation distribution: a comparative index. *Prof Geogr* 32: 300-309.
- Paulhus JLH, Kohler MA. 1952. Interpolation of missing precipitation records. *Monthly Weather Review* 80(8): 129-133.
- Pohlert T. 2018. trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection. R Package version 1.1.1.
- Pongratz J, et al. 2010. Biogeophysical versus biogeochemical climate response to historical anthropogenic land cover change. *Geophys Res Lett* 37: L08702.
- Poveda G, Mesa O. 1997. Feedbacks between hydrological processes in tropical South America and large-scale ocean-atmospheric phenomena. *J Clim* 10(10): 2690–2702.

- Povoa LV, Nery JT. 2016. Precintcon: Precipitation Intensity, Concentration and Anomaly Analysis. R Package version 2.3.0.
- PRODES - Projeto de Estimativa do Desflorestamento da Amazônia. Disponível em <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>> Acesso em 28/12/2018.
- QGIS Development Team. 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <<https://qgis.org/en/site/>>.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <<http://www.R-project.org/>>.
- Rangel TFLVB, et al. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33: 46-50.
- Ratter JA. 1992. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brazil. In: Furley P, et al. (eds). *Nature and Dynamics of Forest-Savanna Boundaries* (pp. 417-429). Springer Netherlands.
- Rolph G, et al. 2017. Real-time Environmental Applications and Display sYstem: READY. *Environ Modell Softw* 95: 210-228.
- Ronchail J, et al. 2002. Interannual rainfall variability in the Amazon basin and sea-surface temperatures in the equatorial Pacific and the tropical Atlantic Oceans. *Int J Climatol* 22(13): 1663-1686.
- Rooy MP. 1965. A Rainfall Anomaly Index independent of time and space. *Notos*, 14. 43 pp.
- Roy AB, Avissar R. 2002. Impact of land use/land cover change on regional hydrometeorology in Amazonia. *J Geophys Res* 107(D20): LBA4.1-LBA4.2.
- Saatchi S, et al. 2013. Persistent effects of a severe drought on Amazonian Forest canopy. *Proc Natl Acad Sci USA* 110: 565-570.
- Salati E, Vose PB. 1984. Amazon Basin: a system in equilibrium. *Science* 225(4658): 129-138.
- Salazar LF, et al. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophys Res Lett* 34: L09708.
- Salles RP, Ogasawara E. 2018. TSPred: Functions for Benchmarking Time Series Prediction. R Package version 4.0.
- Sampaio G, et al. 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophys Res Lett* 34: L17709.
- Santos SRQ, et al. 2017. Droughts in the Amazon: Identification, Characterization and Dynamical mechanisms associated. *Am J Clim Chang* 6: 425-442.
- Searcy JK, Hardison CH. 1960, Double-Mass Curves, U.S.G.S. Water Supply Paper 154 I-B, 66 pp.

- Sen PK. 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *J Am Statist Assoc* 63: 1379-1389.
- Sheil D, Murdiyarso D. 2009. How forests attract rain: an examination of a new hypothesis. *BioScience* 59: 341–347.
- Silva Dias MAF, Regnier P. 1996. Simulation of mesoscale circulations in deforested area of Rondônia in the dry season. In: Gash JH, Nobre CA, Roberts JM, Victoria RL. Amazon deforestation and climate. pp. 531-547.
- Silva Junior CHL, et al. 2018. Spatiotemporal rainfall trends in the Brazilian Legal Amazon between the years 1998 and 2015. *Water* 10: 1220.
- Silvério DV et al. 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. *Environ Res Lett* 10: 104015.
- Soares-Filho BS et al. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440: 520-523.
- Sorribas MV, et al. 2016. Projections of climate change on discharge and inundation in the Amazon basin. 136(3-4): *Clim Change* 555-570.
- Souza EB, Ambrizzi T. 2006. Modulation of the intraseasonal rainfall over tropical Brazil by the Madden–Julian oscillation. *Int J Climatol* 26(13): 1759-1776.
- Spracklen DV, et al. 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* 489: 282-286.
- Spracklen DV, Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazon deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* 42: 9546-9552.
- Staal A, et al. 2015. Synergistic effects of drought and deforestation on the resilience of the south-eastern Amazon rainforest. *Ecol Complex* 22: 65-75.
- Stein AF, et al. 2015. NOAA's HYSPLIT Atmospheric Transport and Dispersion Modeling System. *Bull Am Meteorol Soc* 96(12): 2059-2077.
- Taylor RG, et al. 2013. Ground water and climate change. *Nat Clim Chang* 3: 322-329.
- Todorov V, et al. 2017. rrcov3way: Robust Methods for Multiway Data Analysis, Applicable also for Compositional Data. R Package version 0.1-10.
- Tucker LR. 1951. A method for synthesis of factor analysis studies. Educational Testing Service Princeton NJ. 120 pp.
- Valadão MBX, et al. 2016. Biomass hyperdynamics as a key modulator of forest self-maintenance in a dystrophic soil in the Amazonia-Cerrado transition. *Sci For* 44: 475-485.
- van der Ent RJ, et al. 2010. Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Wat Resour Res* 46: W09525.

- von Storch H. 1995. Misuses of statistical analysis in climate research. In: Analysis of climate variability: Applications of statistical Techniques. H von Storch; A Navarra (eds), pp 11-26. Springer-Verlag, New York.
- Wang J, et al. 2000. The impact of observed deforestation on the mesoscale distribution of rainfall and clouds in Amazonia. *J Hydrometeorol* 1(3): 267-286.
- Wilby RL, et al. 2002. SDSM: a decision support tool for the assessment of regional climate change impacts. *Environ Modell Softw* 17: 147-159.
- Winters PR. 1960. Forecasting scales by exponentially weighted moving averages. *Manag Sci* 6: 324-342.
- Zar JH. 2010. Biostatistical analysis. 5 ed. Prentice Hall, New Jersey. 944 pp.

CAPÍTULO 3 – O QUE ESPERAMOS PARA O FUTURO?

RESUMO

O cenário de mudanças climáticas previsto para a Amazônia já chegou e está batendo à porta. No capítulo anterior, demonstramos que o desmatamento em sua borda sul está provocando um colapso no ciclo hidrológico regional - evidenciado pela redução dos totais de precipitação locais - e que este efeito tem se estendido até mesmo para o bioma Cerrado, além dos limites da Amazônia. Se por um lado a agropecuária é uma das responsáveis por este cenário, por outro ela é vítima destas mudanças, relação complexa que pode ter importantes repercussões sociais e econômicas. Com o intuito de contribuir para este debate, fizemos uma aproximação simplificada dos possíveis impactos da diminuição de chuvas sobre a produção das duas culturas agrícolas de maior importância econômica para a região (soja e milho), bem como relacionamos os principais desafios e oportunidades diante deste panorama. Nossas previsões indicaram que o potencial de produção destas culturas será bastante impactado até 2050, especialmente nas localidades mais pobres, o que gerará prejuízos bilionários para o agronegócio e intensificará ainda mais as desigualdades regionais.

Palavras-chave: agricultura, desmatamento evitado, modelos econométricos, mudanças climáticas, sociedade.

CHAPTER 3 – WHAT DO WE EXPECT FOR THE FUTURE?

ABSTRACT

The climate change scenario for the Amazon has arrived and is knocking on the door. In the previous chapter, we demonstrated that deforestation on its southern border is causing a collapse in the regional water cycle - evidenced by the reduction in local rainfall - and that this effect has extended even to the Cerrado biome, beyond the limits of the Amazon. While agro-livestock is one of the responsible for this scenario, on the other, it is a victim of these changes, a complex relationship that can have important social and economic repercussions. In order to contribute to this debate, we have made a simplified approximation of the possible impacts of reduced rainfall on the production of the two crops of major economic importance for the region (soybean and maize), as well as listing the main challenges and opportunities facing this issue panorama. Our forecasts indicated that the production potential of these crops will be greatly impacted by 2050, especially in the poorer localities, which will generate billion dolar losses for agribusiness and further intensify regional inequalities.

Keywords: agriculture, avoided deforestation, climate changes, econometric models, society.

3.1. UMA BREVE CONTEXTUALIZAÇÃO

As florestas tropicais vêm ganhando destaque em debates científicos e em políticas públicas sobre mudanças climáticas em decorrência das repercussões espaço-temporais negativas do desmatamento e das queimadas sobre o clima, como as discutidas no capítulo anterior. O prospecto é que grandes áreas de floresta tropical não sobrevivam às mudanças climáticas projetadas para cenários de desmatamento pessimistas e, portanto, os esforços para controlar este fenômeno de devastação florestal têm sido considerados cada vez mais importantes para as estratégias de mitigação de impactos ambientais.

Contudo, as projeções climáticas para estas florestas variam consideravelmente, desde muito otimistas a muito pessimistas, criando, na mesma proporção, incertezas sobre os benefícios climáticos em mantê-las em pé. De acordo com Buckeridge (2008), a gama muito extensiva de possíveis resultados é uma ameaça para a implantação de políticas públicas mais eficazes de proteção florestal por três principais motivos. Primeiro, os estudos ficam obsoletos e suas previsões para o futuro são descartadas (até mesmo pelos próprios autores), embora os fantasmas destes resultados continuem não só assombrando a percepção popular, mas também a discussão científica do tópico durante anos ou décadas. Segundo, há uma tendência forte de se escolher cenários otimistas ou intermediários quando apresentada uma gama muito extensa de opções, na suposição de que esta escolha seja a mais correta. No entanto, tal suposição é falha, pois não é a “razoabilidade aparente” dos valores que determina a confiabilidade da estimativa, e sim a qualidade dos dados e do raciocínio de interpretação. Terceiro, a existência de incertezas geralmente provoca o comportamento de “vamos esperar que os especialistas decidam”, o que indubitavelmente leva à uma inércia de ações do tipo “deixem como está para ver como é que fica”. É um caso típico de paradoxo climático, onde o efeito já evidente não gera uma reação adequada de políticas públicas.

O caso de mudanças climáticas e seus impactos previstos na Amazônia é um exemplo pertinente deste paradoxo. Em 1999, o modelo do Centro Hadley, do serviço meteorológico do Reino Unido (UKMO), foi atualizado para incluir diversas retroalimentações ecossistêmicas. Este modelo previu uma mortalidade catastrófica da floresta amazônica até 2100 sob um cenário sem mitigação do efeito estufa (Cox et al. 2000, 2004). Por outro lado, outros modelos globais que não acoplaram as mesmas retroalimentações e, por isso, não apontaram nenhuma catástrofe dessa magnitude (veja mais em Nobre, 2001), geraram um debate intenso e controverso no meio político. Durante os anos seguintes, pesquisadores do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) testaram vários modelos até então propostos, e concluíram que o modelo HadCM3 do Centro Hadley forneceu o melhor

ajuste, apesar de subestimar a precipitação em parte da Amazônia (Valverde & Marengo, 2010). Sabemos, no entanto, que não existe um modelo totalmente “perfeito”, e neste sentido a comunidade científica precisa aprender a articular melhor os resultados já obtidos de modo a multiplicar forças, e não dividi-las, pois apenas desta forma será possível aumentar a representatividade e a força política da esfera científica nas decisões estratégicas sobre o futuro das florestas.

De acordo com Marengo (2006), os modelos climáticos globais contêm substancialmente mais incertezas em suas previsões pluviométricas do que em suas previsões térmicas. Para a Amazônia, a questão-chave é como a sinergia entre o estabelecimento de um El Niño permanente, ou de grande frequência e intensidade, e as consequências meteorológicas induzidas pelas mudanças de uso da terra poderão afetar as florestas e o regime hidroclimático regional. De acordo com simulações desenvolvidas por Nobre et al. (2009), o impacto do desmatamento total na região amazônica poderá resultar em uma redução de chuvas de 26%, ao passo que se os mecanismos internos dos oceanos adjacentes também forem contabilizados, esta redução poderá chegar aos 42%. Em um excelente e acurado trabalho, Spracklen & Garcia-Carreras (2015) confirmaram esta tendência e descreveram que os modelos acoplados oceano-atmosfera preveem reduções de precipitação muito mais intensas do que os modelos unicamente atmosféricos. A extensão da estação seca também foi avaliada nesta perspectiva por Wang et al. (2011), que detectaram uma relação causal entre a extensão e a severidade da estação seca com a dinâmica da cobertura vegetal e a variabilidade climática natural, revelando que as variações interanuais e de longo prazo das chuvas na Amazônia são resultados da combinação entre as forçantes oceânicas e as mudanças de uso da terra.

Apesar das divergências quanto à amplitude do efeito detectado, há um consenso de que esta combinação resulte, necessariamente, em climas mais quentes e secos, aumentando exponencialmente a suscetibilidade dos ecossistemas tropicais ao fogo. O grande incêndio entre janeiro e março de 1998 na Amazônia é um exemplo ilustrativo do que poderá acontecer no futuro com mais frequência. Resultado da combinação entre o fortíssimo episódio de El Niño e o uso indiscriminado do fogo nas práticas agrícolas (e.g ferramenta de desmatamento ou limpeza de terreno), este talvez tenha sido o maior incêndio já registrado na região amazônica, no qual 39.000 km² de floresta queimaram (Alencar et al. 2006). A grande seca de 2005 também mostrou a grande vulnerabilidade da Amazônia ao fogo, pois a falta de chuvas durante o verão do referido ano gerou condições favoráveis para uma super expansão dos incêndios (Marengo et al. 2008), que foram até 300% maiores do que em 2004 (Buckeridge, 2008). As mudanças projetadas pelo modelo HadCM3 apontaram que, diante destas novas

condições climáticas, a região amazônica poderá passar de um sumidouro líquido a uma fonte líquida de CO₂ até o final deste século, retroalimentando assim o aquecimento global e uma diminuição regional de precipitação.

De acordo com diversos pesquisadores, este panorama climático poderá levar a vegetação da Amazônia a um colapso ecossistêmico, fenômeno conhecido como *Amazon dieback*, envolvendo um círculo vicioso de *feedbacks* de fogo, desmatamento e aquecimento global/local (Fig. 3.1). Para Cox et al. (2004), a diminuição monotônica da precipitação nesta região poderá reduzir a produtividade primária líquida das florestas a um limiar insustentável, bem como aumentar a frequência e intensidade dos incêndios florestais, acarretando uma progressiva degradação de biomassa. Com o ressecamento da vegetação, entrada de fogo e modificação em larga escala da floresta, os tipos vegetacionais mais sazonais (e.g. savanas, florestas secas) passariam a ser favorecidos, levando o sistema a um novo estado de equilíbrio (Malhi et al. 2009). Estas mudanças vegetacionais, particularmente de florestas para vegetações mais abertas, ocorreriam principalmente na porção central e oriental da Bacia Amazônica e desencadeariam mudanças importantes sobre o atual padrão de diversidade biológica e funcional (Salazar et al. 2007).

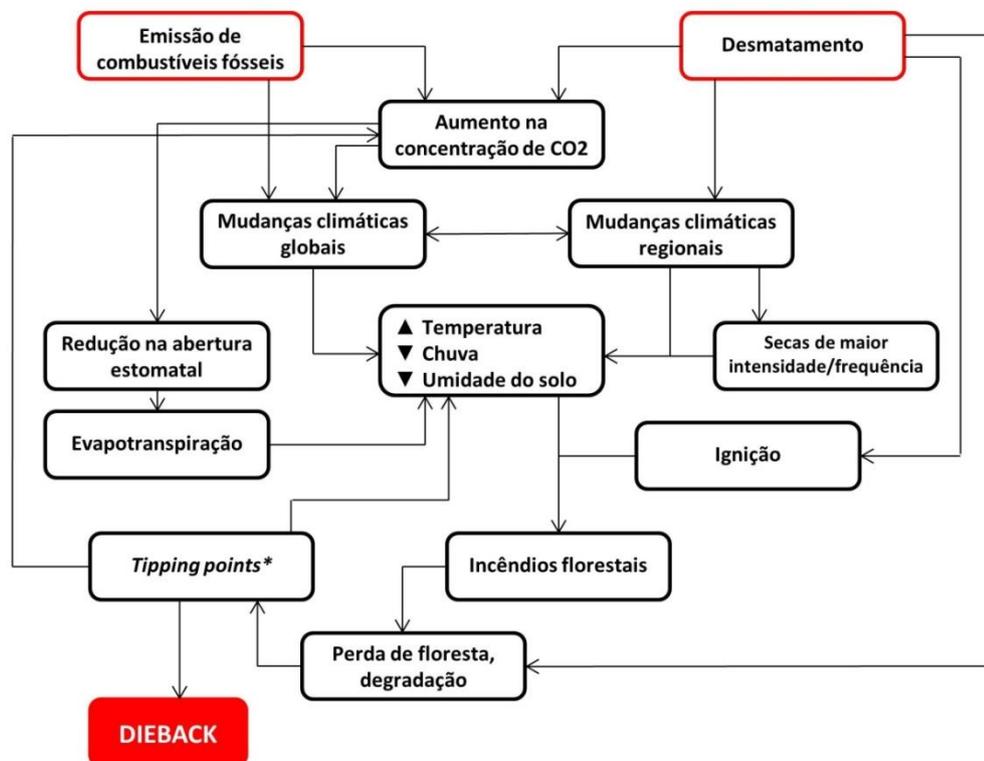


Figura 3.1. Resumo dos possíveis mecanismos associados ao fenômeno *Amazon dieback*. O CO₂ não é o único gás do efeito estufa, mas está destacado em função de seu papel no balanço de carbono global. **Tipping points* se refere aos pontos de inflexão climático e ambiental que se ultrapassados podem levar o sistema a um novo estado de equilíbrio (ponto sem retorno).

Apesar de assustadora, esta hipótese de savanização não é a previsão mais extrema neste sentido. De acordo com Bunyard (2007), a ruptura do mecanismo de bomba biótica por meio do desmatamento em larga escala pode desencadear um processo de desertificação na Amazônia, assim como o ocorrido na Austrália, tendo em vista que a remoção das florestas altera o gradiente convectivo necessário para a dragagem de umidade oceânica (Makarieva & Gorshkov, 2007; Makarieva et al. 2009). Nobre (2014) compara este mecanismo biogeofísico a um cabo de guerra: o lado onde ocorrer maior condensação atmosférica ganhará a disputa, puxando umidade para si. Sem florestas, o ar atmosférico poderia deixar de convergir sobre o continente, eliminando completamente a produção de chuvas. Sem chuvas, a região se tornaria um deserto ou semi-árido, não uma savana. Apesar de pouco provável, é importante dizer que este calamitoso cenário não é inatingível, tendo em vista que as taxas de desmatamento voltaram a crescer demasiadamente nos últimos anos.

Além de afetar os ecossistemas naturais, este cenário de mudanças climáticas pode representar uma ameaça direta à população e suas atividades (Fig. 3.2). Neste aspecto, os países em desenvolvimento são os mais vulneráveis. Acontece que, quanto maior tenha sido a dificuldade histórica de uma sociedade em conviver com a variabilidade natural do clima e seus extremos, maior será seu esforço para adaptar-se às mudanças futuras do clima. No Brasil, esta dificuldade é evidenciada pela ineficiência da implementação de políticas e estratégias de mitigação e adaptação. Além do mais, o setor público brasileiro enfrenta um conflito de legitimidade e confiabilidade política e social, tendo em vista que as agências estaduais reguladoras sofrem com agendas de interesse colidentes em relação ao meio ambiente e à gestão de uso da terra. Tais arranjos institucionais prejudicam o avanço em direção à sustentabilidade ambiental e climática, e podem agravar o cenário de vulnerabilidade socioeconômica.

Em particular, há setores que podem ser considerados mais vulneráveis às mudanças climáticas, como o de produção agrícola e o de geração de energia hidrelétrica. Estima-se, por exemplo, que em um cenário de déficit hídrico, a produtividade das pastagens possa diminuir entre 28 e 33% e a da soja em 25% (Marengo & Souza Jr, 2018). Além disso, o aumento das temperaturas poderá reduzir substancialmente as áreas favoráveis ao plantio dos principais cultivos do sul da Amazônia, como soja (redução de até 41%), milho (até 17%) e algodão (até 16%) (Margulis & Dubeux, 2010). Prado Jr et al. (2016) descrevem ainda que eventos climáticos extremos poderão reduzir a produtividade da energia hidrelétrica na região amazônica em até 36%. Todos estes prejuízos somados ultrapassam cifras anuais bilionárias e podem impactar negativamente a população regional e a economia de todo o país.

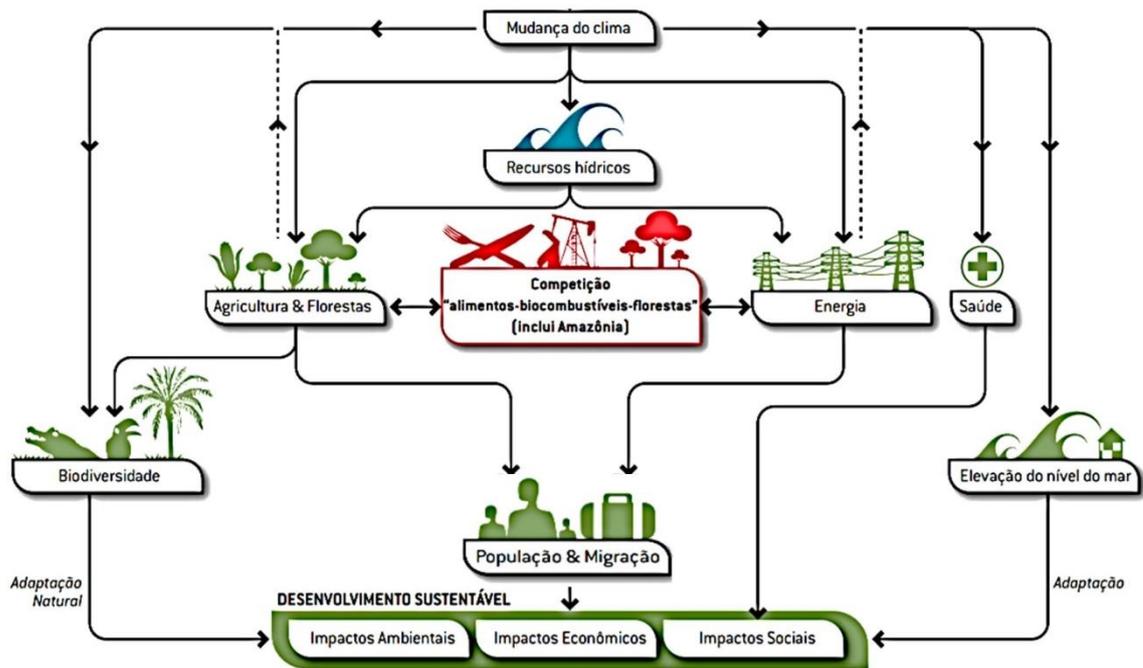


Figura 3.2. Esquema simplificado dos componentes ambientais e socioeconômicos afetados pelas mudanças climáticas. (Extraído e adaptado de Margulis & Dubeux, 2010).

Cabe ressaltar que a materialização de todo este panorama não está tão longe assim de acontecer. Ou, como diria Antônio Donato Nobre (ver Nobre, 2014), este futuro climático já chegou e está batendo à porta. Se por um lado a agricultura é uma das responsáveis pelas mudanças climáticas regionais (por meio de desmatamento ou emissão de gases de efeito estufa), por outro ela é vítima destas mudanças. Com o intuito de contribuir para este debate, faremos uma aproximação simplificada dos possíveis impactos socioeconômicos da diminuição de chuvas na borda sul da Amazônia e no sudoeste do Cerrado, regiões inseridas no grande cinturão de agronegócios do Brasil e que apresentaram reduções de chuvas significativas nas últimas décadas (vide Capítulo 2). Nossas análises econométricas foram direcionadas especificamente às duas culturas agrícolas de maior importância econômica para essas regiões (soja e milho), mas nossa discussão será estendida aos benefícios e oportunidades de boas práticas agrícolas e do desmatamento evitado. Apesar de ser também muito importante para a economia regional e para o avanço do desmatamento, a pecuária não foi incluída em nossas análises numéricas devido à incipiência de dados.

3.2. COMO CHEGAMOS ÀS ESTIMATIVAS?

Para mensurar os possíveis prejuízos econômicos decorrentes da redução de chuvas, adotamos um modelo econométrico determinístico longitudinal (análise em painel) (Hsiao,

1986) ajustado pelo estimador *within* (Cameron & Trivedi, 2005). Neste modelo, inserimos dados municipais de rendimento médio (kg/ha) e valor da produção (em reais) extraídos da plataforma de Produção Agrícola Municipal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - PAM/IBGE (<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria.html>), que fornece séries históricas desde 1990. Inserimos ainda uma matriz com as variáveis predictoras gerada a partir dos dados de precipitação anual utilizados no capítulo anterior. Para simular o cenário de chuvas em função do desmatamento até 2050, consideramos a continuidade da tendência histórica detectada para cada localidade, ainda que este parâmetro seja meramente especulativo. De todo modo, estes valores poderão nos fornecer uma aproximação dos prejuízos econômicos caso este cenário climático persista nos próximos 30 anos. Para facilitar a compreensão dos efeitos econômicos mais abrangentes, seccionamos as estimativas por região (Fig. 3.3). Todas estas análises foram efetuadas com o auxílio do software EViews 10 (IHS Markit, 2018).

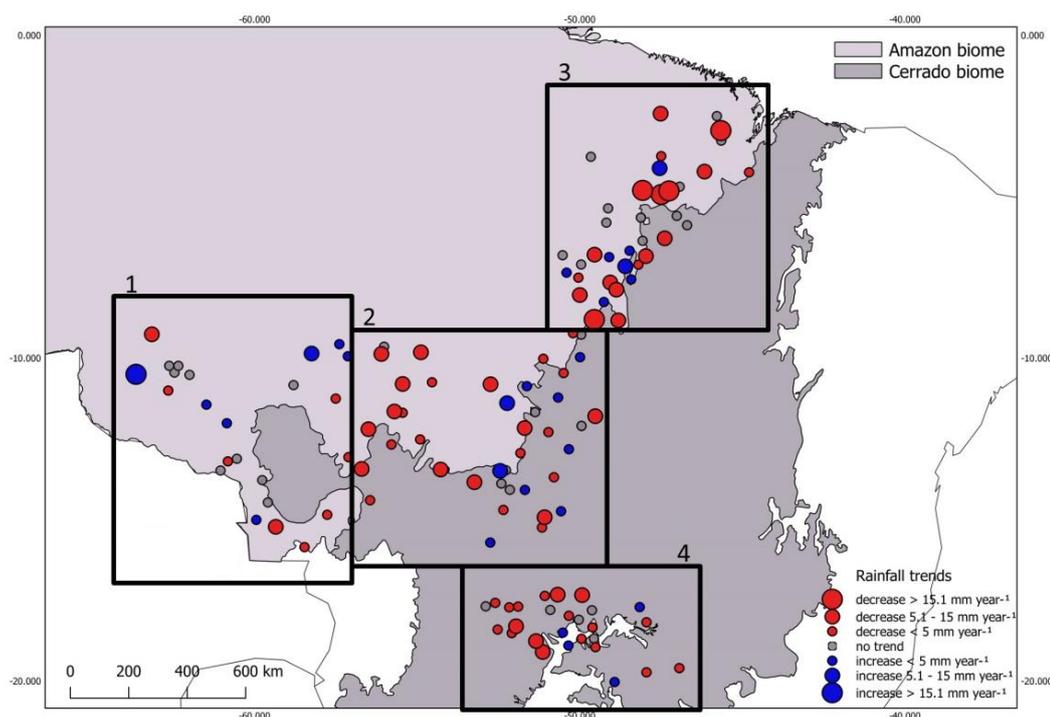


Figura 3.3. Tendências históricas de precipitação dos municípios selecionados nas regiões oeste (1), central (2) e leste (3) da transição Amazônia-Cerrado e sudoeste do Cerrado (4).

3.3. E AFINAL DE CONTAS, QUAIS SÃO AS PREVISÕES?

De acordo com nosso modelo econométrico, a cultura mais afetada em termos de produtividade será o milho, com uma redução potencial média de 4,52%, valor que corresponde praticamente ao dobro da redução média projetada para a soja (2,32%). Neste

mesmo aspecto, a região mais ameaçada será a porção leste da transição Amazônia-Cerrado, cujas projeções de perda de produtividade são as mais altas. Em 2050, a soma destes prejuízos produtivos poderá representar um déficit pecuniário superior a R\$ 1 bilhão/ano, cenário financeiro que será particularmente mais crítico para a porção central da transição, onde estão situados os maiores produtores de soja e milho do país. Atualmente, a economia desta região (especialmente da mesorregião do norte mato-grossense) depende basicamente da produção massiva destas duas *commodities*, o que explica a magnitude do prejuízo previsto para a mesma (Tab. 3.1).

Tabela 3.1. Perdas produtivas e pecuniárias projetadas para os cultivos de soja e milho diante de um cenário de redução de chuvas até o ano de 2050.

Região	Perda da produtividade média (%)		Prejuízo econômico aproximado (R\$ milhões/ano)	
	Soja	Milho	Soja	Milho
Oeste (transição)	-2,05	-3,07	17,7	9,3
Central (transição)	-3,0	-5,84	524,5	286,1
Leste (transição)	-3,24	-6,19	55,9	27,7
Sudoeste do Cerrado	-1,01	-2,99	87,6	81,8

Nossas estimativas coincidem com previsões anteriores que apontam reduções para o rendimento médio dessas culturas até meados deste século (Siqueira et al. 1994; Margulis & Dubeux, 2010; Justino et al. 2013; Nascimento, 2016). De acordo com tais previsões, estas perdas de rendimento produtivo também serão particularmente maiores para o cultivo de milho - que é, na maioria das vezes, posterior ao da soja no verão (milho safrinha) - cujo comportamento fisiológico é particularmente afetado pelo déficit hídrico e pelas limitações de radiação solar (Bergamaschi et al. 2004). Além disso, Margulis & Dubeux (2010) afirmam que os impactos das mudanças climáticas sobre a produtividade média dessas espécies serão expressivamente maiores no Centro-Oeste e na região dos cerrados nordestinos, que correspondem, respectivamente, às porções central e leste da transição, o que corrobora ainda mais os nossos resultados.

Na esfera econômica, os prejuízos serão maiores para a soja, embora as projeções somadas de perda das duas culturas representem frações pequenas em relação aos PIBs regionais (-0,07% para o oeste da transição, -0,65% para a região central e -0,1% para o leste da transição e sudoeste do Cerrado). Apesar de parecerem ínfimas, estas projeções estão em conformidade com as descritas por Margulis & Dubeux (2010) e Ferreira Filho & Horridge (2010), e representam grandes perdas econômicas acumuladas para a região. Em termos agregados e considerando inúmeros outros produtos agrícolas, estes autores apontaram quedas entre -0,5 e -2,3% para o PIB brasileiro em função das perdas de produção até meados do século. No caso, é importante considerar que as nossas projeções foram feitas para uma parte

dos municípios, e não para sua totalidade, o que indica que elas possam ser substancialmente maiores do que as mencionadas.

De acordo com as simulações macroeconômicas desenvolvidas por Margulis & Dubeux (2010) e Deconto et al. (2008), as mudanças do clima até 2050 poderão acarretar prejuízos financeiros na ordem dos R\$ 6,3 bilhões/ano para a produção nacional de soja e R\$ 1,5 bilhões/ano para a produção nacional de milho. Conforme estes autores, estes prejuízos estão mais associados à perda de áreas favoráveis para o plantio (-15% para milho e -34% para soja) do que propriamente à redução da produtividade média das culturas. Ainda segundo Deconto et al. (2008), as reduções destas áreas favoráveis poderão ser ainda mais intensas até 2070 (-17% para milho e -41% para soja), gerando um prejuízo equivalente à metade das perdas que a agricultura deve ter nesta ocasião. Portanto, é muito provável que as nossas estimativas tenham sido subestimadas, uma vez que o modelo econométrico adotado no presente trabalho computou apenas a produtividade da cultura *per se*, desconsiderando as perdas de potenciais áreas produtivas e os possíveis aumentos com os custos de produção.

Além do mais, nosso modelo não avaliou quaisquer retroalimentações ecossistêmicas (e.g. fertilização atmosférica por CO₂) e nem tampouco o efeito das mudanças históricas de temperatura, variável climática de grande importância para a produtividade agrícola e que gera respostas fisiológicas botânicas muito diversas. Conforme Pires & Cunha (2014), a principal causa da diminuição do rendimento de grãos é o encurtamento do ciclo de desenvolvimento da cultura, que por sua vez decorre da combinação entre elevação térmica e redução de chuvas. De acordo com estes autores, o efeito da temperatura pode ser tão importante quanto o da precipitação para o rendimento médio agrícola. Por meio de simulações agroclimáticas para a produção nacional de milho, trigo e soja, Siqueira et al. (1994) também tiveram conclusões parecidas, sendo a soja a cultura menos afetada neste quadro. Apesar das implicações agrícolas da temperatura, o foco do nosso trabalho foi avaliar unicamente o efeito do colapso hidrológico sobre a produção destes cultivos, com resultados importantes e bastante alarmantes, considerando que possam ser muito mais críticos.

3.4. DESAFIOS E OPORTUNIDADES

Todos os resultados apresentados mostram que a produção de alimentos no Brasil será bastante impactada com as mudanças climáticas, cenário que afetará, conseqüentemente, a economia nacional e a segurança alimentar da população, especialmente nas regiões mais pobres do país. Tal previsão indica que as desigualdades regionais serão intensificadas, com possíveis reflexos nos padrões de uso da terra e na dinâmica populacional. Deconto et al.

(2008) afirmam que a atual configuração espacial da produção agrícola brasileira mudará significativamente nos próximos anos em decorrência das alterações do clima, e regiões que atualmente são as maiores produtoras de grãos (e.g. região central da transição Amazônia-Cerrado) podem não estar mais aptas ao plantio muito antes do final do século. Tal cenário poderá impulsionar o fluxo migratório para outras regiões e para setores menos afetados da economia, gerando êxodo populacional e deslocamento de capital numa velocidade e intensidade desastrosa e não amortizável (Barbieri et al. 2010).

Em um modelo de equilíbrio geral computável, Moraes (2010) adicionou novos aspectos a este debate: os impactos esperados na estrutura do mercado de trabalho e no orçamento familiar. Os resultados deste modelo indicaram uma deterioração progressiva na renda das famílias que concentram trabalhadores menos qualificados, tanto pela diminuição intrínseca da demanda deste tipo de trabalho nas regiões mais afetadas, quanto pelo aumento relativamente maior na cesta de consumo destas famílias. Tais cenários de impactos também foram descritos por Ferreira Filho & Horridge (2010), que concluíram que os fenômenos migratórios das próximas décadas serão muito intensos e predominantemente modulados por pessoas com menor qualificação profissional ou instrução educacional, o que agravará o panorama de superpopulação e subempregos nos grandes centros urbanos. Queiroz & Barbieri (2009) apontaram ainda que as localidades a serem mais afetadas neste aspecto estão concentradas nas regiões Norte e Nordeste do país, incluindo municípios do leste da transição Amazônia-Cerrado, que apresentam baixíssimos indicadores sociais (e.g. nível educacional, acesso ao saneamento básico) e econômicos (e.g. PIB *per capita*). Toda esta pluralidade de cenários mostra que as mudanças climáticas, ao afetarem a economia, motivarão a migração compulsória de forma muito complexa, especialmente quando outros mecanismos de adaptação falharem. Assim sendo, a criação de oportunidades econômicas e de inserção social, mediadas por fatores institucionais (e.g. políticas de transferência de renda), podem ajudar a minimizar a mobilidade involuntária de diferentes grupos sociais diante de futuras catástrofes climáticas (PBMC, 2014).

Para atenuar a gravidade de todo este panorama climático e socioeconômico, medidas de mitigação devem ser tomadas em caráter de extrema urgência, especialmente nas esferas política e ambiental. Como já diz o famoso ditado brasileiro, é melhor prevenir do que remediar. Atualmente, os esforços globais para minimizar as mudanças do clima se concentram na redução das emissões de gases de efeito estufa e do desmatamento em larga escala, mas muitos países em desenvolvimento ainda se pautam no discurso “os países ricos desmataram, poluíram e cresceram, por que não podemos fazer o mesmo?”. De acordo com Nobre (2014), é necessário que haja uma mobilização semelhante a um “esforço de guerra”

neste sentido, na qual, em um primeiro momento, deve ser travada uma batalha contra a ignorância através da popularização da ciência. É importante mostrar para a minoria desmatadora que a destruição das florestas é um “tiro no pé”, e que há muitas atividades alternativas rentáveis e ambientalmente vantajosas a serem adotadas, como por exemplo, a integração lavoura-pecuária-floresta e o mercado de créditos de carbono. Além do mais, é possível e necessário zerar o desmatamento o quanto antes (Fig. 3.4). Segundo Deconto et al. (2008), os quase 100 milhões de hectares de pastos degradados existentes no país, se bem trabalhados, podem abrigar a expansão agrícola (da agricultura familiar ao agronegócio) sem que seja preciso derrubar mais nenhuma árvore.

<h2 style="text-align: center;">Por que zerar o desmatamento na Amazônia?</h2>		
<p>Já existe uma grande área desmatada</p> <p>Aproximadamente 100 milhões de hectares de floresta já foram desmatados e encontram-se subutilizados, abandonados ou sob condições distintas de regeneração florestal. Com tanta terra nestas condições, desmatar é desnecessário e até mesmo imoral.</p>	<p>A produção agrícola pode crescer sem desmate</p> <p>Já é alardeado que, para aumentar a produção, não é mais necessário desmatar. Já existem inúmeras práticas agrícolas de intensificação de uso da terra, como os SAFs* e a ILPF*, que aumentam o rendimento médio produtivo.</p>	<p>Pressão do mercado internacional</p> <p>É cada vez mais comum encontrar consumidores exigindo uma cadeia produtiva livre de desmatamento (legal e/ou ilegal), como as empresas participantes do <i>Consumers Goods Forum</i>, que adotaram uma meta de desmatamento zero até 2020.</p>
<p><small>*SAFS: Sistemas Agroflorestais *ILPF: Integração Lavoura-Pecuária-Floresta</small></p>		

Figura 3.4. Alguns motivos para zerar o desmatamento na Amazônia sob uma perspectiva lógica e econômica.

O desenvolvimento de tecnologias aplicadas na produção de biocombustíveis, na redução de emissões de metano (principalmente nas culturas de arroz irrigado e pecuária), no reflorestamento e, sobretudo, na adoção de práticas agrícolas sustentáveis, pode fazer com que a agricultura passe de uma grande emissora a um grande sumidouro de carbono. Buckeridge (2008) afirma, por exemplo, que a adoção de práticas de manejo menos agressivas, como o plantio direto em substituição ao sistema convencional e a colheita de cana-de-açúcar mecanizada ao invés da colheita com queima da palha, contribuem juntas para a mitigação total de 13,55 Mt C ano⁻¹ (12 Mt C relativas à adoção do plantio direto e 1,55 Mt C à colheita

mecanizada de cana). Este valor é suficiente para compensar a emissão líquida de 12,65 Mt C ano⁻¹ por todo o território brasileiro e demonstra que é possível associar rentabilidade econômica e responsabilidade ambiental. O autor relata ainda que, mundialmente, estas práticas conservacionistas podem armazenar em torno de 1,3 t C ha⁻¹, e podem ser adotadas em 60% das terras cultiváveis. Cabe ressaltar, no entanto, que estas estimativas de armazenamento dependem da continuidade do uso de tais práticas, pois a utilização intensiva de aração e gradagem em um curto espaço de tempo pode neutralizar qualquer ganho obtido pelo sequestro de carbono.

Mais um exemplo de prática agrícola mitigadora interessante e que vem ganhando espaço no agronegócio brasileiro é o sistema de Integração Lavoura-Pecuária (ILP) e Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF). Esta é uma estratégia de produção conservacionista que integra as atividades em um cultivo consorciado, em sucessão ou rotacionado, e que busca efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema (MAPA, 2012). Além de reduzir custos e aumentar a produtividade, este sistema pode evitar a abertura de novas áreas (pastagens de melhor qualidade permitem a criação de mais bois por hectare), reduzir a emissão de metano (animais melhor alimentados produzem menos metano) e incorporar maior quantidade de matéria orgânica ao solo (o que eleva o potencial de sequestro de carbono) (Deconto et al. 2008), o que a constitui uma atividade altamente sustentável. Segundo Moraes Sá et al. (2017), esta atividade poderá estocar 2,38 t C ha⁻¹ até 2050 e compensar 25,6% do total de emissões geradas pela agricultura de baixo carbono na América do Sul.

Outra vertente de grande potencial mitigador e econômico vem dos serviços ambientais prestados pelos ecossistemas, especialmente da capacidade de armazenamento de carbono na biomassa florestal. Dentre os diversos instrumentos econômicos deste mercado, dois merecem atenção especial: o REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação) e o MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo). O primeiro ainda está em fase de definição e consiste basicamente em um conjunto de incentivos econômicos com a finalidade de reduzir as emissões de gases poluentes por meio do desmatamento evitado (veja mais em Nepstad et al. 2008; Costa et al. 2017), enquanto o segundo, já estipulado pelo Protocolo de Quioto, beneficia-se de projetos sustentáveis de diferentes naturezas (e.g. reflorestamento, geração de energia por fontes renováveis) que resultem em Reduções Certificadas de Emissões (RCEs). No Brasil, os projetos de florestamento/reflorestamento baseados em MDL ainda são pouco utilizados, mas constituem uma grande e rentável oportunidade de negócios, tendo em vista a grande extensão de áreas degradadas passíveis de recuperação em seu território. Estas práticas vêm ganhando força no mercado global e podem oferecer ao agricultor um benefício financeiro complementar, uma vez que os créditos são

negociáveis em bolsas de valores do mundo inteiro. De acordo com Antônio Carlos Araújo, autor do livro “Como comercializar créditos de carbono”, o Brasil pode lucrar mais de R\$ 25 bilhões/ano neste mercado, o que demonstra o quanto esta modalidade é promissora para a economia nacional.

Além das transações regulamentadas pelo Protocolo de Quioto, existem outras opções de mercado não vinculadas ao referido acordo e, portanto, sem a garantia de originar créditos válidos dentro do MDL. Este é o *non-compliance*, ou mercado voluntário, no qual qualquer empresa, pessoa ou governo pode gerar ou comprar créditos de carbono. Estes créditos também são auditados, mas não estão sujeitos a registros da Organização das Nações Unidas e por isso não valem como meta de redução para os países que assinaram o acordo internacional. Conforme Nusdeo (2012), o mercado voluntário envolve aspectos de responsabilidade social e ambiental e de visibilidade da empresa, o chamado *marketing* verde. Além disso, este mercado possibilita a inclusão de micro e pequenos projetos, diferentemente dos megaprojetos desenvolvidos pelo Protocolo de Quioto e, portanto, é mais interessante e democrático para os indivíduos e organizações não governamentais que pretendem contribuir para o desenvolvimento local. Dentre as fontes de financiamento para tais projetos podemos citar o Prototype Carbon Fund, o Bio Carbon Fund e o Community Development Carbon Fund, todos administrados pelo Banco Mundial. A diversificação e a ampliação destas fontes financeiras são imprescindíveis para fomentar este mercado e emancipar, de forma definitiva, os produtores, as comunidades tradicionais e os povos indígenas para que continuem conservando as florestas e seus serviços prestados.

Uma possível solução poderia ser a adoção de políticas públicas que reconhecessem as bordas da Amazônia, na região de todo o Arco do Desmatamento, como áreas vulneráveis às mudanças climáticas. Assim, a adoção de medidas positivas, ao invés de apenas punitivas, poderiam funcionar melhor, onde os produtores que adotassem práticas de baixo carbono, conservação do solo e da água, proteção às suas áreas de reserva legal e preservação permanente de matas nativas pudessem ser recompensados de alguma forma. Por exemplo, a adoção em larga escala de tecnologias para produção agropecuária de baixo carbono e alta produtividade, como o plantio direto, a integração lavoura-pecuária e a agricultura de precisão, resultaria em aumento exponencial de grãos e carne para exportação sem a necessidade de derrubar uma árvore sequer. Para isso, seria necessário incentivar o produtor rural da transição Amazônia-Cerrado através de um programa especial de concessão de financiamentos com redução de impostos e juros, aplicação de encargos financeiros baixos e maiores prazos de carência, por exemplo.

Todas estas oportunidades econômicas devem ser aproveitadas de forma racional. Devemos reconhecer que as práticas agrícolas de baixo carbono podem ser realmente importantes para a mitigação das mudanças climáticas, mas que sozinhas não serão suficientes para evitar um colapso ambiental e socioeconômico caso o ritmo de desmatamento das florestas tropicais continue o mesmo. Sabemos que não existe uma fórmula secreta ou milagrosa para reverter este cenário, mas inúmeras atitudes podem desacelerar o ritmo destas mudanças ambientais e evitar uma catástrofe de maiores proporções. Subsidiar instrumentos políticos de regulação econômica/ambiental e de proteção social tem sido muito importante neste sentido, mas o principal desafio da ciência ainda consiste em ultrapassar a barreira invisível (e quase intransponível) da ignorância. É preciso convencer diferentes esferas sociais de que estancar o desmatamento na Amazônia é necessário, antes que seja tarde demais! No entanto, sabemos que a motivação meramente ecológica não tem sido suficiente para persuadir os detentores de capital a fazê-lo. Por isso, é importante que seja estipulado, em nível mundial, um mecanismo eficiente e padronizado de remuneração financeira para os serviços ambientais prestados pelas florestas em pé. Reconhecemos que chegar a um consenso internacional sobre o tema será complexo e desafiador, mas salientamos que só assim será possível garantir dignidade e sustentabilidade às futuras gerações.

3.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar A, et al. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. *Earth Interact* 10: 1-17.
- Araújo ACP. 2007. Como comercializar créditos de carbono. Trevisan Editora, São Paulo. 47 pp.
- Barbieri A, et al. 2010. Climate change and population migration in Brazil's Northeast: scenarios for 2025-2050. *Popul Environ* 31(5): 344-370.
- Bergamaschi H, et al. 2004. Distribuição hídrica no período crítico do milho e produção de grãos. *Pesq Agropec Bras* 39(9): 831-839.
- Buckeridge MS. 2008. Biologia e mudanças climáticas no Brasil. RiMa Editora, São Carlos. 316 pp.
- Bunyard P. 2007. Climate and Amazon. *Orinoquia* 11(1): 7-20.
- Cameron AC, Trivedi PK. 2005. Microeconometrics: Methods and Applications. Cambridge University Press, New York. 1034 pp.
- Costa PM, et al. 2017. REDD+ integrado: modelo financeiro para viabilizar as metas do Acordo de Paris. Aliança REDD+ Brasil. 15 pp.

- Cox PM, et al. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408: 184-187.
- Cox PM, et al. 2004. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theor Appl Climatol* 78(1-3): 137-156.
- Deconto JG (coord), et al. 2008. Aquecimento Global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil. Embrapa/Unicamp, São Paulo. 82 pp.
- Ferreira Filho JBS, Horrigan MJ. 2010. Climate change impacts on agriculture and internal migrations in Brazil. In: Conference Papers, Thirteenth Annual Conference on Global Economic Analysis, Penang, Malaysia.
- Hsiao C. 1986. Analysis of panel data. Cambridge University Press, New York.
- IHS Markit. 2018. Eviews 10 Student/Lite Version. IHS Global Inc, Irvine. <<http://www.eviews.com>>.
- Justino F, et al. 2013. Mean and Interannual Variability of Maize and Soybean in Brazil under Global Warming Conditions. *AJCC* 2: 237-253.
- Makarieva AM, Gorshkov VG. 2007. Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11: 1013-1033.
- Makarieva AM, et al. 2009. Precipitation on land versus distance from the ocean: evidence for a forest pump of atmospheric moisture. *Ecol Complex* 6: 302-307.
- Malhi Y, et al. 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proc Natl Acad Sci* 106(49): 20610-20615.
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2012. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). MAPA/ACS, Brasília. 173 pp.
- Marengo JA. 2006. On the hydrological cycle of the Amazon basin: a historical review and current state-of-the-art. *Rev Bras Meteorol* 21(3a): 1-19.
- Marengo JA, et al. 2008. The Drought of Amazonia in 2005. *J Clim* 21(3): 495-516.
- Marengo JA, Souza Jr C. 2018. Mudanças Climáticas: impactos e cenários para a Amazônia. São Paulo. 32 pp.
- Margulis S, Dubeux CBS. 2010. Economia da mudança do clima no Brasil: custos e oportunidades. IBEP, São Paulo. 81 pp.
- Moraes Sá JC, et al. 2017. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environ Int* 98: 102-112.

- Moraes GI. 2010. Efeitos econômicos de cenários de mudança climática na agricultura brasileira: um exercício a partir de um modelo de equilíbrio geral computável. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba. 266 f.
- Nascimento WF. 2016. Efeitos da temperatura sobre a soja e milho no estado de Mato Grosso do Sul. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) - Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados. 69 f.
- Nepstad D, et al. 2008. Custos e benefícios da Redução das Emissões de Carbono do Desmatamento e da Degradação (REDD) na Amazônia Brasileira. Programa de Mudanças Climáticas do IPAM. 30 pp.
- Nobre AD. 2014. O futuro climático da Amazônia. ARA: CCST-INPE e INPA, São José dos Campos. 40 pp.
- Nobre CA. 2001. Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país. *Parcerias Estratégicas* 12: 239-258.
- Nobre P, et al. 2009. Amazon Deforestation and Climate Change in a Coupled Model Simulation. *J Clim* 22: 5686–5697.
- Nusdeo AMO. 2012. Pagamento por serviços ambientais: sustentabilidade e disciplina jurídica. Editora Atlas, São Paulo. 179 pp.
- PBMC – Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. 2014. Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. COPPE. UFRJ, Rio de Janeiro. 414 pp.
- Pires MV, Cunha DA. 2014. Climate change and adaptive strategies in Brazil: the economic effects of genetic breeding. *Rev Econ Sociol Rural* 52(4): 627-642.
- Prado Jr, et al. 2016. How much is enough? An integrated examination of energy security, economic growth and climate change related to hydropower expansion in Brazil. *Renew Sust Energ Rev* 53: 1132-1136.
- Queiroz B, Barbieri A. 2009. Os potenciais efeitos das mudanças climáticas sobre as condições de vida e a dinâmica populacional no Nordeste Brasileiro. In: Hogan DJ, Marandola Jr E (orgs). Dimensões humanas das mudanças ambientais. Nepo/Unicamp-UNFPA, Campinas.
- Salazar LF, et al. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophys Res Lett* 34: L09708.
- Siqueira OJF et al. 1994. Efeitos potenciais de mudanças climáticas globais na agricultura brasileira e estudos de adaptação para trigo, milho e soja. *Rev Bras Agrometeorol* 2: 115-129.

Spracklen DV, Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazon deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* 42: 9546-9552.

Valverde MC, Marengo JA. 2010. Mudanças na circulação atmosférica sobre a América do Sul para cenários futuros de clima projetados pelos modelos globais do IPCC AR4. *Rev Bras Meteorol* 25(1): 125-145.

Wang G, et al. 2011. Vegetation dynamics contributes to the multi-decadal variability of precipitation in the Amazon region. *Geophys Res Lett* 38: L19703.

III. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ritmo de mudanças ambientais no sul da Amazônia é realmente impressionante - e preocupante. Em nenhum lugar do planeta o desaparecimento de florestas aconteceu de forma tão rápida, fenômeno que certamente culminará num colapso ecológico e social permanente. Ao longo desta tese, demonstramos que este gigante tropical tem sido “devorado” pelas bordas, e que as consequências climáticas deste processo já estão se materializando. Comprovamos que o desmatamento em larga escala é substancialmente crítico para o balanço meteorológico regional, desencadeando decréscimos de chuvas superiores a -10 mm/ano, o que, acumuladamente, pode ser considerado um montante bastante alarmante. Adicionalmente, mostramos que este calamitoso cenário tem se estendido à jusante da região amazônica e afetado também o regime de chuvas do sudoeste do Cerrado, um dos mais importantes polos agrícolas brasileiros. De modo geral, nossos resultados indicaram ainda que estas consequências podem progredir em direção ao centro do bioma amazônico caso o atual cenário de descontrolado desmatamento e das queimadas continue, condição que irá induzir o sistema a um novo estado de equilíbrio (muito mais seco).

Além de afetar negativamente os ecossistemas naturais, este panorama climático representa uma séria ameaça ao futuro da produção nacional de alimentos e, conseqüentemente, à sustentabilidade alimentar/econômica da população. O pior de tudo isso é saber que este cenário vem se agravando desnecessariamente. O velho argumento de que é preciso suprimir novas áreas de floresta para aumentar a produção agrícola e suprir a demanda de alimentos não se sustenta mais. Zerar o desmatamento na Amazônia não só é necessário como é perfeitamente possível! Já existem áreas desmatadas o suficiente para abrigar toda a expansão agrícola necessária, além de uma extensa gama de tecnologias para otimizar a produção por metro quadrado. O problema que encontramos para reverter o cenário de ignorância atrelado a esta questão permeia profundamente a sociedade moderna, pois para que o conhecimento seja aplicado é preciso que os tomadores de decisão (que via de regra não são cientistas) compreendam os verdadeiros impactos da devastação florestal e o potencial das soluções propostas pela ciência. Neste sentido, a sociedade tem um papel fundamental, pois é ela que determina quais serão os tomadores de decisão que liderarão os projetos estratégicos a serem implantados no futuro, pelo menos em um sistema democrático. No Brasil, este problema é bastante complexo, pois a sociedade ainda está aprendendo a lidar com as questões científicas e a pensar em como estas afetam a todos. Quanto maior for a comunicação entre cientistas, políticos e sociedade, maior será a probabilidade de mantermos o sistema no equilíbrio que precisamos para nossa sobrevivência.

APÊNDICES

Apêndice 1. Estações pluviométricas selecionadas e seus respectivos códigos, operadoras e localizações (lista ordenada pelo número do código).

Código	Operadora	lat	long	Município	Estado
245001	CPRM	-2.95	-45.664	Araguanã (Monção)*	MA
245007	CPRM	-2.504	-45.784	Santa Luzia do Paruá (Turiaçu)*	MA
247004	CPRM	-2.426	-47.516	Ipixuna do Pará	PA
257000	CPRM	-2.537	-57.758	Urucará	AM
257001	CPRM	-2.792	-57.064	Barreirinha	AM
259004	CPRM	-2.7	-59.699	Rio Preto da Eva	AM
260006	CPRM	-2.62	-60.947	Novo Airão	AM
265000	COHIDRO	-2.35	-65.116	Maraã	AM
266004	COHIDRO	-2.89	-66.949	Jutaí	AM
346002	CPRM	-4.22	-46.165	Santa Luzia (Bom Jardim)*	MA
347001	CPRM	-3.742	-47.497	Ulianópolis (Paragominas)*	PA
357003	CPRM	-3.896	-57.504	Maués	AM
361000	CPRM	-3.897	-61.374	Beruri (Manacapuru)*	AM
366000	COHIDRO	-3.641	-66.103	Juruá	AM
367000	COHIDRO	-3.101	-67.935	Santo Antônio do Içá	AM
446002	CPRM	-4.69	-46.93	Açailândia (Santa Luzia)*	MA
447002	CPRM	-4.82	-47.26	Açailândia (Imperatriz)*	MA
447003	CPRM	-4.116	-47.546	Dom Eliseu	PA
447004	CPRM	-4.93	-47.496	Açailândia	MA
448000	CPRM	-4.803	-48.068	Rondon do Pará (São Domingos do Capim)*	PA
459000	CONSTRUFAM	-4.394	-59.598	Borba	AM
462001	CPRM	-4.74	-62.151	Beruri	AM
546007	CPRM	-5.884	-46.701	Sítio Novo	MA
547005	CPRM	-5.594	-47.019	Buritirana (Buriti)*	MA
548000	CPRM	-5.648	-48.125	Araguatins	TO
549007	CPRM	-5.803	-49.183	Marabá	PA
560001	CONSTRUFAM	-5.296	-60.7	Novo Aripuanã	AM
564002	CONSTRUFAM	-5.953	-64.316	Tapauá	AM
567002	COHIDRO	-5.46	-67.405	Carauari	AM
568001	COHIDRO	-5.38	-68.998	Jutaí	AM
647000	CPRM	-6.288	-47.391	Tocantinópolis	TO
647001	CPRM	-6.839	-47.97	Wanderlândia	TO
648001	CPRM	-6.363	-48.072	Ananás	TO
648002	CPRM	-6.672	-48.47	Araguanã	TO
649001	CPRM	-6.794	-49.548	Sapucaia	PA
649003	CPRM	-6.869	-49.098	Santa Fé do Araguaia	TO
650001	CPRM	-6.81	-50.53	Água Azul do Norte (Marabá)*	PA
657000	UFC	-6.235	-57.775	Jacareacanga	PA
658000	CONSTRUFAM	-6.795	-59.04	Apuí	AM
660000	CONSTRUFAM	-6	-60.187	Novo Aripuanã	AM

cont.

cont.						
662001	CONSTRUFAM	-7.01	-62.787	Humaitá		AM
664001	CONSTRUFAM	-6.539	-64.385	Canutama		AM
669001	COHIDRO	-6.613	-69.121	Itamarati (Eirunepé)*		AM
748001	CPRM	-7.877	-48.878	Bernardo Sayão		TO
748002	CPRM	-7.56	-48.422	Nova Olinda		TO
748003	CPRM	-7.154	-48.603	Muricilândia		TO
749000	CPRM	-7.655	-49.065	Arapoema		TO
749002	CPRM	-7.098	-49.959	Xinguara		PA
750001	CPRM	-7.506	-50.044	Rio Maria		PA
750002	CPRM	-7.351	-50.408	Bannach (Rio Maria)*		PA
759000	CONSTRUFAM	-7.204	-59.893	Apuí (Novo Aripuanã)*		AM
770000	CONSTRUFAM	-7.428	-70.022	Envira		AM
848001	CPRM	-8.83	-48.817	Colméia (Guaraí)*		TO
849002	CPRM	-8.802	-49.555	Araguacema		TO
850000	CPRM	-8.043	-50	Redenção		PA
863005	ANA	-8.09	-63.669	Canutama (Humaitá)*		AM
867002	CONSTRUFAM	-8.25	-67.366	Pauini (Boca do Acre)*		AM
950000	CPRM	-9.27	-49.958	Caseara		TO
950001	CPRM	-9.227	-50.21	Santana do Araguaia		PA
950002	CPRM	-9.97	-49.993	Pium		TO
951000	CPRM	-10.018	-51.122	Vila Rica		MT
954001	CPRM	-9.818	-54.886	Guarantã do Norte		MT
956000	CPRM	-9.87	-56.102	Alta Floresta		MT
956001	CPRM	-9.643	-56.018	Alta Floresta		MT
957001	CPRM	-9.566	-57.394	Apiacás		MT
963001	CPRM	-9.26	-63.16	Itapuã do Oeste (Porto Velho)*		RO
1050000	CPRM	-11.219	-50.668	Luciara		MT
1050002	CPRM	-10.46	-50.5	Santa Terezinha (Fortaleza do Tabocão)*		TO
1051001	CPRM	-10.867	-51.63	Porto Alegre do Norte		MT
1052000	UFC	-10.807	-52.746	São José do Xingu		MT
1054000	CPRM	-10.746	-54.546	Marcelândia		MT
1055002	CPRM	-10.798	-55.448	Colíder		MT
1057001	CPRM	-9.941	-57.133	Nova Monte Verde		MT
1058002	CPRM	-9.856	-58.248	Cotriguaçu		MT
1058004	CPRM	-10.834	-58.803	Castanheira		MT
1061003	CPRM	-10.516	-62.001	Ouro Preto do Oeste		RO
1062001	CPRM	-10.445	-62.465	Jaru		RO
1062002	CPRM	-10.236	-62.627	Jaru		RO
1062003	CPRM	-11.003	-62.656	Mirante da Serra		RO
1062004	CPRM	-10.236	-62.345	Theobroma		RO
1063000	CPRM	-10.5	-63.646	Campo Novo de Rondônia (Ariquemes)*		RO
1149001	CPRM	-11.797	-49.525	Formoso do Araguaia		TO
1151000	CPRM	-11.674	-51.376	Alto Boa Vista		MT
1152001	ANA	-11.393	-52.235	São Félix do Araguaia		MT

cont.

cont.					
1155000	CPRM	-11.651	-55.702	Sinop	MT
1156001	CPRM	-11.691	-55.448	Sinop (Porto dos Gaúchos)*	MT
1157001	CPRM	-11.253	-57.506	Juara	MT
1160000	CPRM	-12.015	-60.855	Pimenta Bueno	RO
1161000	CPRM	-11.44	-61.483	Cacoal	RO
1249003	CPRM	-12.098	-49.947	Sandolândia	TO
1250000	CPRM	-12.82	-50.336	São Miguel do Araguaia	GO
1250001	CPRM	-12.29	-50.965	Novo Santo Antônio	MT
1251000	UFC	-12.164	-51.696	Bom Jesus do Araguaia	MT
1251001	UFC	-12.939	-51.826	Ribeirão Cascalheira	MT
1255001	CPRM	-12.675	-55.793	Sorriso	MT
1255002	UFC	-12.517	-54.912	Feliz Natal	MT
1350000	CPRM	-13.689	-50.796	Nova Crixás	GO
1351000	CPRM	-14.08	-51.69	Cocalinho	MT
1352000	UFC	-13.883	-52.412	Água Boa	MT
1352001	UFC	-13.49	-52.45	Canarana	MT
1353001	UFC	-13.841	-53.241	Campinápolis	MT
1354000	UFC	-13.448	-54.281	Paranatinga	MT
1357000	CPRM	-13.066	-57.113	Nova Maringá	MT
1359001	CPRM	-13.778	-59.767	Comodoro	MT
1360000	CPRM	-13.114	-60.548	Colorado do Oeste	RO
1360001	CPRM	-13.196	-60.823	Cerejeiras	RO
1360002	CPRM	-13.479	-61.046	Pimenteiras do Oeste	RO
1450001	CPRM	-14.741	-50.577	Mozarlândia	GO
1451000	CPRM	-14.927	-51.082	Aruanã	GO
1452000	CPRM	-14.7	-52.35	Nova Xavantina	MT
1452004	UFC	-14.076	-52.15	Água Boa	MT
1457000	CPRM	-14.85	-57.767	Tangará da Serra	MT
1459003	CPRM	-14.469	-59.593	Nova Lacerda	MT
1551000	CPRM	-15.246	-51.163	Britânia	GO
1552001	CPRM	-15.711	-52.754	General Carneiro	MT
1558005	CPRM	-15.853	-58.465	Porto Esperidião	MT
1559000	CPRM	-15.224	-59.35	Pontes e Lacerda	MT
1559006	CPRM	-15.008	-59.949	Vila Bela S. Trindade	MT
1563000	BOLÍVIA	-15.7	-63.1	Ascención de Guarayos	Bolívia
1660000	BOLÍVIA	-16.36	-60.95	San Ignacio de Velasco	Bolívia
1662000	BOLÍVIA	-16.25	-62.1	Concepción	Bolívia
1749000	CPRM	-17.338	-49.93	Edéia	GO
1749002	CPRM	-17.809	-49.626	Joviânia	GO
1750004	CPRM	-17.325	-50.681	Paraúna	GO
1751002	CPRM	-17.695	-51.897	Jataí	GO
1751004	CPRM	-17.364	-51.076	Montividiu	GO
1752002	CPRM	-17.688	-52.893	Mineiros	GO
1752003	CPRM	-17.579	-52.601	Mineiros	GO
1752006	CPRM	-17.718	-52.17	Jataí	GO
1849002	CPRM	-18.691	-49.948	Ipiacaú	MG

cont.

cont.					
1849016	CPRM	-18.339	-49.611	Itumbiara	GO
1850001	CPRM	-18.104	-50.031	Goiatuba	GO
1850002	CPRM	-18.501	-50.521	Quirinópolis	GO
1850003	CPRM	-17.979	-50.337	Maurilândia	GO
1851000	CPRM	-18.9	-50.85	Cachoeira Alta	GO
1851001	CPRM	-18.517	-52.092	Aporé	GO
1851002	CPRM	-18.764	-51.347	Itarumã	GO
1851005	CPRM	-18.304	-51.962	Serranópolis	GO
1852001	CPRM	-18.406	-52.526	Chapadão do Céu	GO
1951000	CPRM	-19.1	-51.14	Itajá	GO
OMM 82113	INMET	-0.96	-62.91	Barcelos	AM
OMM 82212	INMET	-2.53	-66.16	Fonte Boa	AM
OMM 82317	INMET	-3.83	-64.7	Tefé	AM
OMM 82331	INMET	-3.1	-60.01	Manaus	AM
OMM 82336	INMET	-3.13	-58.43	Itacoatiara	AM
OMM 82361	INMET	-3.76	-49.66	Tucuruí	PA
OMM 82376	INMET	-3.26	-45.65	Zé Doca	MA
OMM 82425	INMET	-4.08	-63.13	Coari	AM
OMM 82460	INMET	-4.243	-44.795	Bacabal	MA
OMM 82533	INMET	-5.81	-61.3	Manicoré	AM
OMM 82562	INMET	-5.36	-49.13	Marabá	PA
OMM 82610	INMET	-6.66	-69.86	Eirunepé	AM
OMM 82659	INMET	-7.103	-48.2	Araguaína	TO
OMM 82723	INMET	-7.25	-64.83	Lábrea	AM
OMM 82861	INMET	-8.26	-49.26	Conceição do Araguaia	PA
OMM 83264	INMET	-12.2	-56.5	Itanhangá	MT
OMM 83267	INMET	-13.43	-56.71	São José do Rio Claro	MT
OMM 83270	INMET	-13.47	-52.27	Canarana	MT
OMM 83309	INMET	-14.4	-56.45	Diamantino	MT
OMM 83470	INMET	-17.8	-50.91	Rio Verde	GO
OMM 83514	INMET	-18.683	-49.566	Capinópolis	MG
OMM 83521	INMET	-18.95	-49.52	Ituiutaba	MG
OMM 83522	INMET	-17.71	-48.16	Ipameri	GO
OMM 83526	INMET	-18.18	-47.95	Catalão	GO
OMM 83574	INMET	-20.03	-48.93	Frutal	MG
OMM 83577	INMET	-19.73	-47.95	Uberaba	MG
OMM 83579	INMET	-19.6	-46.94	Araxá	MG

***Conflito de informações:** o nome do município cadastrado na plataforma da ANA (entre parênteses) está em desconformidade com as coordenadas geográficas informadas. No entanto, após uma minuciosa checagem da localização das estações no mapa disponível em >http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/mapa_hidroweb.jsf< optamos por citar, ao longo da tese, o nome do município que realmente corresponde às coordenadas geográficas.

Apêndice 2. Descrição do modelo Holt Winters multiplicativo.

Definimos por $\{X_t: t \in \mathbb{R}\}$ a série temporal e a , b e S seus respectivos componentes: nível, tendência e sazonalidade.

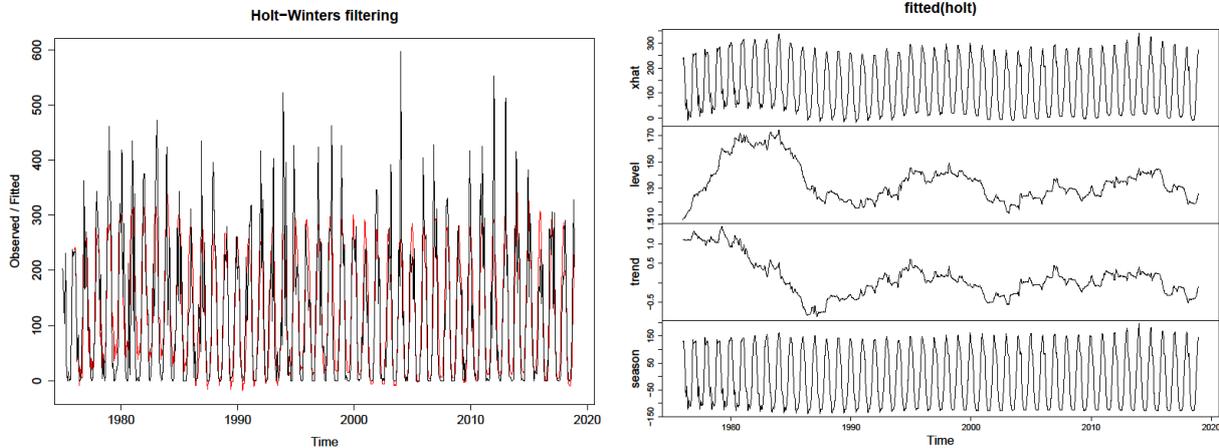
$$X_t = a_t * b_t * S_t, \quad 1 < t < n$$

$$\left. \begin{aligned} a_t &= \alpha \frac{X_t}{S_{t-s}} + (1 - \alpha)[a(t-1) + b(t-1)], & 0 < \alpha < 1 \\ b_t &= \beta[\alpha(t_0 - a(t-1))] + (1 - \beta)b(t-1), & 0 < \beta < 1 \\ S_t &= \gamma \frac{X_t}{a_t} + (1 - \gamma)S_{t-s}, & 0 < \gamma < 1 \end{aligned} \right\}$$

Onde a_t e b_t representam as equações de atualização do nível e do declive, respectivamente, S_t o índice sazonal e α , β e γ são as constantes de alisamento. A função de previsão a n passos assume a expressão:

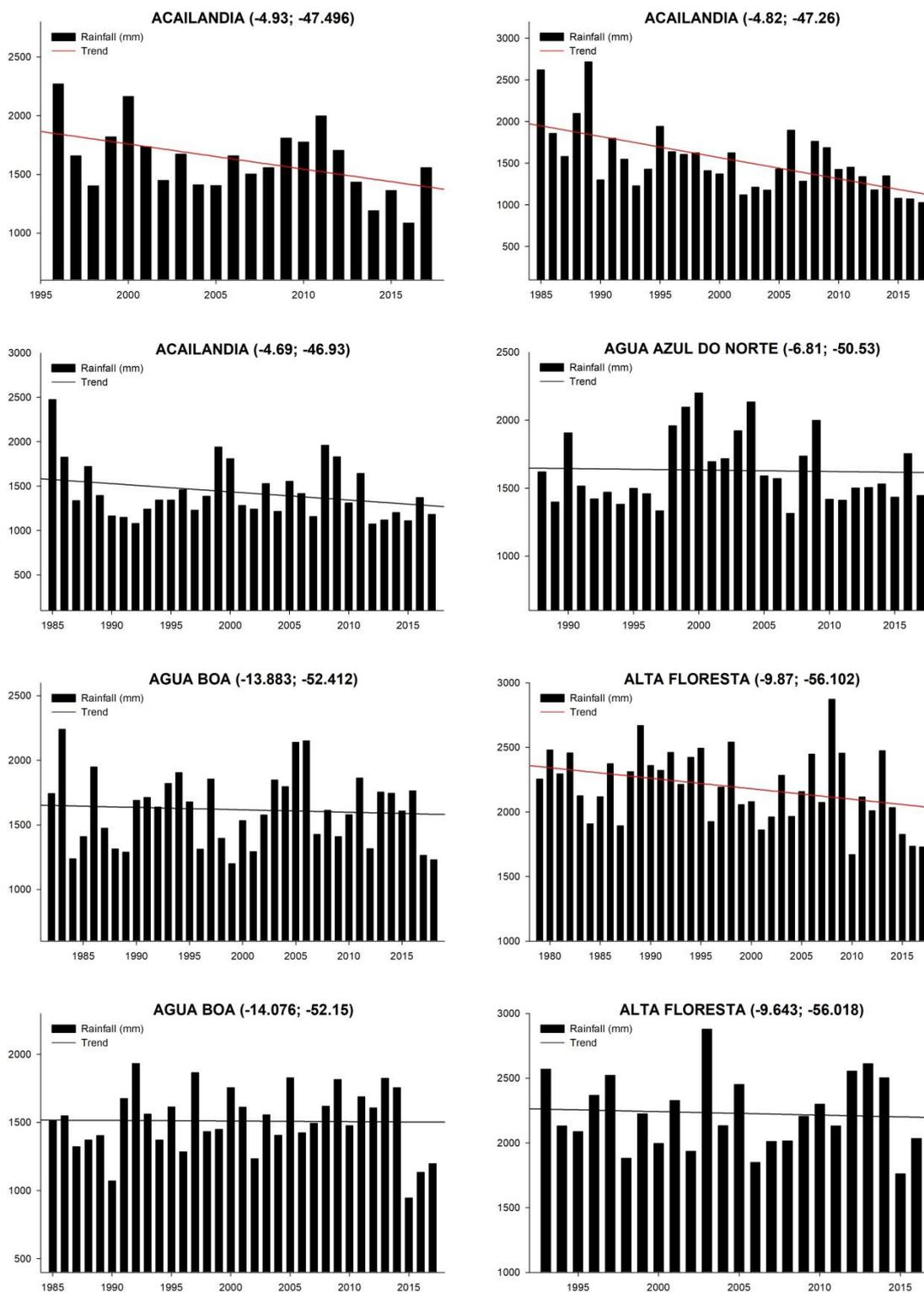
$$X_{T+n} = [\hat{a}(T) + \hat{b}(T)n]S_{t-s}, \quad n = 1, 2, 3 \dots$$

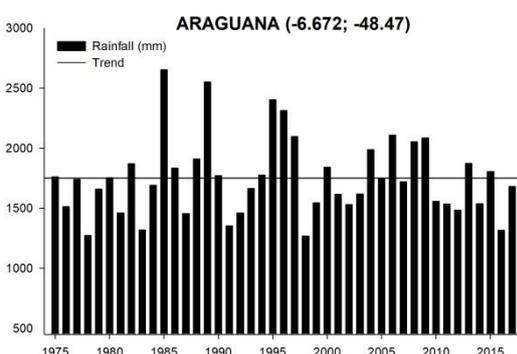
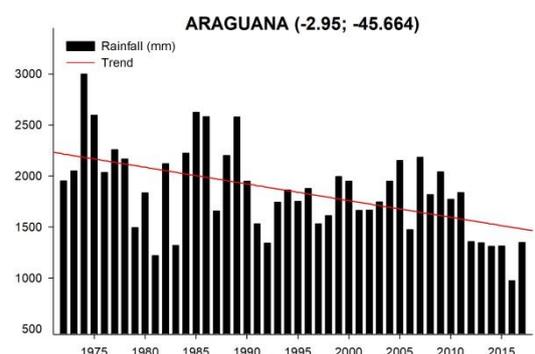
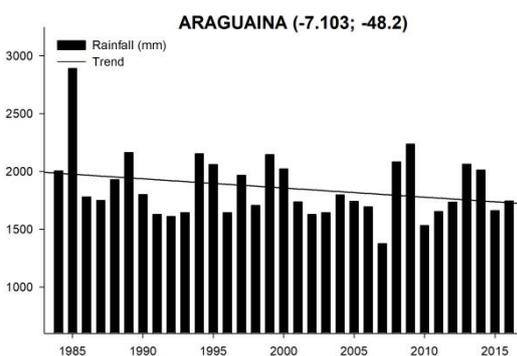
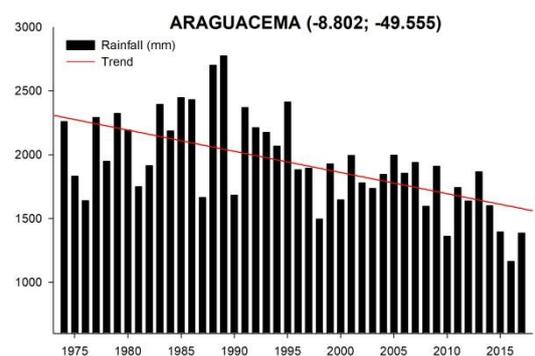
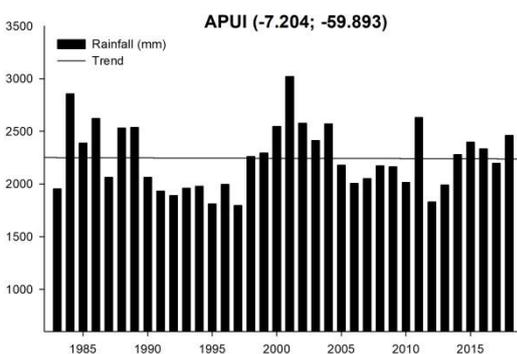
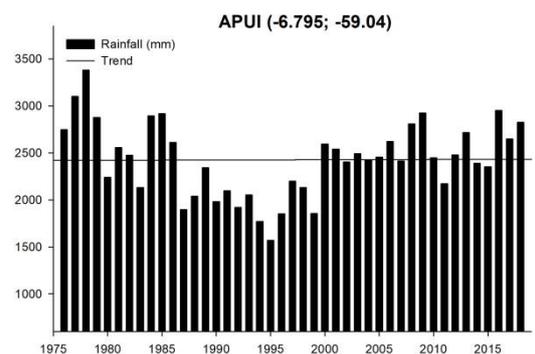
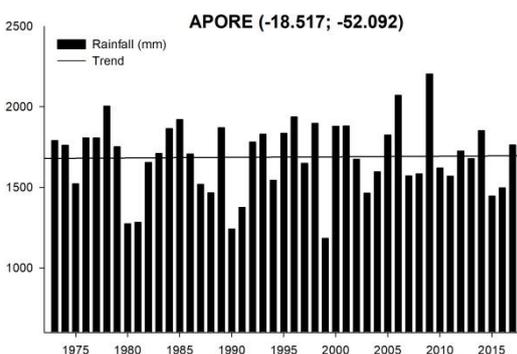
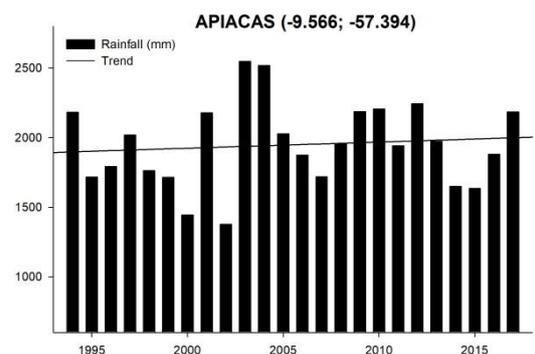
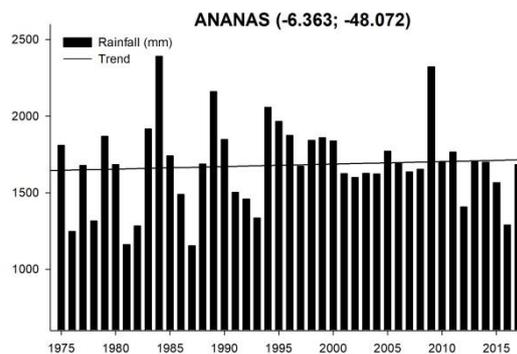
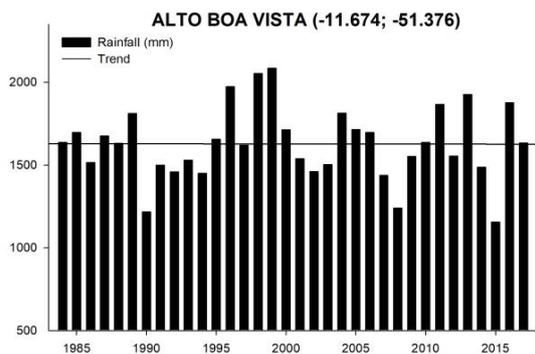
Sendo assim, no que diz respeito ao componente de tendência, ele continua possuindo uma formulação aditiva. Portanto, este modelo é capaz de incorporar tanto a tendência linear quanto o efeito sazonal.

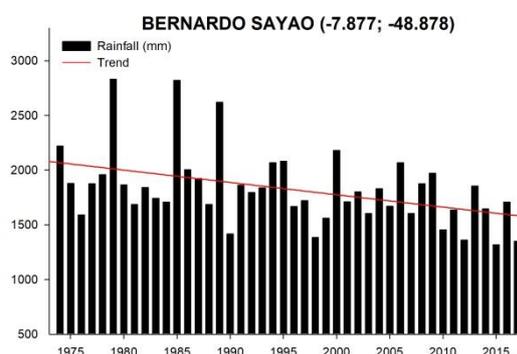
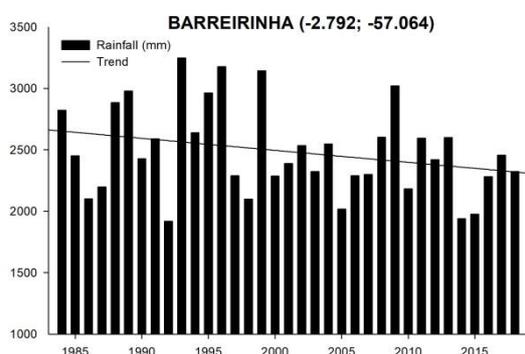
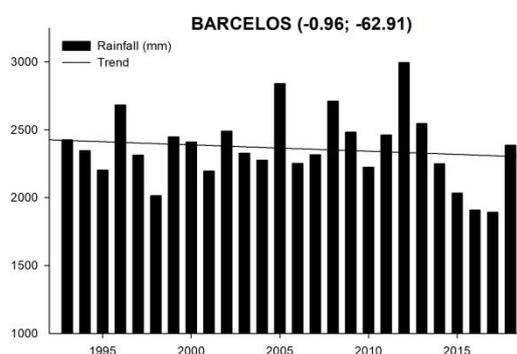
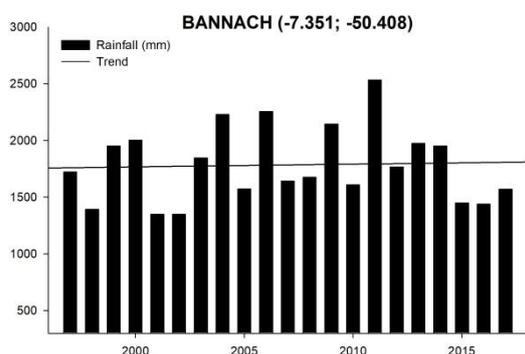
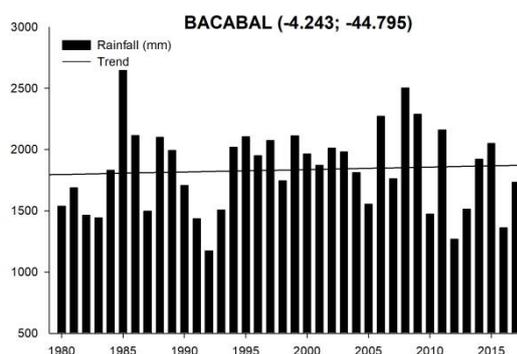
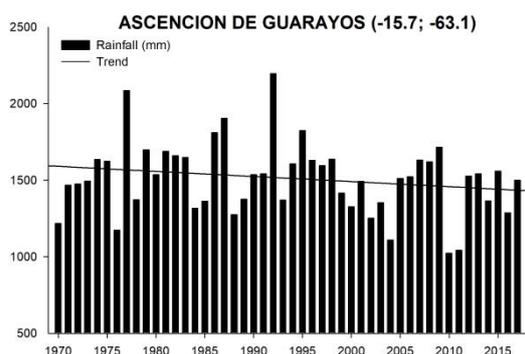
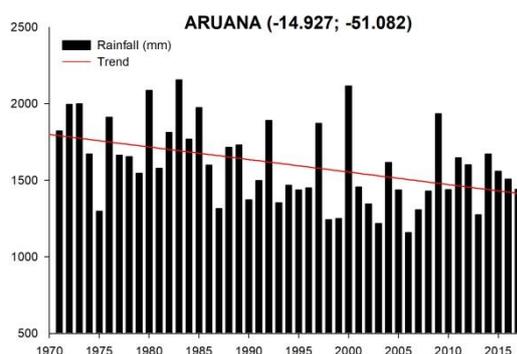
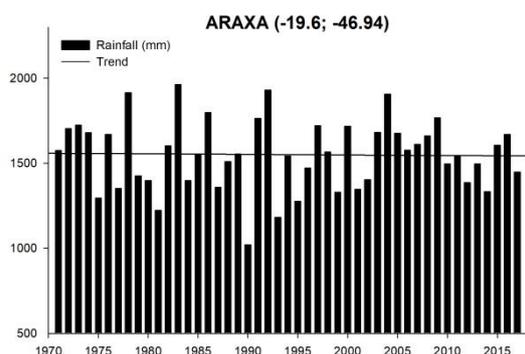
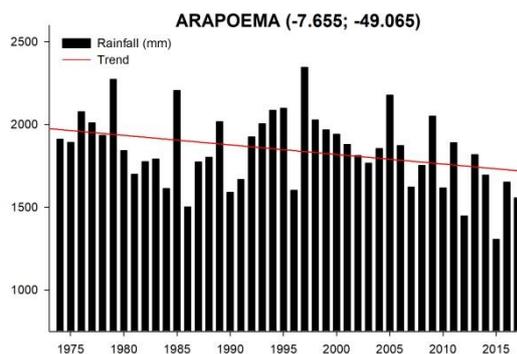
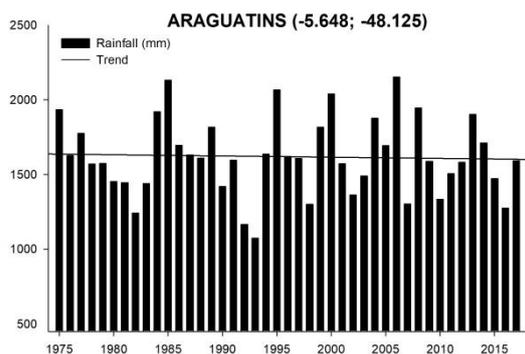


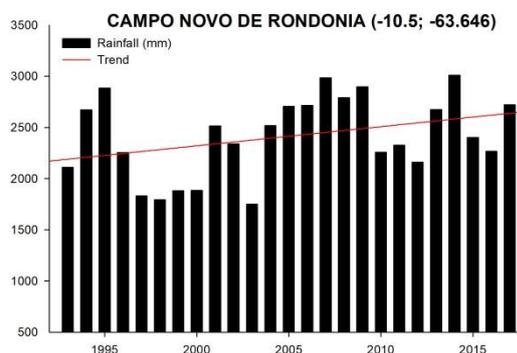
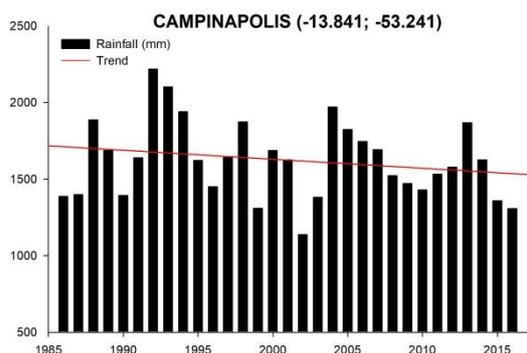
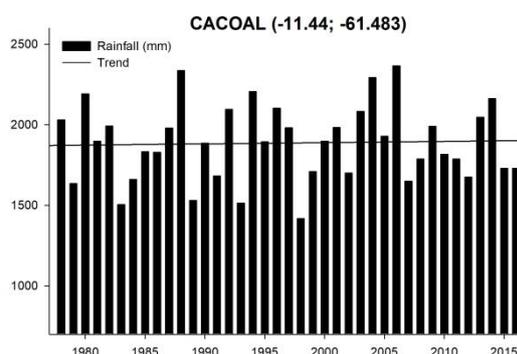
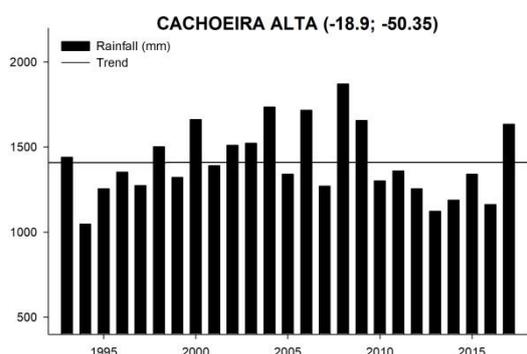
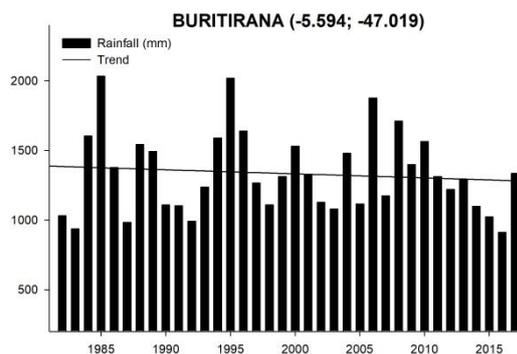
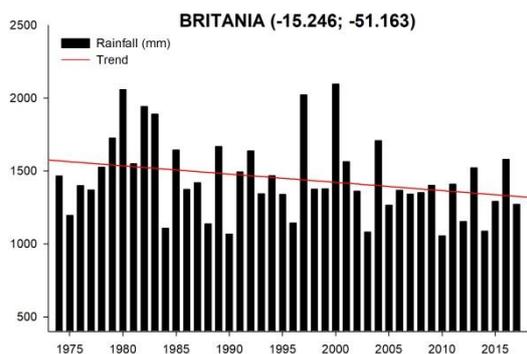
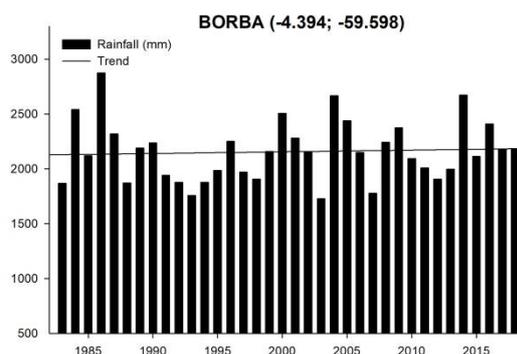
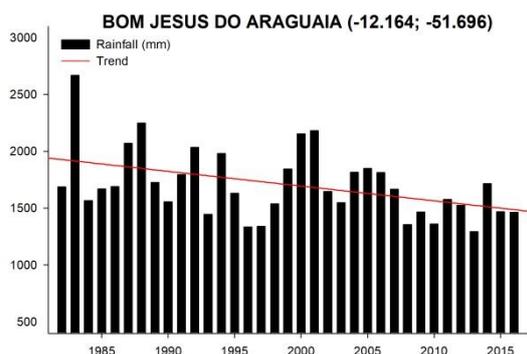
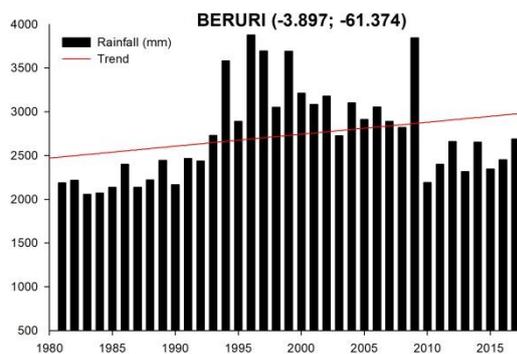
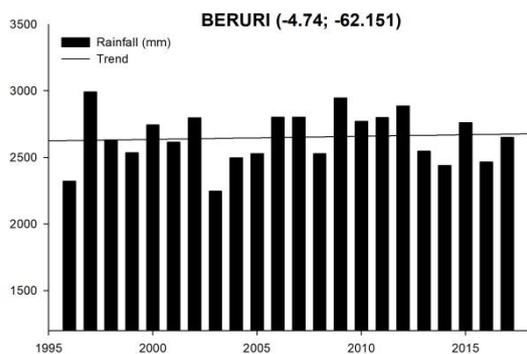
Representação gráfica dos processos de suavização (à esquerda) e decomposição (à direita) de uma série temporal pelo método Holt-Winters. Exemplo gerado a partir dos dados da estação 1452000 (Nova Xavantina-MT).

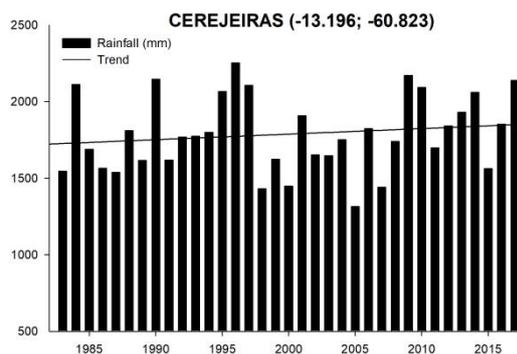
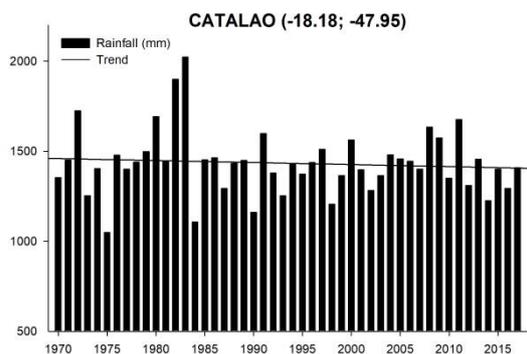
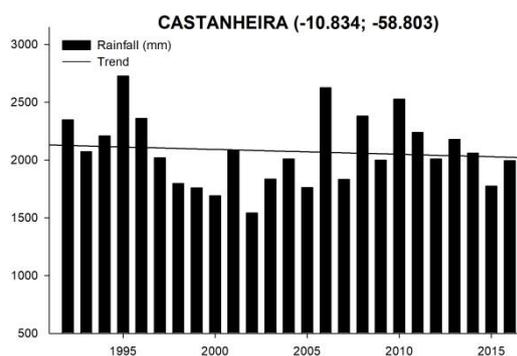
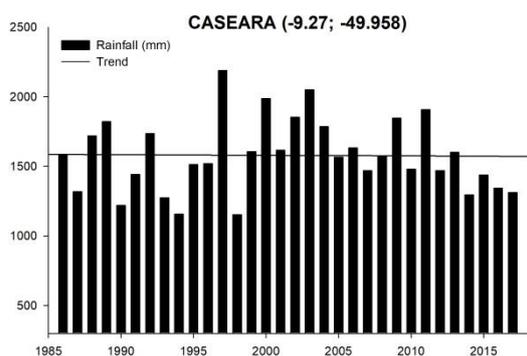
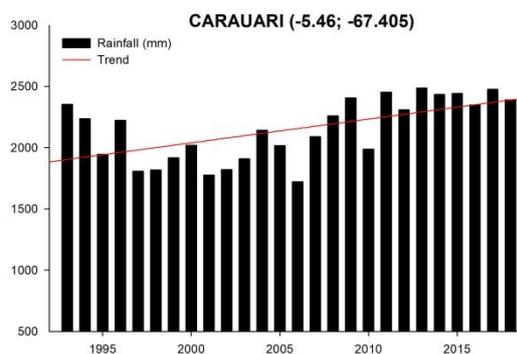
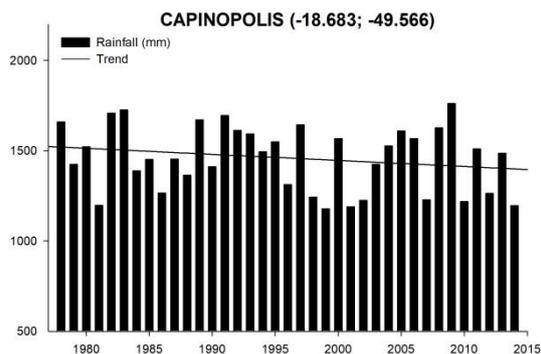
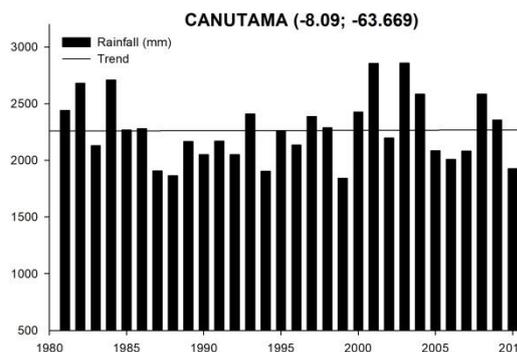
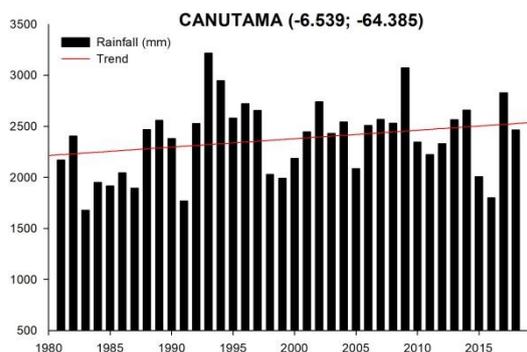
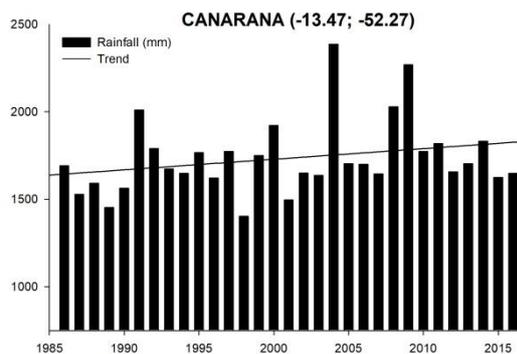
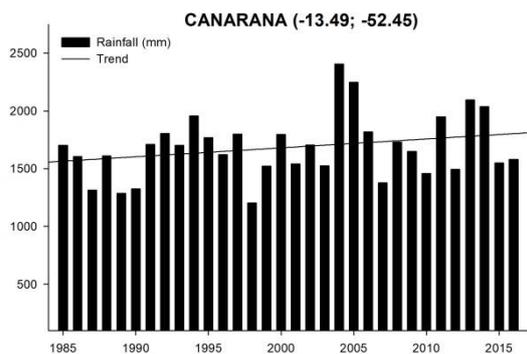
Apêndice 3. Distribuições anuais de precipitação pluviométrica para cada município. As linhas vermelhas indicam as tendências históricas que apresentaram significância estatística pelos testes de Mann-Kendall e/ou Cox & Stuart.

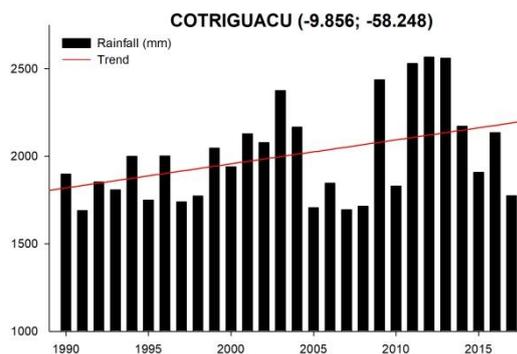
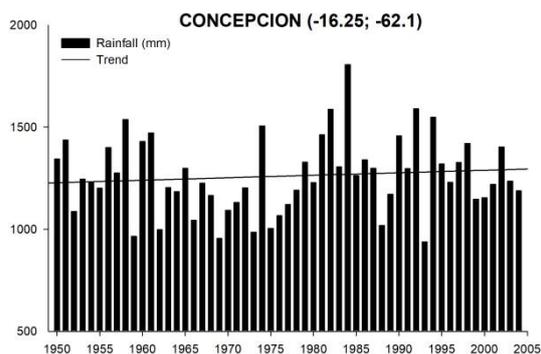
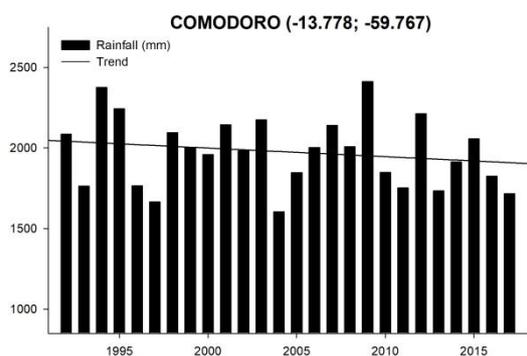
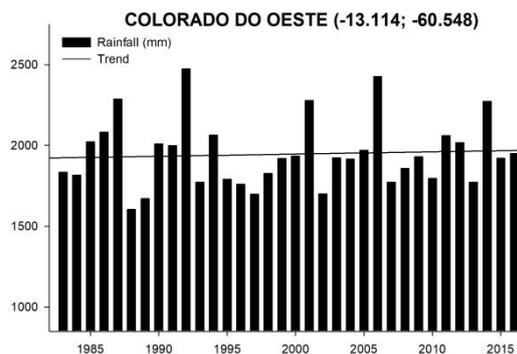
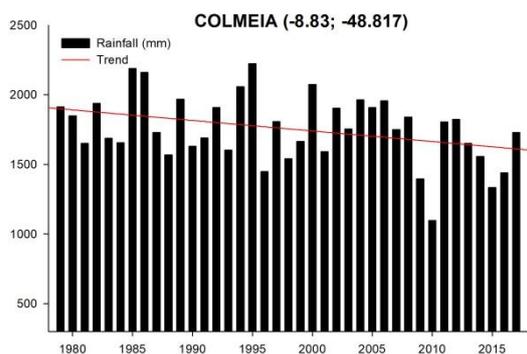
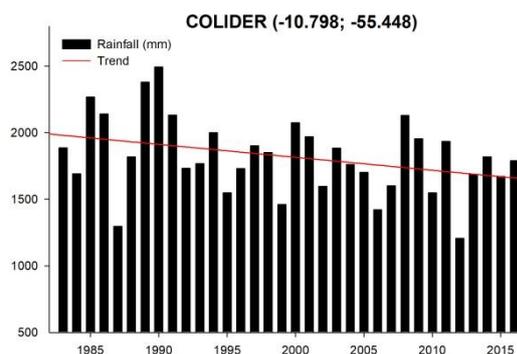
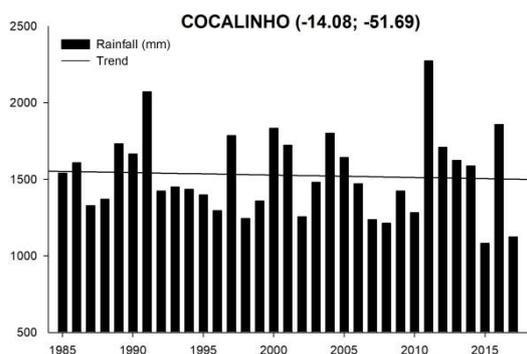
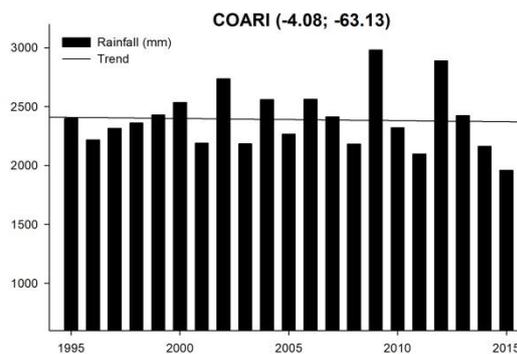
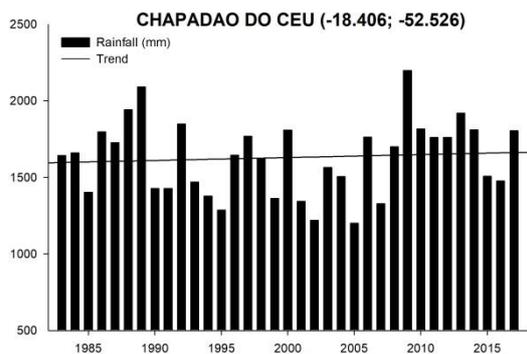


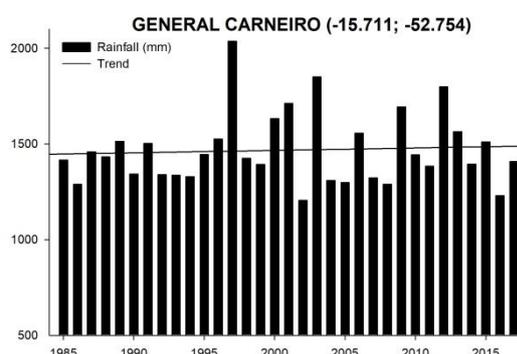
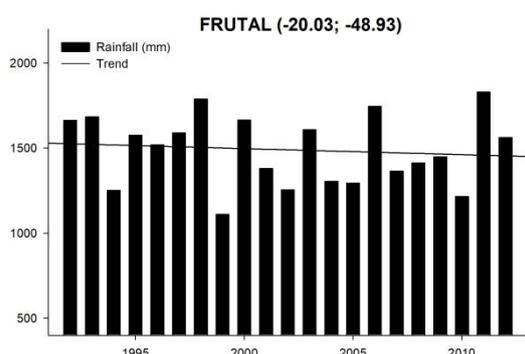
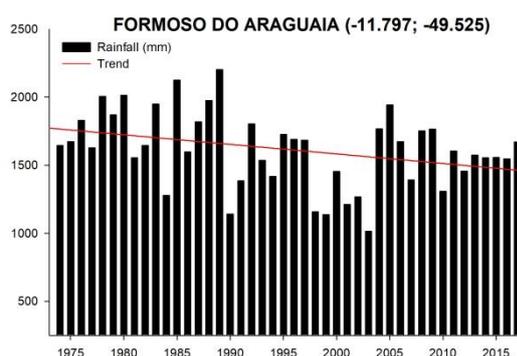
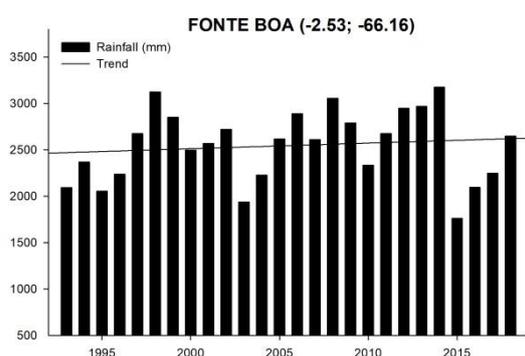
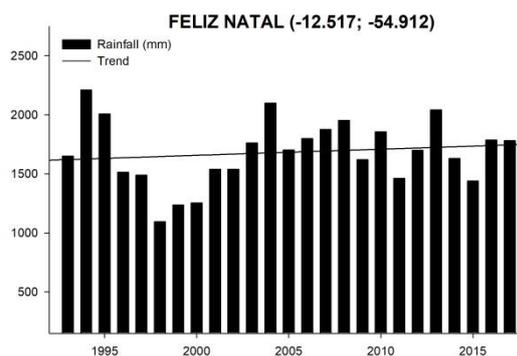
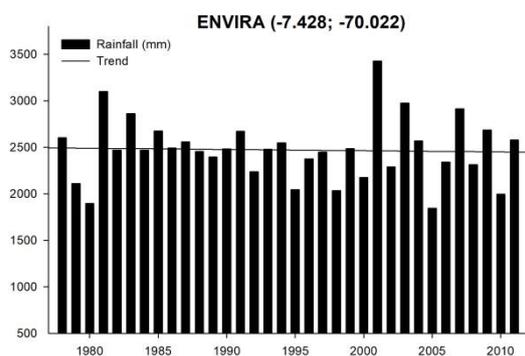
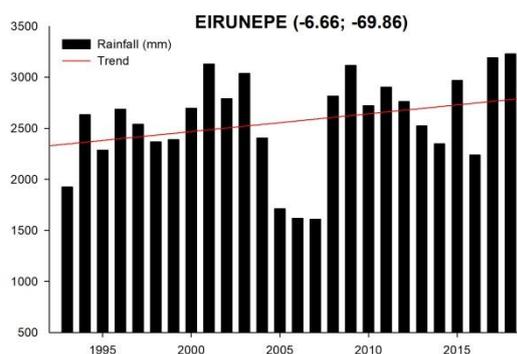
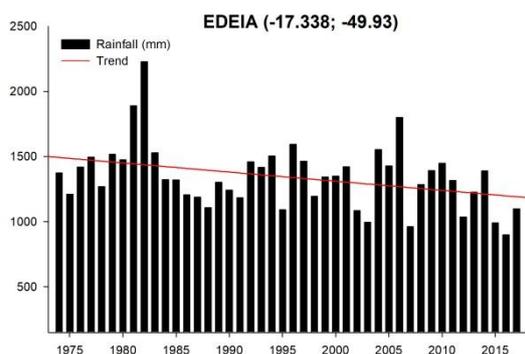
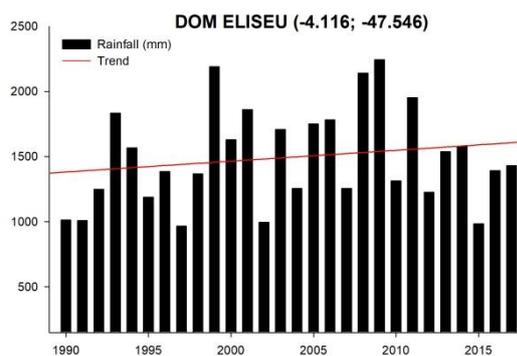
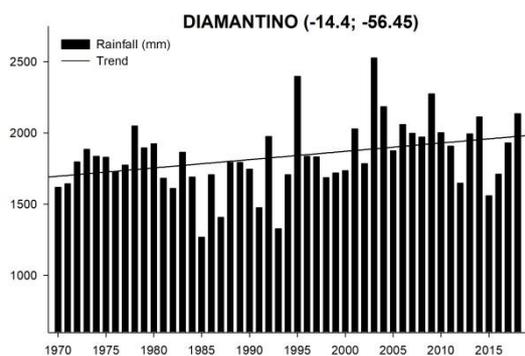


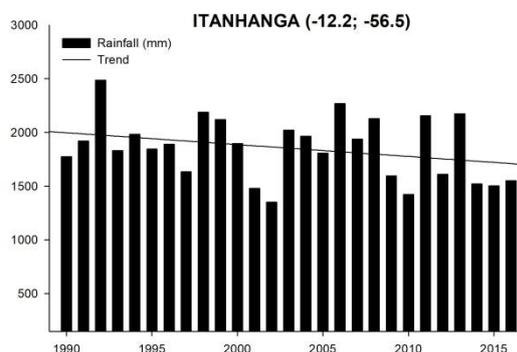
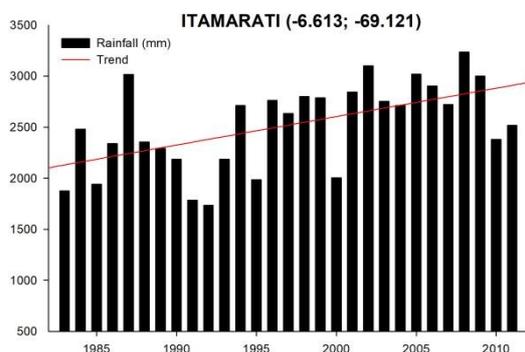
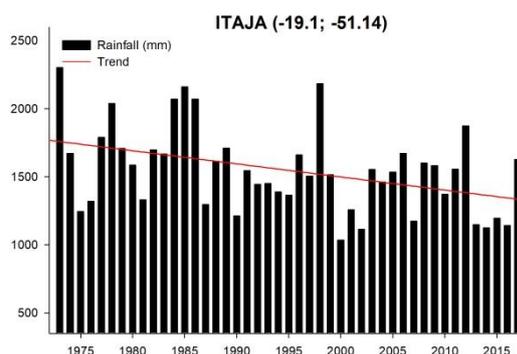
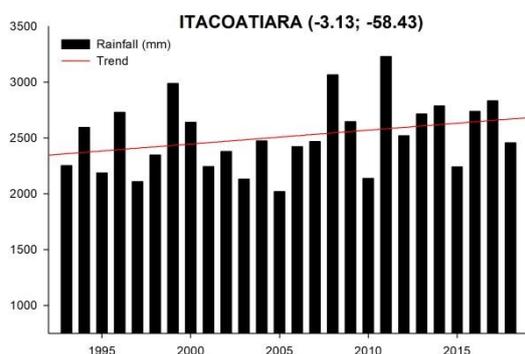
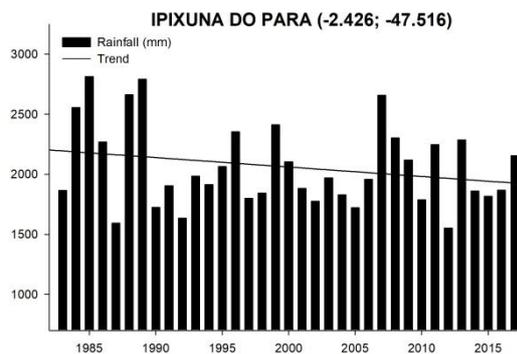
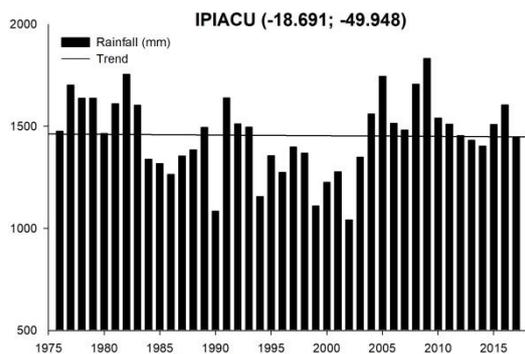
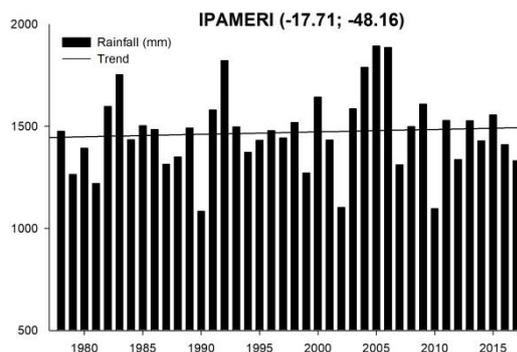
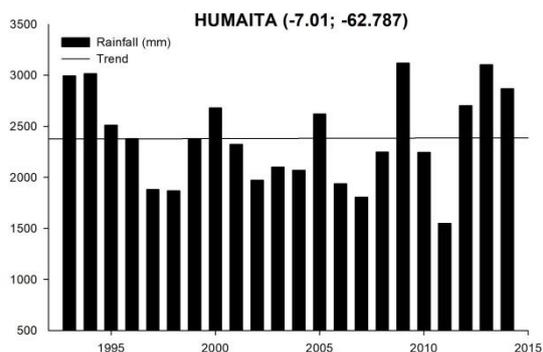
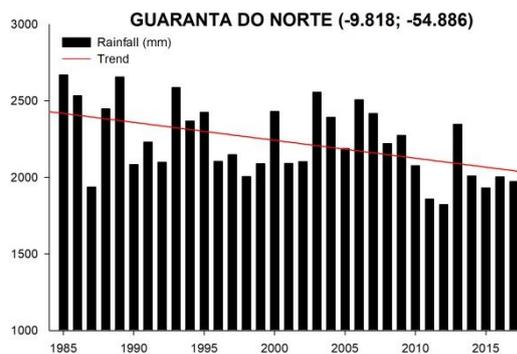
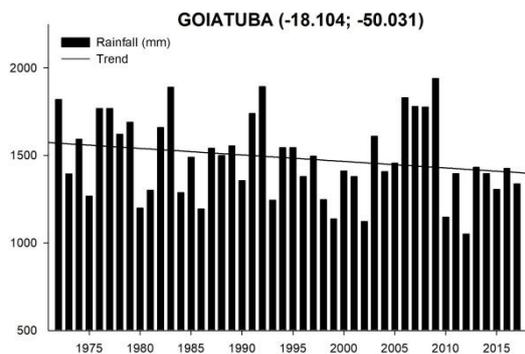


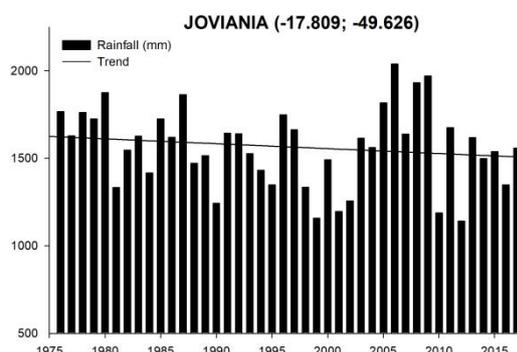
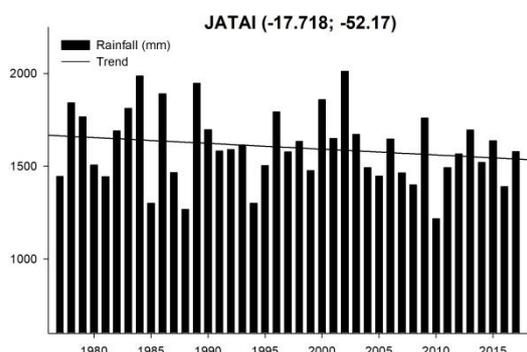
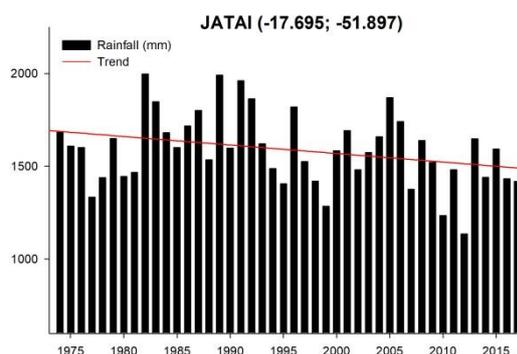
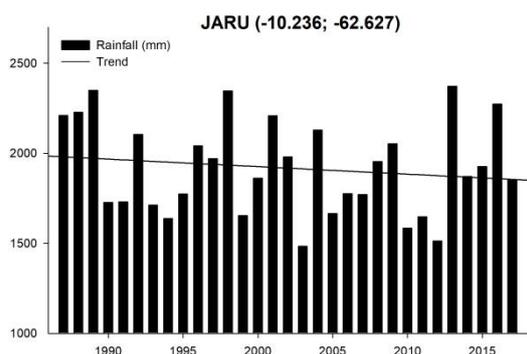
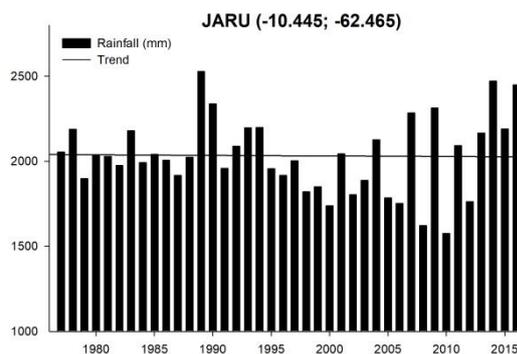
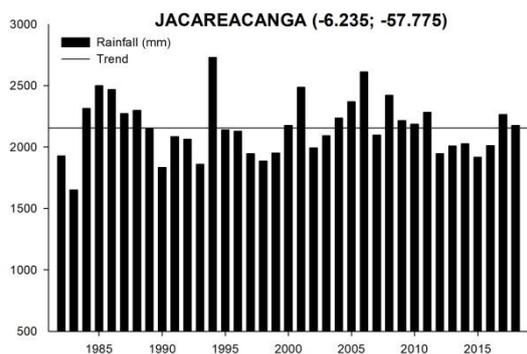
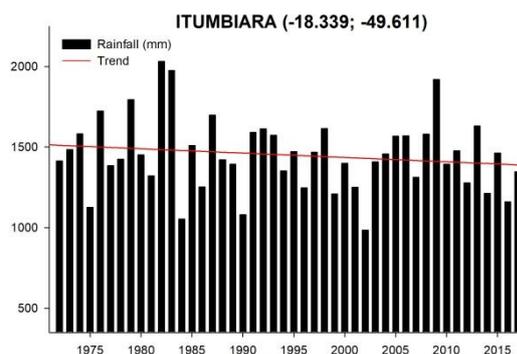
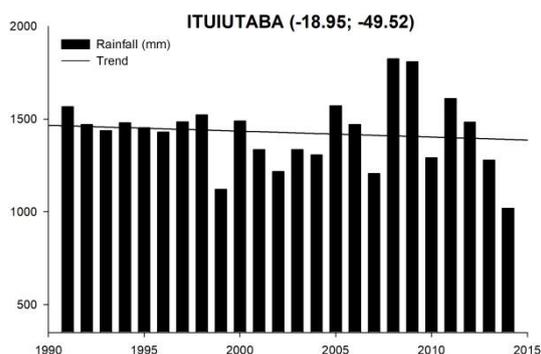
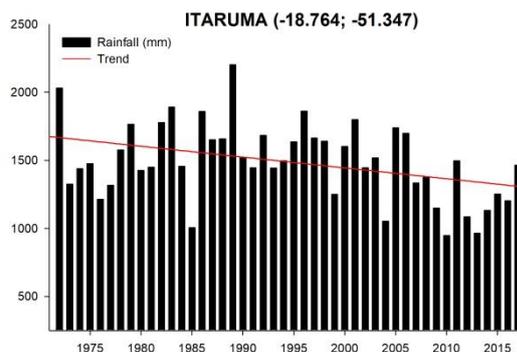
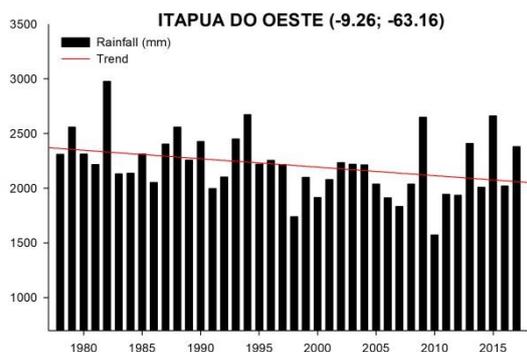


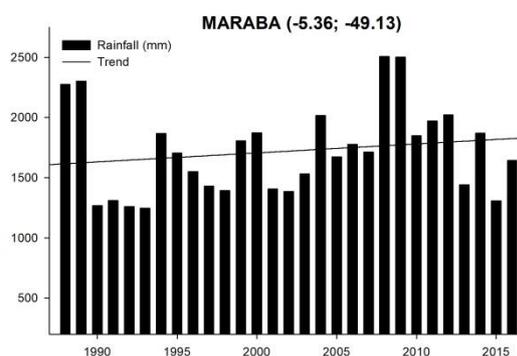
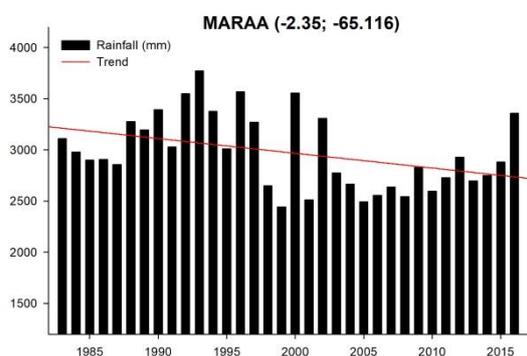
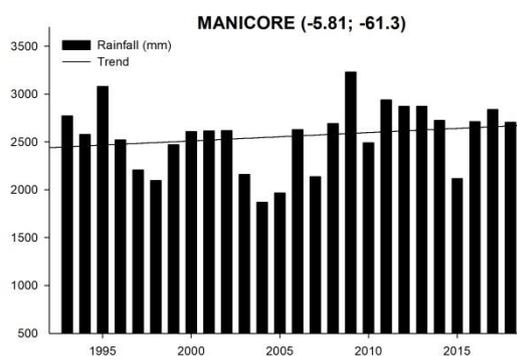
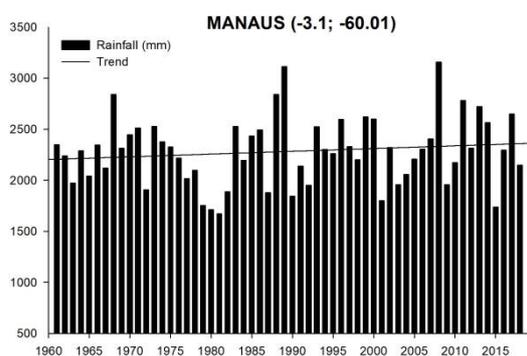
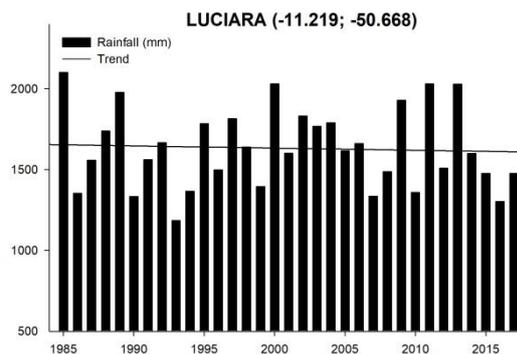
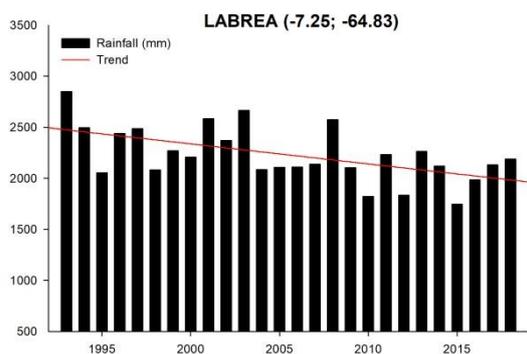
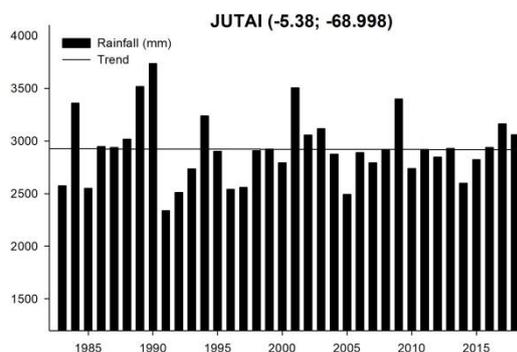
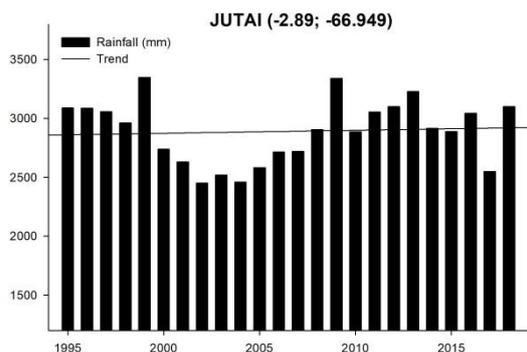
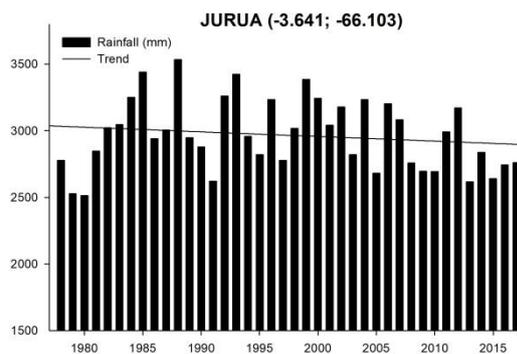
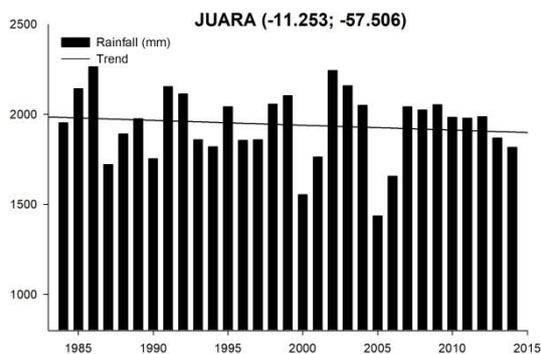


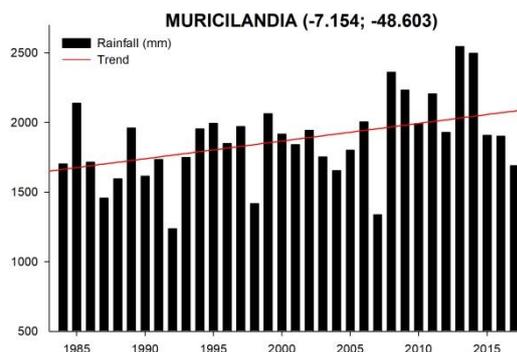
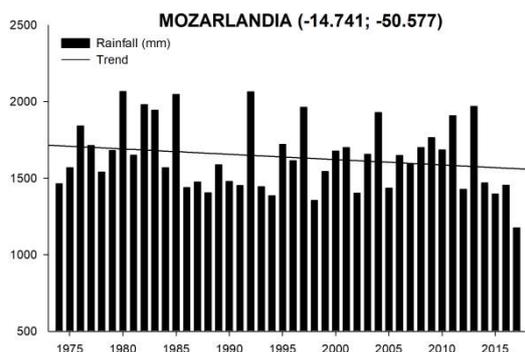
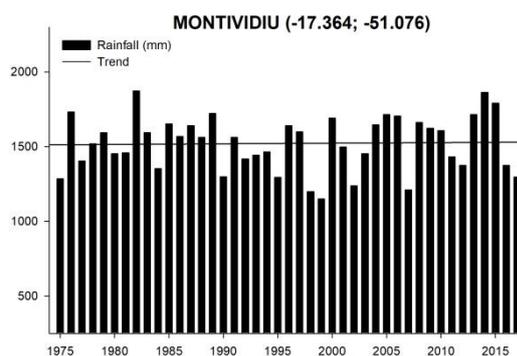
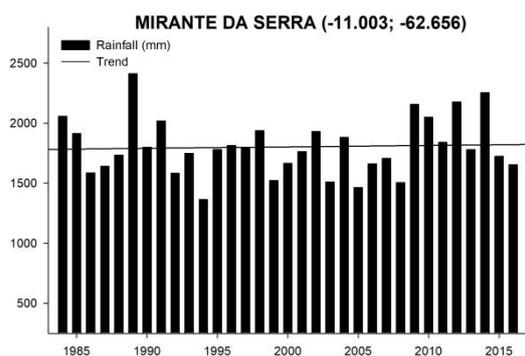
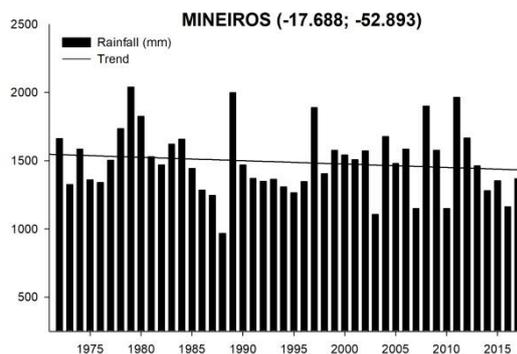
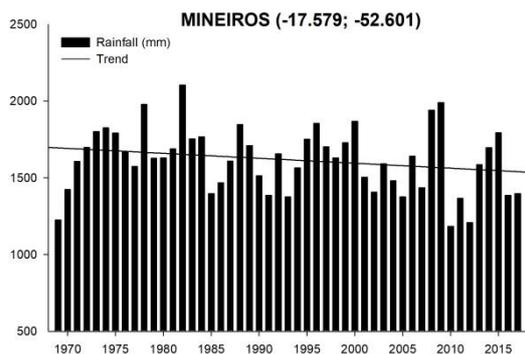
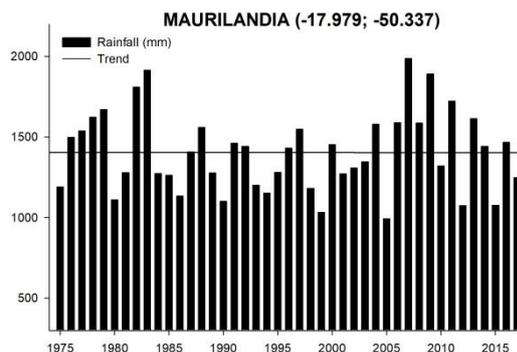
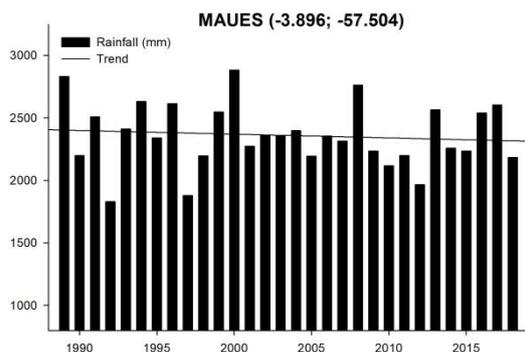
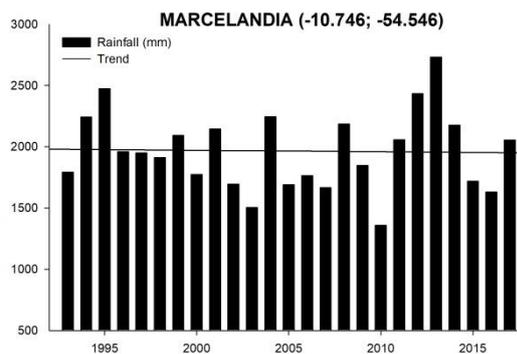
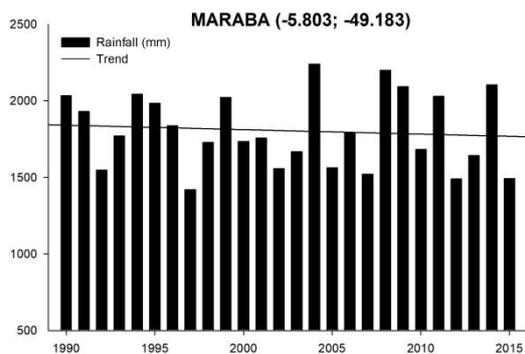


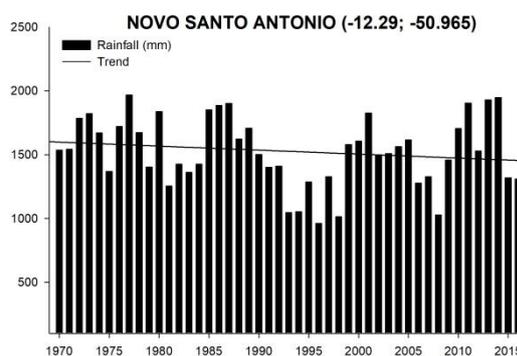
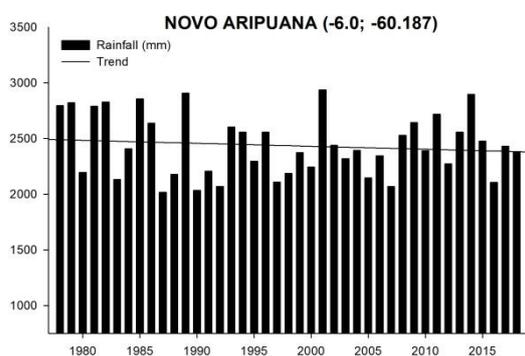
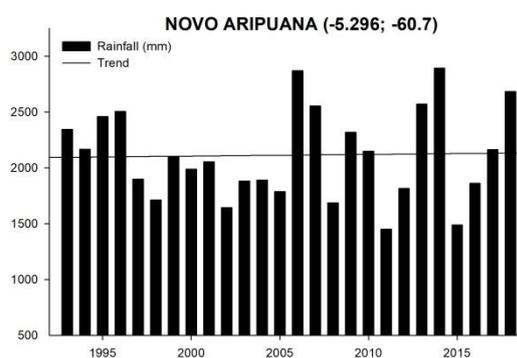
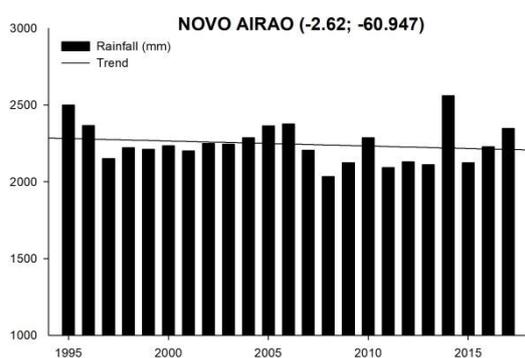
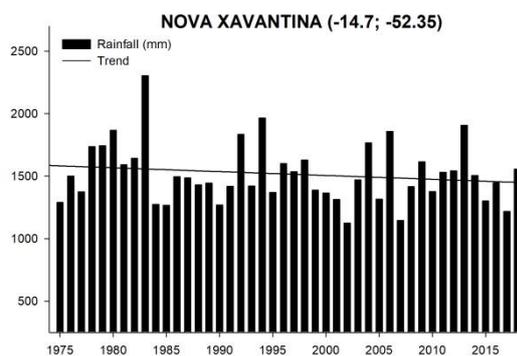
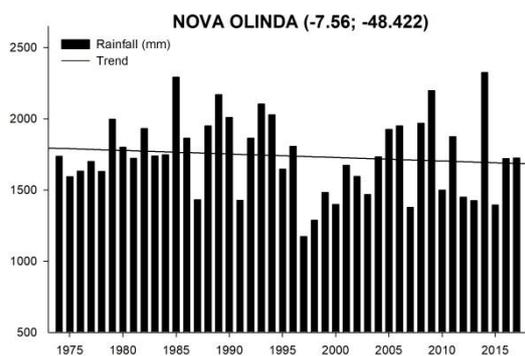
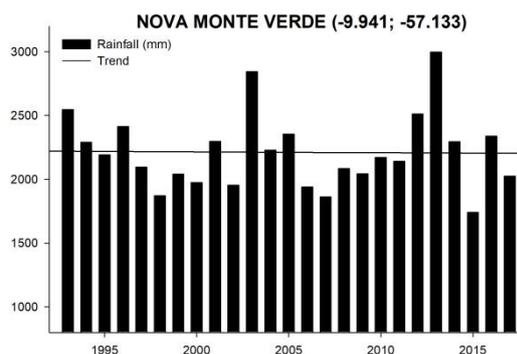
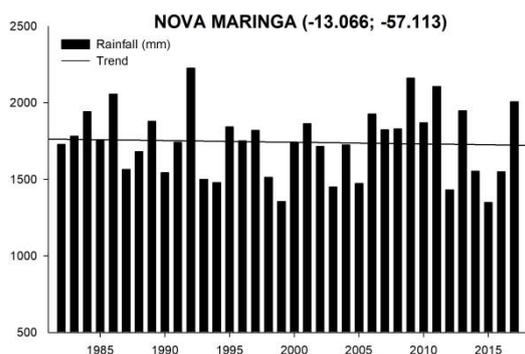
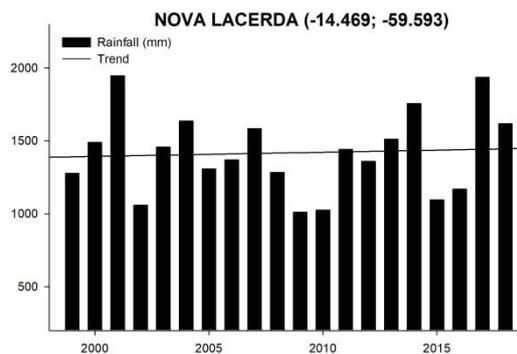
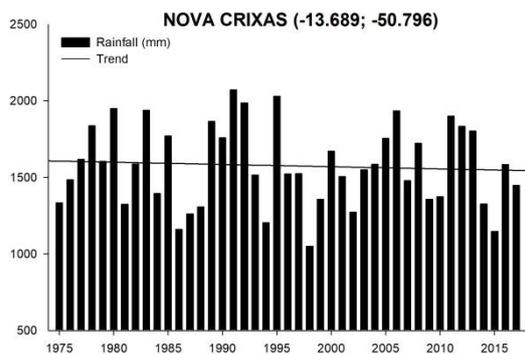


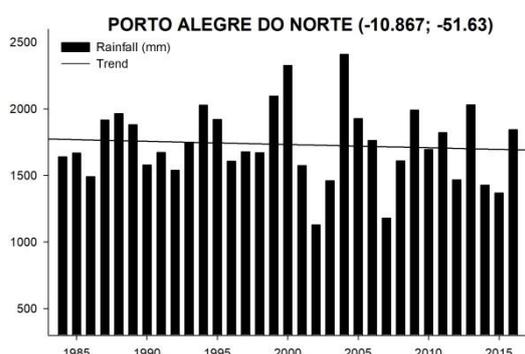
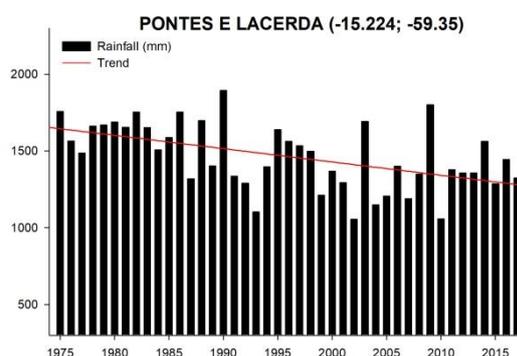
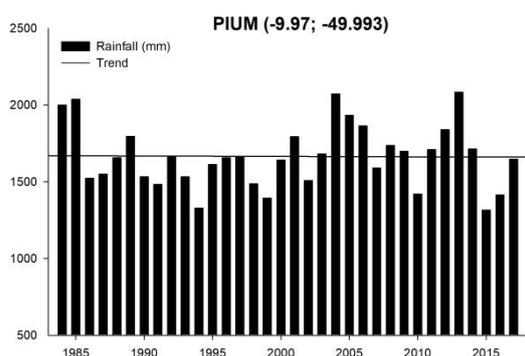
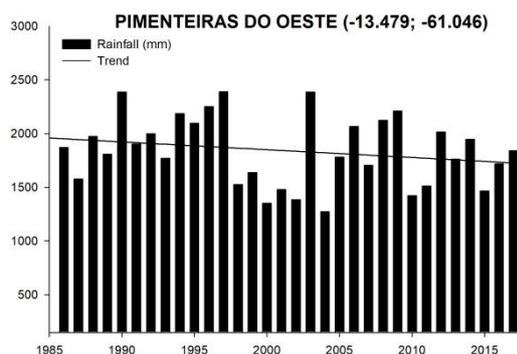
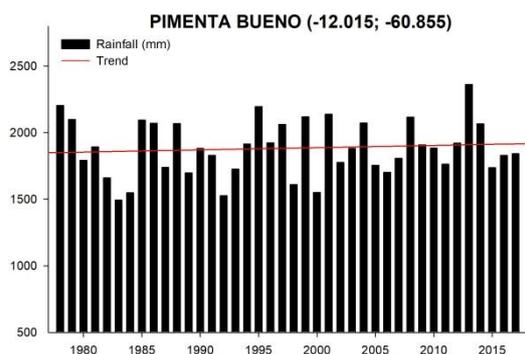
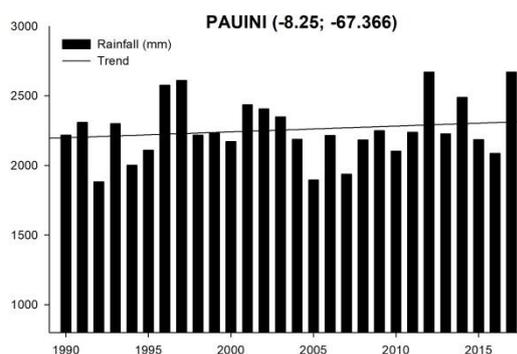
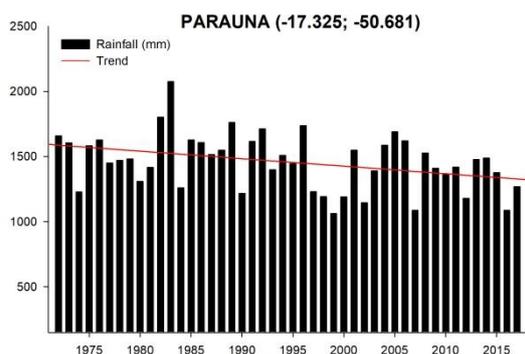
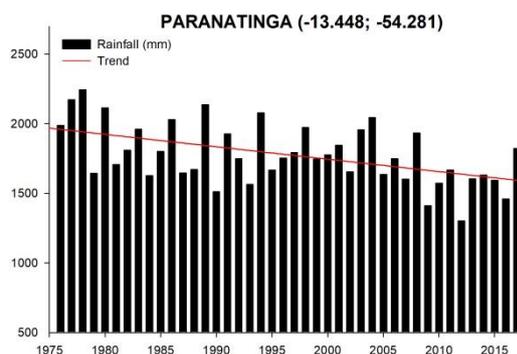


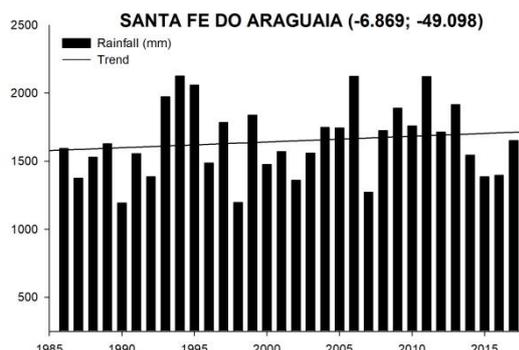
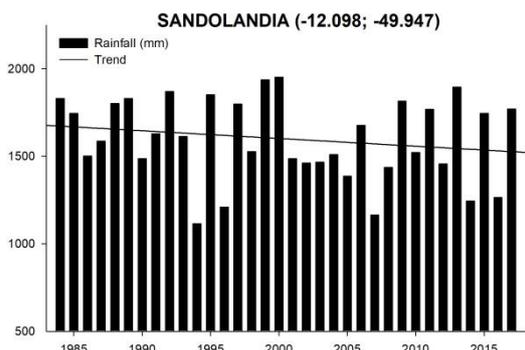
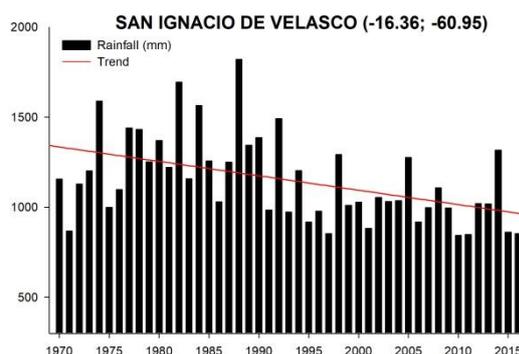
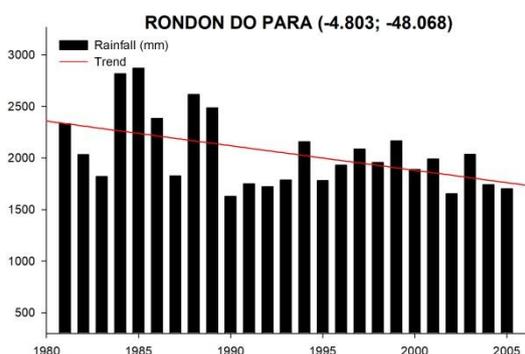
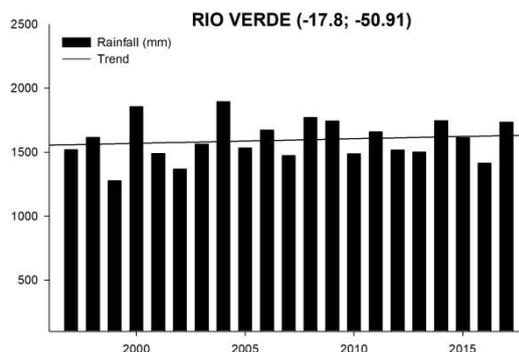
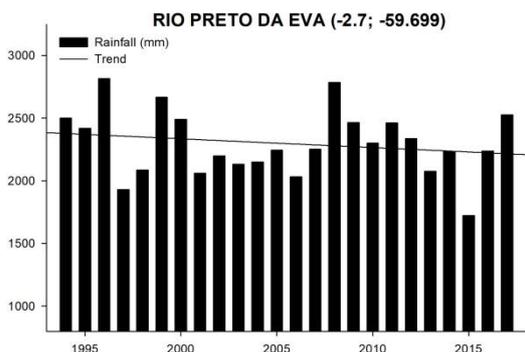
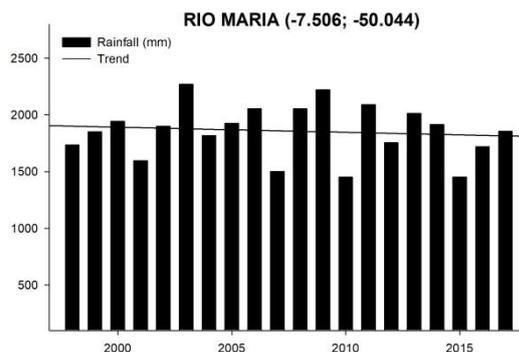
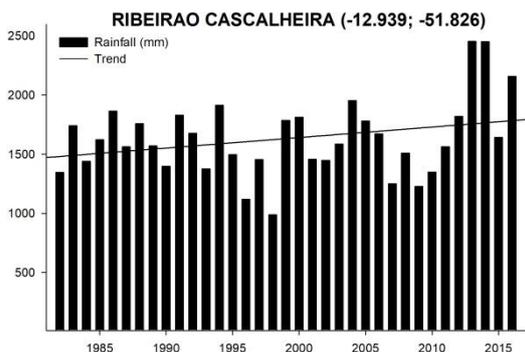
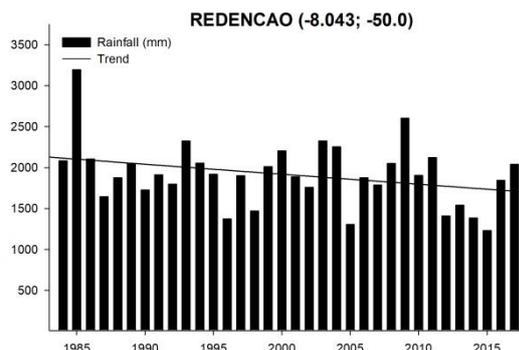
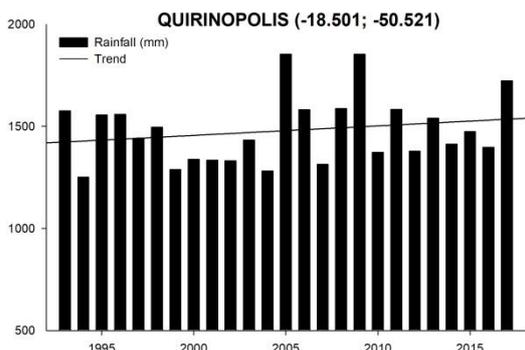


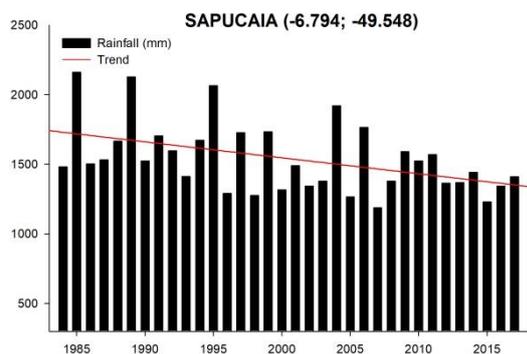
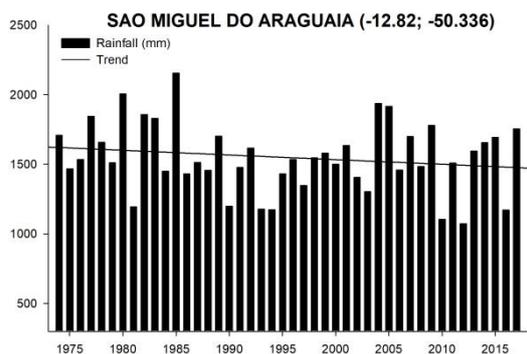
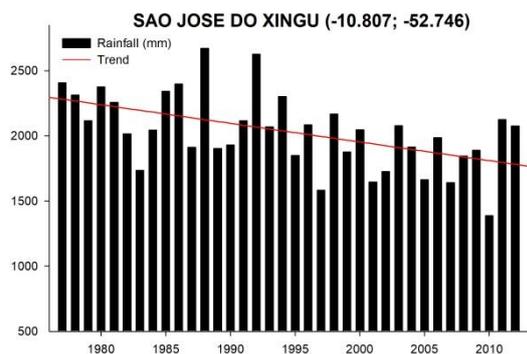
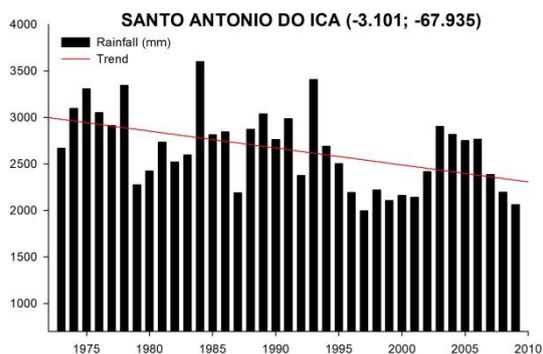
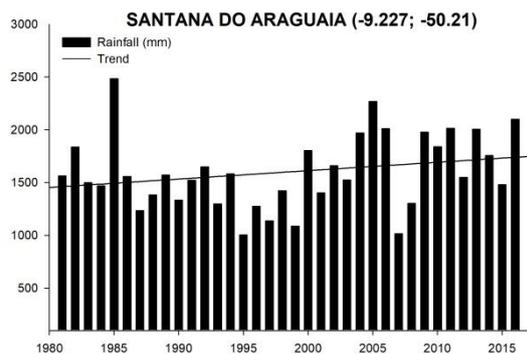
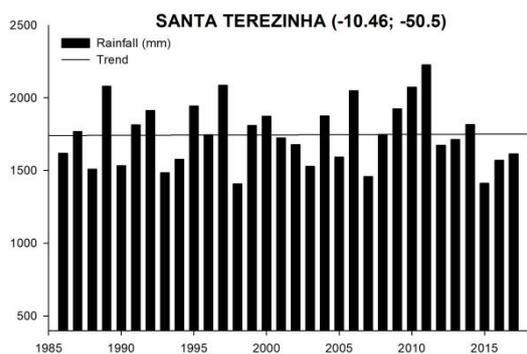
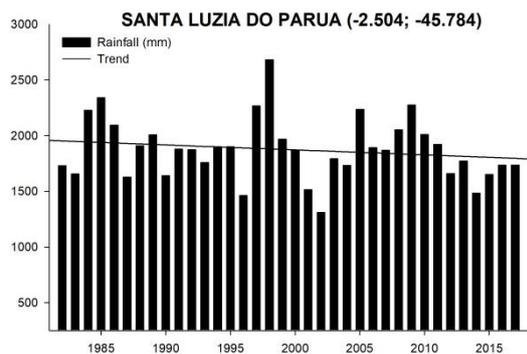
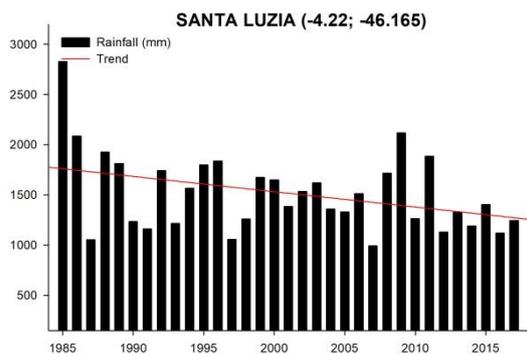


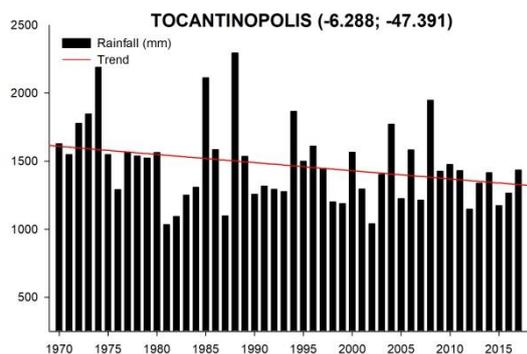
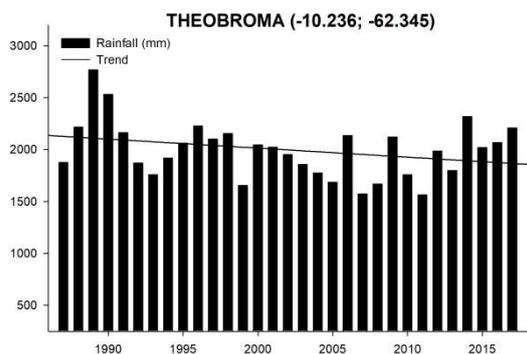
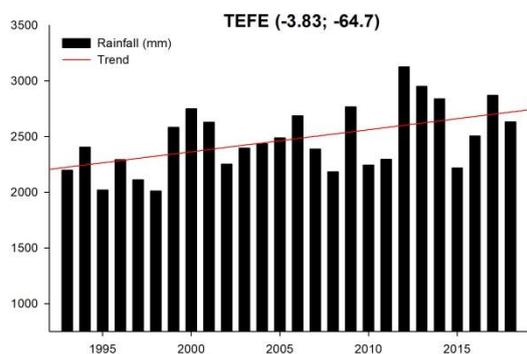
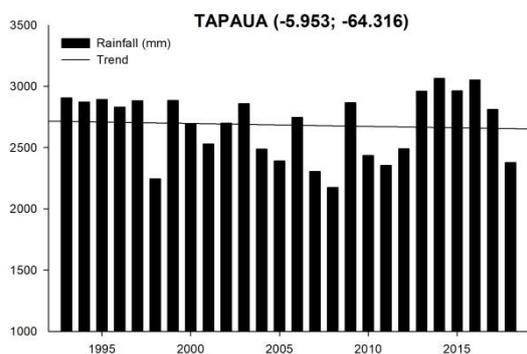
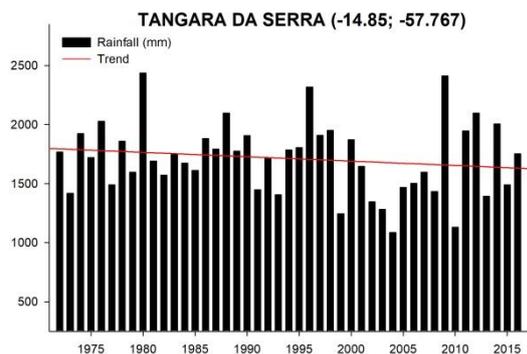
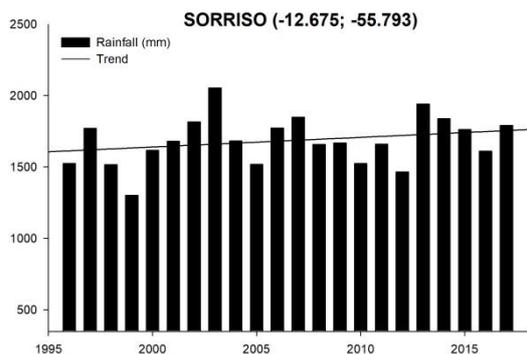
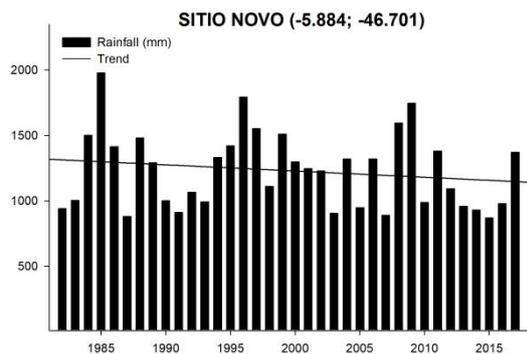
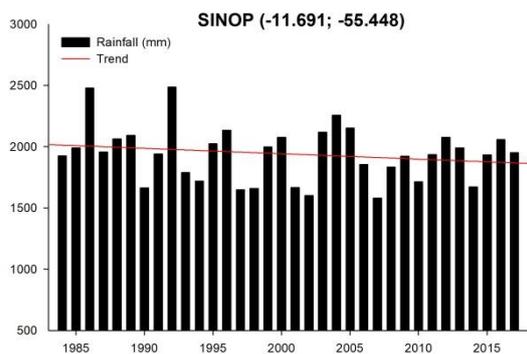
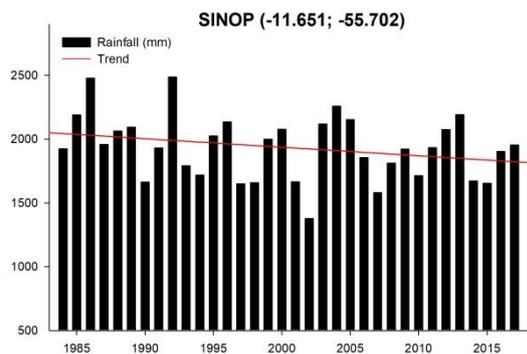
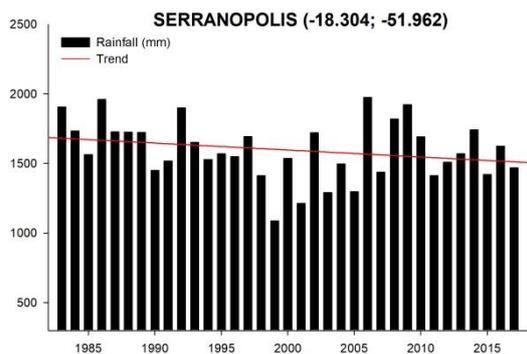


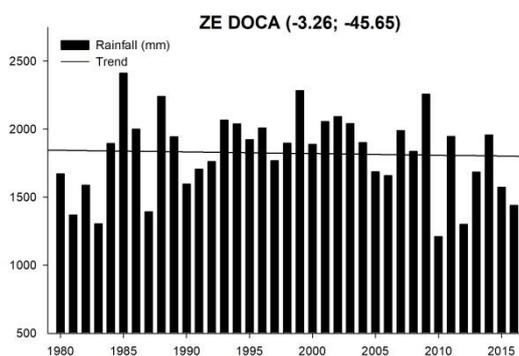
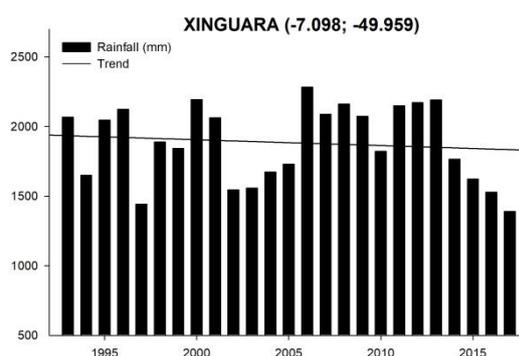
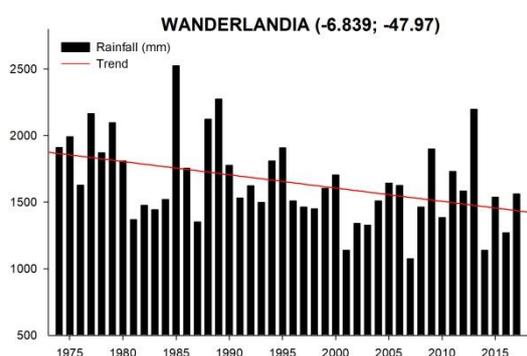
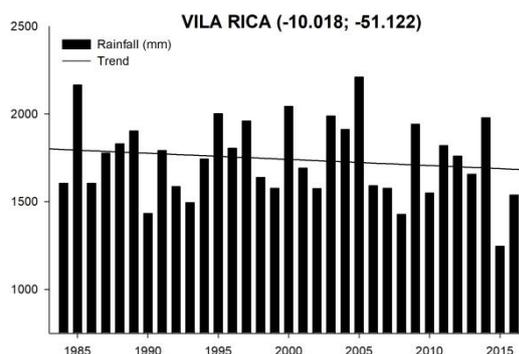
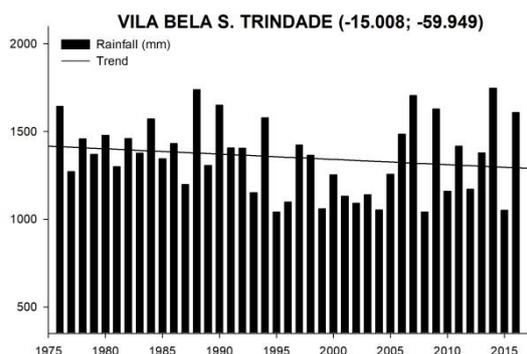
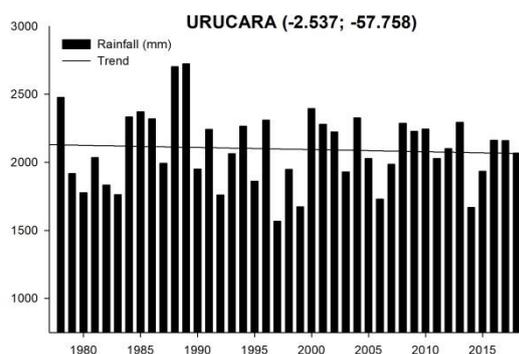
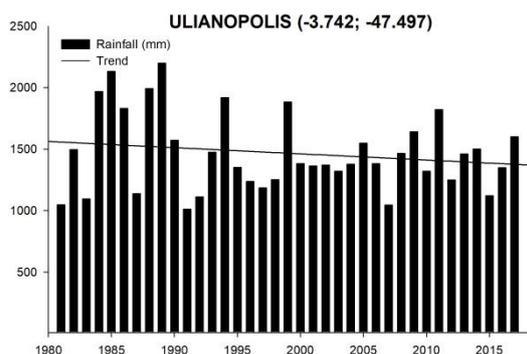
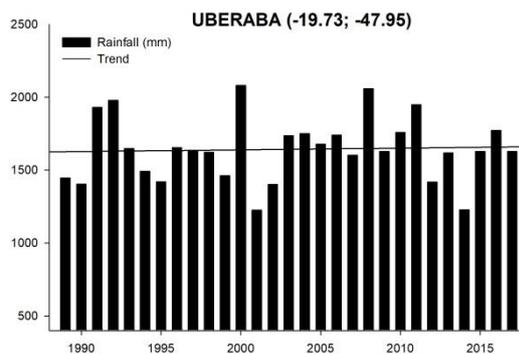
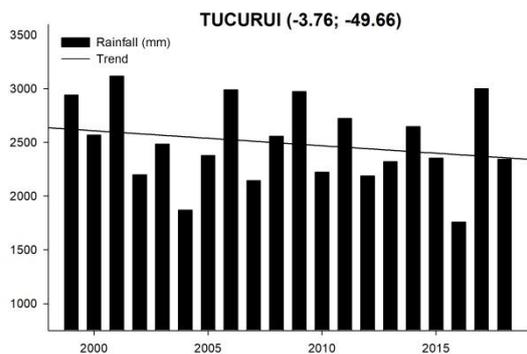




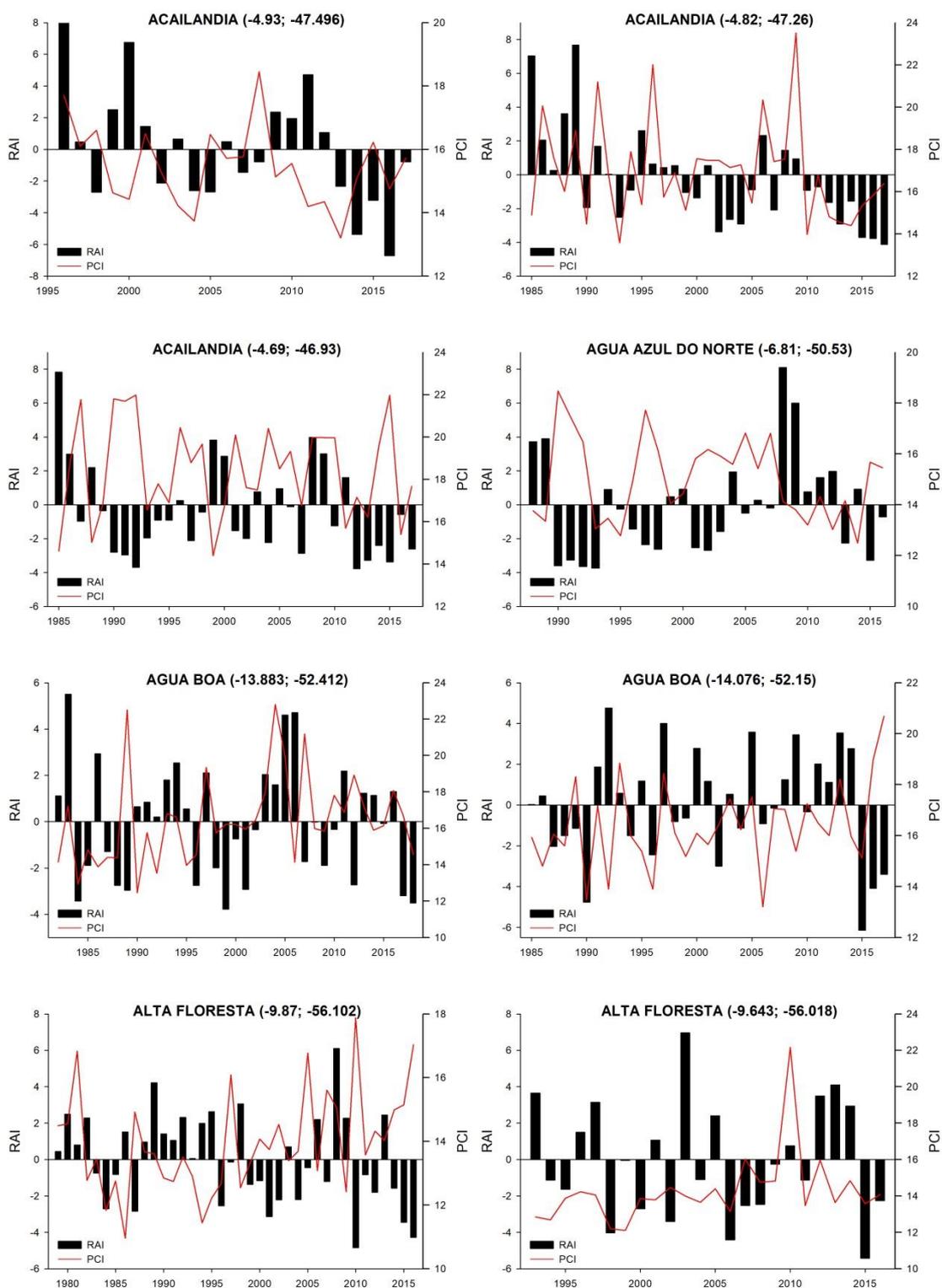


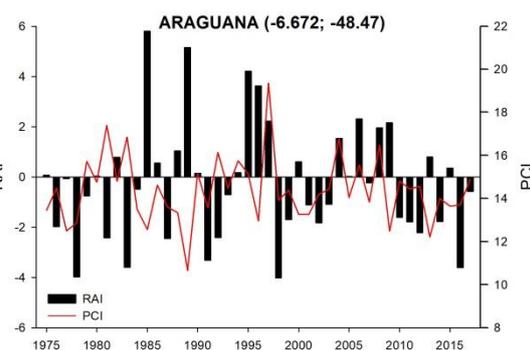
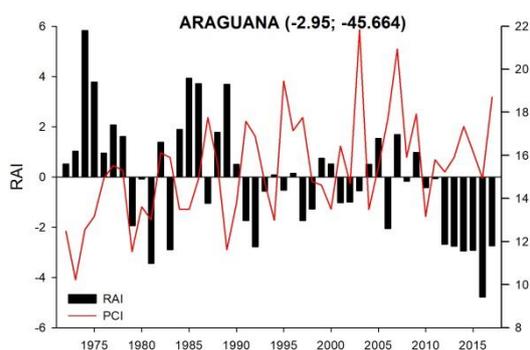
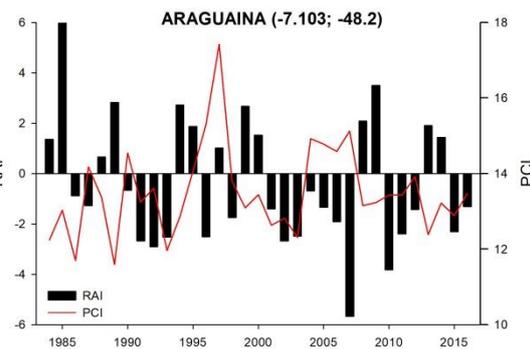
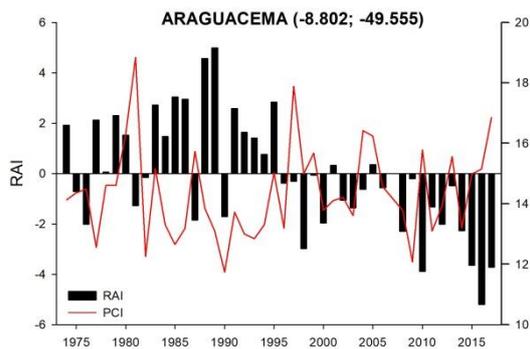
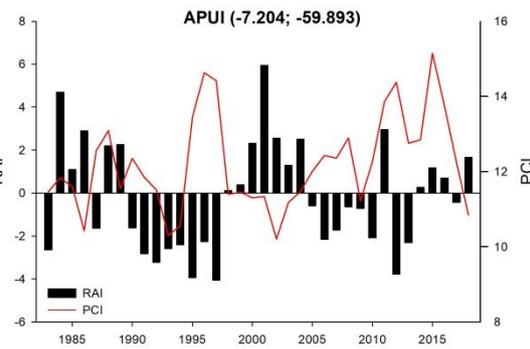
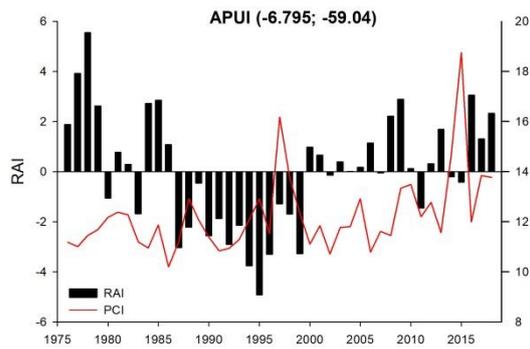
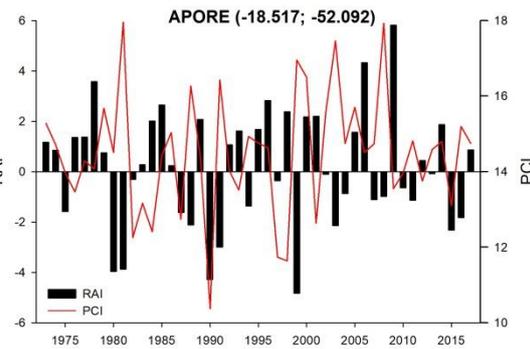
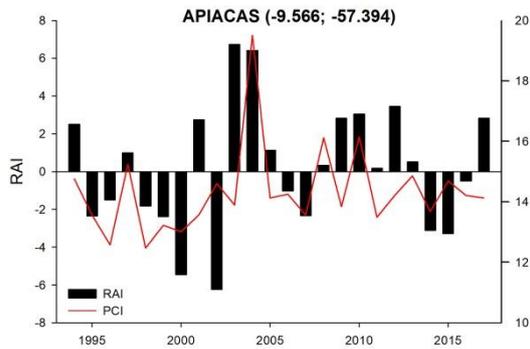
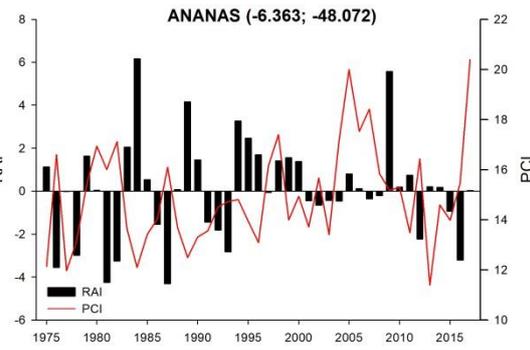
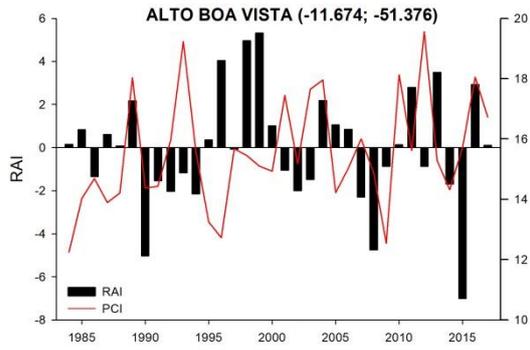


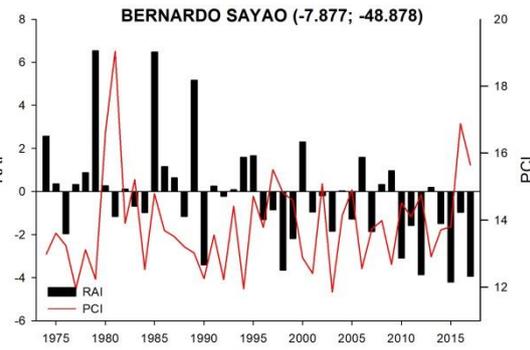
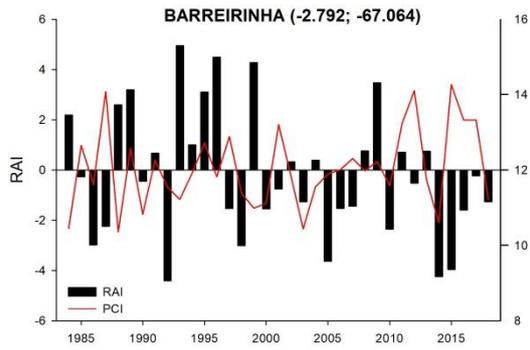
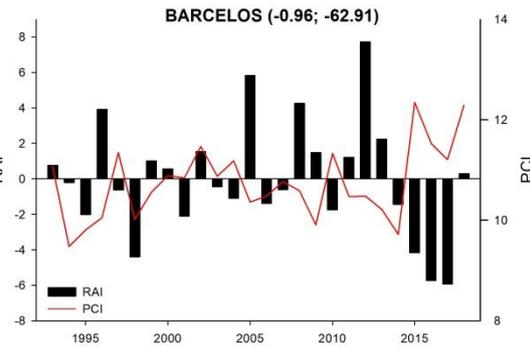
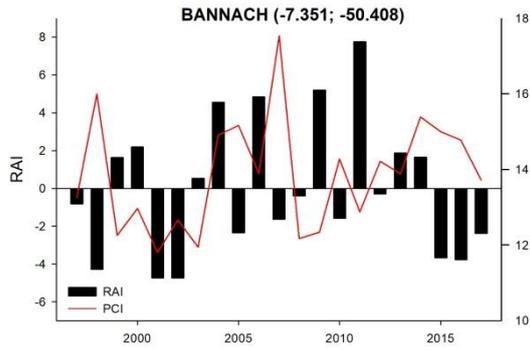
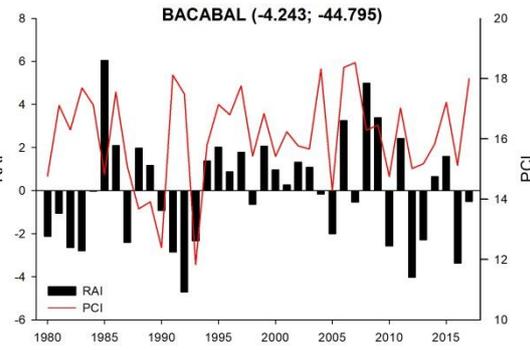
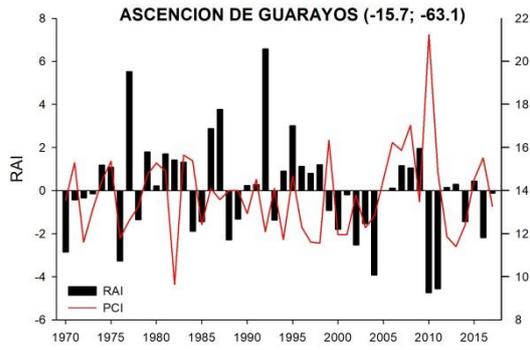
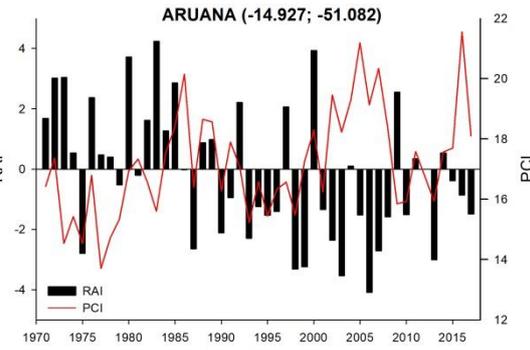
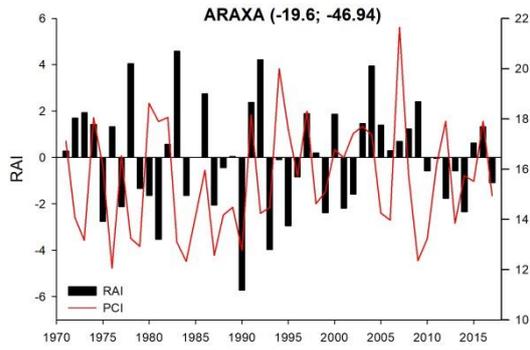
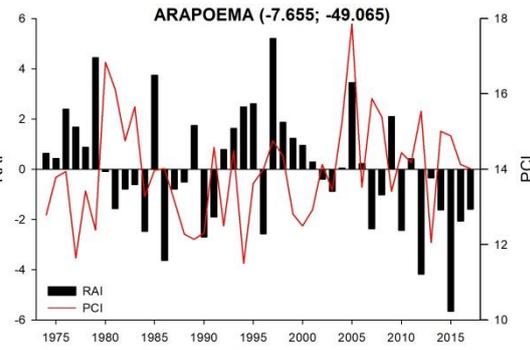
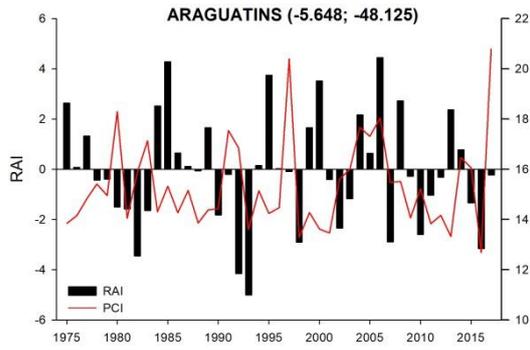


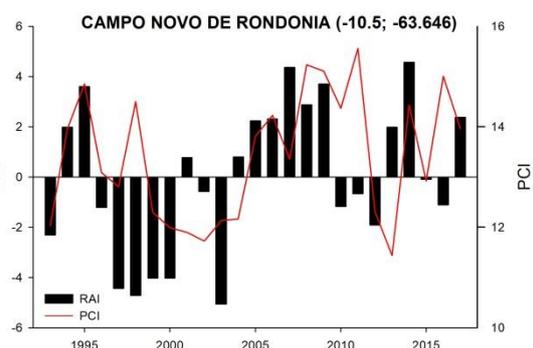
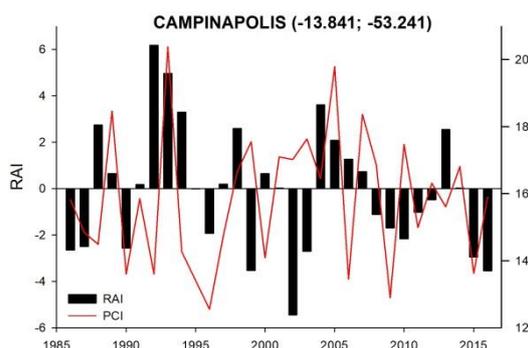
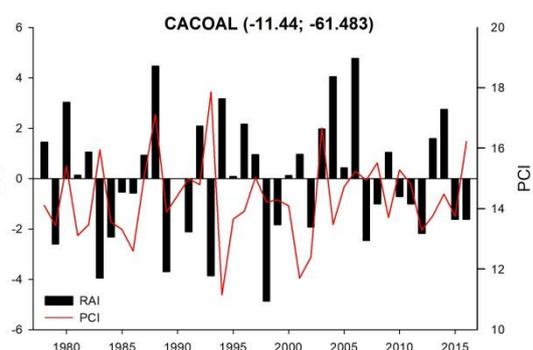
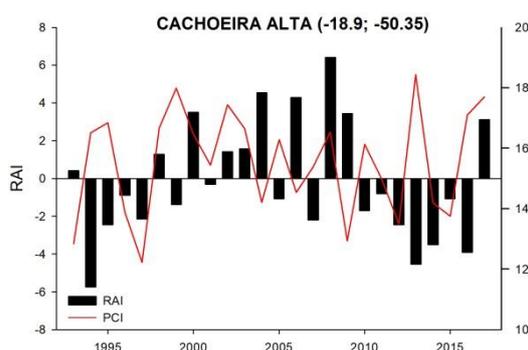
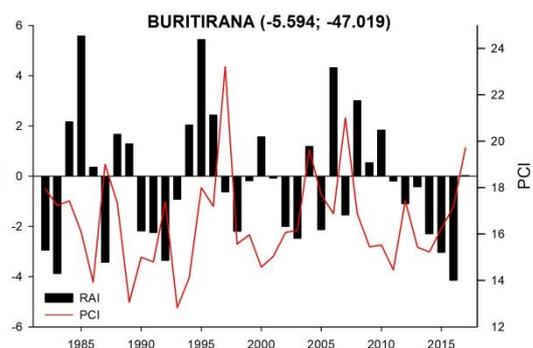
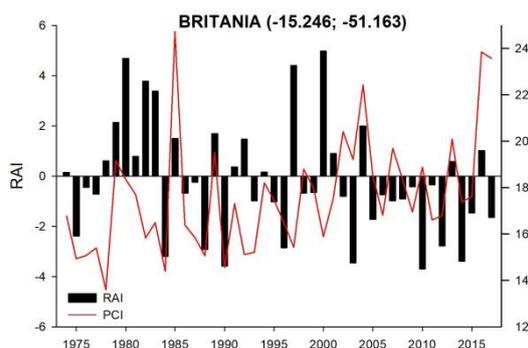
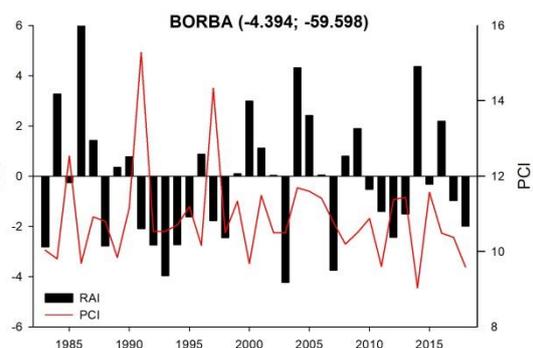
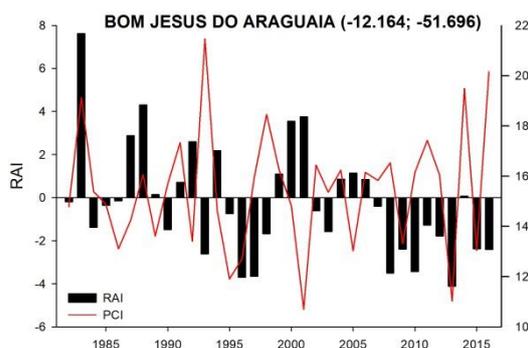
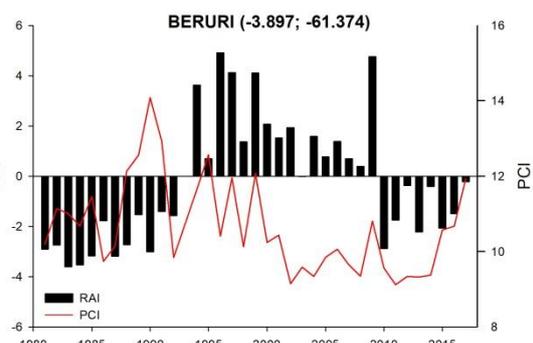
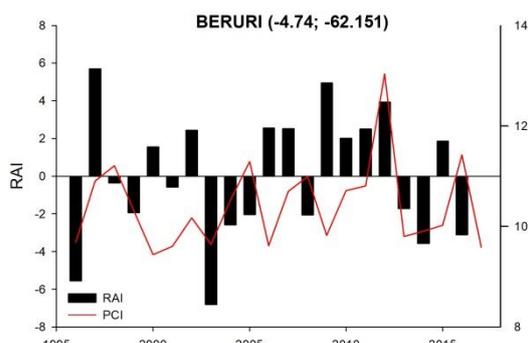


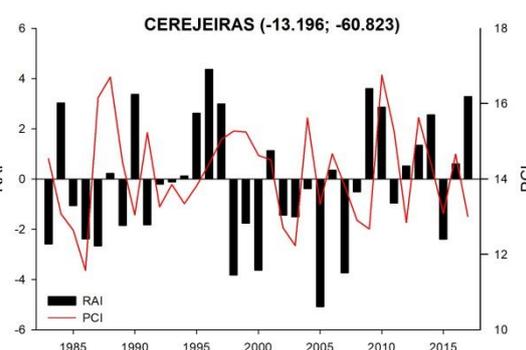
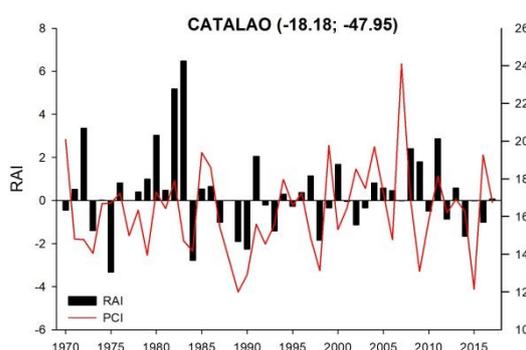
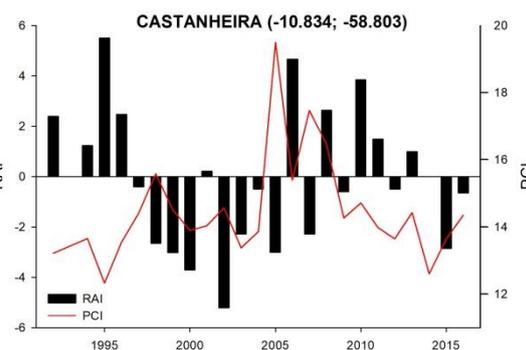
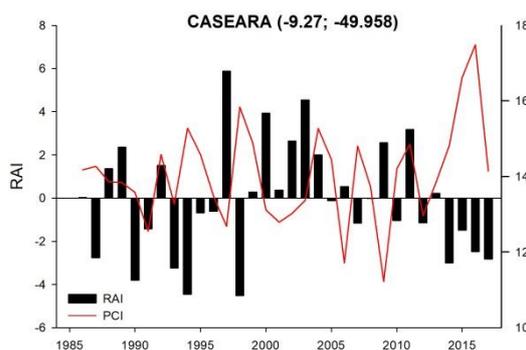
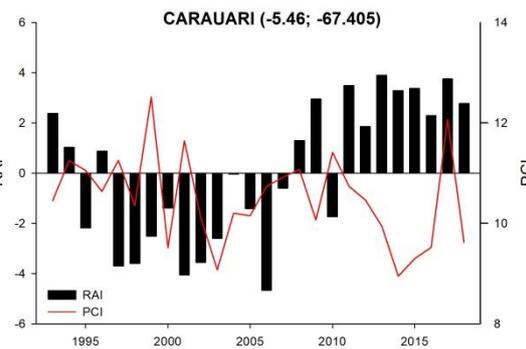
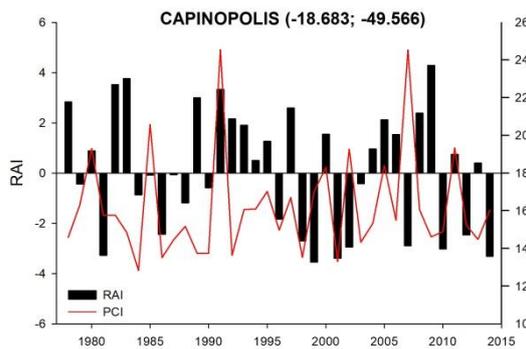
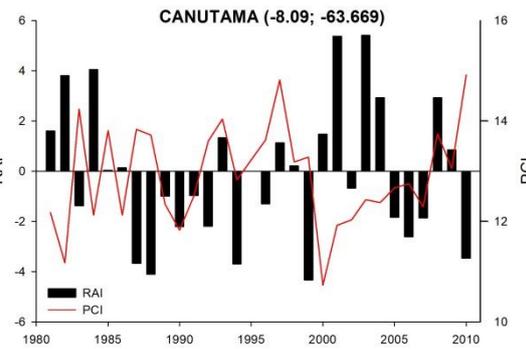
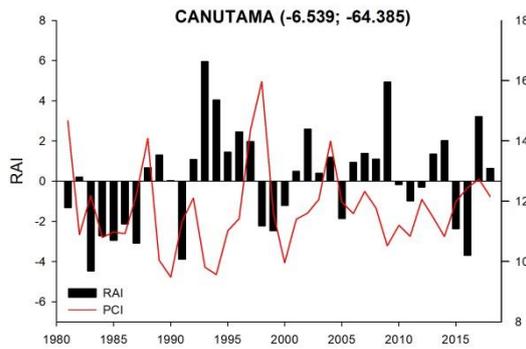
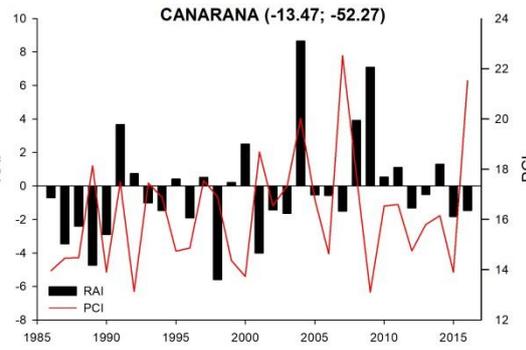
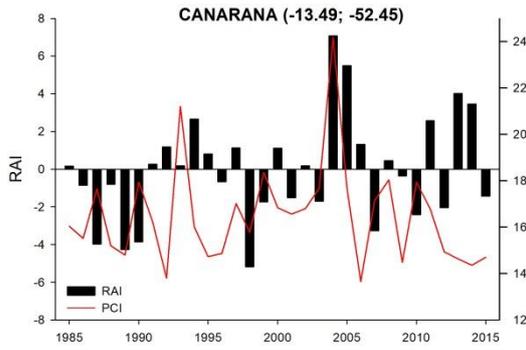
Apêndice 4. Índices anuais de anomalia (RAI) e de concentração de chuvas (PCI) para cada município.

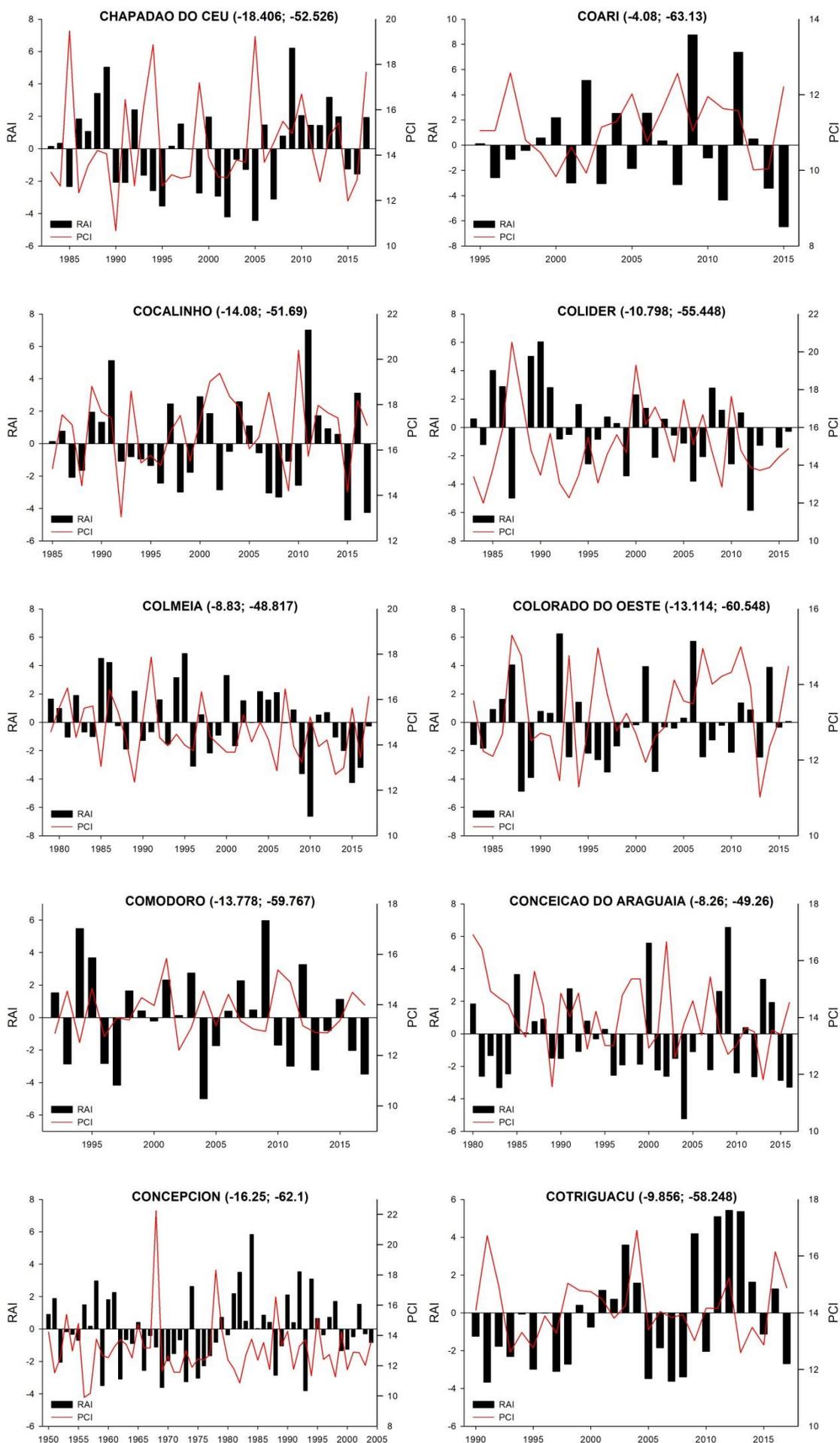


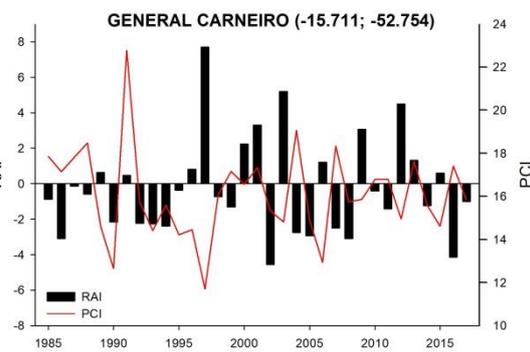
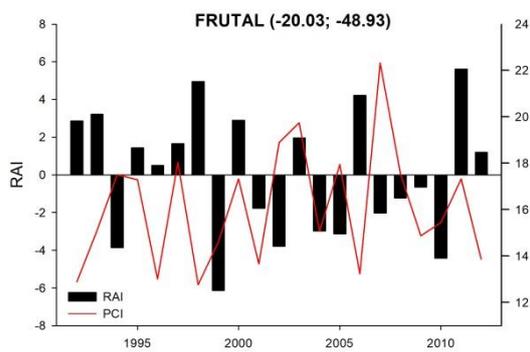
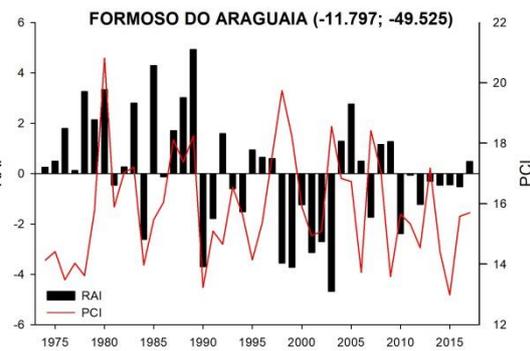
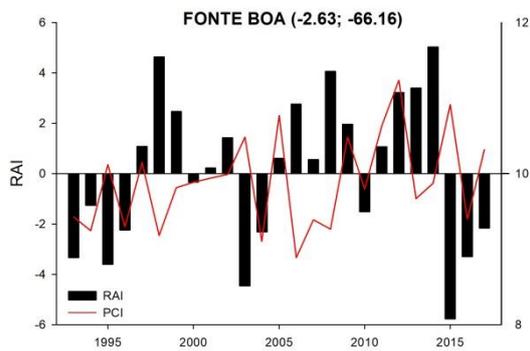
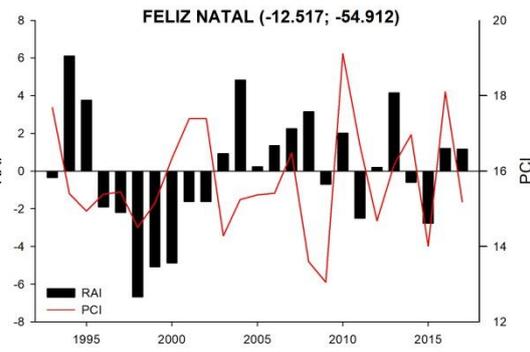
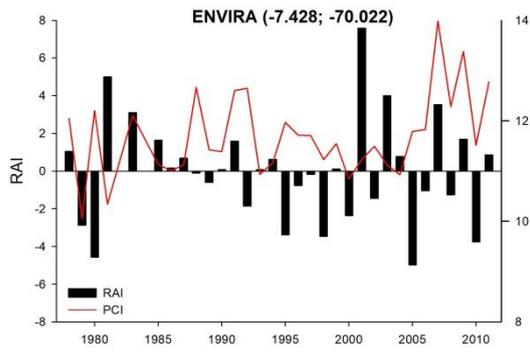
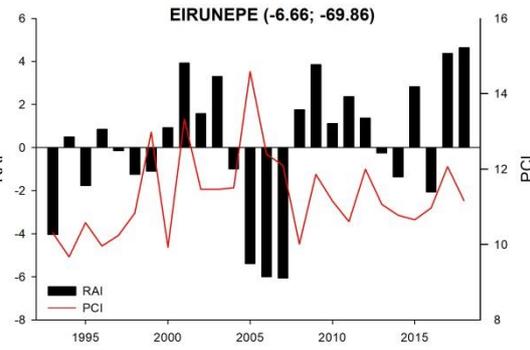
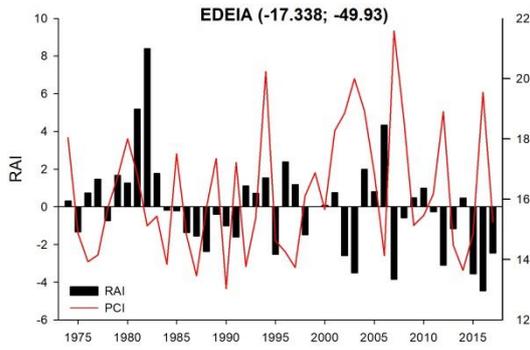
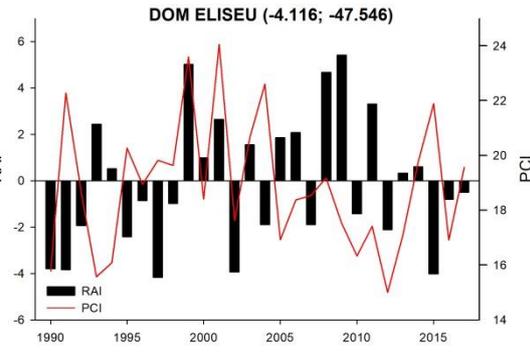
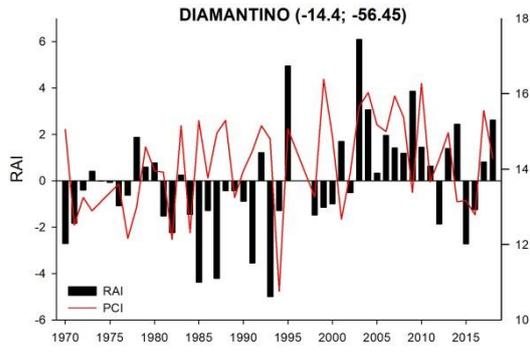


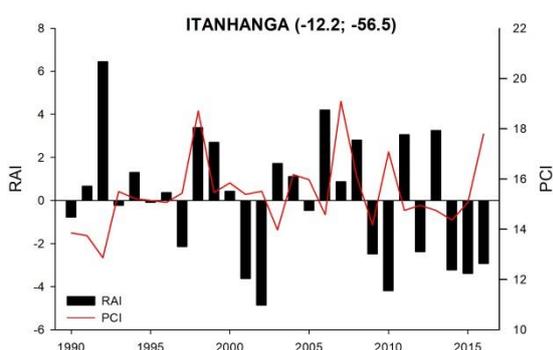
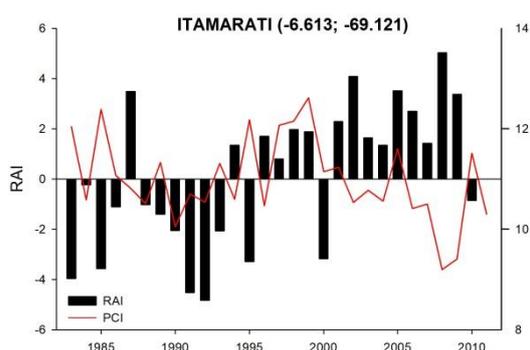
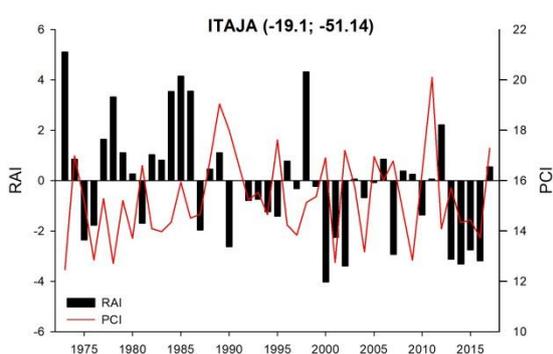
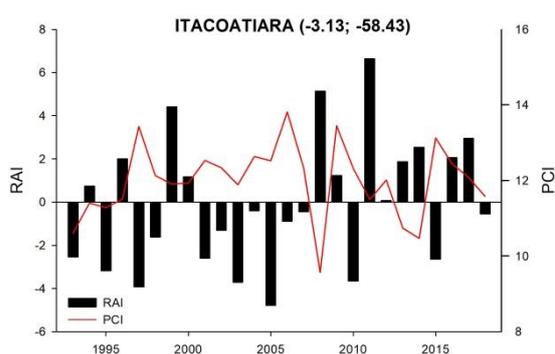
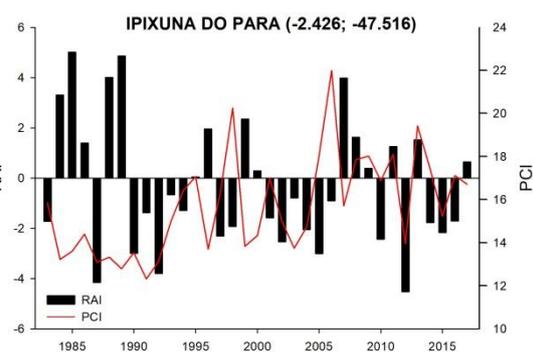
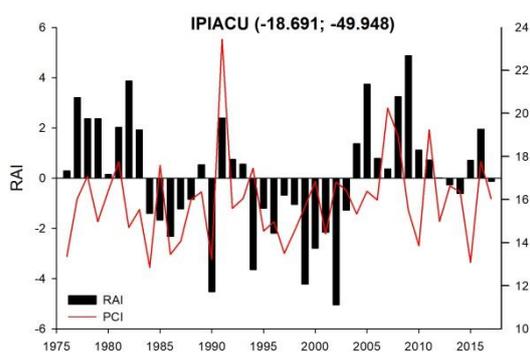
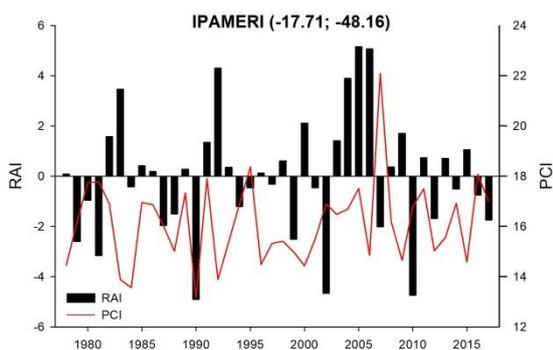
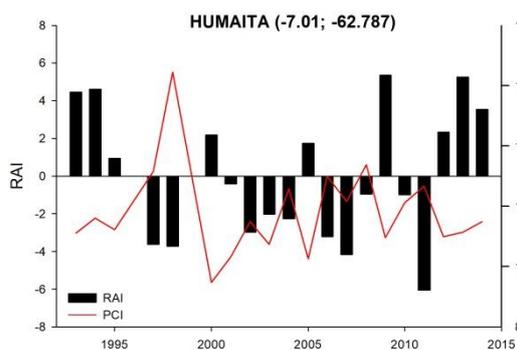
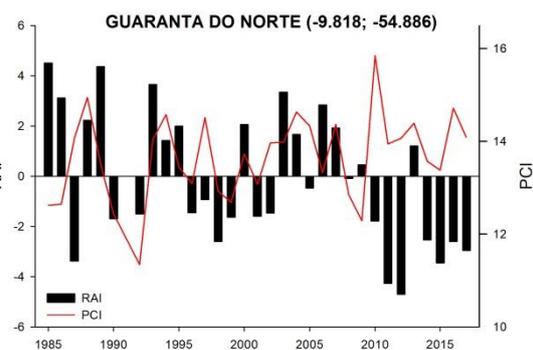
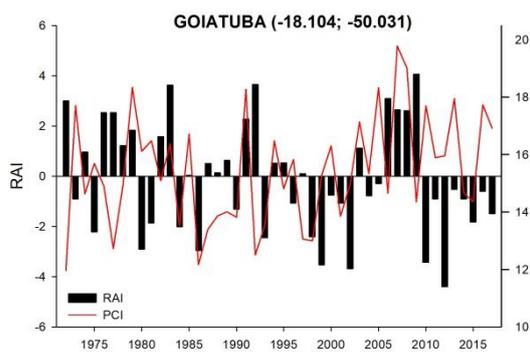


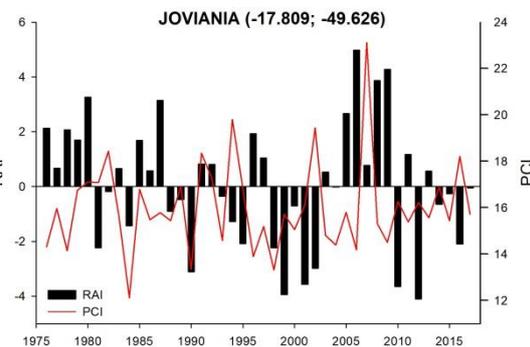
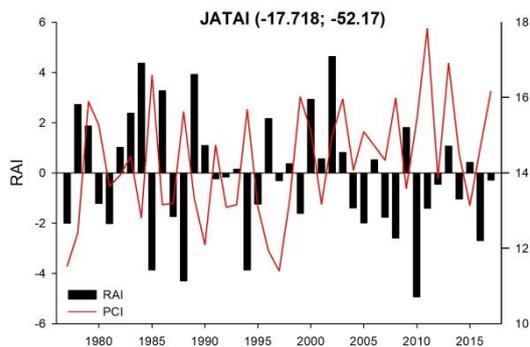
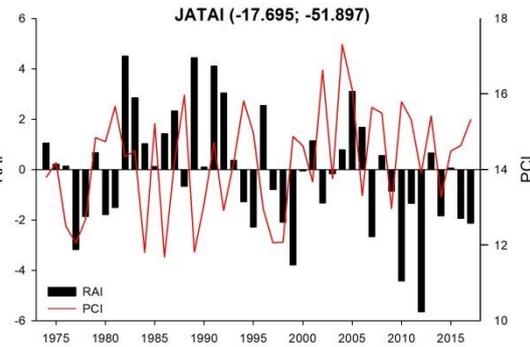
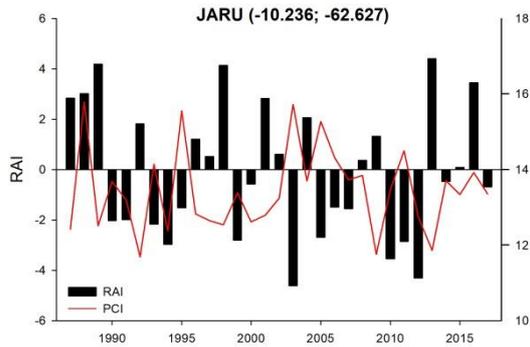
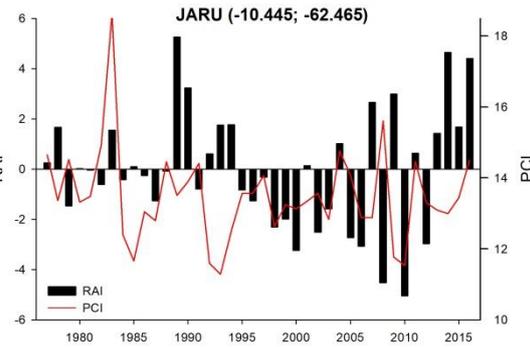
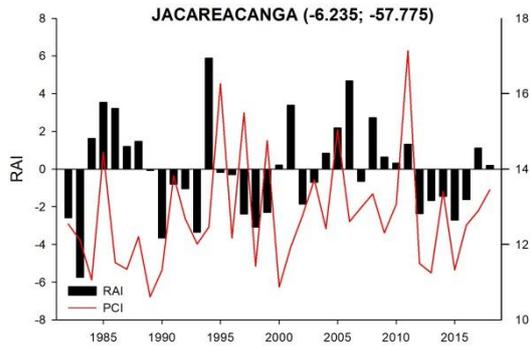
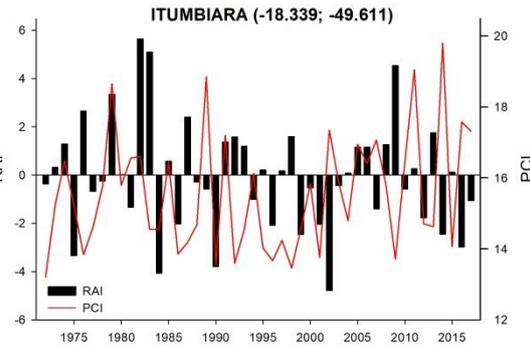
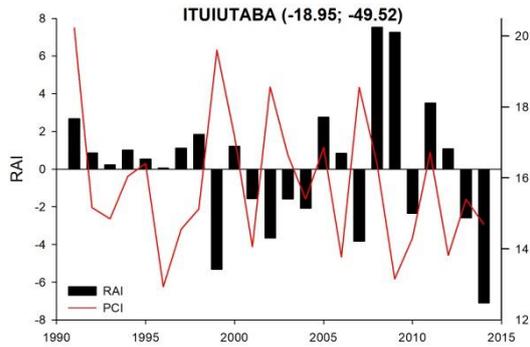
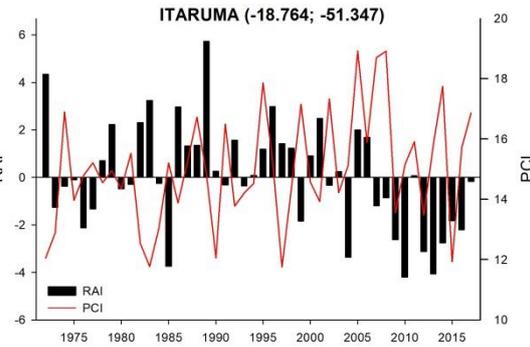
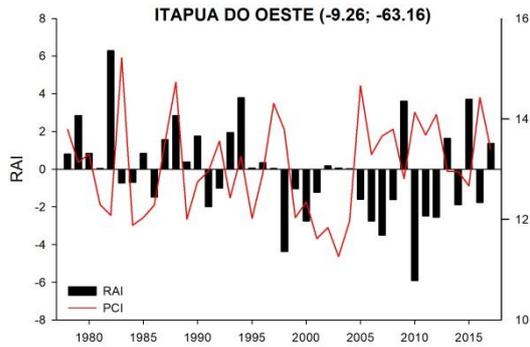


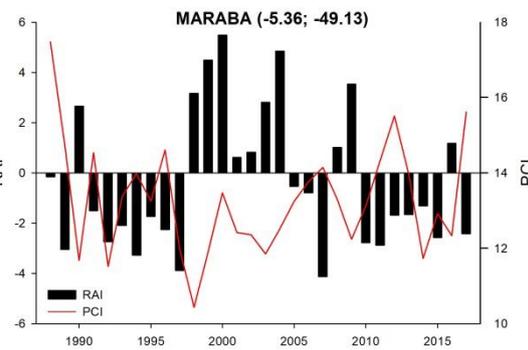
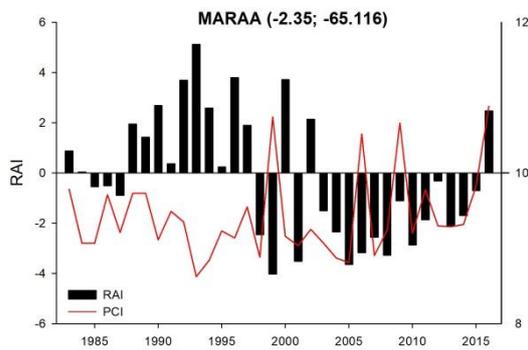
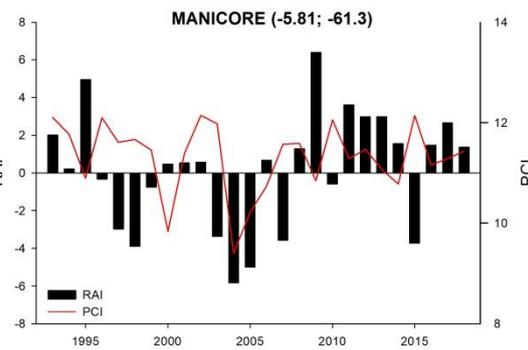
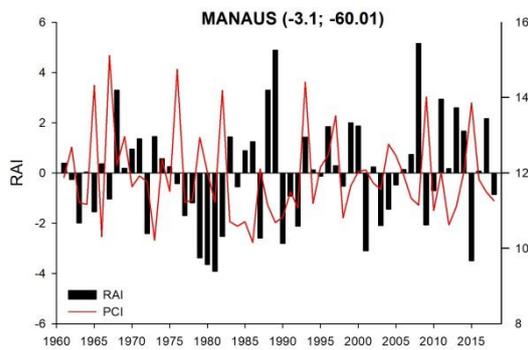
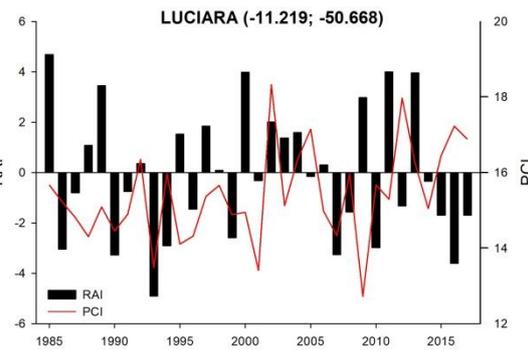
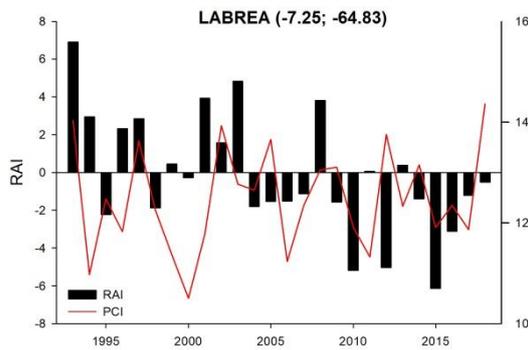
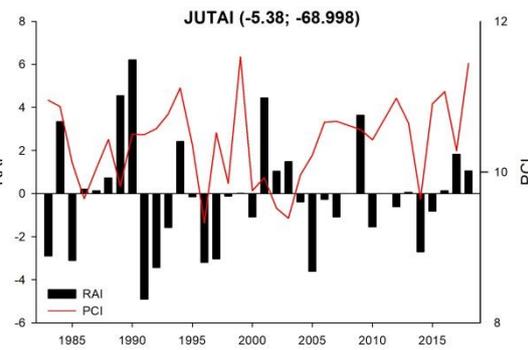
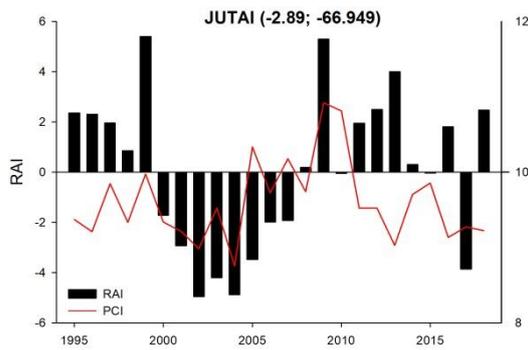
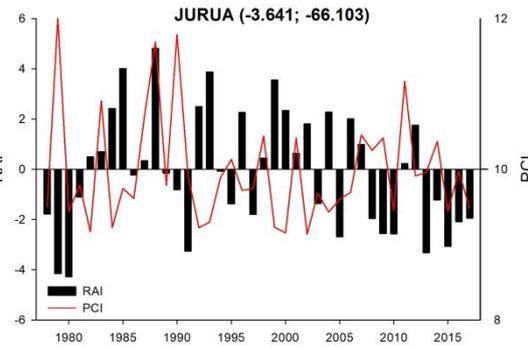
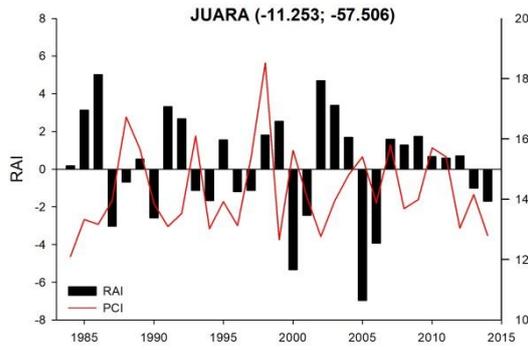


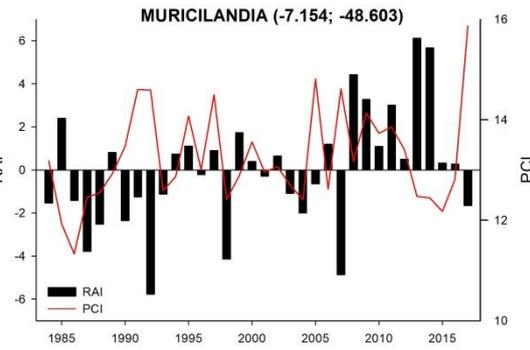
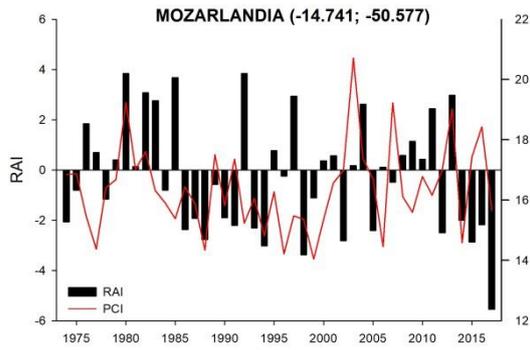
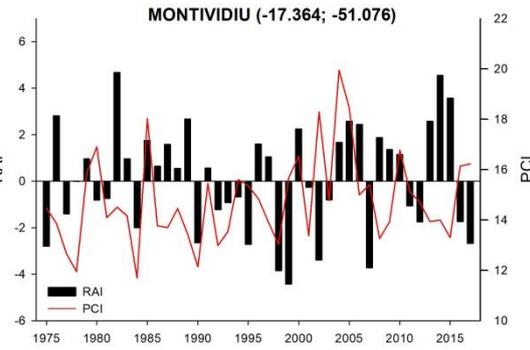
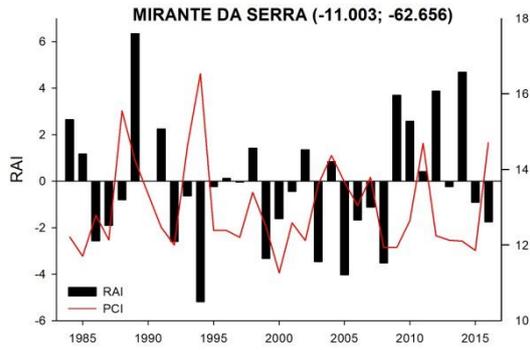
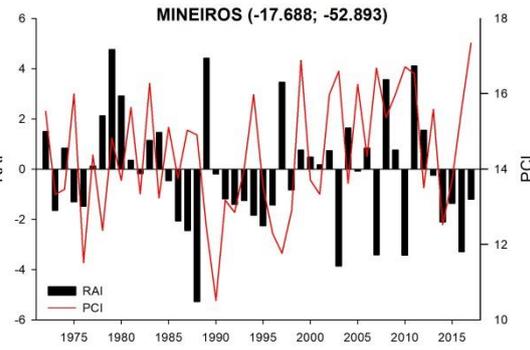
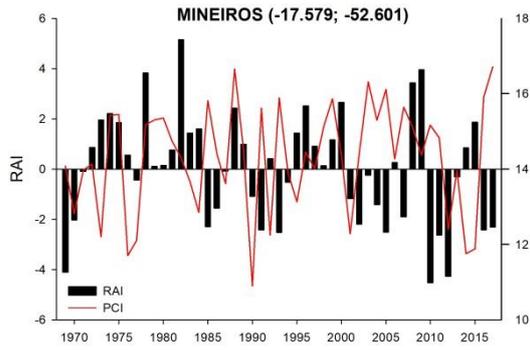
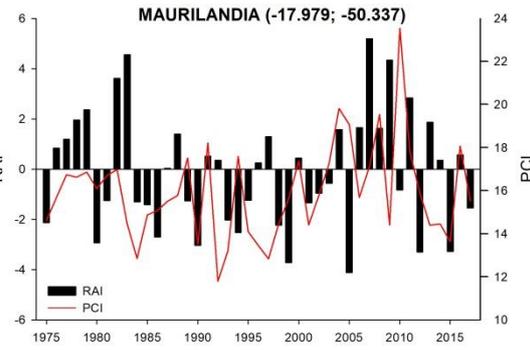
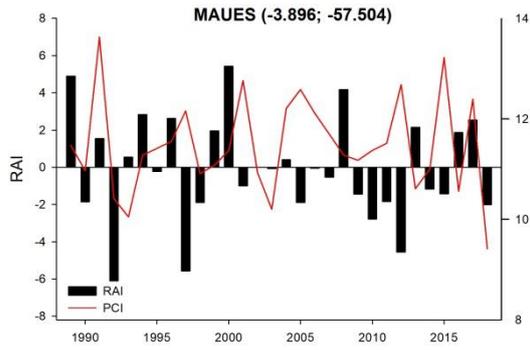
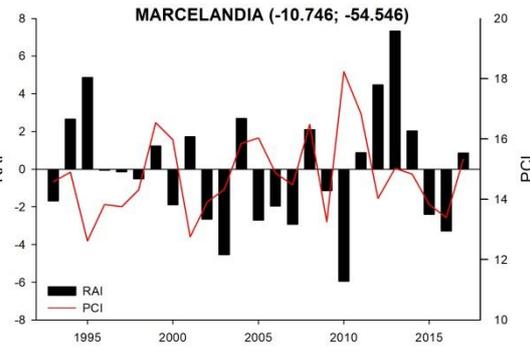
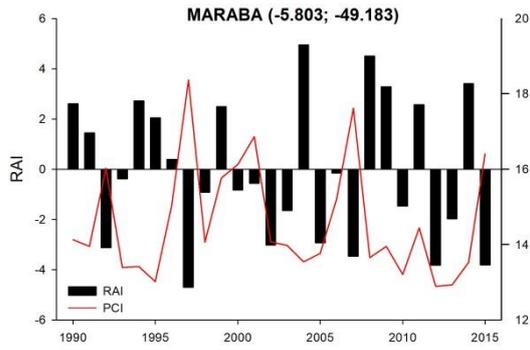


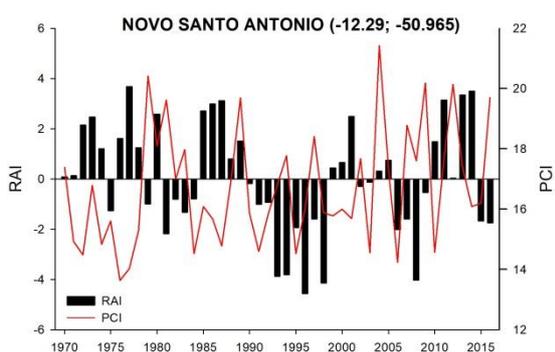
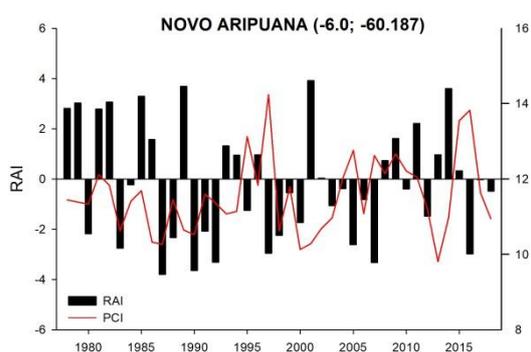
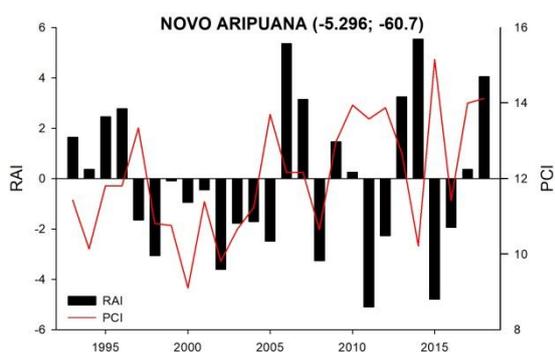
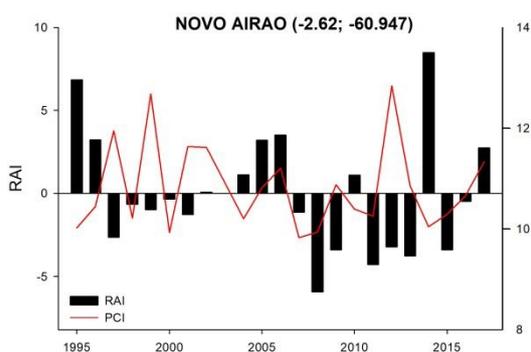
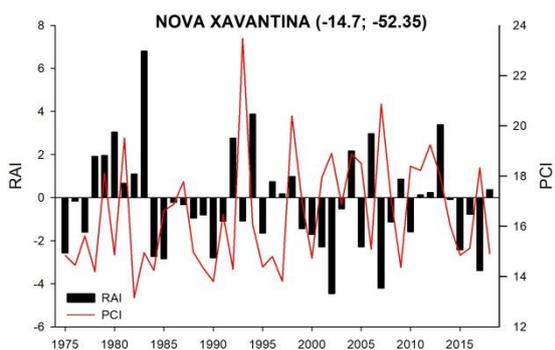
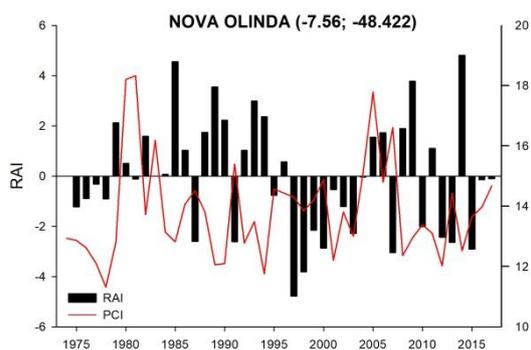
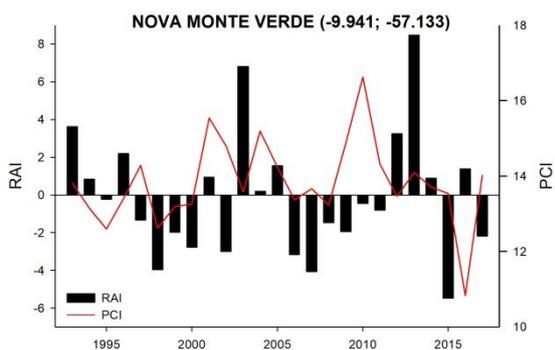
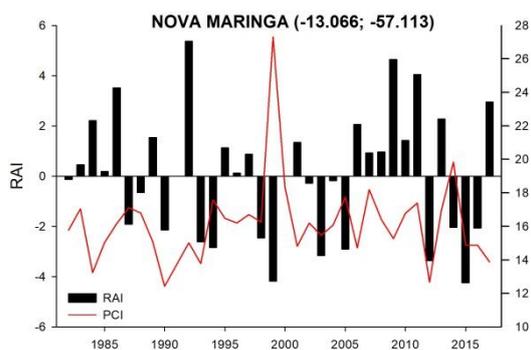
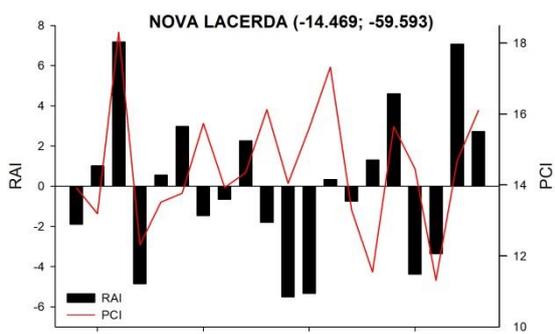
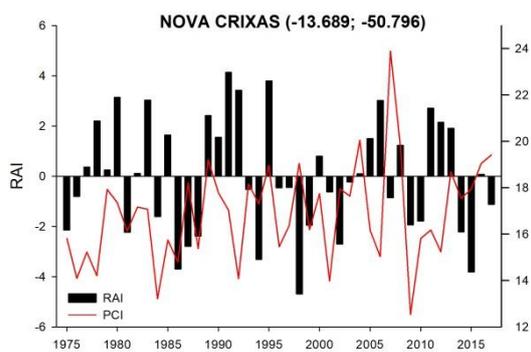


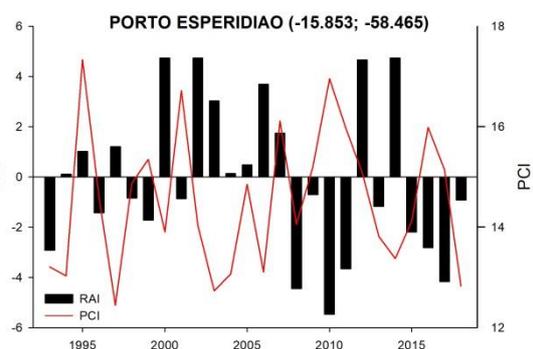
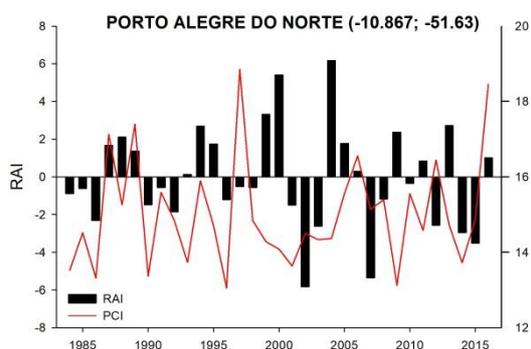
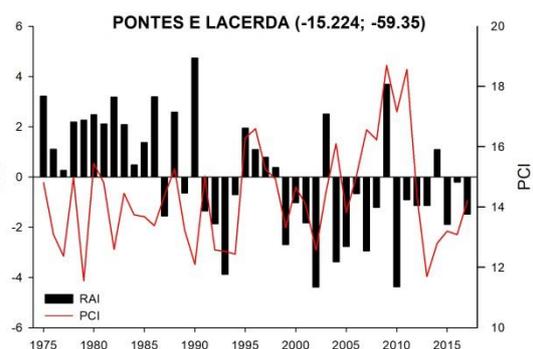
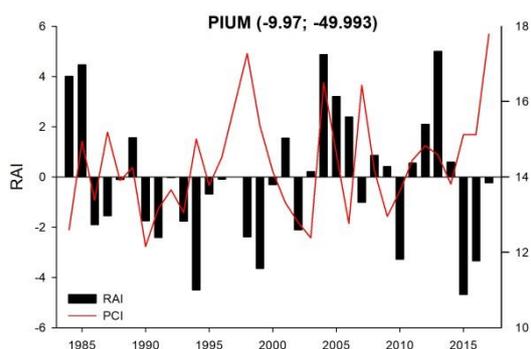
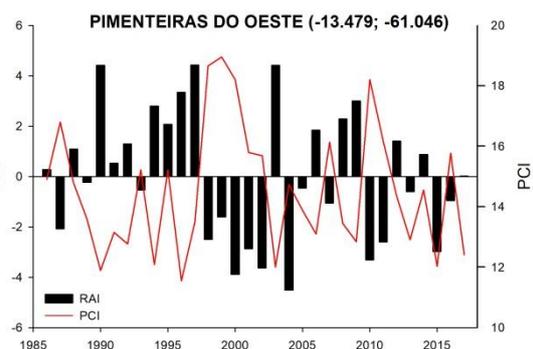
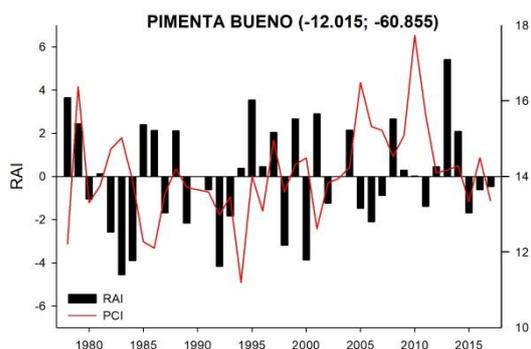
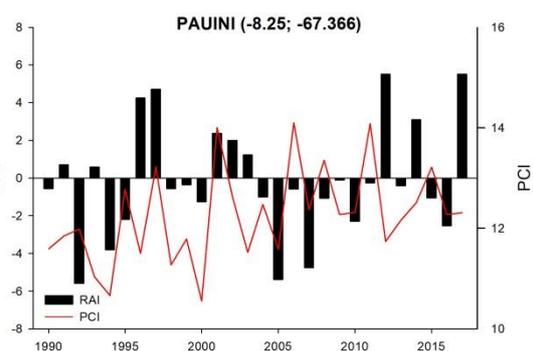
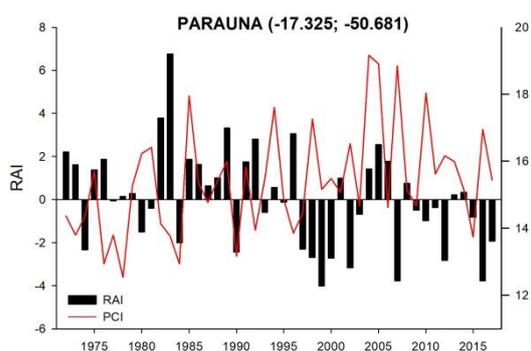
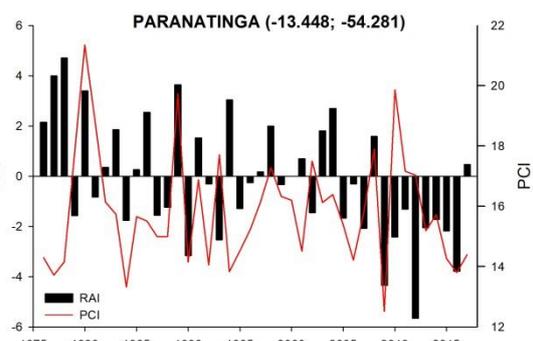
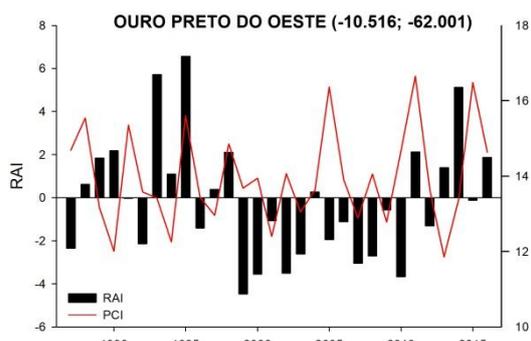


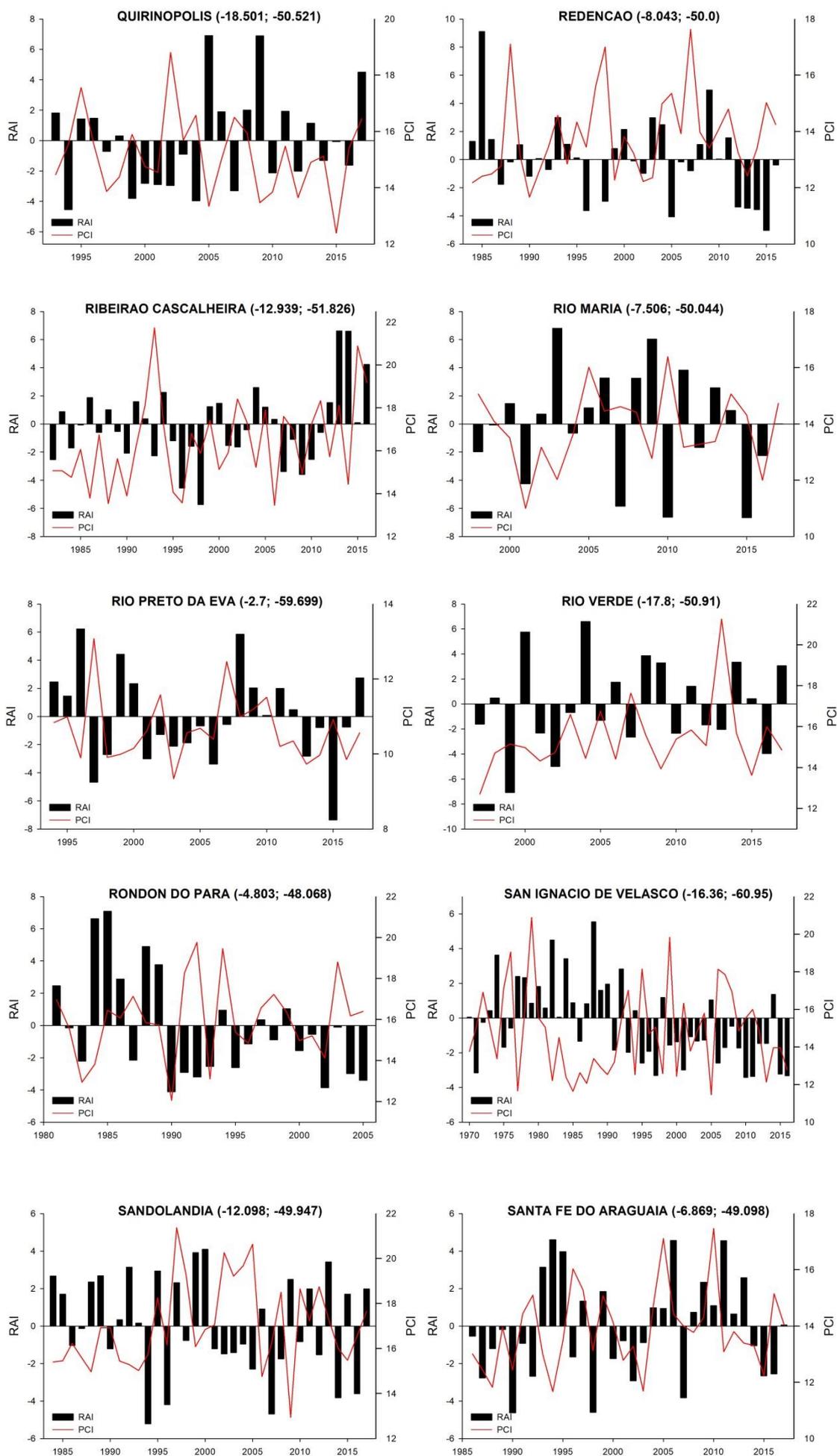


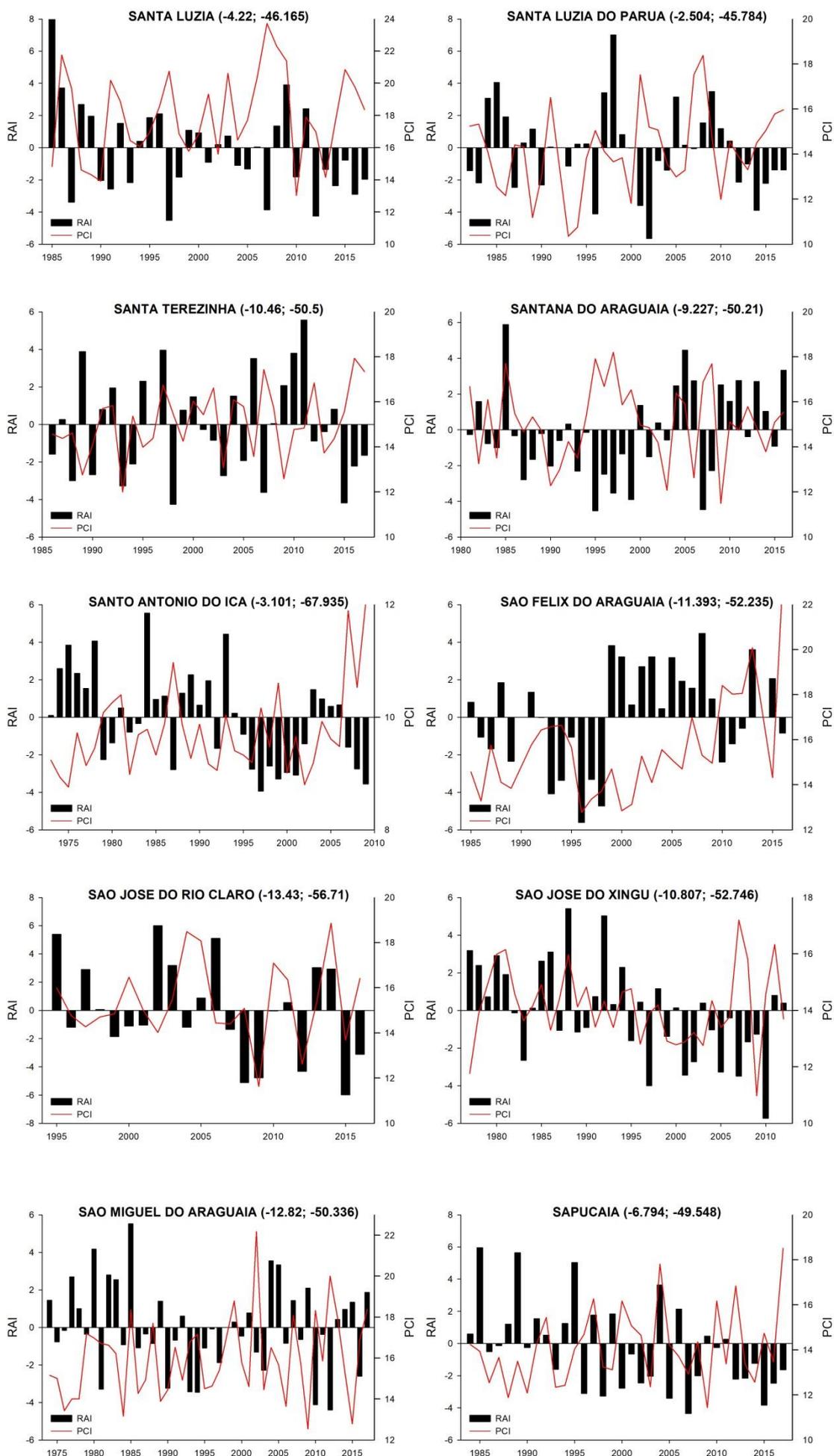


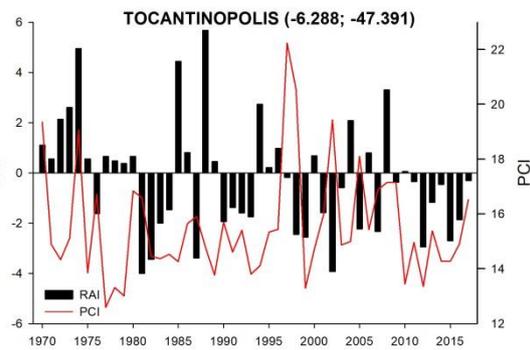
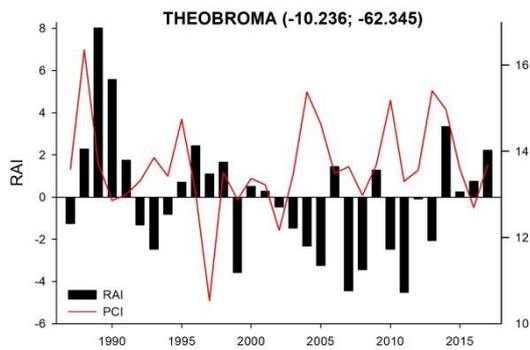
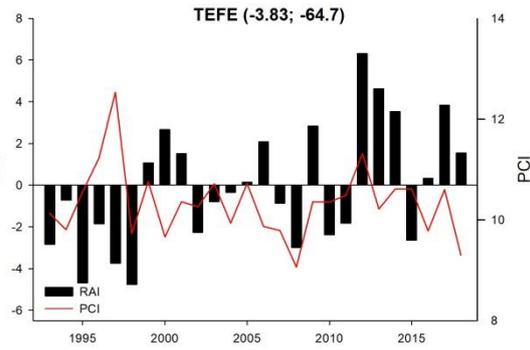
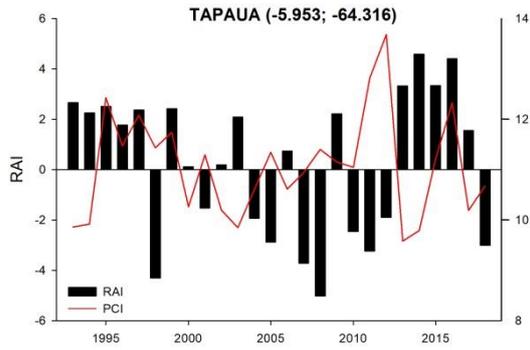
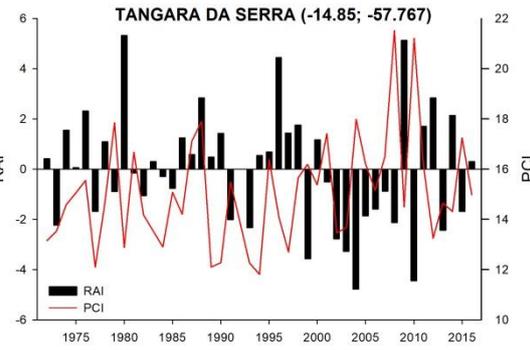
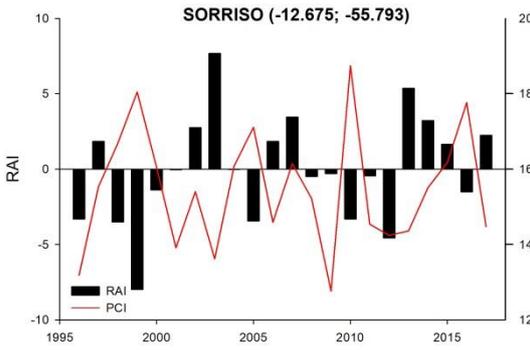
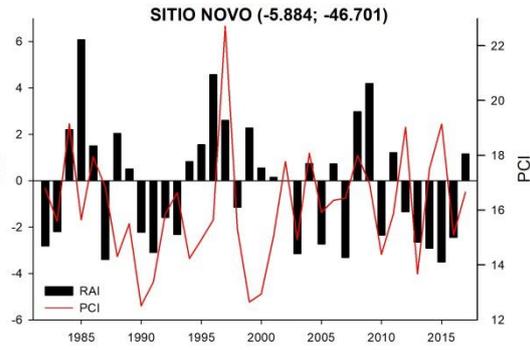
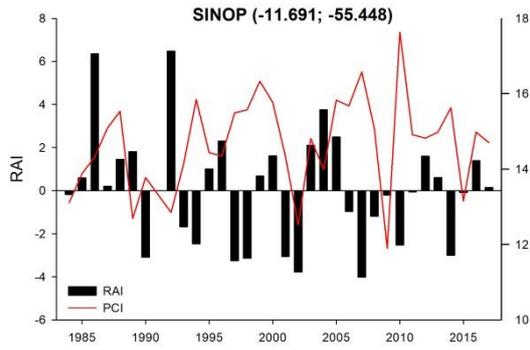
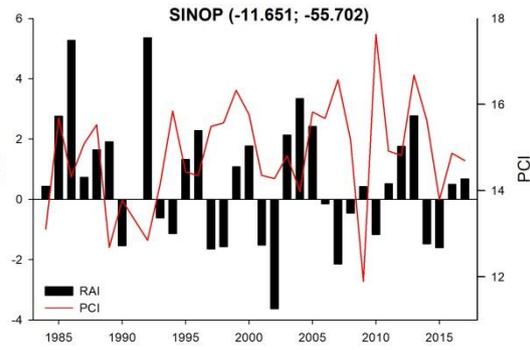
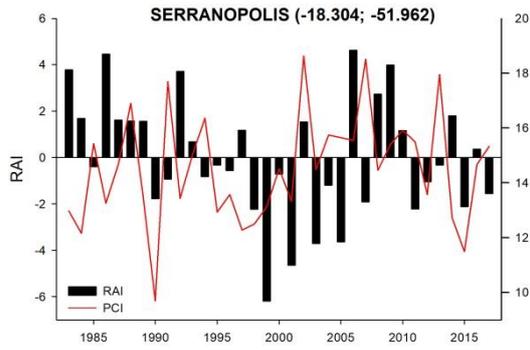


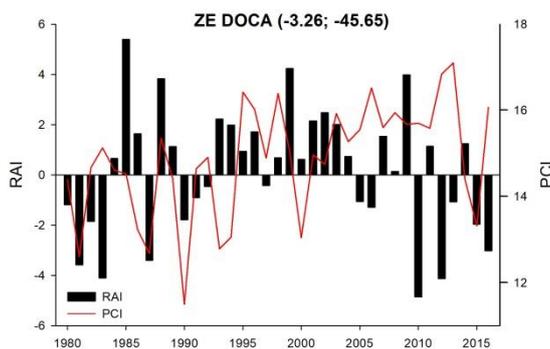
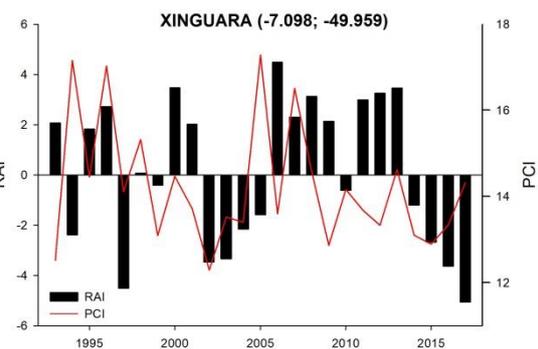
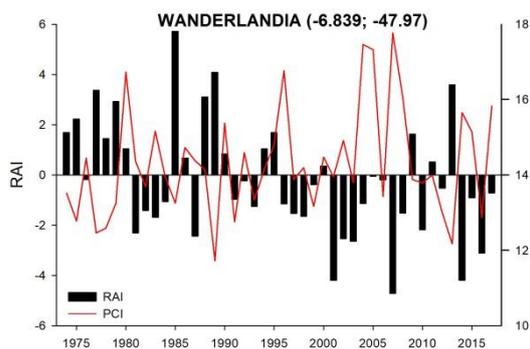
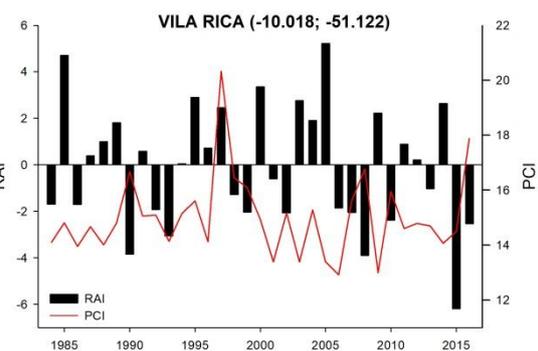
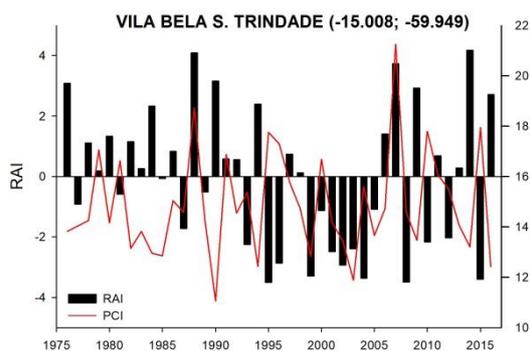
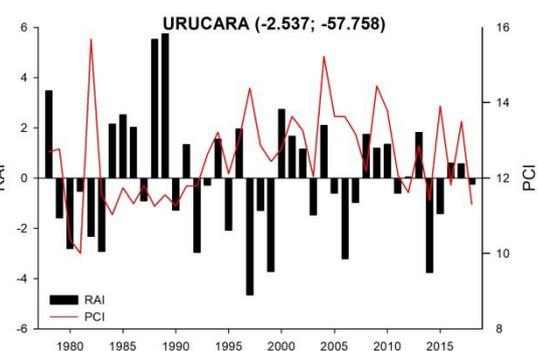
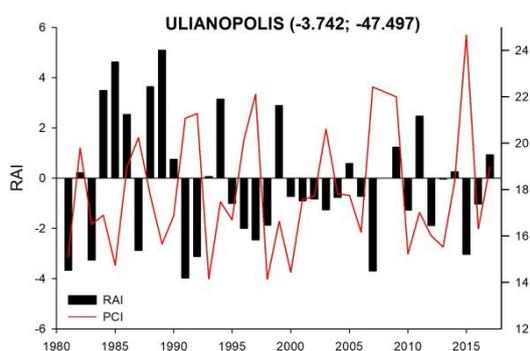
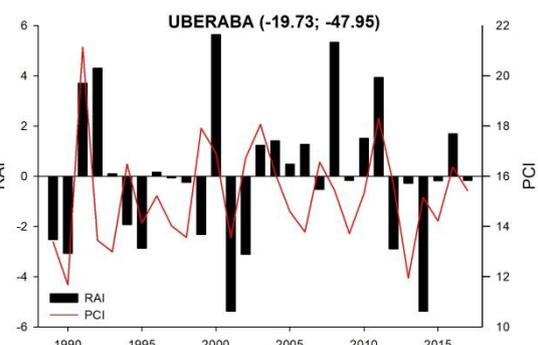
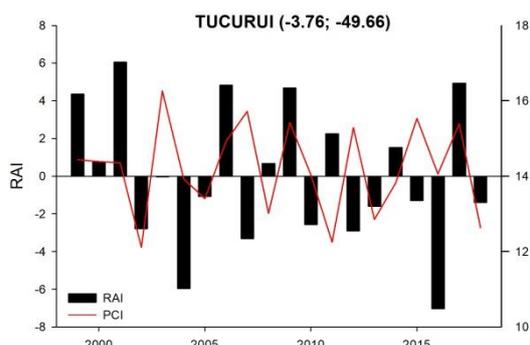












Apêndice 5. Roteiro das funções utilizadas no software R para plotar as retrotrajetórias de massas de ar (10-d) e extrair os dados de precipitação e de cobertura vegetal ao longo das mesmas.

```
# a primeira função apenas faz o plot das trajetórias e grava as
coordenadas e datas das trajetórias.

# a segunda função faz o cálculo da precipitação e porcentagem da cobertura
florestal ao longo das trajetórias. Ela precisa dos dados criados pela
primeira função para roda.
# Detalhe: essa função pode demorar várias horas para terminar de rodar
tudo por causa do formato de arquivo *.ncdf dos dados trmm, que demoram
para ser lidos.

# rodar a função a partir daqui

##### função para "plotar" arquivos de trajetórias de
precipitação HYSPLIT
##### parâmetros necessários:
# - filepath: diretório onde se encontram os arquivos das trajetórias
# - rainfall: dados de precipitação diária. Isso é necessário para que não
sejam computadas as trajetórias de dias sem nenhuma chuva. Os dados de
chuva devem vir em duas colunas apenas: uma de datas, com formato
dd/mm/yyyy e uma de chuvas.
# - period: ano ou sequência de anos para filtrar os dados. Se colocar mais
de um ano, será feito um mapa por ano.
##### parâmetros opcionais:
# - months: filtro para incluir apenas as trajetórias de determinados
meses. Formato de 1...12.
# - coords: coordenadas para incluir os pontos no mapa.
# - country lines: incluir linhas de fronteiras dos países da América do
sul. Deixa o script mais pesado.
##### estes pacotes serão necessários para rodar esse script: maptools,
sp, rgeos, scales

##### start function

plot.traj<-
function(filepath,rainfall,period=c(1975:2016),months=NA,coords=NA,country.
lines=F,transp=0.5){
  require(maptools)
  library(sp)
  library(rgeos)
  library(scales)

  countries<-readShapeSpatial("GEOFT_PAIS.shp")
  continents1<-readShapeSpatial("world_simple.shp")

  traj.files<-list.files(filepath)
  str<-strsplit(traj.files,"_")

  years<-unlist(lapply(strs,function(x) x[2]))
  .months<-unlist(lapply(strs,function(x) x[3]))
  days<-unlist(lapply(strs,function(x) x[4]))
  dates<-paste(years,.months,days,sep="")
  .months<-as.numeric(.months)
  filenames<-data.frame(dates,years,.months,traj.files)

  if(is.null(dim(rainfall)[1])==F){
    pre.dates<-rainfall[,1]
    rainfall[,1]<-
paste(substr(pre.dates,7,10),substr(pre.dates,4,5),substr(pre.dates,1,2),se
p="")
    colnames(rainfall)[1]<- "dates"
    data<-merge(filenames,rainfall,by="dates",all=T)
    data<-subset(data,data[,5]>0) # remove dias com precipitação igual a
zero
  } else data<-filenames
```

```

    if(is.na(months[1])==F) data<-subset(data,data[,3] %in%
c(min(months):max(months))) # filtro meses - opcional
    .months<-
c("Jan","Feb","Mar","Apr","May","Jun","Jul","Aug","Sep","Oct","Nov","Dec")

    if(is.na(months[1])==F & length(months)==1) months<- .months[min(months)]
    if(is.na(months[1])==F & length(months)>1) months<-
paste(.months[min(months)],.months[max(months)],sep="-")
    if(is.na(months[1])) months<-"Jan-Dec"

    data<-data[order(data[,1]),] # apenas no caso dos dados não estarem na
ordem certa
    print(data)
    for(j in 1:length(period)){ # para filtrar um plot para cada ano

        years<-as.vector(data[,2])
        year.j<-period[j] # anos selecionados

        files<-data[which(years == year.j),4]
        files.z<-files # salvando

        # a próxima linha é apenas para ajustar os nomes dos arquivos de acordo
como foram salvos no computador com ou sem um "\" no final do nome

        last.str<-
strsplit(filepath,split="")[[1]][length(strsplit(filepath,split="")[[1]])]
        if(last.str=="/") files<-paste(filepath,files,sep="") else files<-
paste(filepath,files,sep="/") # reformatando

        if(j==1) {
            plot(continents1,ylim=c(-25,10),xlim=c(-80,-40),xaxt="n",yaxt="n")
            axis(1,at=seq(-40,-80,-10),labels=c("40w","50w","60w","70w","80w"))
            axis(2,at=seq(-
25,10,5),labels=c("25s","20s","15s","10s","5s","Eq","5N","10N"),las=2)
        }
        if(country.lines==T & j==1) lines(countries) # country borders -
opcional
        if(is.na(coords[1])==F & j==1) points(coords[1],coords[2]) # add pontos
- opcional

        traj.coords<-c()
        for(z in 1:length(files)){ # para extrair as coordenadas diárias e
coloca-las numa lista
            if(is.na(files.z[z])==T)break
            test<-read.csv(files[z],header=T,skip=6,sep="")
            month<-test[,4] ; month<-
ifelse(month<10,paste(0,month,sep=""),month) ; day<-test[,5] ; day<-
ifelse(day<10,paste(0,day,sep=""),day)

            year<-test[,3] ; year<-
ifelse(year<10,paste(200,year,sep=""),ifelse(year>90,paste(19,year,sep=""),
paste(20,year,sep="")))
            date.z<-paste(year,month,day,sep="")
            test<-test[,11:10]
            traj.coords[z]<-list(data.frame(date.z,test))
            colnames(traj.coords[z])<-c("date","lon","lat")
            print(paste(z,"/",length(files)))
        }

        lapply(traj.coords,function(x) lines(x[, -
1],col=alpha("gray",alpha=transp)))
        #if(date.label==T) cornertext(paste(months),1,liney=1,linex=6,cex=1)
        box()

    }

names(traj.coords)<-files
return(traj.coords)

```

```

}

##### obter chuvas das trajetórias
traj.rainfall<-function(traj.coords){

  require("rgdal")
  require("RNetCDF")
  require("ncdf4")
  require("raster")
  require("hddtools")
  require("maptools")
  require("sp")
  require("abind")
  require("tiff")
  require("raster")

  trmm.files<-
list.files("/Users/gybb1c/Documents/trmm_rainfall",full.names=T)
  date.trmm.files<-
gsub("/Users/gybb1c/Documents/trmm_rainfall/3B42_Daily.","",trmm.files)
  date.trmm.files<-gsub(".7.nc4","",date.trmm.files)

  terra<-rasterToPoints(raster("terra2000.tif"))
  terra.lon<-unique(terra[,1])
  terra.lat<-unique(terra[,2])
  terra<-terra[,3]
  terra2000<-
matrix(data=terra,nrow=length(terra.lat),ncol=length(terra.lon),byrow = T)

  terra<-rasterToPoints(raster("terra2008.tif"))
  terra.lon<-unique(terra[,1])
  terra.lat<-unique(terra[,2])
  terra<-terra[,3]
  terra2008<-
matrix(data=terra,nrow=length(terra.lat),ncol=length(terra.lon),byrow = T)

  terra<-rasterToPoints(raster("terra2014.tif"))
  terra.lon<-unique(terra[,1])
  terra.lat<-unique(terra[,2])
  terra<-terra[,3]
  terra2014<-
matrix(data=terra,nrow=length(terra.lat),ncol=length(terra.lon),byrow = T)

  new<-c()
  for(a in 1:length(traj.coords)){
    traj<-traj.coords[[a]]
    dates<-traj[,1] ; traj.lat<-traj[,3] ; traj.lon<-traj[,2]
    trmm.ref<-unlist(lapply(dates,function(x) which(date.trmm.files==x)))
    traj.rain<-c()
    traj.terra2000<-c()
    traj.terra2008<-c()
    traj.terra2014<-c()
    for(b in 1:length(traj.lat)){ # executa cada coordenada dentro da
trajetória, ponto por ponto

      # para dados de chuvas trmm sobre as trajetórias

      fname<-trmm.files[trmm.ref[b]]
      if(is.na(fname)) {traj.rain[b]<-NA ; next}

      fid<-open.nc(fname)
      dat<-read.nc(fid)
      rainfall<-dat$precipitation
      lon<-dat$lon
      lat<-dat$lat
      x<-range(lon)
      y<-range(lat)
      close.nc(fid)
    }
  }
}

```

```

lat.<-which.min(abs(lat-traj.lat[b]))
lon.<-which.min(abs(lon-traj.lon[b]))
traj.rain[b]<-rainfall[lat.,lon.]

# para dados terra class sobre as trajetórias

lon.<-which.min(abs(terra.lon-traj.lon[b]))
lat.<-which.min(abs(terra.lat-traj.lat[b]))

traj.terra2000[b]<-terra2000[lat.,lon.]
traj.terra2008[b]<-terra2008[lat.,lon.]
traj.terra2014[b]<-terra2014[lat.,lon.]

}
traj<-
data.frame(traj,traj.rain,traj.terra2000,traj.terra2008,traj.terra2014)
new[a]<-list(traj)
names(new)[a]<-names(traj.coords)[a]
}

return(new)
}

#####

cornertext<-
function(lab,side=3,cex=1,srt=0,linex=2,liney=2,ratio=10,col="black",lty=NA)
{
  maxy<-par("usr")[4]
  miny<-par("usr")[3]
  diffy<-maxy-miny
  maxx<-par("usr")[2]
  minx<-par("usr")[1]
  diffx<-maxx-minx
  xlinelength<-diffx/ratio

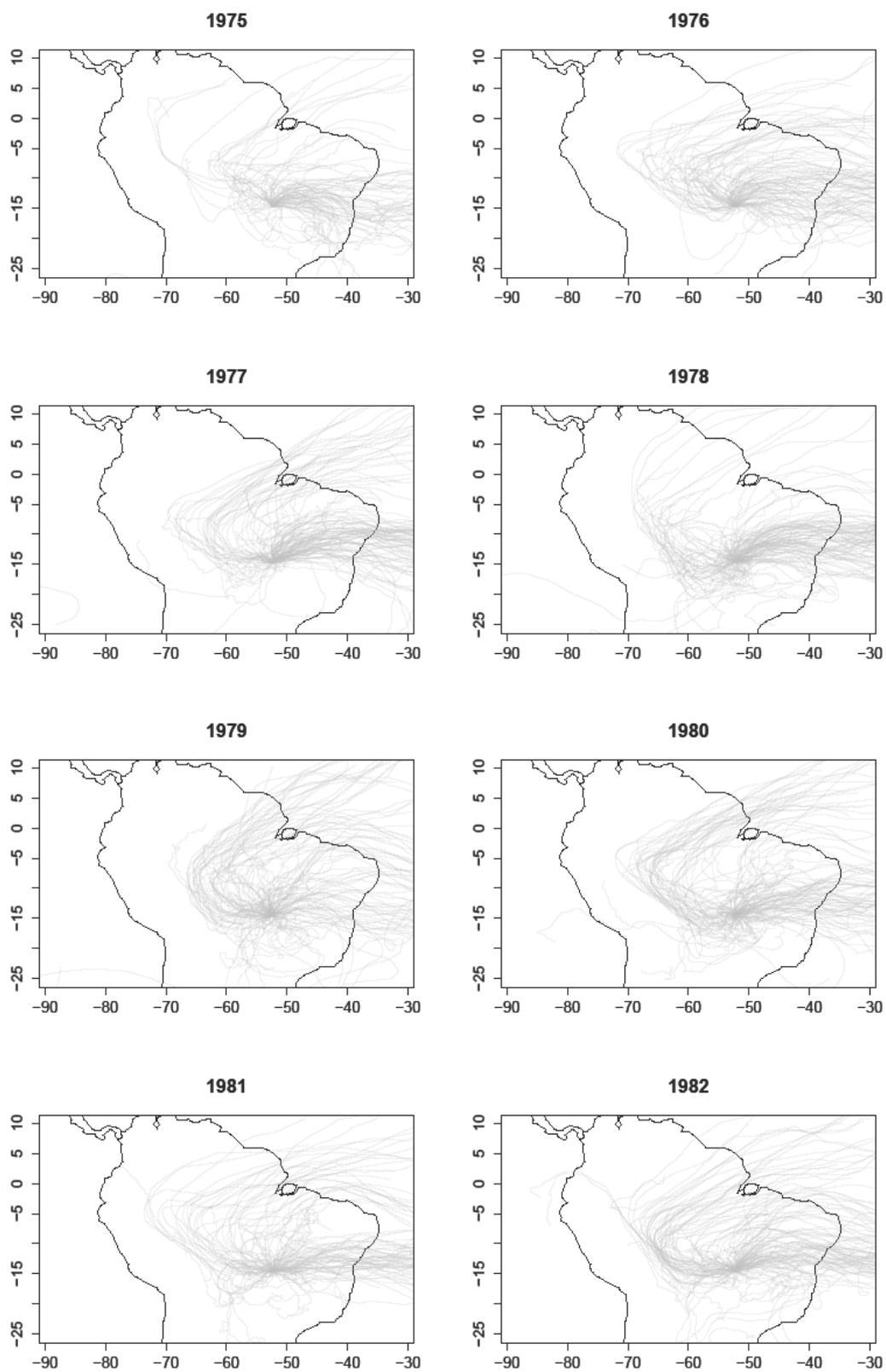
  if(side==1) {ypos<-miny+(diffy/ratio)*liney ; xpos<-
minx+(diffx/ratio)*linex}
  if(side==2) {ypos<-maxy-(diffy/ratio)*liney ; xpos<-
minx+(diffx/ratio)*linex}
  if(side==3) {ypos<-maxy-(diffy/ratio)*liney ; xpos<-maxx-
(diffx/ratio)*linex}
  if(side==4) {ypos<-miny+(diffy/ratio)*liney ; xpos<-maxx-
(diffx/ratio)*linex}

  if(is.na(lty)==F) lines(c(xpos-xlinelength,xpos-
0.1),rep(ypos,2),lty=lty,xpd=NA,col=col)
  text(xpos,ypos,lab,cex=cex,srt=srt,xpd=NA,col=col,pos = 4)
}

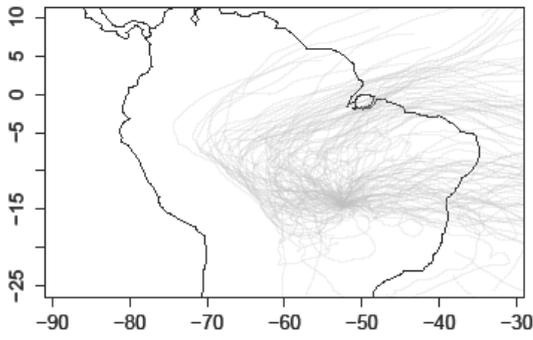
#####

```

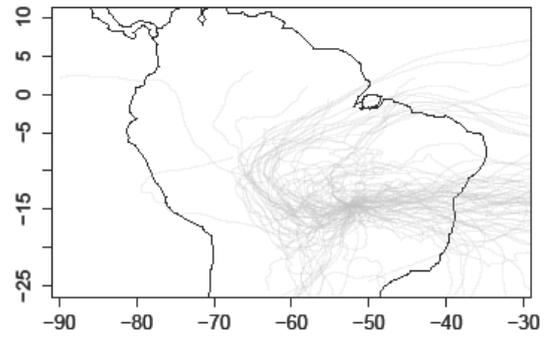
Apêndice 6. Retrotrajetórias (10-d) das massas de ar que chegaram diariamente ao sudoeste do Cerrado entre 1975 e 2016. Aqui consideramos apenas as massas de ar que chegaram às coordenadas de referência em dias com registros de precipitação



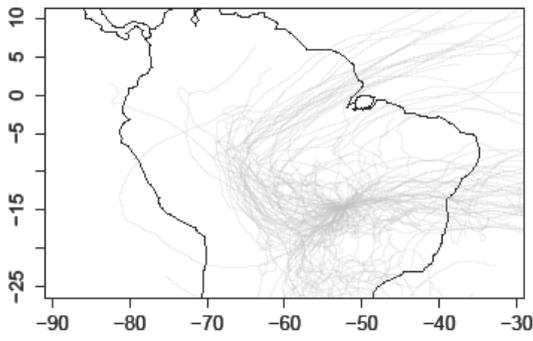
1983



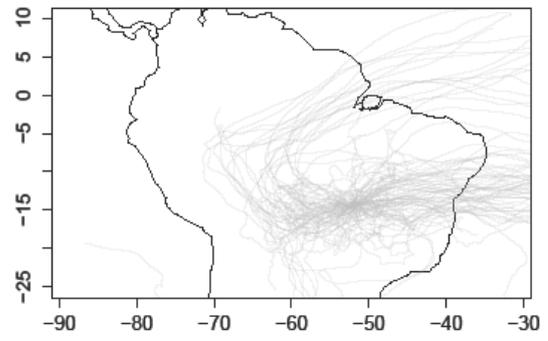
1984



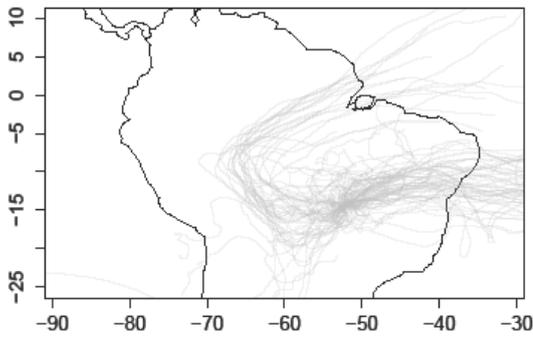
1985



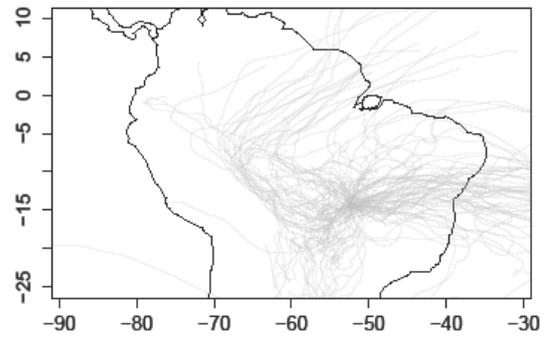
1986



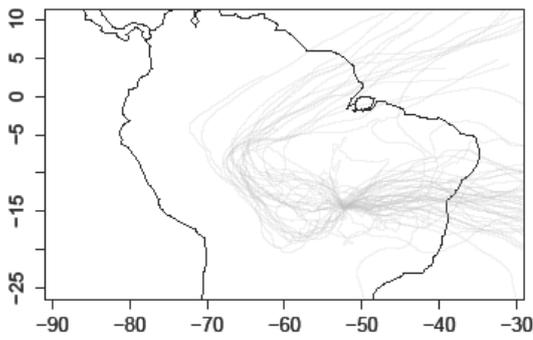
1987



1988



1989



1990

