

ÁGUA

Desafios para a
Sustentabilidade
da Agricultura

Lineu Neiva Rodrigues
Azeneth Eufrausino Schuler
Editores Técnicos

ÁGUA

DESAFIOS PARA
A SUSTENTABILIDADE
DA AGRICULTURA

**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Cerrados
Embrapa Solos
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**

ÁGUA

DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE DA AGRICULTURA

*Lineu Neiva Rodrigues
Azeneth Eufrausino Schuler*
Editores Técnicos

Embrapa
Brasília, DF
2016

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Cerrados

Rodovia BR-020, Km 18
Caixa Postal 08223
CEP 73310-970 Planaltina, DF
Fone: (61) 3388-9898
Fax: (61) 3388-9885 | 3388-9879
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac/

Unidades responsáveis pelo conteúdo

Embrapa Cerrados e Embrapa Solos

Comitê Local de Publicações da Embrapa Solos

Presidente: *José Carlos Polidoro*
Secretária-executiva: *Jacqueline Silva Rezende Mattos*
Membros: *Alba Leonor da Silva Martins, Cesar da Silva Chagas, Enyomara Lourenco Silva, Evaldo de Paiva Lima, Joyce Maria Guimarães Monteiro, Luciana Sampaio de Araujo, Maria Regina Capdeville Laforet, Mauricio Rizzato Coelho, Moema de Almeida Batista, Wenceslau Geraldes Teixeira, Ademar Barros da Silva, Adriana Vieira de Camargo de Moraes*

Nota: *A Embrapa é uma empresa que respeita os direitos autorais. No entanto, não conseguimos localizar os autores de algumas imagens utilizadas nesta obra. Se você é autor de alguma ou conhecer quem o seja, por favor, entre em contato com a Embrapa Informação Tecnológica, no endereço acima.*

Embrapa Solos

Rua Jardim Botânico, nº 1.024
Bairro Jardim Botânico
CEP 22460-000 Rio de Janeiro, RJ
Fone: (21) 2179-4500
Fax: (21) 2179-5291
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac/

Unidade responsável pela edição

Embrapa Informação Tecnológica

Coordenação editorial
Selma Lúcia Lira Beltrão
Lucilene Maria de Andrade
Nilda Maria da Cunha Sette

Supervisão editorial
Juliana Meireles Fortaleza

Revisão de texto
Corina Barra Soares

Normalização bibliográfica
Iara Del Fiaco Rocha

Projeto gráfico e editoração eletrônica
Júlio César da Silva Delfino

Capa
Paula Cristina Rodrigues Franco

Fotos da capa
Domínio público

1ª edição

1ª impressão (2016): 1.000 exemplares

2ª impressão (2018): 1.000 exemplares

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Informação Tecnológica

Água : desafios para a sustentabilidade da agricultura / Lineu Neiva Rodrigues, Azeneth Eufrausino Schuler, editores técnicos. – Brasília, DF : Embrapa, 2016.
255 p. : il. color. ; 16 cm x 22 cm.

ISBN 978-85-7035-610-9

1. Recurso hídrico. 2. Condição ambiental. 3. Bacia hidrográfica. 4. Hidrogeologia.
I. Rodrigues, Lineu Neiva. II. Schuler, Azeneth Eufrausino. III. Embrapa Cerrados.
IV. Embrapa Solos.

CDD 333.91

© Embrapa 2016

Autores

Arthur Vrechi

Engenheiro florestal, consultor do Programa do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (Ipef), Piracicaba, SP

Azeneth Eufrausino Schuler

Engenheira florestal, doutora em Ciência, pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Carlos de Oliveira Galvão

Engenheiro civil, doutor em Engenharia de Recursos Genéticos, professor da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, PB

Carolina Bozetti Rodrigues

Engenheira florestal, mestre em Recursos Florestais, doutoranda em Recursos Florestais na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (Esalq), Piracicaba, SP

Celso de Oliveira Loureiro

Engenheiro elétrico, Ph.D. em Hidrogeologia, professor aposentado da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG

Cleiton da Silva Silveira

Físico, doutor em Engenharia Civil, professor da Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (Unilab), Acarape, CE

Eduardo de Castro

Geólogo, Ph.D. em Hidrogeologia, professor aposentado da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG

Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo

Geógrafa, doutora em Geografia Física, pesquisadora do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), São José dos Campos, SP

Francisco de Assis de Souza Filho

Engenheiro civil, doutor em Engenharia Civil, professor da Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, CE

Frederico Cláudio Peixinho

Engenheiro hidrólogo, mestre em Computação Aplicada, pesquisador da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), Rio de Janeiro, RJ

Hugo Morais de Alcântara

Engenheiro civil, doutor em Recursos Naturais, professor da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, PB

Humberto Ribeiro da Rocha

Engenheiro de infraestrutura aeronáutica, doutor em Meteorologia, professor titular da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP

João Herbert Moreira Viana

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Milho e Sorgo, Sete Lagoas, AL

Lineu Neiva Rodrigues

Engenheiro agrícola, doutor em Engenharia Agrícola, pesquisador da Embrapa Cerrados, Brasília, DF

Luciana de Resende Londe

Bióloga, doutora em Sensoriamento Remoto, pesquisadora do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), Cachoeira Paulista, SP

Orlando dos Santos Watrin

Engenheiro-agrônomo, doutor em Geografia, pesquisador da Embrapa Amazônia Oriental, Belém, PA

Oswaldo Machado Rodrigues Cabral

Meteorologista, doutor em Ciências, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Pedro Gerhard

Biólogo, doutor em Ecologia de Agroecossistemas, pesquisador da Embrapa Monitoramento por Satélite, Cachoeira Paulista, SP

Ricardo de Oliveira Figueiredo

Bacharel em Biociências e Biotecnologia, doutor em Biociências e Biotecnologia, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Samíria Maria Oliveira da Silva

Engenheira de pesca, doutora em Engenharia Civil, pós-doutoranda em Recursos Hídricos na Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, CE

Sandra Helena Silva de Aquino

Socióloga, mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente, pesquisadora da Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, CE

Sílvio Frosini de Barros Ferraz

Engenheiro florestal, doutor em Recursos Florestais, professor associado da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), Piracicaba, SP

Vajapeyam Srirangachar Srinivasan

Engenheiro civil, Ph.D. em Engenharia Civil, professor da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande, PB

Walter de Paula Lima

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), Piracicaba, SP

Agradecimentos

Às instituições brasileiras que, representadas por seus profissionais, foram importantes parceiras na elaboração deste livro. Entre elas, merecem destaque: Embrapa Cerrados, Embrapa Solos, Embrapa Milho e Sorgo, Embrapa Meio Ambiente, Embrapa Amazônia Oriental, Embrapa Monitoramento por Satélite, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), Universidade Federal do Ceará (UFC), Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), Universidade de São Paulo (USP), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais (Ipef), Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe) e Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (Esalq).

Aos patrocinadores do *I Seminário da Rede AgroHidro*, evento que motivou a produção deste livro. São eles: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação Agrisus, Serviço Geológico do Brasil (CPRM), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa) e, em especial, Secretaria de Desenvolvimento Agropecuário e Cooperativismo (SDC).

E a todos os participantes do *I Seminário da Rede AgroHidro*.

Apresentação

Este livro é um dos produtos científicos do *I Seminário da Rede AgroHidro*. Essa rede foi criada com o intuito de contribuir, na forma de produtos tecnológicos e/ou subsídios técnicos para tomada de decisão, para o alcance da tão almejada produção sustentável de alimentos, considerando as possíveis alterações nos processos hidrológicos, advindas das mudanças climáticas e das alterações no uso do solo, que podem, por sua vez, afetar a disponibilidade e a demanda de água para a agricultura e a qualidade de vida da população rural.

O tema central desse primeiro seminário – Água: desafios para a sustentabilidade da agricultura – foi escolhido em virtude da vulnerabilidade da agricultura às mudanças climáticas e de uso da terra, bem como seus efeitos sobre os recursos hídricos, considerando-se a diversidade dos biomas brasileiros.

Neste livro, pesquisadores de renome abordam assuntos atuais e futuros relacionados ao impacto da agricultura e das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos. Espera-se que o seu conteúdo possa auxiliar não somente a divulgar e fortalecer a Rede AgroHidro, mas também contribuir para a plena compreensão dos desafios que a sociedade tem à sua frente, com relação aos recursos hídricos, para garantir uma agricultura ao mesmo tempo eficiente e sustentável.

Cláudio Takao Karia
Chefe-Geral da Embrapa Cerrados

Prefácio

Uma das grandes preocupações atuais da comunidade científica é entender como as mudanças no clima, no uso e na cobertura da terra afetam ou têm potencial para afetar os recursos hídricos nos biomas, e que efeitos terão sobre a sustentabilidade ambiental e econômica das comunidades rurais. As mudanças climáticas têm potencial para alterar os processos do ciclo hidrológico, podendo afetar a disponibilidade e a demanda de água (principalmente para a agricultura), elemento que, por sua vez, depende da evaporação e da precipitação. De fato, conforme projeções de diversos estudos, as mudanças climáticas deverão provocar forte impacto sobre a disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas do mundo inteiro.

No Brasil, os ambientes aquáticos estão naturalmente vulneráveis a esses fatores, que poderão prejudicar a disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas e, em consequência, afetar o setor agrícola, comprometendo seriamente o seu desempenho. Assim, mais do que entender a questão, é preciso formar uma visão crítica e estratégica sobre ela. Por isso, é bem-vindo todo acesso a tecnologias e ferramentas de análise e gestão, que embasem novos conhecimentos para uma produção agrícola inovadora e eficiente quanto ao uso dos recursos hídricos.

Esta obra é fruto do *I Seminário da Rede AgroHidro*, que foi realizado entre os dias 15 e 19 de outubro de 2012, nas dependências do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), no Rio de Janeiro. O tema central do seminário é o mesmo deste livro – Água: desafios para a sustentabilidade da agricultura.

O livro está organizado em nove capítulos. Os três primeiros tratam do tema mudanças climáticas, dinâmica do uso da terra e suas implicações nos recursos hídricos e na sustentabilidade da agricultura.

O Capítulo 1 aborda, especificamente, os impactos que a mudança climática pode gerar nos setores agrícola e de geração de energia. Por uma abordagem de cenários, evidenciou-se a necessidade de desenvolver estratégias de adaptação que possam reduzir a vulnerabilidade a que essas áreas estão expostas, com o propósito de fazer que os sistemas complexos em estudo se tornem mais resilientes às variações do clima.

No Capítulo 2, os autores comprovam que a avaliação do nível trófico é um recurso que pode contribuir para ampliar o conhecimento sobre a dinâmica do uso e da cobertura da terra, e suas implicações. Na sequência, apresentam metodologias e estudos de caso para embasarem essa teoria.

O Capítulo 3 discute os componentes do balanço de água de superfície, na escala de ecossistema, contextualizada pela caracterização das mudanças climáticas globais, e, em especial, o impacto do aquecimento sobre a evapotranspiração. São analisados os efeitos das mudanças de uso da terra sobre a evapotranspiração e a vazão, ilustrados com exemplos sobre o controle da variação climática na produtividade e na evapotranspiração dos agroecossistemas de cana-de-açúcar e eucalipto, avaliados em medidas diretas no Brasil.

O Capítulo 4 aborda o tema rede de monitoramento, mostrando ser esse um insumo vital para a ampliação do conhecimento sobre o comportamento dos processos hidrológicos, bem como para a gestão e o aproveitamento integrado, racional e múltiplo dos recursos hídricos. Os resultados alcançados até o momento, em termos de monitoramento hidrológico, indicam a necessidade de dar continuidade a vários processos, como: o de modernização e automação dos sistemas de coleta e medição hidrológicas; o de investimento na integração das redes de monitoramento de águas superficiais e subterrâneas; e o de busca de articulação e integração das instituições, envolvendo a União e os estados da Federação.

Os capítulos 5, 6, 7, 8 e 9 tratam de estudos em bacias hidrográficas experimentais.

O Capítulo 5 destaca a hidrogeologia como elemento essencial para a gestão integrada dos recursos hídricos. Ressalta ainda que o conhecimento da relação entre a ocupação do solo e os seus impactos sobre os recursos hídricos é determinante para a execução de ações preventivas e corretivas para eventuais problemas.

O Capítulo 6 apresenta um resumo das premissas que fundamentam o Programa de Monitoramento de Bacias Hidrográficas. Destaca que, associada à expansão do setor florestal, está a preocupação com os efeitos ambientais decorrentes da produção florestal em larga escala, a exemplo dos possíveis efeitos das florestas sobre os recursos hídricos.

No Capítulo 7, os autores fazem uma revisão de pesquisa em bacias hidrográficas, demonstrando que os estudos hidrológicos e biogeoquímicos de sistemas agrícolas e agroflorestais são fundamentais para o balizamento de planos de desenvolvimento sustentável da Região Amazônica.

No Capítulo 8, é apresentado o trabalho de pesquisa desenvolvido em bacias experimentais do Cariri paraibano. Os autores concluem que, para vencer os desafios impostos no local, é imprescindível conhecer os processos hidrológicos, que fornecerão informações regionalizadas para o gerenciamento dos recursos hídricos.

Por fim, no último capítulo (Capítulo 9), é apresentado um trabalho de pesquisa desenvolvido em bacia experimental do bioma Cerrado, em que o autor enfatiza que a busca por alocações de água é um desafio para a sociedade brasileira e que os estudos de longa duração sobre bacias experimentais devem continuar, em virtude da falta de dados e informações hidroclimáticas, especialmente para as condições do bioma Cerrado.

Os editores têm plena confiança de que a ciência contida neste livro vai aprofundar o entendimento sobre essa questão candente, de dimensão internacional, que é a relação da água com a agricultura.

Os Editores

Sumário

Capítulo 1

Impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos, a agricultura e o setor elétrico brasileiro, 19

Capítulo 2

Avaliação do nível trófico de reservatórios como suporte a estudos da dinâmica de uso e cobertura da terra e suas implicações nos recursos hídricos, 67

Capítulo 3

Controles climáticos e das mudanças de uso da terra no balanço de água no Brasil: uma discussão em escala de agroecossistemas, 87

Capítulo 4

Monitoramento hidrológico: um fator de sustentabilidade hídrica, 107

Capítulo 5

Hidrogeologia da fazenda experimental da Embrapa Milho e Sorgo e entorno, em Sete Lagoas, MG, 129

Capítulo 6

Sustentabilidade hidrológica de florestas plantadas: o papel do monitoramento em microbacias experimentais, 167

Capítulo 7

Estudos hidrobiogeoquímicos e ecossistêmicos em pequenas bacias hidrográficas com uso agrícola na Amazônia Oriental, 185

Capítulo 8

Bacias experimentais do Cariri paraibano, 213

Capítulo 9

Bacia experimental do Rio Buriti Vermelho, na ecorregião do Planalto Central, 233

Capítulo 1

Impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos, a agricultura e o setor elétrico brasileiro

Francisco de Assis de Souza Filho

Cleiton da Silva Silveira

Samíria Maria Oliveira da Silva

Sandra Helena Silva de Aquino

Introdução

As mudanças climáticas podem produzir grandes impactos sobre os recursos hídricos. O aquecimento observado nas últimas décadas pode causar mudanças no ciclo hidrológico, por meio da modificação dos padrões de precipitação e evapotranspiração, os quais, por sua vez, podem provocar impactos diretos sobre a umidade do solo, a reserva subterrânea e a geração do escoamento superficial. Esses aspectos, associados ao aumento da demanda por água – projetado para as próximas décadas, principalmente em virtude do crescimento populacional e do aumento da riqueza –, poderão exercer grande pressão sobre os hidrossistemas brasileiros.

Além disso, as mudanças climáticas impõem riscos que podem limitar o desenvolvimento de regiões, caso as ações desenvolvidas para mitigá-los sejam superficiais, insuficientes ou ineficientes, embora se saiba das dificuldades de gerenciamento desses riscos, em virtude da própria incerteza inerente a esse contexto. Nesse sentido, alguns sistemas socionaturais, como os agrícolas, tendem a ser mais vulneráveis às mudanças climáticas porque neles há uma associação intrínseca entre os seres vivos que o habitam e o uso desses recursos. Assim, qualquer evento climático extremo, como seca ou cheia, ocasiona impactos cujas consequências podem se estender por um longo período, desestruturando economias locais e modos de vida, e, conseqüentemente, ocasionando ou acirrando conflitos de usos.

O clima de uma região baseia-se, fundamentalmente, na atuação simultânea de diversos sistemas atmosféricos de várias escalas e na dinâmica de suas interações. Esses sistemas podem variar conforme as características fisiográficas da região e segundo os padrões anômalos de grande escala de circulação atmosférica global associada ao fenômeno El Niño-Oscilação Sul (Enso) e ao dipolo do Atlântico, fenômenos que modificam a frequência, a distribuição espacial e a intensidade desses sistemas.

Os riscos de extremos hidrológicos (cheias e secas) para um local ou região estão associados a modos de variação em múltiplas escalas temporais (sazonal, interanual, multidecadal e centenária). Identificar e entender os modos de variação do clima é condição para quantificar os riscos hidrológicos e, conseqüentemente, definir os mecanismos para gerenciá-los.

As mudanças climáticas seriam, portanto, alterações na variabilidade desses diversos fenômenos atmosféricos, tanto em frequência quanto em intensidade. Essas modificações no clima podem levar a eventos extremos mais severos e mais frequentes, como secas severas, tempestades intensas, furacões, cheias e ondas de calor.

Para o horizonte de décadas (de longo prazo), a variabilidade de baixa frequência e as mudanças climáticas instigam uma discussão no processo decisório a respeito do planejamento baseado na estacionariedade das séries temporais, considerando que o dimensionamento de obras hidráulicas e o aproveitamento dos recursos hídricos são projetados e operados com base na hipótese da estacionariedade estatística de séries históricas. Entretanto, essa suposição pode ser invalidada pelas mudanças climáticas, pela variabilidade climática de baixa frequência e pelas mudanças no uso do solo. A não estacionariedade das séries históricas requer, portanto, estratégias mais robustas de adaptação e gestão de risco.

Nesse contexto, o presente capítulo apresenta os impactos que a mudança climática pode gerar no setor agrícola e no de geração de energia. Esses setores são sistemas complexos nos quais natureza e sociedade estão imbricadas. Em ambos os casos, a cenarização favoreceu o conhecimento sobre a possibilidade de ocorrência de riscos que possam desestruturar processos produtivos e modos de vida. De modo geral, esses cenários estão a cobrar estratégias de adaptação capazes de reduzir as vulnerabilidades, com o propósito de tornar os sistemas complexos um estudo mais resiliente às variações do clima.

Mudanças climáticas e impactos sobre a precipitação pluvial no Nordeste do Brasil

Esta seção contém uma análise das projeções de precipitação pluvial de alguns modelos do Coupled Model Intercomparison Project Phase 3 (CMIP3) para algumas de suas rodadas, publicados pelo quarto relatório do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC-AR4) [Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas], sobre o Nordeste do Brasil (NEB)

(SOLOMON et al., 2007). Os modelos utilizados, com as respectivas rodadas utilizadas nesse experimento, são mostrados na Tabela 1.

Utilizou-se uma região de 0°S a 10°S de latitude e 33°W a 44°W de longitude sobre o NEB, assim como uma porção do Oceano Atlântico (Figura 1).

Tabela 1. Modelos globais do IPCC-AR4 utilizados no experimento.

Designação do modelo	Instituição ou agência	Rodadas disponíveis
BCCR-BCM2	Bjerknes Centre for Climate Research, Universidade de Bergen (Noruega)	run1
CCCMA-CGCM3 1-T47	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (Canadá)	run1 a run5
CCCMA-CGCM3 1-T63	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (Canadá)	run1
CNRM-CM3	Centre National de Recherches Meteorologiques, Meteo France (França)	run1
CSIRO-MK3	CSIRO (Austrália)	run1 a run3
CSIRO-MK3.5	CSIRO (Austrália)	run1 a run3
GFDL-CM2.0	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, NOAA (Estados Unidos)	run1 a run3
GFDL-CM2.1	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, NOAA (Estados Unidos)	run1 e run2
INCM-CM3.0	Institute of Numerical Mathematics, Russian Academy of Science (Rússia)	run1
INGV-SXG2005	National Institute of Geophysics and Volcanology (Itália)	run1
IPSL-CM4	Institut Pierre Simon Laplace (IPSL) (França)	run1
LASG-FGOALS-G1.0	Lasg, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, P.O. Box 9804, Beijing 100029 (China)	run1 a run3
MIUB-ECHO-G	Meteorological Institute of the University of Bonn (Alemanha), Institute of KMA (Coreia do Sul), Model e Data Group	run1 a run5
MPI-ECHAM5	Max Planck Institute for Meteorology (Alemanha)	run1 a run4
MRI-CGCM2.3.2	Meteorological Research Institute, Meteorological Agency (Japão)	run1 a run4

Continua...

Tabela 1. Continuação.

Designação do modelo	Instituição ou agência	Rodadas disponíveis
NASA-GISS-AOM	Nasa Goddard Institute for Space Studies (NASA/ GISS) (Estados Unidos)	run1 e run2
NASA-GISS-EH	Nasa Goddard Institute for Space Studies (NASA/ GISS) (Estados Unidos)	run1 a run5
NASA-GISS-ER	Nasa Goddard Institute for Space Studies (NASA/ GISS) (Estados Unidos)	run1 a run9
NCAR-CCSM3	National Center for Atmospheric Research (NCAR) (Estados Unidos)	run1 a run7 e run9
NCAR-PCM	National Center for Atmospheric Research (NCAR), NSF, DOE, NASA e NOAA (Estados Unidos)	run1 a run4
NIES-MIROC3.2-HI	CCSR/NIES/FRCGC (Japão)	run1
NIES-MIROC3.2-MED	CCSR/NIES/FRCGC (Japão)	run1 a run3
UKMO-HADCM3	Hadley Centre for Climatic Prediction and Research, Met Office (Reino Unido)	run1 e run2
UKMO-HADGEM1	Hadley Centre for Climatic Prediction and Research, Met Office (Reino Unido)	run1

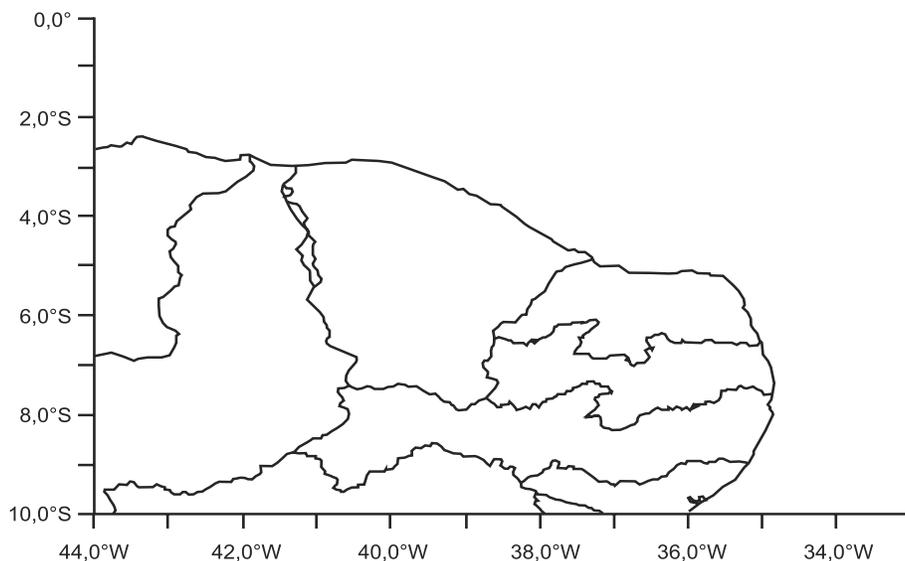


Figura 1. Região de estudo: Nordeste Setentrional brasileiro e parte do Oceano Atlântico.

Para identificar os modelos que melhor representassem os padrões de variação do século 20, foram adotados os resultados da avaliação proposta por Silveira et al. (2013b). Essa avaliação é constituída de três etapas, que analisam os padrões de variação de diferentes escalas: sazonal, interanual e interdecadal. A avaliação sazonal das rodadas consiste em análise da climatologia média das precipitações ao longo do período compreendido entre 1901 e 1999 para a região, conforme Silveira et al. (2012). As avaliações interanual e interdecadal baseiam-se na transformada em ondeletas (LÁZARO, 2011; TORRENCE; COMPO, 1998), sobretudo na comparação do espectro global de variação das séries observadas e modeladas.

Para a avaliação das projeções para o século 21 para o Nordeste Setentrional do Brasil, foram considerados os cenários A1B, A2 e B1, sendo calculadas as anomalias anuais e a tendência, segundo o teste de Mann-Kendall-Sen:

- O cenário A1 destaca um rápido crescimento econômico na primeira metade do século 21, associado a declínio na segunda metade e a inserção de novas tecnologias (SOLOMON et al., 2007). A família A1 divide-se em três grupos: A1F: aprimoramento da tecnologia com ênfase nos combustíveis fósseis; A1T: evolução da tecnologia à base de combustíveis não fósseis; e A1B: equilíbrio entre as diversas fontes de energia.
- O cenário A1B sugere um pico das emissões de gases estufa na metade do século 21, seguido por tendência de redução na segunda metade do século 21.
- O cenário A2 projeta um crescimento contínuo da população, associado a um lento desenvolvimento tecnológico. Isso implica emissões acentuadas de dióxido de carbono. Esse cenário é considerado o mais pessimista para o século 21 em termos de emissão de gases de efeito estufa.
- O cenário B1 projeta um mundo com população global crescente a taxas inferiores ao A2 e soluções locais para a sustentabilidade econômica, social e ambiental. O crescimento econômico é intermediário e considera um progresso tecnológico menos acelerado e diversificado. Esse cenário, que é considerado o mais otimista dos três avaliados, propõe um nível de emissão de gases de efeito estufa bem inferior ao dos cenários A1B e A2 no final século 21.

Análise geral do estudo

Na Figura 2, é mostrada a anomalia percentual da precipitação anual média sobre o Nordeste Setentrional do Brasil para os dez primeiros modelos do IPCC-AR4 (Tabela 2) para os cenários A1B, A2 e B1.

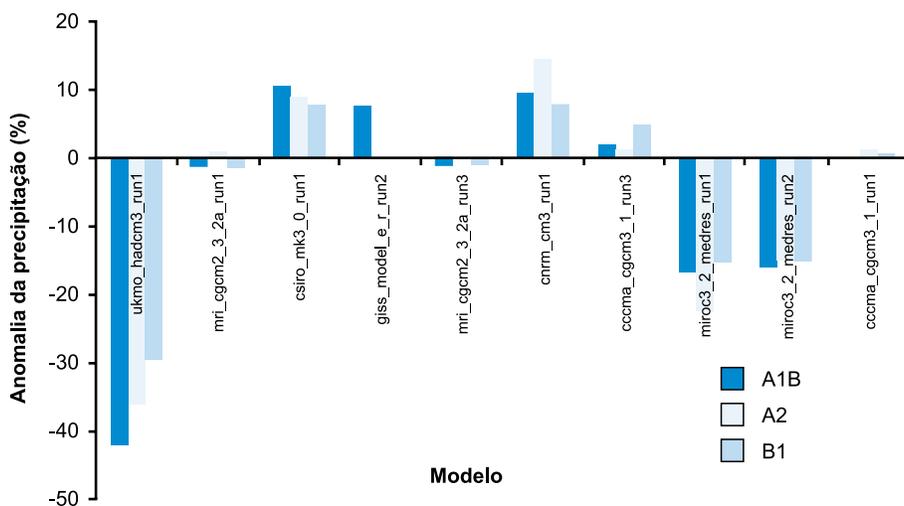


Figura 2. Anomalia das precipitações anuais no Nordeste Setentrional do Brasil para os dez primeiros modelos, segundo a classificação proposta por Silveira et al. (2013a).

Fonte: Silveira et al. (2013a).

Tabela 2. Relação dos modelos globais do CMIP3.

Designação do modelo	Instituição ou agência	Cenários disponíveis	Rodadas disponíveis
BCCR-BCM2	Bjerknes Centre for Climate Research, Universidade de Bergen (Noruega)	A1B e B1	run1
CSIRO-MK3	CSIRO (Austrália)	A1B e B1	run1
INM-CM3.0	Institute of Numerical Mathematics, Russian Academy of Science (Rússia)	A1B, B1 e A2	run1
GISS-AOM	Nasa Goddard Institute for Space Studies (NASA/Giss) (Estados Unidos)	A1B e B1	run1
MIROC3.2-HIRES	CCSR/NIES/FRCGC (Japão)	A1B e B1	run1
MIROC3.2-MEDRES	CCSR/NIES/FRCGC (Japão)	A1B, B1 e A2	run1, run2 e run3

As rodadas ukmo_hadcm3_run1, miroc3_2_medres_run1 e miroc3_2_medres_run2 apresentam projeções que indicam que a média das precipitações no século 21 sofreriam decréscimos superiores a 20% para os três cenários avaliados. Já as rodadas csiro_mk3_0_run1 e cnrm_cm3_run1 indicam acréscimos de aproximadamente 10% para os três cenários, anomalia essa também mostrada pela rodada giss_model_e_r_run2 para o cenário A1B, e pelo modelo ccma_cgcm3_1_run3 para o cenário B1. As demais projeções dos outros modelos não indicam impactos significativos na média anual de precipitações no século 21. O modelo giss_model_e_r_run2 não possui rodadas disponíveis para os cenários A2 e B1.

Na Tabela 3, são mostradas as declividades da tendência para os cenários A1B, B1 e A2 do IPCC-AR4 (SOLOMON et al., 2007) para o teste de Mann-Kendall-Sen, a estimativa para 2050 e 2100 e a classificação dos modelos climáticos.

Tabela 3. Declividade da tendência (em mm por ano) para os cenários A1B, B1 e A2 do IPCC-AR4 para o teste de Mann-Kendall-Sen, estimativa para 2050 e 2100, e classificação proposta por Silveira et al. (2013b).

Modelos do IPCC-AR4	CLAS	Inclinação (mm por ano)			Estimativa para 2050 (%)			Estimativa para 2100 (%)		
		A1B	B1	A2	A1B	B1	A2	A1B	B1	A2
ukmo_hadcm3_run1	1	-4,24	-3,61	-6,78	-19,29	-16,40	-38,35	-42,81	-36,40	-68,42
mri_cgcm2_3_2a_run1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
csiro_mk3_0_run1	3	2,51	-	-	9,44	-	-	20,95	-	-
giss_model_e_r_run2	4	3,28	*	*	7,88	*	*	17,48	*	*
mri_cgcm2_3_2a_run3	5	-	-	-1,98	-	-	-8,13	-	-	-14,51
cnrm_cm3_run1	6	2,53	2,48	2,71	7,44	7,27	9,89	16,51	16,14	17,64
cccma_cgcm3_1_run3	7	-1,45	1,39	-	-4,98	4,80	-	-11,05	10,65	-
miroc3_2_medres_run1	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
miroc3_2_medres_run2	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
cccma_cgcm3_1_run1	10	-	1,06	-	-	3,65	-	-	8,10	-
giss_model_e_h_run3	11	1,17	*	*	2,67	*	*	5,93	*	*
bccr_bcm2_0_run1	12	-	-	1,72	-	-	7,81	-	-	13,94
mpi_echam5_run4	13	-	*	*	-	*	*	-	*	*

Continua...

Tabela 3. Continuação.

Modelos do IPCC-AR4	CLAS	Inclinação (mm por ano)			Estimativa para 2050 (%)			Estimativa para 2100 (%)		
		A1B	B1	A2	A1B	B1	A2	A1B	B1	A2
giss_model_e_r_run1	14	*	2,79	3,38	*	6,55	9,88	*	14,54	17,64
giss_aom_run1	15	1,53	-	*	2,81	-	*	6,25	-	*
ncar_ccsm3_0_run5	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-
giss_model_e_h_run2	17	-	*	*	-	*	*	-	*	*
giss_model_e_r_run4	18	5,23	*	*	12,10	*	*	26,85	*	*
miroc3_2_medres_run3	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-
giss_model_e_h_run1	20	-	*	*	-	*	*	-	*	*
mri_cgcm2_3_2a_run2	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
cccma_cgcm3_1_t63_run1	22	-	-	*	-	-	*	-	-	*
ncar_pcm1_run4	23	-	*	-	-	*	-	-	*	-
ingv_echam4_run1	24	-	*	-	-	*	-	-	*	-
miub_echo_g_run1	25	-	-	-1,65	-	-	-5,38	-	-	-9,60
cccma_cgcm3_1_run2	26	-	-	-	-	-	-	-	-	-
giss_aom_run2	27	-	-	*	-	-	*	-	-	*
gfdl_cm2_1_run1	28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
gfdl_cm2_0_run1	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ipsl_cm4_run1	30	4,61	4,55	4,71	26,02	25,69	33,05	57,76	57,01	58,96
mri_cgcm2_3_2a_run4	31	-	-3,03	-	-	-10,01	-	-	-22,23	-
ncar_ccsm3_0_run7	32	-	-	*	-	-	*	-	-	*
iap_fgoals1_0_g_run2	33	-	-	*	-	-	*	-	-	*
cccma_cgcm3_1_run5	34	-	-	-1,37	-	-	-5,77	-	-	-10,30
cccma_cgcm3_1_run4	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-
iap_fgoals1_0_g_run3	36	-1,25	-	*	-3,79	-	*	-8,41	-	*
ncar_ccsm3_0_run2	37	-	-	-	-	-	-	-	-	-
inmcm3_0_run1	38	1,72	-	-	7,65	-	-	16,97	-	-
ncar_ccsm3_0_run4	39	*	-	-	*	-	-	*	-	-
ncar_ccsm3_0_run3	40	-	0,91	-	-	2,64	-	-	5,86	-
mpi_echam5_run2	41	-	1,88	-	-	7,42	-	-	16,47	-
mpi_echam5_run1	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-
miroc3_2_hires_run1	43	3,03	-	*	9,54	-	*	21,16	-	*
miub_echo_g_run3	44	-	-	-1,57	-	-	-5,16	-	-	-9,20
ncar_ccsm3_0_run1	45	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Continua...

Tabela 3. Continuação.

Modelos do IPCC-AR4	CLAS	Inclinação (mm por ano)			Estimativa para 2050 (%)			Estimativa para 2100 (%)		
		A1B	B1	A2	A1B	B1	A2	A1B	B1	A2
ukmo_hadgem1_run1	46	4,42	*	-	11,81	*	-	26,22	*	-
ncar_ccsm3_0_run6	47	-	-	*	-	-	*	-	-	*
ncar_pcm1_run2	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-
csiro_mk3_5_run1	49	*	-	-	*	-	-	*	-	-
iap_fgoads1_0_g_run1	50	-1,37	-	*	-4,08	-	*	-9,05	-	*
miub_echo_g_run2	51	-1,33	-	-	-3,53	-	-	-7,83	-	-
ncar_pcm1_run1	52	0,52	*	-	5,16	*	-	11,45	*	-
mpi_echam5_run3	53	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ncar_ccsm3_0_run9	54	*	-	*	*	-	*	*	-	*
ncar_pcm1_run3	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(*) Ausência desta rodada para este cenário. (†) Não há tendência com nível de significância de 95%. Para a classificação mostrada neste trabalho, foram excluídos aqueles modelos que não possuem rodadas para pelo menos um dos cenários avaliados para o século 21.

Fonte: Silveira et al. (2013a).

Para o cenário A1B, 11 rodadas indicaram tendência positiva, cinco delas apontaram tendência negativa e 35 não indicaram tendência para as precipitações no século 21 para o Nordeste Setentrional do Brasil. Por sua vez, para o cenário B1, sete rodadas apresentam tendência positiva, duas apresentam tendência negativa e 36 não apresentam. Já para o cenário A2, quatro modelos apresentam tendência positiva, cinco indicam tendência negativa e 30 não indicam tendência.

O modelo ukmo_hadcm3_run1 é a rodada com maior anomalia negativa em módulo, apontando os maiores extremos negativos para os três cenários do século 21. Indicam reduções de 6,78 mm por ano para o cenário A2 (o que corresponde a uma redução de 38,35% de precipitação no ano de 2050), 4,24 mm por ano para o cenário A1B (o que corresponde a uma redução de 19,29% de precipitação no ano de 2050) e 3,64 mm por ano para o cenário B1 (o que indica redução de 16,40% no regime de chuvas anuais). Já as rodadas cnrm_cm3_run1 e ipsl_cm4_run1 apontam para o aumento das precipitações para os três cenários. Este último indica um aumento de até 33,05% para o cenário A2 até 2050.

Já a simulação do `cccma_cg3_1_run3` indica sinais diferentes para os três cenários: para o A2 não há tendência significativa; para o A1B há tendência negativa que indica redução de 4,98% em 2050; e para o B1 há tendência positiva que implica aumento de 4,80% em 2050.

Para o cenário A1B, entre as dez primeiras rodadas, três indicam tendência positiva de até 3,28 mm por ano, e duas indicam tendência negativa de até 4,24 mm por ano. Essas projeções mostram estimativas que variam desde uma redução de 19,29% na precipitação, até um aumento de 9,44% no ano de 2050. Isso demonstra o alto nível de incerteza presente nessas projeções.

Para o cenário B1, entre os 20 primeiros modelos, apenas um indica tendência negativa para precipitação, com estimativa de redução de 16,40% no ano de 2050. Isso mostra indícios de que há maior probabilidade de normalidade ou um sensível aumento das precipitações para esse cenário nas próximas décadas do século 21.

Para o cenário A2, entre os dez primeiros modelos, existem dois que indicam tendências negativas para a precipitação no século 21, com estimativa de redução de até 38,35% no ano de 2050. Apenas um dos modelos aponta para tendência positiva de 9,89%. Isso mostra um nível de incerteza ainda maior do que o cenário A1B e B1; em contrapartida, indica maior probabilidade de normalidade ou redução das precipitações.

Considerações

Os modelos do IPCC divergem quanto ao futuro da precipitação no Nordeste Setentrional brasileiro. Esse espalhamento pode estar associado à própria incerteza proveniente dos fenômenos meteorológicos que envolvem essa variável e/ou à má representação dos fenômenos micro e mesoescala, a qual carece de uma grade de melhor resolução.

A maioria dos modelos do IPCC-AR4 é conservadora quanto às projeções relativas ao século 21 para a região do Nordeste Setentrional brasileiro, não indicando tendência significativa para as precipitações anuais segundo o teste Mann-Kendall-Sen.

Quanto aos cenários do IPCC-AR4 para precipitações anuais, tem-se que, para o cenário A1B, dos dez primeiros modelos, segundo a avaliação proposta por Silveira et al. (2013b), três indicam tendência positiva de até 3,28 mm por ano e dois indicam tendência negativa de até 4,24 mm por ano, segundo o teste de Mann-Kendall-Sen. Já para o cenário B1, entre os 20 primeiros modelos, apenas um indica tendência negativa para precipitação, com estimativa de redução de 3,61 mm por ano. A transformada de wavelets e a média móvel de 10 de anos do modelo que apresenta tendência negativa para o teste de Mann-Kendall-Sen sugerem flutuações em torno da normalidade no regime de precipitações anuais. Portanto, há maior probabilidade de normalidade ou leve intensificação no regime de precipitações anuais para esse cenário no século 21. Já para o cenário A2, entre os dez primeiros modelos, existem dois que indicam tendências negativas para a precipitação no século 21, com estimativa de redução de até 6,78 mm por ano, e apenas um dos modelos aponta para tendência positiva de 9,89 mm por ano. Conforme sugere a Figura 2, há maior margem de incerteza para esse cenário.

As divergências entre os modelos globais do IPCC-AR4 quanto às projeções interanuais e sazonais demonstram a presença de um alto nível de incerteza nessas projeções. Entretanto, essas informações podem ser usadas para a adoção de políticas de gestão para a agricultura, os recursos hídricos e áreas correlacionadas.

Mudanças climáticas e variações na vazão de algumas bacias e baseadas em alguns modelos do CMIP3

A matriz energética brasileira é basicamente constituída por energias consideradas limpas, principalmente as provenientes de hidroelétricas. A hegemonia da hidroeletricidade na matriz de energia elétrica brasileira está diretamente ligada ao regime fluvial (ALVES et al., 2013); portanto, é necessário fazer uma cautelosa análise de como as mudanças no clima podem afetar esse regime.

Para tanto, essa seção contém uma análise das projeções de algumas rodadas de modelos globais do CMIP3, publicados pelo quarto relatório do IPCC-AR4, para os cenários A1B, A2 e B1 para o século 21, buscando identificar as mudanças nas vazões anuais nas bacias que compõem o setor elétrico do Brasil, utilizando o modelo chuva-vazão Soil Moisture Accounting Procedure (SMAP).

Metodologia utilizada no estudo

A metodologia divide-se, basicamente, em três etapas. A primeira consiste em obter as evapotranspirações potenciais a partir das variáveis temperatura máxima, temperatura mínima e temperatura média dos modelos do IPCC-AR4, usando o método de Penman-Motheith (ALLEN et al., 1998; SILVEIRA et al., 2014). A segunda consiste na obtenção das precipitações dos modelos para a bacia de interesse, para posterior correção estatística e remoção de viés, usando a função de distribuição gama. Já na terceira etapa, obtêm-se as vazões usando o modelo hidrológico SMAP, tendo como dados de entrada as evapotranspirações e as precipitações corrigidas. Dessa forma, a partir da estimativa das variáveis evapotranspirações, precipitação e vazão, é possível quantificar a sensibilidade do setor elétrico às mudanças climáticas.

Os dados utilizados são provenientes do CMIP3. Esses, por sua vez, são resultados de simulações de modelos globais de alguns centros de pesquisa que contribuíram para a elaboração de relatórios do IPCC (Tabela 2), simulações essas forçadas pelas concentrações observadas de gases de efeito estufa durante os séculos 20 e 21 (simulações 20C3M). Para este experimento, foram usados apenas aqueles modelos que disponibilizaram temperaturas máxima e mínima do ar, visto que o cálculo de evapotranspiração potencial sugerido neste trabalho só seria possível usando essa informação.

Neste trabalho são utilizadas 24 bacias, monitoradas pelo Operador Nacional de Sistemas (ONS), as quais representam uma amostra dos aproveitamentos hidroelétricos brasileiros. Com exceção da Bacia de Santo Antônio, as demais estão completamente inseridas em território brasileiro. O amplo sistema de produção e transmissão de energia elétrica do Brasil – Sistema Interligado Nacional (SIN) – implica uma grande diversidade de

regiões, que possuem influências climáticas de vários fenômenos meteorológicos. Por esse motivo, várias bacias possuem comportamento sazonal distinto, a fim de se aproveitar ao máximo os recursos energéticos no País e a sazonalidade hidrológica própria de cada região. O sistema é dividido em quatro subsistemas: região Sudeste/Centro-Oeste, região Sul, região Norte e região Nordeste. Esses subsistemas são interligados por uma extensa malha de transmissão, que possibilita a transferência de excedentes energéticos e permite a otimização dos estoques armazenados nos reservatórios das usinas hidroelétricas.

O setor Nordeste é formado pelas bacias de Sobradinho e Xingó. O Nordeste brasileiro possui um ciclo anual bem definido de precipitações, no qual predominam dois períodos distintos: o período de chuva e o período seco. O período chuvoso concentra-se entre dezembro e julho, e o principal sistema produtor de chuva é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), seguido de sistemas secundários, tais como: linhas de instabilidade, complexos convectivos de mesoescala e efeitos de brisas, proximidade das frentes frias e os vórtices ciclônicos de ar superior.

O setor Norte é formado pelas bacias Serra da Mesa, Lajeado, Tucuruí, Belo Monte, Teles Pires, São Luiz do Tapajós e Santo Antônio. A sazonalidade da região Norte praticamente coincide com a da região Nordeste, onde, durante o período chuvoso, as vazões de Tucuruí são extremamente elevadas, indicando que parte da energia gerada pode ser levada para outra região. O principal sistema climático causador de chuvas que influencia essa região é a Zona de Convergência do Atlântico Sul.

A região Sudeste/Centro-Oeste é a de maior demanda do País, precisando, por isso, importar energia de outras regiões, durante a maior parte do ano. A região Sudeste é composta pelas seguintes bacias: Emborcação, Nova Ponte, Itumbiara, São Simão, Furnas, Água Vermelha, Nova Avanhandava, Porto Primavera, Rosana, Santa Cecília e Três Marias. Essa região também é bastante influenciada pela Zona de Convergência do Atlântico Sul.

A região Sul é formada pelas bacias de Itaipu, Salto Caxias, Itá e Dona Francisca. Esse setor possui grande variabilidade de armazenamento. A região Sudeste/Centro-Oeste é extremamente dependente dessa região, que é bastante influenciada por frentes frias.

Análise geral do estudo

Na Tabela 4, são apresentados os extremos inferiores e superiores de anomalia na média percentual anual nas vazões mostradas pelos modelos para os períodos de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099, em relação ao período de 1931 a 1999 dos modelos globais do CMIP3.

Tabela 4. Anomalias percentuais máximas e mínimas de vazões anuais sinalizadas pelo conjunto de modelos CMIP3 usados no experimento para os períodos de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099 em relação ao período de 1931 a 1999, para as bacias da ONS.

Bacia	Período	Cenários					
		A1B		A2		B1	
		Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.
Emborcação	De 2010 a 2039	0,1	-3,6	-2,0	-2,9	-1,3	-3,3
	De 2040 a 2069	0,0	-3,3	-3,1	-4,2	-1,1	-3,0
	De 2070 a 2099	0,1	-5,4	-3,7	-6,3	-1,2	-4,1
Nova Ponte	De 2010 a 2039	0,3	-4,1	-2,0	-2,9	-0,8	-4,3
	De 2040 a 2069	0,3	-3,7	-2,8	-4,5	-0,6	-4,1
	De 2070 a 2099	0,1	-5,9	-4,6	-6,8	-0,3	-4,1
Itumbiara	De 2010 a 2039	0,5	-4,2	-0,9	-2,3	0,6	-2,5
	De 2040 a 2069	0,0	-5,0	-1,9	-3,2	0,5	-2,6
	De 2070 a 2099	-0,3	-7,4	-2,5	-5,0	0,5	-2,8
São Simão	De 2010 a 2039	0,8	-4,2	-1,4	-2,7	1,1	-4,7
	De 2040 a 2069	-0,1	-5,1	-1,8	-3,4	1,7	-4,9
	De 2070 a 2099	-0,5	-7,0	-2,9	-6,8	1,6	-4,0
Furnas	De 2010 a 2039	1,1	-4,2	-1,7	-3,1	0,3	-5,4
	De 2040 a 2069	1,4	-3,8	-2,7	-4,6	0,0	-5,3
	De 2070 a 2099	0,5	-6,3	-4,2	-6,8	0,9	-4,1
Água Vermelha	De 2010 a 2039	0,4	-3,1	-1,6	-2,6	-0,9	-3,0
	De 2040 a 2069	0,5	-2,8	-2,3	-3,8	-0,3	-3,2
	De 2070 a 2099	0,2	-4,3	-3,0	-5,4	0,2	-3,4

Continua...

Tabela 4. Continuação.

Bacia	Período	Cenários					
		A1B		A2		B1	
		Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.
Nova Avanhandava	De 2010 a 2039	0,7	-2,8	-1,5	-2,2	0,0	-3,5
	De 2040 a 2069	0,5	-2,6	-2,0	-3,4	0,7	-3,4
	De 2070 a 2099	0,4	-3,6	-3,0	-4,8	1,5	-3,2
Porto Primavera	De 2010 a 2039	0,3	-3,8	-0,9	-1,8	-0,1	-2,2
	De 2040 a 2069	-0,1	-4,0	-0,8	-2,3	-0,2	-1,7
	De 2070 a 2099	-0,3	-5,0	-1,5	-2,9	-0,1	-2,0
Rosana	De 2010 a 2039	0,9	-2,1	0,2	-2,0	0,8	-2,7
	De 2040 a 2069	0,5	-2,4	-0,4	-2,7	1,2	-3,3
	De 2070 a 2099	1,3	-2,5	-0,6	-3,2	1,4	-2,2
Itaipu	De 2010 a 2039	0,9	-2,5	-0,5	-1,1	0,4	-2,7
	De 2040 a 2069	0,1	-2,1	-1,1	-1,9	0,5	-2,6
	De 2070 a 2099	0,7	-2,7	-1,5	-3,0	1,4	-2,5
Santa Cecília	De 2010 a 2039	1,5	-4,7	-1,0	-1,7	0,7	-4,5
	De 2040 a 2069	1,5	-3,8	-0,9	-3,9	2,2	-5,2
	De 2070 a 2099	0,2	-6,0	-2,5	-5,2	2,2	-4,3
Salto Caxias	De 2010 a 2039	1,9	-2,0	1,1	-1,3	1,9	-1,0
	De 2040 a 2069	1,1	-2,5	0,0	-2,0	2,7	-2,7
	De 2070 a 2099	2,9	-2,3	-0,1	-2,1	3,2	-1,5
Itá	De 2010 a 2039	2,7	-1,6	2,4	-0,5	4,5	0,1
	De 2040 a 2069	1,7	-2,1	0,8	-0,8	5,6	-1,7
	De 2070 a 2099	5,0	-2,0	1,3	-0,9	6,5	-0,1
Dona Francisca	De 2010 a 2039	3,7	-0,2	2,6	-0,8	4,4	-5,5
	De 2040 a 2069	2,3	-2,1	-0,4	-3,9	3,5	-4,3
	De 2070 a 2099	6,6	-1,9	0,1	-2,9	2,7	-6,8
Três Marias	De 2010 a 2039	0,7	-4,5	-2,2	-4,3	-0,6	-6,7
	De 2040 a 2069	1,1	-4,1	-3,7	-6,2	-0,6	-6,9
	De 2070 a 2099	0,3	-7,0	-5,5	-9,1	0,1	-6,3
Sobradinho	De 2010 a 2039	1,0	-11,0	1,3	-10,6	-0,2	-10,3
	De 2040 a 2069	1,3	-10,4	1,7	-10,0	1,7	-9,3
	De 2070 a 2099	1,3	-11,7	0,2	-11,1	1,5	-10,7

Continua...

Tabela 4. Continuação.

Bacia	Período	Cenários					
		A1B		A2		B1	
		Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.
Xingó	De 2010 a 2039	1,2	-23,7	30,8	-24,3	24,4	-22,6
	De 2040 a 2069	2,6	-23,9	20,2	-26,0	21,0	-23,1
	De 2070 a 2099	4,7	-24,6	15,1	-23,5	19,5	-23,2
Serra da Mesa	De 2010 a 2039	0,8	-3,2	-0,9	-2,4	-0,4	-3,2
	De 2040 a 2069	0,3	-3,8	-2,2	-3,3	-0,3	-3,3
	De 2070 a 2099	0,6	-5,1	-4,1	-5,4	-0,3	-3,6
Lageado	De 2010 a 2039	0,6	-3,6	-0,8	-3,1	0,2	-2,6
	De 2040 a 2069	0,7	-4,0	-1,8	-3,7	-0,1	-2,8
	De 2070 a 2099	1,2	-5,5	-3,2	-5,8	0,5	-3,7
Tucuruí	De 2010 a 2039	3,7	-6,6	3,6	-6,2	3,2	-6,1
	De 2040 a 2069	3,1	-7,0	3,7	-6,5	3,5	-6,4
	De 2070 a 2099	3,9	-8,4	3,3	-7,6	3,4	-7,2
Belo Monte	De 2010 a 2039	3,0	-5,6	3,1	-5,5	3,0	-5,3
	De 2040 a 2069	3,4	-5,4	3,9	-5,0	3,8	-4,8
	De 2070 a 2099	4,1	-6,5	3,7	-5,8	3,8	-5,3
Teles Pires	De 2010 a 2039	13,1	-6,3	13,0	-6,0	11,4	-5,8
	De 2040 a 2069	12,6	-7,0	13,2	-6,9	11,5	-6,4
	De 2070 a 2099	13,2	-8,4	12,9	-8,0	11,5	-7,0
São Luiz do Tapajós	De 2010 a 2039	2,1	-4,8	2,1	-4,5	1,9	-4,6
	De 2040 a 2069	2,1	-5,1	2,4	-4,7	2,1	-4,7
	De 2070 a 2099	2,5	-6,0	2,4	-5,2	2,1	-5,0
Santo Antônio	De 2010 a 2039	1,8	-1,4	1,5	-1,3	1,8	-1,3
	De 2040 a 2069	2,5	-1,2	2,0	-0,9	2,3	-0,9
	De 2070 a 2099	2,4	-1,8	2,4	-1,7	2,4	-1,2

Máx.: indica a anomalia na vazão anual do modelo do CMIP3, com maior valor para bacia, cenário e período em questão; Mín.: indica a anomalia na vazão anual do modelo do CMIP3, com menor valor para bacia, cenário e período em questão.

Para as bacias do setor Sudeste/Centro-Oeste, os modelos sugerem maior possibilidade de redução nas vazões, visto que as projeções de vazões dos modelos para essas bacias se encontram entre aproximadamente 0%

e 4% de anomalia negativa na maioria das bacias, em cada período de 30 anos.

No setor Nordeste, os modelos indicam bastante incerteza, não havendo convergência dos resultados obtidos, conforme mostrado por Silveira et al. (2013a). Na Bacia do Xingó, por exemplo, os modelos apontam anomalias que indicam desde um máximo de aumento de aproximadamente 25% nos três períodos, até reduções de vazões de aproximadamente 25% para o cenário B1.

Já as bacias do setor Norte apresentam margens de máximos e mínimos levemente distintas. Enquanto a Bacia Tucuruí apresenta projeções que possuem máximo de anomalia positiva de aproximadamente 3,5% e mínima negativa de 7% nos três períodos, a Bacia de Teles Pires apresenta margens entre 13% positivo e 8% negativa.

Quanto às bacias do setor Sul do Brasil, a Bacia de Itaipu apresenta extremos inferiores e superiores de anomalia na média percentual anual de vazões, respectivamente, 1% e -3%.

Na Figura 3, é mostrado o impacto na média anual de vazões no século 21 em três períodos (de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099), para os modelos do CMIP3, para o cenário A2, em comparação com o século 20 (de 1931 a 1999), para as bacias de Furnas, Itaipu, Sobradinho e Tucuruí.

Os modelos disponíveis convergem em relação ao impacto em Furnas e indicam que as vazões tendem a diminuir nessa bacia. Essa redução sugerida pelos modelos é superior a 2% em cada período de 30 anos, sendo sinalizadas reduções maiores no final do século 21. Segundo esses modelos, pode-se estimar que, ao final do século, a diminuição total nas vazões seja de aproximadamente 10%.

Em Itaipu, apesar de os modelos indicarem diminuição nas vazões, a magnitude percentual dessas reduções é bem inferior à de Furnas, atingindo valores inferiores a 1% no período de 2010 a 2039 e aproximadamente 2,5% para todos os modelos no período de 2070 a 2099.

Em Tucuruí e Sobradinho, os modelos divergem quanto às projeções de vazão para o século 21. Enquanto o modelo incm3-0-run1 indica vazões superiores à média do século 20, as rodadas do modelo miroc3-2-medres

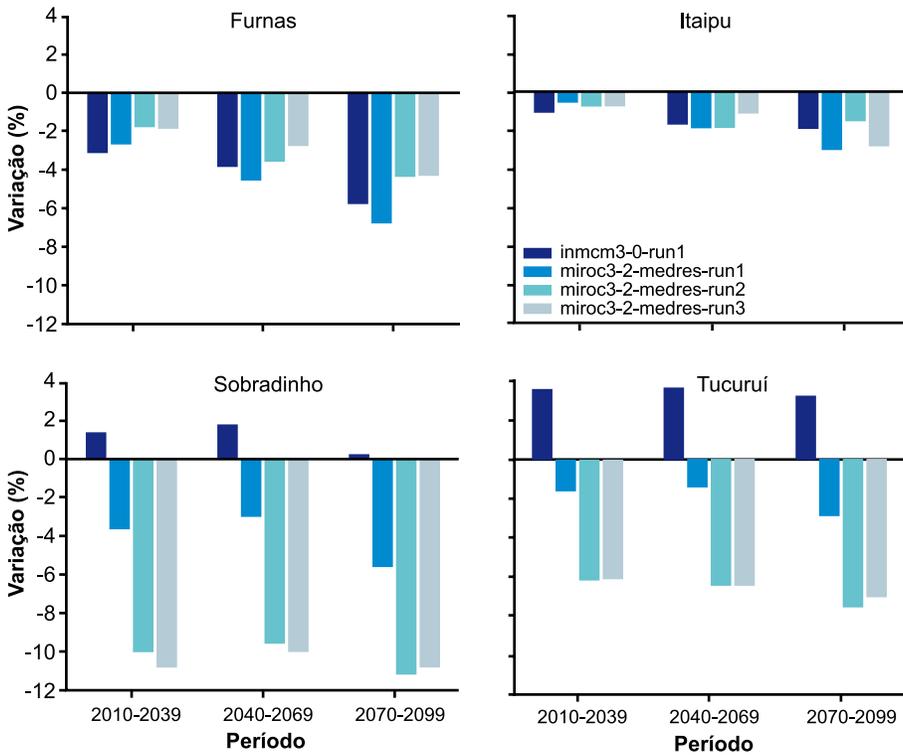


Figura 3. Impacto na média anual de vazões no século 21, em três períodos (de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099), para alguns modelos do CMIP3, para o cenário A2, em comparação com o século 20 (de 1931 a 1999), para Furnas, Itaipu, Sobradinho e Tucuuruí.

sugerem vazões inferiores à média. Essa configuração sugere que os modelos possuem baixa previsibilidade para essas bacias e/ou a incerteza associada a essas regiões é bastante elevada.

Na Figura 4, é mostrada a variação na média anual de vazões no século 21, em três períodos (de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099), para os modelos do CMIP3, para o cenário B1, em comparação com o século 20 (de 1931 a 1999), para as bacias de Furnas, Itaipu, Sobradinho e Tucuuruí. A maioria dos modelos indica que, na Bacia de Furnas, as vazões tendem a diminuir nos três períodos de 30 anos, porém os resultados divergem quanto à magnitude da redução.

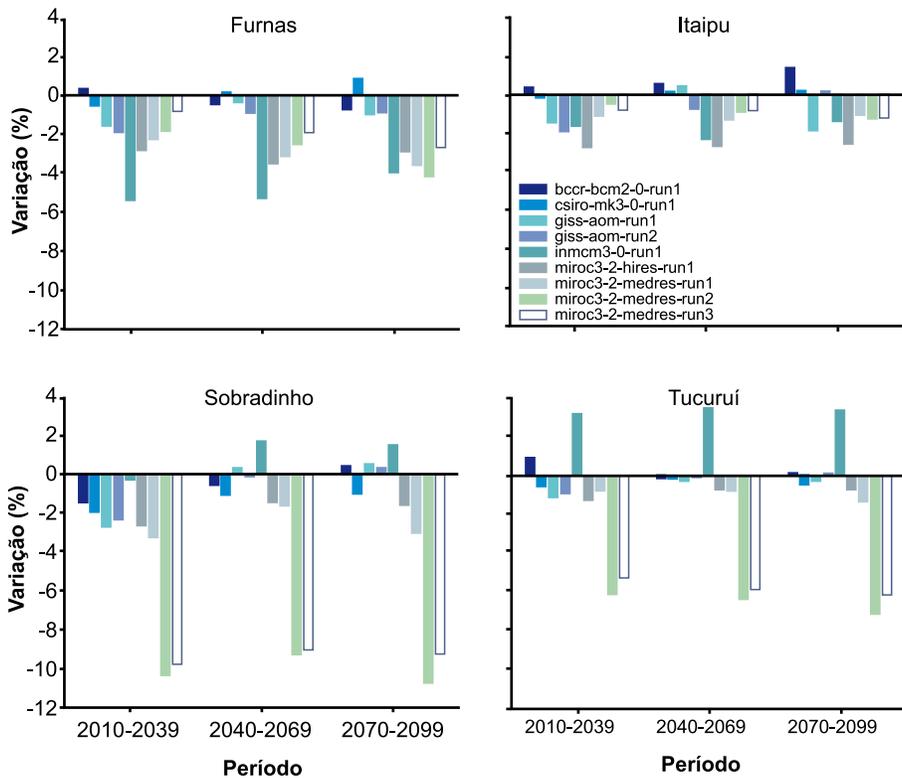


Figura 4. Anomalia na média anual de vazões no século 21, em três períodos (de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099), para alguns modelos do CMIP3, para o cenário B1, em comparação com o século 20 (1931-1999), para Furnas, Itaipu, Sobradinho e Tucuruí.

Os modelos *bccr-bcm2-0-run1* e *csiro-mk3-0-run1* não mostram variações significativas, com reduções e/ou aumentos nos três períodos inferiores a 1%. As rodadas 1 e 2 do modelo *giss-aom* indicam reduções de aproximadamente 2% no período de 2010 a 2039. Nos demais períodos de 30 anos, as rodadas sugerem variações inferiores a 1%. Os demais modelos indicam reduções nos três períodos de 30 anos, de 2,5% em média.

Em Itaipu, os modelos do cenário B1 mostram comportamento semelhante ao do cenário A2, com a maioria dos modelos sugerindo reduções de aproximadamente 2% em cada período de 30 anos. Já em Sobradinho, no período de 2010 a 2039, todos os modelos do cenário B1 indicam redução

nas vazões, divergindo apenas em magnitude, variando entre 0,2% e 10%. Nos demais períodos, os modelos bccr-bcm-2-0-run1, csiro-mk-3-0-run1, giss-aom-run1 e giss-aom-run2 indicam variações de apenas $\pm 1\%$. O modelo inmcm3-0-run1 indica acréscimo nas vazões nos dois últimos períodos de 30 anos, de aproximadamente 2%. Já as variações do modelo miroc3-2 sugerem reduções maiores do que 20% ao final do século 21.

Em Tucuruí, os modelos divergem quanto às projeções de vazões para o século 21. Enquanto o modelo incm3-0-run1 indica vazões superiores à média do século 20, as rodadas do modelo miroc3-2-medres sugerem vazões inferiores à média. Essa configuração sugere que os modelos possuem baixa previsibilidade para essas bacias e/ou a incerteza associada a essas regiões é bastante elevada.

Assim como nos modelos do cenário A2 do IPCC-AR4, a maioria dos modelos do cenário B1 converge quanto à variação nas vazões no setor elétrico na região Sudeste/Centro-Oeste do Brasil, mostrando que possivelmente as vazões devem reduzir em até 5%, em cada período de 30 anos, em Furnas.

Na Figura 5, pode-se visualizar a variação na média anual de vazões no século 21, em três períodos (de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099), para os modelos do CMIP3, para o cenário A1B, em comparação com o século 20 (1931-1999), para as bacias de Furnas, Itaipu, Sobradinho e Tucuruí.

Os modelos possuem comportamento muito semelhante ao dos demais cenários, com a maioria dos modelos indicando que, nas bacias de Furnas e Itaipu, as vazões tendem a diminuir nos três períodos de 30 anos, divergindo, porém, quanto à magnitude da redução.

Quanto a Sobradinho e Tucuruí, os modelos indicam o mesmo sinal do cenário B1, porém intensifica o sinal da anomalia para a maioria dos modelos e períodos.

Para Furnas, enquanto a maioria dos modelos concorda que haverá reduções nas vazões anuais, há uma razoável dispersão dos modelos em relação à distribuição dessa redução ao longo do ano, mostrando certa incerteza para a sazonalidade da precipitação no século 21. Os modelos bccr-bcm2-0-run1 e csiro-mk-3-0-run1 indicam aumento no primeiro semestre, associado a reduções no segundo semestre. Por sua vez, as

rodadas do modelo miroc-medres e o modelo miroc-hires-run1 indicam reduções ao longo de todo o ano. Na Bacia de Itaipu, os modelos mostram impactos inferiores a 5% em cada mês, em comparação com a média mensal no cenário 20C3M.

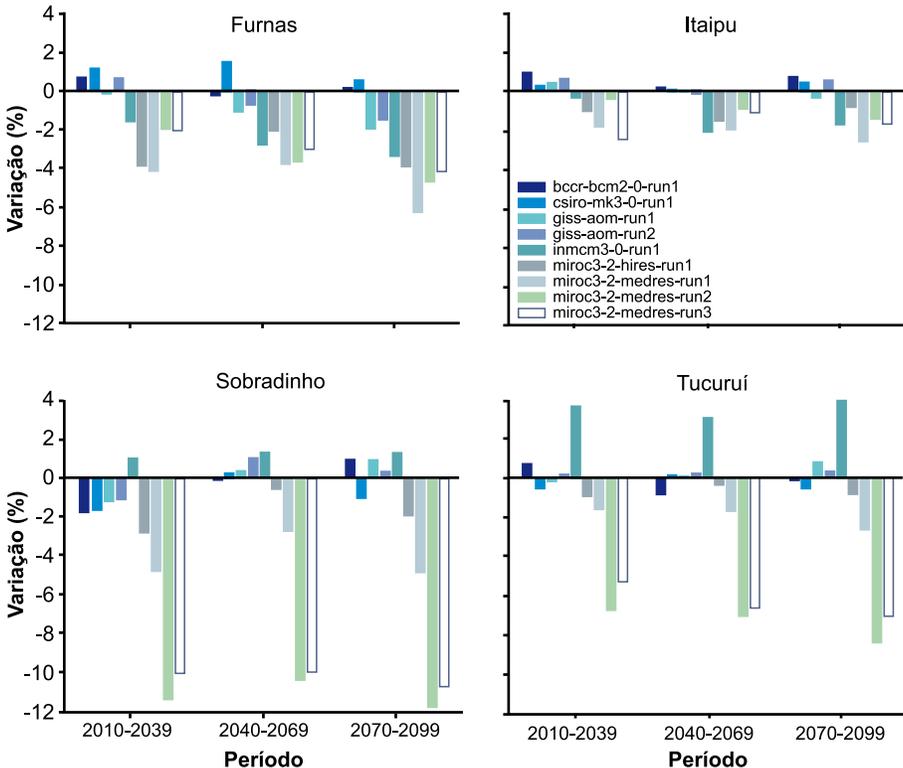


Figura 5. Anomalia na média anual de vazões no século 21, em três períodos (de 2010 a 2039, de 2040 a 2069 e de 2070 a 2099), para os modelos do CMIP3, para o cenário A1B, em comparação com o século 20 (de 1931 a 1999), para Furnas, Itaipu, Sobradinho e Tucuruí.

Em Sobradinho e Tucuruí, as rodadas do modelo miroc3-2-medres e o modelo miroc3-2-hires-run1 indicam reduções de até 10% no segundo semestre do ano. O modelo inmcm3-0-run1 indica reduções de até 3% por mês no primeiro trimestre do ano, associadas a aumentos percentuais nas vazões nos demais trimestres. Os modelos giss-aom e csiro-mk3-0 indicam anomalias inferiores a 1% na maioria dos meses, nessas bacias.

Recomendações

Os modelos do IPCC divergem quanto ao futuro das vazões nas principais bacias para o setor hidroelétrico brasileiro. Esse espalhamento pode estar associado à própria incerteza em relação aos fenômenos meteorológicos que envolvem variáveis provenientes dos modelos globais, e/ou à má representação dos fenômenos de micro e mesoescala, que precisam ser resolvidos numa grade de melhor resolução.

No setor Sudeste/Centro-Oeste, os modelos indicam margens que sugerem maior possibilidade de redução nas vazões; já no setor Nordeste, há mais incertezas entre os modelos e não há convergência a respeito dos resultados, conforme mostram Silveira e Souza Filho (2012).

Os modelos do IPCC-AR4 convergem quanto à anomalia de vazões no setor elétrico nas regiões Sudeste/Centro-Oeste e Sul, mostrando que possivelmente as vazões devem reduzir em até 5% a cada período de 30 anos, em Furnas, e aproximadamente em 4% até o final do século, em Itaipu. Quanto aos setores Norte e Nordeste, a divergência entre modelos indica bastante incerteza nessas regiões.

As rodadas do modelo miroc3-2-medres e o modelo miroc3-2-hires-run1 mostram reduções da vazão nas principais bacias de cada setor para todos os cenários avaliados e todos os períodos, principalmente no setor Nordeste. Enquanto isso, o modelo inmcm3-0-run1 mostra aumento nas vazões nos setores Norte e Nordeste para todos os cenários e períodos de 30 anos. As rodadas dos modelos giss-aom, csiro-mk3-0 e bccr-bcm2-0 mostram flutuações em torno da média anual histórica de vazões.

Impactos sobre a agricultura e sobre os recursos hídricos: um estudo de caso para a região de Cruzeta

Para conhecer a resiliência e a vulnerabilidade a que um hidrossistema está submetido, é preciso avaliar a sensibilidade desse hidrossistema (rede de rios, reservatórios, aquedutos e demandas) em uma região ou bacia

hidrográfica. Nessa avaliação, cumpre analisar a variabilidade climática atual e a forma como os hidrossistemas se adaptaram a ela.

Dessa forma, avaliar o comportamento dos hidrossistemas em cenário de mudança climática é de grande relevância para o seu gerenciamento sustentável. O presente texto analisa uma situação típica dos hidrossistemas no Semiárido brasileiro, quais sejam sistemas constituídos por uma pequena área irrigada e um núcleo urbano. Essa análise tem por objetivo apreender lições que embasem a formulação de estratégias de adaptação para as sociedades humanas condicionadas por situações similares.

Local de aplicação

Esta avaliação será realizada no hidrossistema de Cruzeta, o qual é formado pelo Município de Cruzeta, o reservatório de Cruzeta, o perímetro irrigado que se localiza a jusante do reservatório e uma irrigação difusa que se encontra a montante dele.

O Município de Cruzeta está localizado no Estado do Rio Grande do Norte e distancia-se aproximadamente 220 km da capital do estado, Natal. Esse município está inserido no Território do Seridó e é o segundo município desse território com o maior número de estabelecimentos de uso de irrigação (223 estabelecimentos). Possui uma população total de 7.967 habitantes (IBGE, 2010), sendo que, desse total, 6.521 habitantes vivem na área urbana, fato que evidencia um forte processo de urbanização do município.

O reservatório de Cruzeta é a única fonte de abastecimento desse hidrossistema. Ele foi construído pelo Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS), em 1929, e tem capacidade de acumulação de 35 milhões de metros cúbicos. Atualmente, ele encontra-se assoreado, em decorrência de problemas ambientais da região, alguns deles ocasionados pela atividade da pecuária. Por esse motivo, sua capacidade reduziu-se para 23,5 milhões de metros cúbicos.

A irrigação difusa está localizada nas vazantes do reservatório de Cruzeta. A Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh), do Estado do Rio Grande do Norte, em levantamento realizado em 2012, estimou que a área ocupada por essa irrigação é de 52,25 ha, tendo, na ocasião, identificado a forrageira como a cultura irrigada.

O perímetro irrigado de Cruzeta compõe um primeiro grupo de perímetros de irrigação de colonos familiares, em solo aluvionar, sendo a irrigação praticada em áreas próximas a rios. As obras para sua implantação foram iniciadas em 1970, mas somente 6 anos depois foram assentadas as famílias no perímetro irrigado de Cruzeta, cujo sistema de irrigação adotado é infiltração por sulco.

No período de 1989 a 1992, houve racionamento de água na cidade; por conseguinte, os irrigantes tiveram de se adaptar a essa nova situação. No ano de 1993, as atividades rurais foram totalmente paralisadas, já que o Açude Cruzeta tinha secado por completo. O período de 1997 a 2003 foi marcado por um novo corte no abastecimento de água para o perímetro. No ano seguinte, a situação foi normalizada. Porém, em 2005, o fornecimento de água para o perímetro foi mais uma vez interrompido para não comprometer o abastecimento da cidade. Com as chuvas de 2006, o DNOCS conseguiu liberar o fornecimento de água e, assim, os irrigantes puderam retomar suas atividades no perímetro (RIGARE, 2010).

A seguir, é apresentada a avaliação dos impactos das mudanças climáticas sobre o referido hidrossistema.

Oferta hídrica

A disponibilidade hídrica para os diversos fins foi avaliada por meio do balanço hídrico do hidrossistema, tendo como base as curvas de regularização do reservatório de Cruzeta. Para isso, inicialmente, foi realizado o ajuste das vazões afluentes ao reservatório de Cruzeta, correspondentes aos séculos 20 e 21, utilizando dois cenários de mudanças climáticas – A2 e B1 – no período de 2041 a 2070 (século 21) e de 1992 a 2010 (século 20), conforme os modelos climáticos globais BCM2 (Noruega), INCM3 (Rússia) e MIMR (Japão).

As vazões foram obtidas por meio da regionalização por desagregação espacial das vazões anuais afluentes ao reservatório de Assu. Essa medida foi necessária porque a escala da Bacia do Cruzeta não atende às informações climáticas do estudo hidrológico; ademais, falta *downscaling* dos modelos climáticos para a região.

Vale ressaltar que o reservatório de Assu está localizado na mesma bacia hidrográfica do reservatório de Cruzeta, tem os mesmos sistemas produtores de chuva e possui um posto fluviométrico localizado a jusante do reservatório.

Assim, as vazões de Cruzeta foram obtidas por meio da desagregação das vazões de Assu da forma como se segue:

- Calcula-se a curva de probabilidade não excedência para a série de vazões históricas do reservatório de Cruzeta.
- Calcula-se a curva de probabilidade não excedência para a série de vazões dos modelos climáticos para o século 20 do reservatório de Assu.
- Para cada ano simulado pelo modelo em Assu (Q_{Assu}), calcula-se a probabilidade de não excedência (p).
- Calcula-se qual vazão em Cruzeta (Q_{Cruz}) tem probabilidade de não excedência igual a p . Essa é a vazão desagregada (corrigida) para Cruzeta.

O ajuste realizado nas vazões afluentes mostrou que as médias do modelo e da observação são praticamente as mesmas, comprovando que a correção de escala funcionou bem para a média (Tabela 5). Além disso, os coeficientes de variação dos modelos foram maiores do que os da observação, o que significa que o ajuste da variabilidade não teve o mesmo sucesso da média. Por esse motivo, comparar-se-ão os resultados dos modelos obtidos para o século 21 com os resultados dos modelos obtidos para o século 20.

Tabela 5. Vazões de Cruzeta para os séculos 20 e 21 ($m^3 s^{-1}$).

Ajuste	Vazão ($m^3 s^{-1}$)									
	Século 20			Século 21_A2			Século 21_B1			
	Observado	BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR
Média	2,13	2,17	2,16	2,14	1,84	1,41	1,18	1,38	0,75	0,80
Desvio-padrão	2,31	3,23	3,29	2,54	1,97	2,37	1,93	1,29	0,64	0,58
CV	1,08	1,49	1,52	1,19	1,07	1,68	1,64	0,94	0,86	0,73

Modelos: BCM2 (Noruega), INCM3 (Rússia) e MIMR (Japão).

Comparando os resultados do modelo para o século 21 com o modelo para o século 20, para os dois cenários, constatou-se redução na vazão afluente ao reservatório de Cruzeta. Os cenários B1 caracterizaram-se pela diminuição da variabilidade das vazões, enquanto os cenários A2, pelo aumento nessa variabilidade (exceto a vazão do modelo BCM2).

A regularização do reservatório para vários níveis de garantia foi obtida por meio da curva cota-área-volume do reservatório. Essa curva foi construída com base na batimetria realizada em 2010, pelo Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte (Igar), em parceria com a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh).

No cálculo da regularização, também foram utilizadas a série de vazões mensais dos modelos, a evaporação do lago e demais informações topográficas do reservatório. A série de vazões mensais foi obtida pela desagregação das vazões anuais obtidas conforme descrito anteriormente. A desagregação foi realizada pelo método dos fragmentos (MF) de Svanidze (1980). O método dos fragmentos consiste na identificação de percentuais mensais dos volumes anuais escoados. É definida uma fração ideal para cada mês desse volume, que pode variar conforme o total anual escoado. A Equação 1 mostra como se faz o cálculo dos fragmentos.

$$FQ_{ij} = \frac{VM_{ij}}{VTA_j} \quad (1)$$

Em que FQ_{ij} é o fragmento da vazão no mês i para um ano hidrológico do tipo j (seco = 1; normal = 2; úmido = 3); VM_{ij} é o volume mensal do mês i em ano hidrológico do tipo j ; e VTA_j é o volume anual escoado em ano hidrológico do tipo j .

Com esses fragmentos, desagrega-se cada ano da série de vazões anuais dos modelos para vazões mensais.

A evaporação no lago foi obtida com base na evapotranspiração para o reservatório de Assu. Para tanto foi feita a hipótese de que a evaporação teria o mesmo percentual de variação que a evapotranspiração. A Equação 2 descreve como foi calculado o ajuste.

$$E_{CORR} = (1 + \Delta\%ETP_{MOD}) \times E_{OBS} \quad (2)$$

Nessa equação, E_{CORR} é o valor da evaporação corrigida para o século 21; E_{OBS} é a evaporação observada para o século 20; e $\Delta\%ETP_{MOD}$ é a variação percentual na evapotranspiração do modelo do século 21 em comparação com o do século 20.

Os resultados da vazão regularizada de Cruzeta para os modelos estão expostos na Tabela 6. O resultado para a garantia¹ de 90% (nível de confiança de entrega de água a um usuário) mostra uma redução da disponibilidade hídrica (volume disponível para a alocação de água) para os modelos INCM3 e MIMR, e aumento na vazão regularizada para o modelo BCM2. Observa-se que o modelo BCM2 tem uma redução nas vazões regularizadas para garantias mais baixas e aumento para garantias mais altas. Para os outros modelos, a vazão regularizada é reduzida para todas as garantias.

Tabela 6. Vazão regularizada do reservatório de Cruzeta ($m^3 s^{-1}$) para vários níveis de garantia.

Nível de garantia	Vazão atual ($m^3 s^{-1}$)	Vazão regularizada ($m^3 s^{-1}$)								
		Século 20			Século 21_A2			Século 21_B1		
		BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR
0,10	8,65	11,37	9,89	13,26	9,85	7,83	7,48	9,11	5,31	5,17
0,15	4,81	7,02	6,14	7,97	6,83	4,46	4,01	6,39	3,76	3,99
0,20	3,58	4,95	4,30	4,47	4,61	3,16	2,66	4,20	2,68	2,97
0,25	2,71	3,79	3,11	3,22	3,74	2,21	1,76	3,07	2,13	2,40
0,30	2,03	2,71	2,50	2,68	2,72	1,83	1,40	2,56	1,71	1,88
0,35	1,71	1,94	1,91	1,92	2,17	1,43	0,97	1,92	1,35	1,50
0,40	1,42	1,80	1,54	1,51	1,89	1,11	0,78	1,63	1,10	1,25
0,45	1,15	1,41	1,39	1,25	1,45	0,91	0,67	1,41	0,92	1,09
0,50	0,97	1,14	1,11	1,09	1,32	0,74	0,54	1,12	0,85	0,94

Continua...

¹ A garantia ótima varia conforme o sistema. Por esse motivo, a garantia de 90% não é necessariamente o volume alocável que levará o hidrossistema de Cruzeta à máxima eficiência. Além disso, a Lei Nacional de Recursos Hídricos não especifica se essa garantia é de frequência de falhas ou se é garantia volumétrica (razão entre volume ofertado e volume demandado).

Tabela 6. Continuação.

Nível de garantia	Vazão atual ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Vazão regularizada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)								
		Século 20			Século 21_A2			Século 21_B1		
		BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR
0,55	0,87	0,96	0,96	0,89	1,10	0,63	0,43	0,93	0,72	0,84
0,60	0,74	0,88	0,85	0,77	0,91	0,50	0,33	0,87	0,62	0,72
0,65	0,62	0,74	0,74	0,65	0,81	0,37	0,25	0,73	0,55	0,66
0,70	0,53	0,59	0,62	0,50	0,73	0,29	0,19	0,63	0,44	0,56
0,75	0,43	0,38	0,50	0,36	0,60	0,21	0,14	0,46	0,31	0,44
0,80	0,32	0,25	0,39	0,28	0,48	0,15	0,10	0,34	0,24	0,33
0,85	0,25	0,16	0,30	0,19	0,37	0,11	0,07	0,22	0,17	0,26
0,90	0,17	0,09	0,19	0,13	0,25	0,06	0,04	0,15	0,11	0,18
0,95	0,10	0,04	0,08	0,07	0,16	0,02	0,01	0,07	0,06	0,12

Modelos: BCM2 (Noruega), INCM3 (Rússia) e MIMR (Japão).

Demanda hídrica atual

Neste item, foi avaliada a demanda hídrica do hidrossistema de Cruzeta para as condições atuais. A demanda hídrica da irrigação foi obtida com base na determinação da evapotranspiração das culturas (ETc), que, por sua vez, foi calculada por meio do produto da evapotranspiração potencial (ETP) pelo coeficiente de cultura (Kc).

Os valores médios de Kc serão provenientes do banco de dados FAO 56 (ALLEN et al., 1998). A ETP foi calculada pelo método de Hargreaves, por meio do Sistema de Estimativa de Evapotranspiração (Sevap) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) (SILVA et al., 2005). Foi desprezada a precipitação ocorrida na região porque, como a utilização de precipitação média introduz viés úmido nos períodos secos sob análise, a alta variabilidade do regime pluviométrico impõe que esse viés seja pronunciado na região.

Com isso, a demanda da irrigação será estimada para cada cultura com base na Equação 3.

$$Dem\ Irr = \frac{ETC \times A}{\eta} \quad (3)$$

Em que η é a eficiência de aplicação do método de irrigação obtida no órgão gestor do perímetro, e A é a área de uma determinada cultura em hectare.

O perímetro de irrigação de Cruzeta possui uma superfície irrigável de 124,1 ha, mas apenas 105 ha estão em produção. A área plantada de cada cultura foi obtida de Rigare (2010). As culturas plantadas atualmente no perímetro estão apresentadas na Figura 6. As culturas mais representativas são feijão, milho grão e capim-elefante, correspondentes a 40,3 ha, 22,5 ha e 13,7 ha, respectivamente.

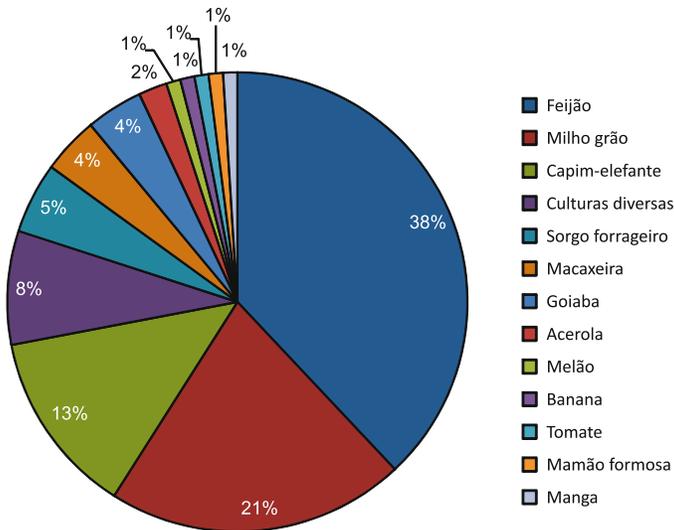


Figura 6. Percentual da área das culturas plantadas atualmente no perímetro de irrigação de Cruzeta.

Com base na eficiência de aplicação do sistema de infiltração por sulcos de 40%, o perímetro possui uma demanda hídrica de 5,72 hm³ por ano para área plantada (105 ha) e de 6,76 hm³ por ano para área irrigável (124,1 ha), que é equivalente a 214 L s⁻¹ (Tabela 7).

Tabela 7. Demanda hídrica atual das culturas temporárias e perenes do perímetro de irrigação de Cruzeta.

Tipo de cultura	Área (ha)	Kc médio	Demanda hídrica (hm ³ por ano)
Cultura temporária			
Tomate	0,8	1,20	0,05
Milho grão	22,5	1,15	1,28
Feijão	40,3	1,10	2,20
Capim-elefante	13,7	1,00	0,82
Macaxeira	4,4	0,95	0,21
Culturas diversas ⁽¹⁾	8,4	1,00	0,42
Melão	1,3	1,00	0,06
Sorgo forrageiro	5,6	1,00	0,28
Subtotal	97,0		5,31
Cultura perene			
Banana	0,7	0,85	0,03
Goiaba	3,8	1,15	0,22
Acerola	1,5	0,85	0,06
Mamão Formosa	1,5	1,00	0,07
Manga	0,5	1,00	0,02
Subtotal	8,0		0,41
Total do perímetro	105,0		5,72

⁽¹⁾ Alho, quiabo, cebola, abóbora e hortaliças.

A Figura 7 apresenta as culturas plantadas no perímetro de irrigação, considerando que o método de irrigação de sulco tenha sido modernizado, ou seja, substituído pelo gotejamento (eficiência de 75%), com o objetivo de melhorar a eficiência de irrigação. Com isso, os produtores passariam a plantar maior área com culturas perenes e com toda a superfície irrigável.

Com essa mudança, a área plantada com culturas temporárias e perenes será de 73,1 ha e 51 ha, respectivamente. As culturas mais representativas são tomate (34,10 ha), culturas diversas (28,90 ha), mamão Formosa (14,80 ha) e goiaba (13,30 ha).

De forma similar, realizou-se o cálculo da demanda depois da mudança de tecnologia. Modificando-se o plano cultural e a eficiência de aplicação, estimou-se a demanda do perímetro em 3,45 hm³ por ano, o que equivale a uma vazão contínua de 109 L s⁻¹ (Tabela 8).

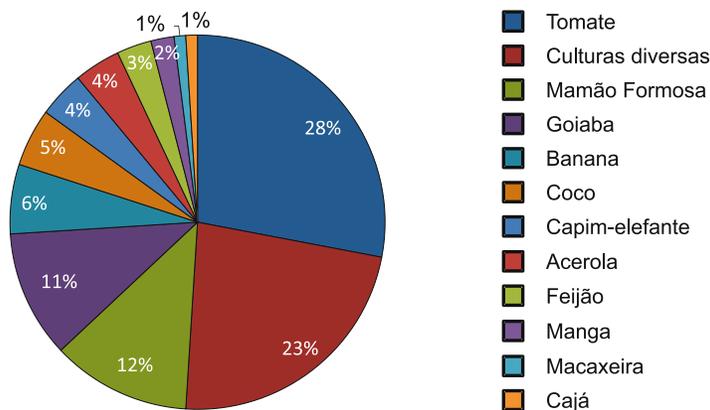


Figura 7. Percentual da área das culturas plantadas no perímetro de irrigação de Cruzeta depois da modernização do sistema de irrigação.

Tabela 8. Demanda hídrica do perímetro de irrigação de Cruzeta depois da modernização.

Tipo de cultura	Área (ha)	Demanda hídrica (hm ³ por ano)
Cultura temporária		
Tomate	34,1	1,08
Feijão	3,4	0,10
Capim-elefante	5,0	0,13
Macaxeira	1,7	0,04
Culturas diversas ⁽¹⁾	28,9	0,76
Subtotal	73,1	2,12
Cultura perene		
Coco	6,7	0,16
Cajá	1,0	0,02
Banana	7,8	0,18
Goiaba	13,3	0,40
Acerola	4,9	0,11
Mamão Formosa	14,8	0,39
Manga	2,0	0,05
Graviola	0,5	0,01
Subtotal	51,0	1,33
Total do perímetro	124,1	3,45

⁽¹⁾ Pimentão, abóbora, melancia, milho grão, sorgo forrageiro e melão.

A demanda total da irrigação no perímetro foi reduzida em 40%. A demanda das culturas perenes no novo plano de irrigação passa a ser de 40% da demanda, enquanto, antes da mudança de tecnologia, era de apenas 7%. Entretanto, a demanda de água por culturas perenes mais que triplicou. Observa-se que as culturas perenes requerem, para uma fração de sua demanda, garantias de abastecimento mais elevadas do que as culturas temporárias.

Estimando-se o coeficiente de cultura (K_c) médio para culturas forrageiras igual a 1, calculou-se a demanda hídrica anual da irrigação difusa de $1,04 \text{ hm}^3$, o que corresponde a uma vazão contínua de 33 L s^{-1} . Essa área registra o maior consumo de água nos meses de outubro, novembro e dezembro (Figura 8).

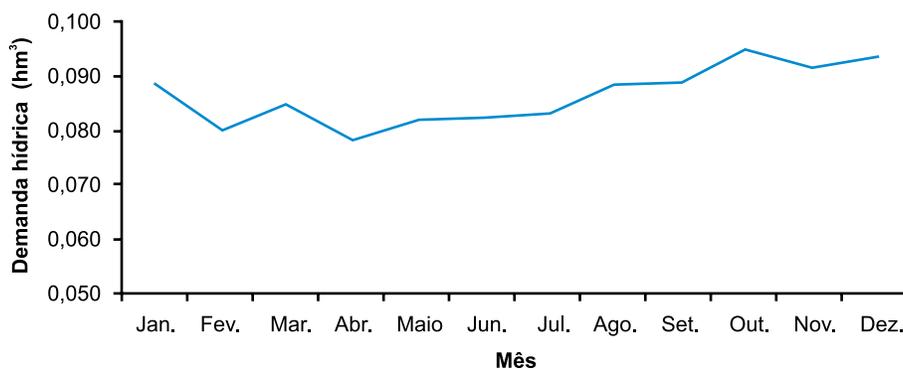


Figura 8. Demanda hídrica mensal da irrigação difusa no Município de Cruzeta, RN.

A demanda hídrica do Município de Cruzeta foi estimada com base na série histórica de retiradas do Açude de Cruzeta. Essa demanda para o período de 1992 a 2010 é mostrada na Figura 9. A cidade demanda um volume anual de $0,70 \text{ hm}^3$, o que corresponde a uma vazão contínua de 22 L s^{-1} . Para o período de junho de 2010, o consumo per capita foi de 225 L por habitante por dia. Esse valor mostra um consumo de água elevado, o que pode ser consequência da ausência de hidrometração.

A demanda hídrica total do hidrossistema de Cruzeta é apresentada na Tabela 9. Na tabela, verifica-se que o setor mais vulnerável a falhas de abastecimento é o perímetro irrigado. Além disso, observa-se que, depois

da mudança de tecnologia, houve redução de aproximadamente 40% na demanda hídrica do hidrossistema, tendo essa conservação de água causado um relevante impacto positivo, graças à modernização.

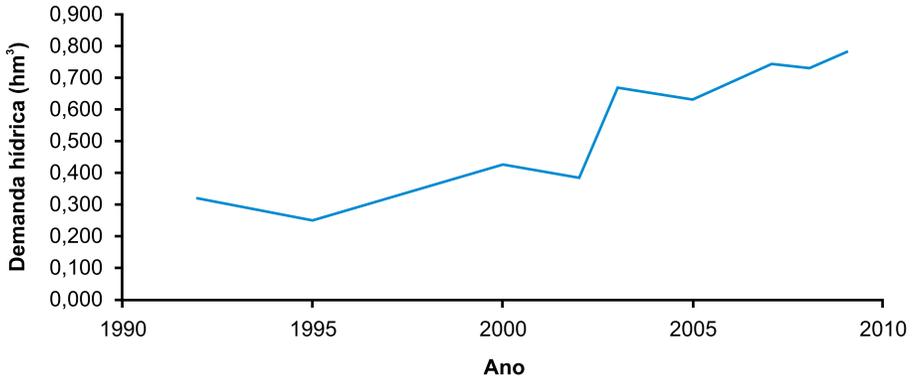


Figura 9. Demanda hídrica do Município de Cruzeta, RN, no período de 1992 a 2010.

Tabela 9. Demanda hídrica do hidrossistema de Cruzeta.

Hidrossistema	Irrigação por sulcos		Gotejamento	
	Demanda (hm³ por ano)	Demanda (L s ⁻¹)	Demanda (hm³ por ano)	Demanda (L s ⁻¹)
Perímetro de irrigação	6,76	214	3,45	109
Irrigação a montante	1,04	33	1,04	33
Cidade de Cruzeta	0,70	22	0,70	22
Hidrossistema	8,50	269	5,20	164

Demanda hídrica para os séculos 20 e 21

Neste item, avaliou-se o impacto das mudanças climáticas na demanda da irrigação. Nessa análise, manteve-se constante a área irrigada de forma a que sejam avaliadas as variações na demanda decorrentes exclusivamente o efeito da mudança climática.

As projeções da demanda hídricas foram determinadas com base nos dados de ETP futura de Cruzeta (Figura 10) para os cenários e modelos

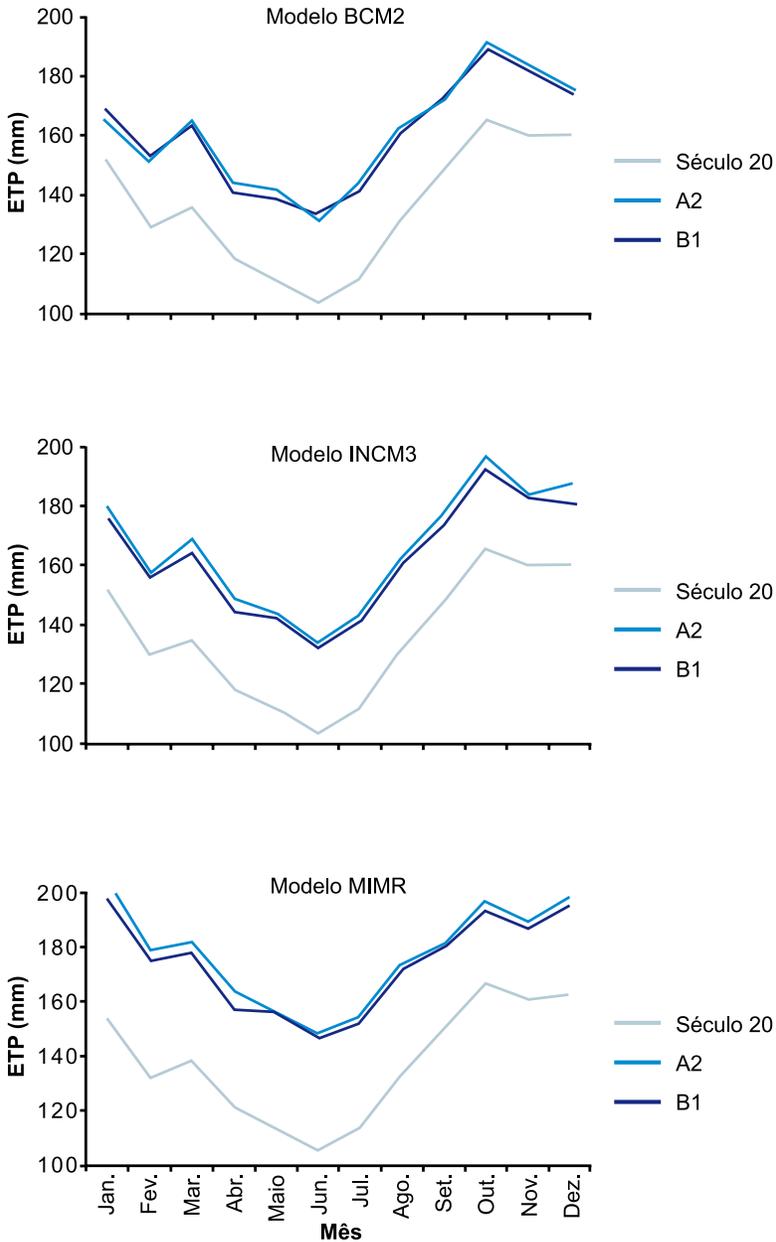


Figura 10. Evapotranspiração atual (século 20) e futura (mm) de Cruzeta, considerando os modelos BCM2, INCM3 E MIMR, para os cenários A2 e B1 de mudança climática.

descritos no item de oferta hídrica. A área plantada no perímetro utilizada nessa análise foi de 105 ha, considerando a eficiência de aplicação do sistema de irrigação de 40% para a irrigação por sulco, e de 75% para a irrigação com projeto de modernização, conforme descrito anteriormente.

A ETP dos modelos foi corrigida conforme a Equação 2 apresentada no item “Local de aplicação”, deste capítulo. Com isso, a demanda de água no perímetro de irrigação foi calculada por meio da Equação 4, a seguir:

$$Dem\ Irr\ XXI = \frac{ETP_{CORR} \times K_C \times A}{\eta} \quad (4)$$

Em que η é a eficiência de aplicação do método de irrigação, e A é a área de uma determinada cultura em hectare.

A definição da eficiência de aplicação para o perímetro de Cruzeta foi determinada nos estudos de Loyola e Chinarro (2012), sendo de 40% para a situação da irrigação por sulcos, e de 75% para a situação com implantação da modernização do sistema.

Com esse procedimento foram obtidas as demandas futuras do perímetro de irrigação (Tabela 10) e da irrigação difusa (Tabela 11).

Tabela 10. Demanda hídrica futura do perímetro de irrigação de Cruzeta.

Cenário	Modelo	Irrigação por sulcos		Irrigação por gotejamento	
		Demanda (hm ³ por ano)	Demanda (L s ⁻¹)	Demanda (hm ³ por ano)	Demanda (L s ⁻¹)
Século 20	BCM2	5,55	175,83	2,83	89,66
	INCM3	5,55	175,92	2,83	89,71
	MIMR	5,59	177,09	2,85	90,3
Século 21_A2	BCM2	8,03	254,54	4,10	129,79
	INCM3	8,81	279,09	4,21	133,52
	MIMR	8,81	279,09	4,49	142,31
Século 21_B1	BCM2	8,00	253,38	4,08	129,2
	INCM3	8,12	257,27	4,14	131,19
	MIMR	8,65	274,18	4,41	139,81

Modelos: BCM2 (Noruega), INCM3 (Rússia) e MIMR (Japão).

Tabela 11. Demanda hídrica futura da irrigação difusa na Cidade de Cruzeta, RN.

Cenário	Modelo	Irrigação por sulcos		Gotejamento	
		Demanda (hm ³ por ano)	Demanda (L s ⁻¹)	Demanda (hm ³ por ano)	Demanda (L s ⁻¹)
Século 20	BCM2	7,2	228,7	4,5	142,5
	INCM	7,2	228,9	4,5	142,7
	MIMR	7,3	230,1	4,5	143,4
Século 21_A2	BCM2	9,7	306,0	5,7	181,3
	INCM	10,5	331,2	5,9	185,6
	MIMR	10,5	333,7	6,2	197,0
Século 21_B1	BCM2	9,9	305,8	5,7	181,6
	INCM	10,1	309,4	5,8	183,3
	MIMR	10,7	329,4	6,2	195,1

Modelos: BCM2 (Noruega), INCM3 (Rússia) e MIMR (Japão).

Pela Tabela 10, pode-se verificar que, após a mudança de tecnologia, a demanda do perímetro no século 21 reduziu em 50%. Vale ressaltar que essa mudança aumenta, de forma relativa e absoluta, conforme a demanda de água pela agricultura perene. Assim, as garantias de abastecimento do perímetro precisariam ser elevadas, considerando que a agricultura perene requer água, principalmente em anos muito secos.

No caso da irrigação difusa (Tabela 11), as maiores demandas também foram registradas para o modelo MIMR, porém, para o cenário B1.

Observa-se que, de forma geral, a modernização do perímetro ocasiona uma redução na demanda do hidrossistema de Cruzeta quando se comparam os valores expostos na Tabela 9 com os da Tabela 12. Considerando que o modelo INCM3 e o cenário A2 são os que melhor representam esse sistema, verifica-se um decréscimo de 56% na demanda.

Tabela 12. Demanda hídrica futura do hidrossistema de Cruzeta.

Cenário	Modelo	Demanda (hm ³ por ano)	Demanda (L s ⁻¹)
Século 20	BCM2	0,97	30,85
	INCM3	0,98	31,02
	MIMR	0,98	31,06
Século 21_ A2	BCM2	0,93	29,47
	INCM3	0,95	30,10
	MIMR	1,03	32,64
Século 21_ B1	BCM2	1,23	30,42
	INCM3	1,24	30,10
	MIMR	1,33	33,27

Modelos: BCM2 (Noruega), INCM3 (Rússia) e MIMR (Japão).

Avaliação do ponto de vista hidrológico

Conforme já informado, com a modernização do perímetro de irrigação, as culturas perenes passam a ter demandas mais significativas. Isso impõe que parcela da demanda hídrica do perímetro requeira maior garantia de suprimento de água, uma vez que a modernização proposta aumenta, de forma relativa e absoluta, a demanda de água para a agricultura perene.

Dessa forma, precisaria ter uma parcela da demanda total da cultura perene destinada à salvação desse perímetro. A vazão necessária para a salvação deve ter garantia (prioridade) de abastecimento mais elevada. Adota-se aqui, por suposição, que a fração necessária de água para a irrigação de salvação é de 30% da demanda total da cultura perene.

A demanda de água no hidrossistema pode ser classificada em demanda de garantia elevada (abastecimento urbano e irrigação de salvação) e demanda de garantia menor (culturas temporárias e fração da demanda perene que não é de salvação).

A Tabela 13 apresenta a estimativa de demanda com garantia elevada (alta prioridade) e com garantia menor (baixa prioridade). Garantia

elevada (alta prioridade) significa que o abastecimento urbano e a irrigação de salvação exigem menos falhas no abastecimento e preferência na alocação de água do sistema. Nessa tabela, observa-se que a modernização aumentou essa demanda, que exige maiores garantias, sendo essa uma vulnerabilidade que necessita ser considerada na análise e no planejamento do hidrossistema.

Tabela 13. Garantia do perímetro de irrigação com a medida de salvação.

Perímetro de irrigação	Garantia elevada	Garantia menor
Irrigação por sulcos	0,92	6,64
Gotejamento	1,18	4,09

Balanço hídrico de longo prazo

A vazão regularizada para os diferentes cenários de mudança climática é reapresentada na Tabela 14, destacando-se as garantias das demandas estimadas a partir dos modelos de mudança climática. Observa-se, na Tabela 14, que, no cenário A2, as garantias diminuem significativamente. No caso da irrigação por sulcos, a garantia no cenário atual era de 85%, enquanto, no cenário A2 modelo INCM3, ficou na faixa de 75% a 65%.

Tabela 14. Balanço hídrico de longo prazo do hidrossistema de Cruzeta.

Garantia (%)	Balanço hídrico ($m^3 s^{-1}$)									
	Atual	Século 20			Século 21_A2			Século 21_B1		
		BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR
0,10	8,65	11,37	9,89	13,26	9,85	7,83	7,48	9,11	5,31	5,17
0,15	4,81	7,02	6,14	7,97	6,83	4,46	4,01	6,39	3,76	3,99
0,20	3,58	4,95	4,30	4,47	4,61	3,16	2,66	4,20	2,68	2,97
0,25	2,71	3,79	3,11	3,22	3,74	2,21	1,76	3,07	2,13	2,40

Continua...

Tabela 14. Continuação.

Garantia (%)	Balanço hídrico (m ³ s ⁻¹)									
	Atual	Século 20			Século 21_A2			Século 21_B1		
		BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR	BCM2	INCM3	MIMR
0,30	2,03	2,71	2,50	2,68	2,72	1,83	1,40	2,56	1,71	1,88
0,35	1,71	1,94	1,91	1,92	2,17	1,43	0,97	1,92	1,35	1,50
0,40	1,42	1,80	1,54	1,51	1,89	1,11	0,78	1,63	1,10	1,25
0,45	1,15	1,41	1,39	1,25	1,45	0,91	0,67	1,41	0,92	1,09
0,50	0,97	1,14	1,11	1,09	1,32	0,74	0,54	1,12	0,85	0,94
0,55	0,87	0,96	0,96	0,89	1,10	0,63	0,43	0,93	0,72	0,84
0,60	0,74	0,88	0,85	0,77	0,91	0,5	0,33	0,87	0,62	0,72
0,65	0,62	0,74	0,74	0,65	0,81	0,37	0,25	0,73	0,55	0,66
0,70	0,53	0,59	0,62	0,50	0,73	0,29	0,19	0,63	0,44	0,56
0,75	0,43	0,38	0,50	0,36	0,60	0,21	0,14	0,46	0,31	0,44
0,80	0,32	0,25	0,39	0,28	0,48	0,15	0,10	0,34	0,24	0,33
0,85	0,25	0,16	0,30	0,19	0,37	0,11	0,07	0,22	0,17	0,26
0,90	0,17	0,09	0,19	0,13	0,25	0,06	0,04	0,15	0,11	0,18
0,95	0,1	0,04	0,08	0,07	0,16	0,02	0,01	0,07	0,06	0,12

Modelos: BCM2 (Noruega), INCM3 (Rússia) e MIMR (Japão). Valores hachurados = irrigação por sulcos. Valores em negrito = gotejamento.

Assim, mesmo que seja implantado o projeto de modernização, nos cenários futuros tem-se uma redução em torno de 10% da garantia em relação ao cenário atual, aumentando os riscos de não atendimento futuro da demanda. Além disso, os valores apresentados mostram a enorme incerteza presente no processo de alocação de água e a necessidade de desenvolvimento de mecanismos de gestão de risco.

Recomendações

Os resultados obtidos com base na avaliação climática para o hidrossistema de Cruzeta evidenciam a possibilidade de ocorrência de cenários

mais secos no futuro do que no atual, pois as garantias reduzem de 90% para 80%, impondo, assim, sérios desafios para a gestão de recursos hídricos da região. Com efeito, a mudança climática projeta um quadro de agravamento da situação, conforme o qual a demanda do perímetro irrigado não seria atendida.

Esse fato poderá ocasionar a desestruturação do processo produtivo e do modo de vida das famílias diretamente ligadas aos recursos hídricos, dependentes que são da existência e do uso desses recursos para garantir suas produção e reprodução. Ademais, os conflitos entre irrigantes e abastecimento urbano poderão se acirrar, já que são usos concorrentes do único reservatório da cidade, que, aliás, está assoreado.

Dessa forma, recomenda-se que seja recuperada a infraestrutura de uso comum da irrigação e, ainda, que seja aumentada a capacidade de armazenamento do reservatório, por ele estar assoreado. Além disso, indica-se a realização de uma avaliação da segurança do barramento e a implementação de aparelhos ou estruturas de hidrometração.

Para a organização, sugere-se a contratação de uma assessoria técnica que possa acompanhar de forma sistemática e fortalecer a organização social e produtiva da associação representativa dos irrigantes do perímetro de Cruzeta. Essa assessoria deve fornecer elementos técnicos para o processo de comercialização que estimulem a autonomia, a negociação e o conhecimento de mercado, possibilitando, ainda, o estímulo ao desenvolvimento da cadeia produtiva do perímetro com a agregação de subprodutos que possam também ser feitos por jovens, principalmente mulheres. Essa ação deve ser antecedida por um estudo de mercado e pela capacitação do grupo.

No âmbito social, propõe-se a criação de uma comissão gestora do açude, a fim de criar oportunidades de participação, aos diversos usuários, no processo decisório concernente à gestão dos recursos hídricos, e também o planejamento hídrico feito com base na cenarização das mudanças climáticas (incertezas).

Assim, o estudo mostrou que o impacto das mudanças climáticas resultará tanto das restrições da oferta quanto da modificação da demanda, revelando a necessidade de adaptação a esse cenário, a fim de reduzirem-se

os riscos aos quais estão e estarão expostos. Só assim ficarão menos vulneráveis às incertezas implícitas no processo.

Adaptação e gestão de riscos em sistemas complexos

A história da humanidade é uma experiência de adaptação e resiliência, sendo este último termo compreendido por Holling (1996) como a capacidade intrínseca de um sistema manter sua integridade no decorrer do tempo, sobretudo em relação a pressões externas. A principal característica de um sistema resiliente é sua capacidade de percepção e estabelecimento de opções para enfrentar situações de risco. Contudo, durante muito tempo, a análise fragmentada dos sistemas “sociedade e natureza” impediu a compreensão da dinâmica do mundo moderno, dificultando a percepção dos diversos arranjos institucionais que os grupos sociais criam para utilizar os recursos de uso comum (OSTROM, 2007).

Dessa forma, surge a necessidade de analisar os sistemas de forma integrada, uma vez que sociedade e natureza vinculam-se de forma indissociável, uma condicionando a outra. Isso faz surgir os sistemas siconaturais, que não possuem relação estática – ela muda no tempo e através dele. Nesse sentido, essa análise fornece um conhecimento da lógica cultural de adaptação, bem como identifica os pontos de inflexão.

Ameaças e riscos fazem parte da existência humana e deixam-na vulnerável em diversos aspectos, pois a vulnerabilidade consiste na junção de condições ambientais, socioculturais e econômicas, estando diretamente relacionada com as categorias exposição, sensibilidade e capacidade de adaptação. Quanto mais vulnerável for uma sociedade, mais impactos negativos as mudanças climáticas poderão ocasionar. No entanto, sua vulnerabilidade está condicionada ao seu grau de exposição e de sensibilidade aos eventos da natureza. Sociedades distintas podem estar expostas a um mesmo evento extremo e apresentar diferentes graus de sensibilidade a ele.

Além disso, com o advento da modernidade, a humanidade deparou-se com uma realidade construída por ela, por meio de relações de

cooperação e conflitos, não estando mais sujeita apenas à tradição e ao poder da natureza. Trata-se de uma realidade em constante transformação, que impõe riscos distintos e cada vez maiores, sejam ou não de origem natural. Tem-se, como afirma Giddens (1991), um “novo perfil de risco” que, segundo esse autor, refere-se a “um elenco específico de ameaças características da vida social moderna” (GIDDENS, 1991, p. 112).

Risco é uma construção que surge no campo da probabilidade, apresentando certo nível de invisibilidade, por se tratar de uma antecipação de impacto negativo que poderá ocorrer. Ou seja, não possui concretude espaço-temporal, mas ganha corpo a partir da cenarização, por meio da adoção de modelos, conforme apresentado nas sessões anteriores. Essa cenarização fornece subsídios para a adoção de ações que possam reduzir os impactos, principalmente por parte do Estado. Daí pode-se afirmar que o risco impõe uma tomada de decisão que maximize as oportunidades e minimize as perdas.

Para tanto, é imprescindível adotar um processo de gestão de risco que deve envolver algumas etapas: a) realização de estudos climáticos; b) conhecimento e quantificação dos riscos; c) avaliação do grau de sensibilidade do sistema socionatural em estudo; d) identificação do grau de exposição desses sistemas; e e) definição dos riscos prioritários, já que as comunidades que compõem esses sistemas podem estar expostas a vários riscos, havendo, para cada um desses riscos, um grau de sensibilidade distinto.

É importante destacar que a gestão de risco que fornece elementos para a tomada de decisão não elimina os riscos. Na verdade, ela impõe a necessidade de uma “gestão adaptativa”, que deve se dar no âmbito de uma abordagem integrada e multidisciplinar dos recursos naturais, reconhecendo que sempre ocorrerão mudanças e incertezas, conforme afirma Gunderson (1999).

Assim, somadas à gestão de risco, percebe-se que a análise e a compreensão dos sistemas complexos são fundamentais para a definição e a adoção de estratégias de adaptação, as quais, de modo geral, devem estar relacionadas com o fornecimento de informações sobre a oferta de recursos hídricos e o risco climático, com arranjos institucionais flexíveis, gestão de conflitos e provimento de infraestrutura.

Cumpra, também, que os atores sejam capazes de definir regras de uso dos recursos que não representem uso indiscriminado, conforme verificado nos sistemas analisados por Hardim (OSTROM, 2011). Essas regras – quer sejam formais, quer sejam fruto dos hábitos, costumes e saberes locais desses atores – devem ser cumpridas na medida em que os atores compartilham e reconhecem como legítimo e relevante o significado das regras. Não há, aliás, nenhuma sanção para quem as descumpra, tornando-se, assim, um fator mais atrativo para os atores violarem os acordos do que para efetivamente cumpri-los. Além disso, será fácil perceber que os benefícios derivados do seu cumprimento compensam os custos pela sua violação. A construção desse consenso deve se dar em um ambiente de confiança entre os atores.

O setor elétrico e o agrícola são sistemas complexos que devem ser analisados sob a ótica da incerteza; por sua vez, as variabilidades climáticas, frutos que são de um mundo em mudança, impactam o funcionamento desses setores de forma significativa, aumentando os riscos relativos ao não atendimento da demanda do perímetro de Cruzeta, ou incidindo, de modo geral, na redução de oferta de geração de energia. Ambas as situações requerem um olhar demorado sobre essas realidades para que seja desenvolvida uma gestão eficiente dos prováveis riscos e estratégias de adaptação desses sistemas, sem, no entanto, impor soluções simplistas para o que, de fato, é complexo. É nesse sentido que Ostrom (2011, p. 420) afirma que “temos de aprender como dissecar e aproveitar a complexidade, e não eliminá-la”.

Dessa forma, o presente documento lista algumas ações direcionadas à gestão adaptativa dos setores analisados, com a finalidade de torná-los resilientes aos impactos decorrentes das mudanças climáticas. Essas ações são interligadas, sem configurarem-se, porém, em um olhar único, pois esses sistemas, por conta da sua complexidade, possuem um movimento ininterrupto, que é inerente à sociedade na qual vivemos. O conjunto dessas estratégias de adaptação em sistemas complexos foca os seguintes aspectos operacionais e socioinstitucionais:

- Elaboração e definição de um arcabouço jurídico-político-institucional para tratar das regras de uso da água e dos possíveis conflitos, que poderão advir do seu descumprimento.

- Implantação de processos de gestão de riscos para reduzir os impactos, preparando os sistemas complexos analisados de acordo com a não estacionariedade das séries históricas.
- Uso de tecnologias de gestão de recursos hídricos, tais como modelagem para a previsão de tempo, de clima e hidrológica, e modelos para a simulação e a operação de sistemas hídricos.
- Implementação de um sistema de informação unificado para as bacias, contendo dados de disponibilidade hídrica, precipitação e demanda, com a possibilidade de dar acesso e favorecer a compreensão por parte de todos os atores sociais.
- Transferência de energia do setor Norte para os setores com escassez, ou, então, maior investimento em infraestrutura hídrica na região.
- Adoção da análise da sazonalidade das precipitações para a avaliação dos impactos do clima sobre os recursos hídricos e a agricultura.
- Provisão e recuperação de infraestruturas físicas, para reduzir as vulnerabilidades.
- Capacitação das equipes dos órgãos gestores de recursos hídricos nos estados da União, no uso das ferramentas hidrológicas e de sistemas de suporte à decisão.
- Elaboração de planejamento da gestão dos recursos hídricos com base na cenarização das mudanças climáticas (incertezas).
- Estímulo ao desenvolvimento de ações integradas dos setores de meteorologia e de recursos hídricos.

Referências

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration**: (guidelines for computing crop water requirements). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998. 318 p. (FAO Irrigation and drainage paper, 56).

ALVES, B. C. C.; SOUZA FILHO, F. A.; SILVEIRA, C. S. Análise de tendência e padrões de variação das séries históricas de vazões do Operador Nacional de Sistemas (ONS). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 19-34, 2013.

GIDDENS, A. **As conseqüências da modernidade**. São Paulo: Ed. Unesp, 1991.

GUNDERSON, L. Resilience, flexibility and adaptive management: antidotes for spurious certitude? **Conservation Ecology**, v. 3, n. 1, p. 1-10, 1999.

HOLLING, C. S. Engineering resilience versus ecological resilience. In: SCHULZE, P. C. (Ed.). **Engineering within ecological constraints**. Washington, DC: National Academy of Engineering, 1996. p. 31-43.

IBGE. **Censo demográfico 2010**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em: 18 dez. 2011.

LÁZARO, Y. M. C. **Avaliação dos modelos do IPCC – AR4 quanto à sazonalidade e à variabilidade plurianual de precipitação no século XX em três regiões da América do Sul - projeções e tendência para o século XXI**. 2011. 182 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

LOYOLA, L.; CHINARRO, L. **O perímetro irrigado cruzeta como exemplo de modernização de pequenos perímetros irrigados no Nordeste**. [S.l.: Bird], 2012. 57 p. (Relatório Bird).

OSTROM, E. A diagnostic approach for going beyond panaceas. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 39, p. 15181-15187, 2007.

OSTROM, E. **El gobierno de los bienes comunes: la evolución de las instituciones de acción colectiva**. 2. ed. México, DF: FCE: UNAM: IIS, 2011.

RIGARE. **Consultoria especializada para elaboração de projetos executivos de irrigação localizada do perímetro irrigado de Cruzeta, no Rio Grande do Norte**. Natal, 2010. 40 p. (Relatório final. Tomo I).

SILVA, V. P. R. da; BELO FILHO, A. F.; SILVA, B. B.; CAMPOS, J. H. B. C. Desenvolvimento de um sistema de estimativa da evapotranspiração de referência. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 547-553, 2005.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; CABRAL, S. L. Análise das projeções de precipitação do IPCC-AR4 para os cenários A1B, A2 E B1 para o século XXI para Nordeste Setentrional do Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 2, p. 117-134, 2013a.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; LÁZARO, Y. M. C. Avaliação de desempenho dos modelos de mudança climática do IPCC-AR4 quanto a sazonalidade e os padrões de variabilidade interanual da precipitação sobre o Nordeste do Brasil, Bacia do Prata e Amazônia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 1, p. 177-194, 2013b.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; LÁZARO, Y. M. C.; COSTA, A. C.; SALES, D. C.; COUTINHO, M. M. Sazonalidade da precipitação sobre o Nordeste Setentrional brasileiro nas simulações do IPCC-AR4. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 125-134, 2012.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; LOPES, J. E. G.; BARBOSA, P. S. F.; TIEZZI, R. O. Análise das projeções de vazões nas bacias do setor elétrico brasileiro usando dados do IPCC-AR4 para o século XXI. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 59-71, 2014.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M. M. B.; MILLER JUNIOR, H. L. (Ed.). **Climate change 2007: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 996 p. (Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Fourth Assessment Report, AR4).

SVANIDZE, G. G. **Mathematical modeling of hydrology series (for hydroelectric and water resources computations)**. Fort Collins: Water Resources, 1980. 314 p.

TORRENCE, C.; COMPO, G. P. A practical guide to wavelet analysis. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 79, n. 1, p. 61-78, 1998.

Capítulo 2

Avaliação do nível trófico de reservatórios como suporte a estudos da dinâmica de uso e cobertura da terra e suas implicações nos recursos hídricos

Luciana de Resende Londe

Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo

Introdução

Estima-se que, em 2050, aproximadamente 9 bilhões de pessoas precisarão ser alimentadas e, portanto, o mundo terá que aumentar a produção de alimentos (BANCO MUNDIAL, 2008; GODFRAY et al., 2010; REAPING..., 2009). Essa produção, entretanto, pode ter efeitos nocivos, como: liberação de gases de efeito estufa, poluição decorrente do carreamento de nutrientes para corpos d'água, racionamento de água por exploração excessiva, degradação do solo, perda de biodiversidade e perturbação de ecossistemas (GODFRAY et al., 2010). Para lidar com esses efeitos, é preciso que os sistemas de produção de alimentos e a cadeia de alimentos em geral se tornem sustentáveis (GODFRAY et al., 2010).

Enquanto, na agricultura convencional, o foco está em maximizar a produção sem considerar fatores ambientais, sociais ou éticos, na agricultura sustentável promove-se a participação de atores da sociedade civil, visando limitar o impacto da agricultura sobre o meio natural (ATTANASIO, 2004; EHLERS, 1999; FÉRET; DOUGUET, 2002; TAVARES; COPETTI, 2007).

Para conduzir o manejo da terra de forma sustentável, devem, portanto, ser consideradas as dimensões econômicas, sociais e ambientais (LANDAIS, 1998). Mais além, devem ser identificados os impactos das ações antrópicas sobre os ecossistemas (MONTGOMERY et al., 1995), devem ser definidos os parâmetros para seu monitoramento, assim como estabelecidas as metas para minimizá-los. Diversos autores (BLACK, 1996; LIMA; ZAKIA, 1997; MONTGOMERY et al., 1995) apontam os recursos hídricos como o ponto-chave nessas ações de manejo sustentável. Lima e Zakia (1997), por exemplo, afirmam que é possível avaliar o tipo de uso da terra por meio do monitoramento de algumas propriedades da água superficial ou subsuperficial de uma microbacia. Um indicador importante no monitoramento da qualidade da água em microbacias é a presença de fertilizantes, em especial os compostos fosforados. Na agricultura sustentável, é recomendável evitar práticas de superfertilização e é indicado adotar métodos de fertilização racional, otimizando a aplicação conforme as características naturais da região e evitando perdas por lixiviação (COSTA et al., 2010; GLIESSMAN, 2001).

Tiessen et al. (2011) salientam que a sustentabilidade da produção de alimentos, fibras e combustíveis implica esforços para maximizar o uso eficiente de compostos de fósforo e definir prioridades para o seu uso. Atualmente, o uso de fósforo em sistemas de produção faz que grande quantidade desse nutriente seja deslocada do solo para os ecossistemas aquáticos, promovendo sua eutrofização (TIESSSEN et al., 2011).

Os processos de eutrofização em ecossistemas aquáticos estão geralmente relacionados a processos de mudança no uso e na cobertura do solo nas bacias de drenagem (COSTA et al., 2010; PIERZYNSKI et al., 2000). Vários fatores podem promover a exportação do fósforo para os sistemas aquáticos, podendo ser agrupados em: manejo (método de aplicação de nutrientes fosforados no solo, tipo de fertilizante, período de aplicação) e características da bacia de drenagem (erosão, escoamento superficial, teor de fósforo no solo, textura do solo, conectividade com canais, declividade, presença e tipo de cobertura vegetal e sensibilidade do sistema aquático ao fósforo).

Considerando-se a avaliação do nível trófico como uma ferramenta para ampliar o conhecimento sobre a dinâmica do uso e da cobertura da terra e suas implicações nos recursos hídricos e na sustentabilidade da agricultura, serão apresentadas, a seguir, considerações sobre metodologias e estudos de caso que podem lhes fornecer suporte.

Avaliação da degradação dos recursos hídricos por meio do grau de eutrofização

Na segunda metade do século 20, a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) (Organization for Economic Co-operation and Development – OECD) coordenou pesquisas orientadas para o estabelecimento de métodos padronizados de quantificação do nível de degradação dos recursos hídricos. Tais métodos seriam a base da formulação de estratégias de controle e reversão da qualidade dos recursos hídricos a níveis adequados a seus múltiplos usos e para conter o custo crescente do tratamento da água para usos doméstico, industrial e agrícola (ESTADOS UNIDOS, 1978; ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION

AND DEVELOPMENT, 1982). Uma das principais descobertas desse período foi a de que o fator responsável pela degradação da qualidade de água era a carga excessiva de nutrientes carreada para rios e lagos. Vollenweider (1968) e seus colaboradores, responsáveis pela formulação do conceito de “carga crítica de nutrientes”, introduziram o uso da razão nitrogênio/fósforo como critério de identificação do nutriente limitante para o desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica em sistemas aquáticos de ambientes temperados e subtropicais.

Os estudos realizados nesse período (ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 1982) também reconheceram o efeito dos fatores geográficos, geológicos, ecológicos e morfométricos sobre a resposta do sistema aquático às cargas de nutrientes. Dillon (1975) foi precursor do desenvolvimento e da aplicação de modelos para estimar os coeficientes de exportação de nutrientes da bacia hidrográfica em decorrência do uso e da ocupação da bacia e de suas características geológicas.

Como esse esforço de investigação se deu basicamente no Hemisfério Norte, grande parte dos modelos e relações era adequada a sistemas aquáticos lacustres de regiões de clima temperado e subtropical. No Brasil, trabalhos como os da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb) (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1974, 1978; TOLEDO JÚNIOR et al., 1983; TOLEDO JÚNIOR, 1990) foram pioneiros na avaliação da validade desse conhecimento para sistemas aquáticos tropicais e de adaptação de tais índices de monitoramento da qualidade da água às características do ambiente tropical, onde a radiação e a temperatura não são fatores limitantes à produção primária.

Índices de estado trófico

Os índices de estado trófico foram desenvolvidos para obter uma medida objetiva que permitisse comparar diferentes sistemas aquáticos. Até a década de 1980, os sistemas aquáticos eram classificados em eutróficos ou oligotróficos, conforme as características observáveis na natureza, mas eram muito dependentes do conhecimento do avaliador e do ambiente avaliado (ESTADOS UNIDOS, 1978). Esses esquemas subjetivos de classificação do nível

trófico dos sistemas aquáticos tornavam difícil a comparação entre ambientes e o estabelecimento de prioridades. Era, portanto, necessário criar um índice de estado trófico que permitisse associar uma determinada condição trófica ao sistema aquático de modo quantitativo. A Tabela 1 resume as variáveis utilizadas nos índices de estado trófico (IET) mais comuns.

Tabela 1. Variáveis utilizadas para o cálculo de índices de estado trófico.

Índice de estado trófico	Variável
US EPA	Mediana da concentração de fósforo total (mg L^{-1}) Mediana da concentração de nitrogênio inorgânico total (mg L^{-1}) Média da concentração de clorofila ($\mu\text{g L}^{-1}$) Média da profundidade Secchi (m) Concentração mínima de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) Mediana da concentração de fósforo dissolvido
Carlson	Profundidade Secchi (m) Concentração de fósforo total na superfície (mg L^{-1}) Concentração de clorofila na superfície (mg L^{-1})
Piwoni e Lee	Profundidade Secchi Concentração de clorofila a Deficit de oxigênio dissolvido Concentração de ortofosfato durante o inverno Concentração de ortofosfato durante o verão Concentração de fósforo total no inverno Concentração de fósforo total no verão Concentração de nitrogênio inorgânico total no inverno Concentração de nitrogênio inorgânico total no verão Concentração de nitrogênio orgânico
Rast e Lee	Concentração de clorofila a Profundidade Secchi Taxa de redução do oxigênio no hipolímnio

Fonte: Estados Unidos (1978).

Entre os índices propostos nesse período, os mais difundidos foram o índice de Carlson (1974) e suas revisões posteriores (CARLSON, 1977, 1980), provavelmente por causa do número limitado de variáveis necessárias para o seu cálculo e por basearem-se em medidas de superfície, que são mais fáceis de ser obtidas.

A partir de 1981, o Centro Pan-Americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais coordenou um programa de pesquisa para desenvolver métodos simples de avaliação da eutrofização de sistemas aquáticos tropicais da América Latina e Caribe (SALAS; MARTINO, 1989). Na seleção dos sistemas aquáticos para a análise, foram definidos os limites de temperatura mínima (10 °C) e média anual (15 °C) e a disponibilidade de dados referentes aos parâmetros necessários à classificação do estado trófico: a) na bacia de drenagem (vazão dos tributários, área da bacia, temperatura, fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, amônia, nitrito-nitrato, condutividade); e b) no sistema aquático (área, profundidade, volume, profundidade Secchi, pH, temperatura da água e do ar, precipitação, vazão efluente, drenagem direta das margens e uso da terra, razão volume epilímnio/hipolímnio, fósforo total, ortofosfato, clorofila *a*, nitrogênio total, amônia, nitrito-nitrato, condutividade, oxigênio dissolvido (epilímnio/hipolímnio), produtividade primária, cobertura por macrófitas, biomassa de macrófitas).

A classificação de Salas e Martino (1989) baseou-se na média geométrica do fósforo. Os sistemas classificados como eutróficos, mesotróficos e oligotróficos apresentaram média geométrica de fósforo total de 110 $\mu\text{g L}^{-1}$, 42 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 22 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Em virtude do grande número de variáveis envolvidas na análise, o método proposto pelos autores não teve a mesma aceitação do índice do estado trófico (IET) desenvolvido por Carlson (1977).

No Brasil, a Cetesb adotou o IET de Carlson (1977), que foi adaptado às condições de ambientes tropicais, sendo conhecido como índice de Carlson, modificado por Toledo Júnior (1990). Posteriormente, foi feita uma revisão do índice com base nos estudos de Lamparelli (2004). Passaram, então, a ser utilizados apenas dois indicadores: o fósforo total, que indica o potencial de eutrofização do sistema aquático, e a concentração de clorofila *a*, que representa a resposta do sistema aquático ao fator de controle. Os valores de profundidade do disco de Secchi não têm sido utilizados porque a turbidez nos sistemas aquáticos monitorados pela Cetesb é bastante afetada pela presença de partículas inorgânicas em suspensão. A Tabela 2 mostra a classificação do estado trófico dos sistemas aquáticos segundo o índice de Carlson modificado, que é utilizada pela Cetesb para a avaliação do estado das águas do Estado de São Paulo.

Tabela 2. Parâmetros e intervalos de classificação do estado trófico de sistemas aquáticos aplicados à avaliação do estado das águas do Estado de São Paulo.

Categoria	Classificação do estado trófico			
	Intervalo	Secchi (m)	P total (mg m ⁻³)	Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	S > 0,6	233 < P	69,05 < CL

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2016).

Eutrofização em reservatórios no contexto da expansão da lavoura canavieira

O Brasil concentra aproximadamente 12% da água doce superficial do mundo e tem oito grandes bacias hidrográficas (FATOS..., 2009). Porém, na região Sudeste, onde se concentra a maior parte da população brasileira, há pouca disponibilidade de recursos hídricos (6% do total) e alta demanda por esses recursos, para uso em processos industriais, agricultura, irrigação, geração de energia hidrelétrica e abastecimento das cidades (FATOS..., 2009).

Há mais de 100 reservatórios hidrelétricos na região Sudeste do Brasil, sendo muitos deles antigos e em cascata (TUNDISI, 2003). Das 15 regiões críticas quanto ao abastecimento de água no Brasil, sete estão na região Sudeste. Apesar do esforço de monitoramento e controle de qualidade da água, e do grande número de indicadores de resposta do poder público (instrumentos de controle e gestão e políticas públicas), o relatório da situação dos recursos hídricos no Estado de São Paulo no ano base de 2009 (SÃO PAULO, 2011) indica os seguintes resultados, entre 2007 e 2009: a) a disponibilidade hídrica per capita no estado diminuiu principalmente na

Bacia do Rio Tietê, estando associada ao aumento da densidade populacional; b) várias bacias hidrográficas apresentaram deterioração no balanço da demanda superficial versus disponibilidade superficial de água; c) o volume da água consumida para uso urbano aumentou 16%, principalmente em algumas Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) da Bacia do Rio Tietê; d) a quantidade de esgoto doméstico coletado e tratado em relação à quantidade total gerada manteve-se abaixo de 50%; e) houve degradação da qualidade da água bruta para abastecimento público, visto que 78% dos 338 pontos amostrais da rede de monitoramento foram enquadrados em qualidade regular, ruim e péssima em 2009; f) houve degradação da qualidade das águas em relação às condições necessárias para manter a vida aquática, com 70% das estações amostrais sendo classificadas com qualidade ruim e péssima; e g) houve aumento do nível trófico dos sistemas aquáticos, com cerca de 50% das estações amostrais da rede voltando a ser classificadas nos grupos eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico no ano 2009.

O reservatório da UHE Ibitinga encontra-se localizado na Bacia do Rio Tietê, uma das bacias do Estado de São Paulo com maior densidade populacional e onde há regiões críticas quanto à disponibilidade e à qualidade da água (SÃO PAULO, 2011).

Dados coletados por Londe (2008) no reservatório de Ibitinga, em 2005, mostram que as concentrações de clorofila *a* variaram entre 6,14 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 76.809,84 $\mu\text{g L}^{-1}$, o que permitiria classificá-lo ou como mesotrófico ou como hipertrófico (Tabela 2), dependendo da localização geográfica da amostra. Os resultados de Londe (2008) e Londe et al. (2011) indicaram também uma grande variabilidade espacial do estado trófico, que não é capturada pelos sistemas oficiais de monitoramento. Ademais, os autores constataram a ocorrência expressiva de florações de cianobactérias (LONDE et al., 2011). Paralelamente, estudos de Rudorff et al. (2010) indicaram uma grande expansão da lavoura canvieira no Estado de São Paulo, particularmente na região de Ibitinga (CANASAT, 2013) (Figura 1). Essas características justificam o estudo de caso do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Ibitinga como suporte a análises dos impactos ambientais da expansão da lavoura canvieira.

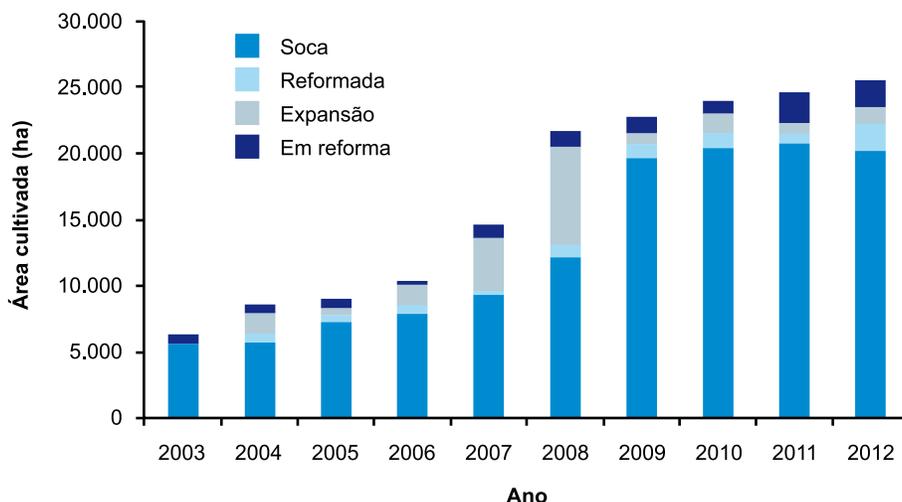


Figura 1. Área cultivada com cana, por classe, entre os anos de 2003 e 2012, no Município de Ibitinga, SP.

Fonte: Canasat (2013).

Segundo os resultados de Londe et al. (2011), entre os modelos empíricos ou semianalíticos testados para a estimativa de concentração de clorofila *a* a partir de medidas de reflectância espectral extraídas de imagens multiespectrais e hiperespectrais (incluindo combinações de bandas), os de melhor desempenho utilizavam medidas de reflectância na região do infravermelho. Esses resultados são corroborados pela literatura (BRIVIO et al., 2001; GITELSON, 1992; GITELSON et al., 2000; NOVO et al., 2013) e dão suporte ao uso de imagens do sensor Thematic Mapper do Landsat para caracterizar o estado trófico desse reservatório.

Considerando o aumento da área ocupada por cana-de-açúcar no município e a viabilidade de avaliar o nível trófico do reservatório de Ibitinga, foram utilizadas imagens históricas do sensor TM/Landsat para quantificar a área ocupada por diferentes níveis de estado trófico ao longo do período para o qual se dispunham de dados de expansão da cana. Na Figura 2, a área do reservatório de Ibitinga, mapeada com imagens do sensor TM/Landsat (NOVO et al., 2013), é comparada durante o período compreendido entre

2003 e 2008, para o qual se dispunha de dados sem cobertura de nuvem na fase de máxima residência hidráulica do reservatório (fim do período seco e início do período chuvoso).

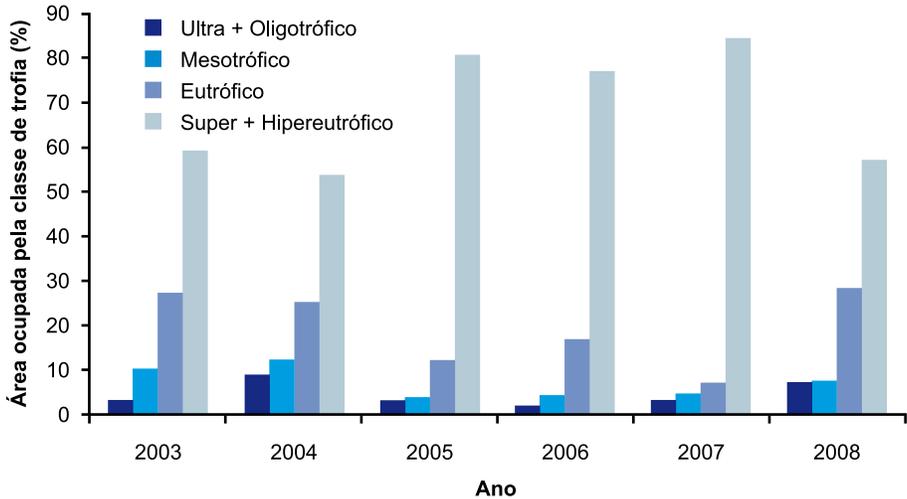


Figura 2. Evolução da área ocupada por diferentes classes de estado trófico no reservatório de Ibitinga, mapeada com imagens do sensor TM/Landsat, entre 2003 e 2008.

Fonte: Novo et al. (2013).

Comparando a Figura 1 com a Figura 2, verifica-se que, em 2003, a área ocupada por cana no município era menor que 7.000 ha, e que até 2008 essa área praticamente triplicou. No mesmo período, a porcentagem da área do reservatório de Ibitinga ocupada por águas eutróficas e super-hipereutróficas passou de 86% em 2003 para 94% em 2006, retornando aos níveis de 2003 no ano de 2008.

A Figura 3 permite observar a distribuição espacial das classes de estado trófico entre 2003 e 2008 mapeadas com imagens do sensor TM/Landsat (NOVO et al., 2013), com base no modelo desenvolvido para os dados de Londe (2008) referentes ao ano de 2005.

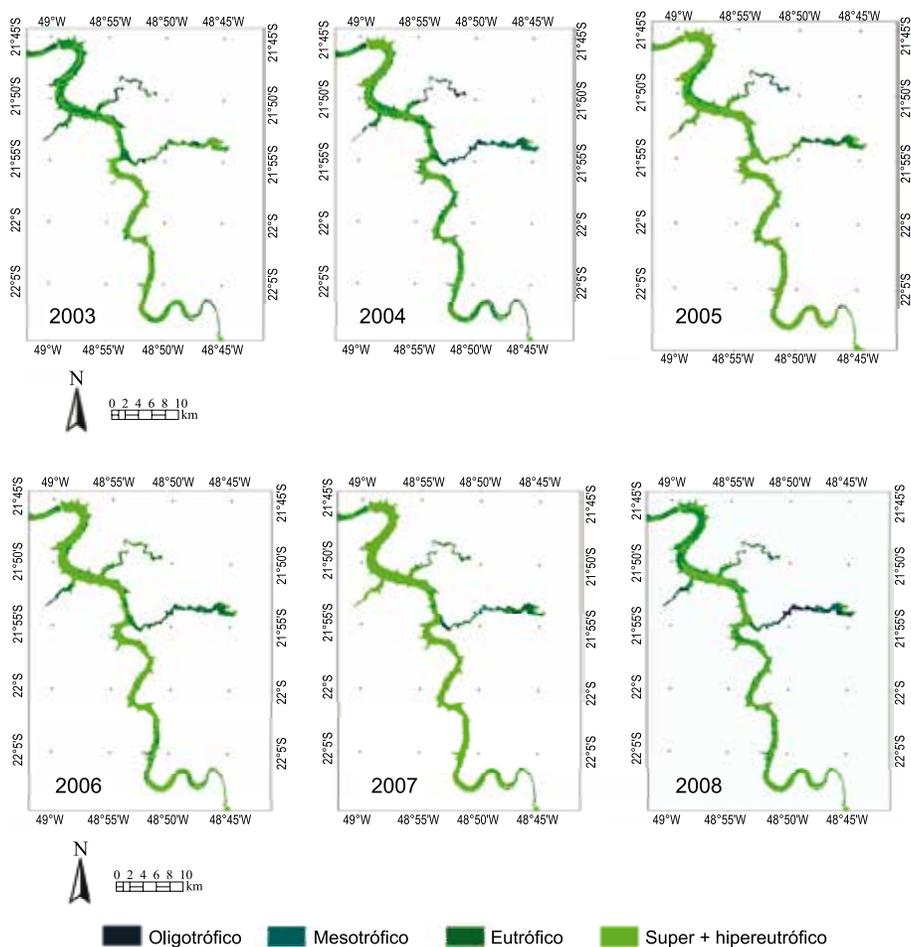


Figura 3. Distribuição espacial das classes de estado trófico do reservatório da UHE Ibitinga entre 2003 e 2008.

Fonte: Londe (2008).

$$\text{Log}_{10} \text{Chl} = 2,1171 + 1,68 \text{Log}_{10} (\text{TM4}_{\text{sim}}/\text{TM3}_{\text{sim}})$$

Em que:

Chl = concentração de clorofila.

TM4_{sim} = reflectância in situ na região espectral do TM4.

TM3_{sim} = reflectância in situ na região espectral do TM3.

A despeito dos erros inerentes à extrapolação do modelo, pode-se observar que todo o corpo central do reservatório está classificado como eutrófico e super + hipereutrófico ao longo do período, e que as diferenças entre os distintos anos se dão basicamente nos braços do reservatório formado pelos rios Jacaré-Açu e Jacaré-Pepira, ambos com nascentes na Cuesta de Botucatu, sujeitos, portanto, a escoamento torrencial em eventos de chuvas mais concentradas, que podem alterar momentaneamente a condição óptica da água.

A análise da distribuição da área de cana-de-açúcar por classes permite verificar que entre 2003 e 2008 a proporção de área de expansão propriamente dita (aumento da área plantada por substituição de culturas e em reforma) não foi constante no tempo, sendo que a maior expansão ocorreu em 2007 e 2008, não sendo possível ainda identificar seu impacto sobre o grau de trofia do reservatório. Além disso, há que se levar em conta que existem outros fatores intervenientes nas estimativas de concentração de clorofila *a* superficial, com o uso de imagens de satélite. As imagens são adquiridas a cada 16 dias e representam um instantâneo da condição trófica do reservatório, que pode, muitas vezes, ser alterada pela operação do reservatório, como o aumento da vazão efluente, que pode, por sua vez, remover grande parte do fitoplâncton sobrenadante.

Os resultados dessa análise mostram que a expansão parece contribuir para o aumento da área do reservatório sujeita a níveis críticos de estado trófico. A área do reservatório ocupada por águas oligotróficas e mesotróficas, que representavam cerca de 20% da área total do reservatório, caiu pela metade, entre 2003 e 2007. A análise mais profunda do aumento dessa porcentagem em 2008 sugere o impacto da variação momentânea do estado da água sob o efeito de fatores hidrodinâmicos. Essa interferência alerta para a necessidade de que, ao se compararem séries históricas derivadas de imagens de satélite, sejam utilizados critérios mais rigorosos de seleção das datas de aquisição, de forma a isolar os efeitos momentâneos daqueles de longo prazo.

Outro reservatório no Estado de São Paulo, o de Barra Bonita, representa os problemas relacionados à urbanização: está localizado numa região de intensas transformações nos padrões de uso e ocupação da terra, o que o torna suscetível a problemas de poluição e assoreamento acelerado.

O aporte de nutrientes no reservatório é causado, em grande parte, pela entrada dos seus principais afluentes, o Rio Tietê e o Rio Piracicaba, que transportam descargas domésticas e industriais de grandes centros urbanos. As bacias desses rios são as mais industrializadas do Estado de São Paulo (PRADO et al., 2007).

De acordo com esses mesmos autores, a dinâmica no uso e na cobertura da terra observada na bacia hidrográfica de contribuição para o reservatório de Barra Bonita certamente possui relação com o processo de transporte e deposição de sedimentos e poluentes no mesmo corpo d'água, pois vai determinar a intensidade dos processos erosivos, da permeabilidade da bacia, da aplicação de defensivos agrícolas, da redução da vegetação natural, da conservação do solo e das margens dos rios, entre outros. Em verificação terrestre no entorno do reservatório de Barra Bonita, as autoras identificaram vários pontos de degradação ambiental, como locais de exploração de areia. Geralmente, nas estações chuvosas, a areia é transportada até o reservatório, provocando seu assoreamento e comprometendo sua capacidade de armazenamento. As autoras também observaram processos erosivos, com início de formação de voçorocas, em áreas de pastagens degradadas, incluindo desmoronamentos às margens do reservatório. Como a pastagem é um dos principais usos da bacia, se essa não for bem manejada, haverá um grande potencial de exportação de sedimentos e nutrientes dos solos até os rios, e desses para o reservatório de Barra Bonita. Para agravar a situação, grande parte das margens desse reservatório não possui matas ciliares.

Prado e Novo (2007) avaliaram a relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP, e o potencial poluidor da bacia hidrográfica de contribuição, no espaço e no tempo. As autoras verificaram um incremento significativo do nível trófico da água, entre 1990 e 2002, de forma diferenciada para cada compartimento do reservatório. A degradação da qualidade da água, expressa pelo nível trófico, foi muito mais intensa no braço do Rio Tietê, com pontos eutróficos, tanto em 1990 como em 2002, em virtude da contribuição de fontes de poluição da cidade de São Paulo. A avaliação integrada dos sistemas aquático e terrestre, no espaço e no tempo, permitiu concluir que a degradação da qualidade da água possui forte relação com as alterações no uso e na cobertura da terra e também com o aumento populacional, traduzidos em fontes difusas e pontuais de

poluição e que essas alterações podem ser detectadas aplicando-se geotecnologias. Pelos resultados, verificou-se, também, que o potencial poluidor da bacia hidrográfica não é espacialmente homogêneo e que, portanto, as medidas de controle de poluição precisam ser focadas nas áreas mais críticas, onde a degradação é mais intensa (PRADO; NOVO, 2007).

Possibilidade de suporte ao planejamento territorial e gestão de recursos hídricos

Quando se toma como objetivo a sustentabilidade das práticas agrícolas, a qualidade da água é sempre um fator crucial. Gordon et al. (2010) identificaram as três principais estratégias por meio das quais o gerenciamento da água agrícola pode lidar com as amplas inter-relações entre água e agricultura: a) melhorar práticas de gerenciamento da água em terras agrícolas; b) melhorar a ligação com o gerenciamento de ecossistemas aquáticos a jusante; e c) verificar como a água pode ser gerenciada para criar agroecossistemas multifuncionais. Isso poderá ser feito apenas se os processos de paisagem ecológica forem compreendidos de forma ampla, e se, além de produção de alimentos, os valores dos serviços ecossistêmicos também forem reconhecidos.

Os serviços ecossistêmicos são benefícios sociais gerados com base em processos ecológicos. Os sistemas agrícolas, assim como outros ecossistemas, geram serviços ecossistêmicos, que incluem, por exemplo, a redução de nutrientes que proporcionam melhor qualidade da água em algumas áreas alagadas e a regulação climática por meio de reciclagem da precipitação em florestas tropicais (GORDON et al., 2010). A agricultura tem aumentado o fornecimento de serviços ecossistêmicos, como a produção de alimentos, fibra e madeira, porém ela tem impactado substancialmente outros serviços ecossistêmicos ao longo do tempo (GORDON et al., 2010). Para diminuir esses impactos, será preciso recorrer a um gerenciamento integrado.

McCown et al. (2012) testaram o sistema de informações Farmers', Advisers', Researchers', Monitoring, Simulation and Performance Evaluation (Farmscape) para auxiliar agricultores a lidar com riscos climáticos,

recorrendo a simuladores de produção de culturas, dados climáticos locais e dados de características do solo. Entre outros resultados, os autores constataram que os fazendeiros que não haviam pensado previamente no solo como um repositório de água começaram a compreender que a quantidade de água presente no solo no momento de plantar tinha relação com ações e expectativas de rendimento que eles vinham ignorando até então (MCCOWN et al., 2012).

Além de riscos climáticos, características do solo e quantidade de água disponível, a poluição e a eutrofização também são características a serem consideradas no gerenciamento da água em sistemas agrícolas. Como a poluição não ocorre de forma homogênea em uma bacia, nem mesmo em toda a área dos reservatórios, havendo, por exemplo, áreas mais críticas (PRADO; NOVO, 2007), é necessário que o gerenciamento compreenda holisticamente as variáveis envolvidas. Para garantir uma agricultura sustentável, é recomendável que o uso do fósforo seja criteriosamente analisado, visando, por exemplo, ao seu reúso, à reciclagem e a aplicações estrategicamente direcionadas (TIESSEN et al., 2011).

Para a FAO (1991 citado por QUIRINO et al., 1999), a agricultura sustentável considera o manejo e a conservação dos recursos naturais como o caminho para continuar atendendo às necessidades humanas nas próximas gerações. Dessa forma, o desenvolvimento deve incluir a preservação do ambiente, o uso de técnicas apropriadas, a viabilidade econômica e, principalmente, deve ser um processo aceitável socialmente.

Nas palavras de Godfray et al. (2010), o objetivo não é mais simplesmente maximizar a produtividade, mas otimizar um cenário bem mais complexo, abrangendo, além do êxito na produção, resultados ambientais e de justiça social.

Considerações finais

A presença de fertilizantes, especialmente compostos fosforados, funciona como indicador importante no monitoramento da qualidade da água em microbacias. A superfertilização está intimamente relacionada a processos de eutrofização em ecossistemas aquáticos e pode ser monitorada

por meio de técnicas de sensoriamento remoto. Modelos que empregam dados hiperespectrais podem estimar o nível trófico de reservatórios. Por sua vez, imagens orbitais podem ser ferramenta importante para analisar a distribuição de áreas hipertróficas dentro de um reservatório e para avaliar as mudanças temporais nesse processo.

Referências

ÁGUA: o risco da escassez. **Manchetes Socioambientais**, março 2005. Disponível em: <<http://www.socioambiental.org/esp/agua/pgn/>>. Acesso em: 4 jul. 2016.

ATTANASIO, C. M. **Planos de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola**: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade. 2004. 193 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BANCO MUNDIAL. **World development report 2008**: agriculture for development. Washington, DC: World Bank, 2008. 365 p.

BLACK, P. E. **Watershed hidrology**. New York: Lewis Publishers, 1996. 449 p.

BRIVIO, P. A.; GIARDINO, C.; ZILIOLI, E. Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 2-3, p. 487-502, 2001.

CANASAT: monitoramento da cana de açúcar: via imagens de satélite: mapa do cultivo. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/cultivo.html>>. Acesso em: 11 jan. 2013.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes**. Minneapolis: Limnological Research Center-University of Minnesota, 1974. 17 p. (Contribution, 141).

CARLSON, R. E. More complications in the chlorophyll-Secchi disk relationship. **Limnology and Oceanography**, v. 25, n. 2, p. 379-382, 1980.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **IET – Índice do Estado Trófico**. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/04.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2016.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **CETESB estende controle de poluição a 106 municípios**. São Paulo, 1978. 6 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Resultados de análises:** reconhecimento das condições atuais sanitárias e ecológicas do Rio Tiete: estudo de eutrofização das represas da bacia do Tietê. São Paulo, 1974. v. 3.

COSTA, V. L. da; MARIA, I. C. de; CAMARGO, O. A. de. Transporte de fósforo pela enxurrada em latossolo que recebeu lodo de esgoto. **Bragantia**, v. 69, n. 1, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0006-87052010000100016&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 11 jan. 2013.

DILLON, P. J. The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: the importance of flushing rate to the degree of eutrophy in lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 20, n. 1, p. 28-39, 1975.

EHLERS, E. **Agricultura sustentável:** origens e perspectivas de um novo paradigma. 2. ed. Guaíba: Agropecuária, 1999. 157 p.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Summary analysis of the North American (U.S. Portion) OECD eutrophication project:** nutrient loading – lake response relationships and trophic state indices. Corvallis: Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, 1978. (EPA-600/3-78-008. Ecological Research Series).

FATOS e tendências: água. Brasília, DF: ANA, 2009. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/fatosetendencias/edicao_2.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2016.

FÉRET, S.; DOUGUET, J.-M. Agricultura sustentável e agricultura racional: quais princípios e quais práticas para a sustentabilidade do desenvolvimento rural. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 6, p. 95-104, jul./dez. 2002.

GITELSON, A. A.; YACOBI, Y. Z.; RUNDQUIST, D. C.; STARK, R.; HAN, L.; ETZION, D. Remote estimation of chlorophyll concentration in productive waters: principals, algorithm development and validation. In: NWQMC NATIONAL MONITORING CONFERENCE, 2000, Austin. **Proceedings...** [S.l.]: The Council, 2000. p. 149-160.

GITELSON, A. The peak near 700nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 17, p. 3367-3373, 1992.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia:** processos ecológicos em agricultura sustentável. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 2001. 653 p.

GODFRAY, H. C. J.; BEDDINGTON, J. R.; CRUTE, I. R.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J. F.; PRETTY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S. M.; TOULMIN, C. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science**, v. 327, n. 5967, p. 812-818, 2010.

GORDON, L. J.; FINLAYSON, C. M.; FALKENMARK, M. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 4, p. 512-519, 2010.

- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LANDAIS, E. Agriculture durable: les fondements d'un nouveau contrat social? **Courier de l'Environnement de l'INRA**, n. 33, p. 5-22, 1998.
- LIMA, W. P.; ZAKIA, m. J. B. **Rede de monitoramento ambiental em microbacias: indicadores hidrológicos do manejo sustentável de plantações florestais**. Piracicaba: IPEF, 1997. 26 p.
- LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (sp)**. 2008. 223 f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2008/08.18.12.14>>. Acesso em: 10 maio 2012.
- LONDE, L. R.; NOVO, E. M. L. M.; CALIJURI, M. C. Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto ao estudo do fitoplâncton de águas interiores. In: ALCÂNTARA, E.; NOVO, E. M. L. M.; STECH, J. L. (Org.). **Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos**. Rio de Janeiro: Parêntese, 2011. p. 219-254.
- MCCOWN, R. L.; CARBERRY, P. S.; DALGLIESH, N. P.; FOALE, M. A.; HOCHMAN, Z. Farmers use intuition to reinvent analytic decision support for managing seasonal climatic variability. **Agricultural Systems**, v. 106, n. 1, p. 33-45, 2012.
- MONTGOMERY, R. D.; GRANT, G. E.; SULLIVAN, K. Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management. **Water Resources Bulletin**, v. 31, n. 3, p. 369-386, 1995.
- NOVO, E. M. L. M.; LONDE, L. R.; BARBOSA, C.; ARAUJO, C. A. S.; RENNÓ, C. D. Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Lansat images. **Revista Ambiente Água**, v. 8, n. 3, p. 65-82, 2013.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Eutrophication of water: monitoring, assessment and control**. Paris, 1982.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. Soil phosphorus and environmental quality. In: PIERZYNSKY, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and environmental quality**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 155-208.
- PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 2, p. 5-18, dez. 2007.
- PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M.; PEREIRA, M. N. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica de contribuição para o reservatório de Barra Bonita – SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 59/2, p. 127-135, ago. 2007.

QUIRINO, T. R.; IRIAS, L. J. M.; WRIGHT, J. T. C. **Impacto agroambiental**: perspectivas, problemas e prioridades. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 183 p.

REAPING the benefits: science and the sustainable intensification of global agriculture. London: Royal Society of London, 2009. 72 p.

RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using landsat data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057-1076, 2010.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. Simplified methodologies for evaluation of eutrophication in warm-water tropical lakes. In: INTERREGIONAL SEMINAR ON WATER QUALITY MANAGEMENT IN DEVELOPING COUNTRIES, 1989, Warsaw, Poland. **Proceedings...** [S.l.]: World Health Organization-Pan American Health Organization-Environmental Health Program, 1989.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. Coordenadoria de Recursos Hídricos. **Relatório de situação dos recursos hídricos do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2011. 208 p.

TAVARES, F. B.; COPETTI, L. D. Os saberes locais dos agricultores e os sistemas locais de conhecimento: potencialidades visando a transição para uma agricultura familiar sustentável. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 2, p. 1496-1500, 2007.

TIESSEN, H.; BALLESTER, M. V.; SALCEDO, I. Phosphorus and global change: phosphorus in action. **Soil Biology**, v. 100, part 3, p. 459-471, 2011.

TOLEDO JÚNIOR, A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo: CETESB, 1990. 43 p. Relatório técnico.

TOLEDO JÚNIOR, A. P.; TALARICO, M. C.; AGUDO, S. J.; GARCIA, E. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. São Paulo: CETESB, 1983. 34 p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. São Carlos, RiMA: IIE, 2003. 248 p.

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris: UNESCO, 1968. (OECD Technical Report, DAS/CSI/68).

Controles climáticos e das mudanças de uso da terra no balanço de água no Brasil: uma discussão em escala de agroecossistemas

Humberto R. da Rocha
Oswaldo M. R. Cabral

Introdução

Neste capítulo são discutidos dois temas: 1) componentes do balanço de água de superfície na escala de ecossistema, num contexto caracterizado pelas mudanças climáticas globais e, em especial, pelo impacto do aquecimento sobre a evapotranspiração; e 2) efeitos das mudanças de uso da terra sobre os componentes da evapotranspiração e da vazão, com destaque para casos de controle da variação climática na produtividade e na evapotranspiração dos agroecossistemas de cana-de-açúcar e eucalipto, avaliados em medidas diretas no Brasil.

Mudanças climáticas globais e efeitos sobre o balanço de água

Nos últimos anos, aumentou o consenso sobre a hipótese das mudanças climáticas globais, em especial quanto à persistência dos padrões de aumento da temperatura média do ar, observados em vários locais do planeta, ao longo de um tempo relativamente recente, principalmente a partir da década de 1970. Essa discussão concentrou-se em alguns pontos fundamentais, conforme referidos pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC) (STOCKER et al., 2013), resumidos a seguir.

O primeiro ponto refere-se ao aquecimento nos baixos níveis da atmosfera, chamado de detecção da mudança climática, hoje confirmado com evidências tanto na superfície terrestre quanto nos oceanos.

O segundo ponto de discussão é definido como o da atribuição de causas a esse fenômeno: nos últimos 40 anos, o aumento progressivo de gases de efeito estufa na atmosfera (CO_2 , CH_4 , N_2O e CFCs), provocado há décadas por fontes antrópicas, em especial pela queima de carvão mineral, petróleo e derivados, é a principal causa do aquecimento. Entre as causas secundárias, mas significativas, que explicam a variabilidade climática decadal nesse tempo, estão a variabilidade da atividade solar e o controle dos aerossóis antrópicos e das mudanças de uso da terra.

O terceiro ponto de discussão detém-se na previsão das mudanças climáticas: as projeções do padrão do clima estabelecidas pelas simulações dos modelos do sistema climático para as próximas décadas indicam taxas de aquecimento na superfície iguais ou mais expressivas do que as detectadas nas últimas décadas, de forma dominante para todo o planeta e persistentes no tempo, uma conclusão que o Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report (IPCC-AR4) (SOLOMON et al., 2007) pela primeira vez propôs ser inequívoca. Todavia, sobre a previsibilidade para as próximas décadas, pairam incertezas, há muito e amplamente reconhecidas, sobre os seguintes fenômenos: a) a oscilação natural dos ciclos de Croll-Milankovitch, fato que gerou inicialmente a expectativa de início de resfriamento iminente; b) a limitada previsibilidade matemática do estado do sistema climático; c) as inabilidades dos modelos em simular o sistema climático, como, por exemplo, a descrição mais acurada da quantidade e dos tipos de nuvem, e a simulação de processos atmosféricos de pequena e mesoescalas; e d) a própria variabilidade natural do sistema climático, que apresenta oscilações de baixa frequência na temperatura dos oceanos, que ainda não é completa e adequadamente simulada. Não se sabe como as causas dessas incertezas podem alterar a trajetória dos cenários do aquecimento global.

As projeções do clima para as próximas décadas mostram consensualmente o aumento da temperatura média do ar. A maioria delas indica aumento da precipitação média global, de 10% a 15%, o que decorreria em parte do aumento da evaporação oceânica, com ênfase nos trópicos, devido ao efeito termodinâmico (EMORI; BROWN, 2005). Em escala regional, na América do Sul, as projeções propostas pelos modelos não concordam entre si sobre em quais regiões haveria estritamente aumento da chuva, ou, de forma oposta, redução. Dessa forma, não há um amplo consenso sobre essa componente, ou seja, quais regiões exatamente poderão ser marcadas ou com aumento ou com redução da chuva, e nisso reside um outro ponto de incerteza, além dos mencionados.

As projeções sugerem também que eventos extremos tornem-se mais frequentes, por exemplo, os eventos de dias muito quentes (ondas de calor), geralmente relacionados com a baixa umidade do ar, e tempestades severas, associadas a rajadas de vento e chuvas intensas. Essa projeção de aumento da frequência de eventos extremos surgiu, em parte, da expectativa teórica da aceleração do ciclo hidrológico, ou seja, do aumento da taxa

de evaporação e, conseqüentemente, da precipitação, mantendo-se o equilíbrio a longo prazo (EMORY; BROWN, 2005). O aumento das tempestades severas poderá, por exemplo, decorrer do próprio aumento da instabilidade vertical da atmosfera (O'GORMAN; SCHNEIDER, 2009). Projeções recentes mostram o aumento do número de dias sem chuva em parte da América do Sul, concorrentes com o aumento de chuvas intensas (POLADE et al., 2014), que é, por sua vez, um padrão de impacto diferente daquele de redução da chuva, caracterizado simplesmente como alongamento da estação seca.

As mudanças climáticas podem alterar o regime de evapotranspiração, que, por sua vez, pode alterar a vazão de água superficial, e, conseqüentemente, da oferta hídrica na escala de grandes bacias e microbacias. Há vários estudos que discutem a importância dessa questão, em que podem ser alinhados os seguintes aspectos de discussão: a) como o estado da atmosfera controla, por si só, a alteração da evapotranspiração, entendida como um processo biofísico do sistema solo-vegetação; b) como será alterada a evaporação nos reservatórios de abastecimento; e c) como se mostram as projeções do clima para a evapotranspiração em escala regional/continental.

Em uma análise simplista, com o aumento/redução da evapotranspiração continental, se não houver variação da chuva, é provável que haja redução/aumento da vazão, respectivamente, nas escalas de balanço médio sazonal e anual.

As projeções no século 21 mostram um estado atmosférico com dominante aumento da evaporação nos oceanos, em parte resultante da maior capacidade de retenção de vapor d'água no ar pelo aquecimento, que é de aproximadamente 5% por grau centígrados de aquecimento (BATES et al., 2008). Presume-se, assim, um provável aumento da evaporação potencial nas áreas oceânicas e continentais. Apesar dessa lógica razoável, há sinais de incertezas: o padrão das projeções do IPCC, apesar de futuros, não se alinha com o padrão de observações reais em estações nas últimas décadas do século 20, que mostraram tendências de queda da evaporação potencial, em vários continentes, por exemplo, atribuída no Hemisfério Norte à redução da irradiância solar, em especial pela poluição atmosférica (RODERICK; FARQUHAR, 2002).

Quanto às possíveis mudanças na evapotranspiração real, especialmente em escalas de microbacias e agroecossistemas, entram no

mérito outras variáveis, que, por sua vez, também poderão se alterar pelas mudanças climáticas, em especial a radiação solar, o vento, a umidade do solo e a concentração de CO₂ atmosférica. A evapotranspiração real é a soma de componentes da transpiração da vegetação, da interceptação da chuva e da evaporação do solo. Com o aquecimento do ar e o aumento do deficit de pressão de vapor, as perdas por interceptação e evaporação do solo poderão aumentar, o que pode ser mais expressivo se houver, concorrentemente, aumento da chuva e da umidade do solo em proporções substanciais.

No que tange à transpiração, com o aquecimento do ar, pode-se esperar o aumento decorrente da expectativa da planta necessitar exercer maior controle de regulação térmica, sem considerar outros controles de abertura estomática compensatórias, como os de limitação hídrica. Por sua vez, o enriquecimento atmosférico de CO₂ reduz a condutância estomática, para equilibrar as concentrações internas da folha e, portanto, reduz a transpiração. Essa resposta é todavia potencial, uma vez que os demais limitantes climáticos, a umidade do solo, o tipo de mecanismo fotossintético, a nutrição e a saúde da planta são igualmente controladores. Além disso, as plantas podem se aclimatar, de forma a reduzir a sensibilidade. Sob outro ponto de vista, oposto, mas indireto, o enriquecimento de CO₂ pode levar ao aumento da produtividade primária e, conseqüentemente, ao acréscimo de área foliar, o que, por sua vez, conduz em tese ao aumento da transpiração. Como ilustração da consequência do enriquecimento de CO₂ atmosférico na transpiração, a literatura mostra, de forma dominante, o efeito de queda da evapotranspiração real, desde estudos observacionais iniciais em pequenas bacias (IDSO; BRAZEL, 1984), até análises prospectivas de modelos em escala global (BETTS et al., 2007; GEDNEY et al., 2006).

As projeções climáticas indicam, para o século 21, na América do Sul, uma grande variação espacial de mudança da evapotranspiração (i.e., áreas de aumento e redução sem concentração regional dominante) (BATES et al., 2008), a exemplo das mudanças de precipitação, com as quais, a propósito, há uma correlação positiva, ou seja, nítido aumento/redução da evapotranspiração com o aumento/redução da chuva simuladas.

Sob a perspectiva da disponibilidade hídrica, o armazenamento de água nos reservatórios é sensível às mudanças climáticas. No Brasil,

dominam os reservatórios de abastecimento e de geração hidroelétrica, e sua dependência dos processos hidroclimáticos decorre das variações de massa entre a entrada por vazão afluente, precipitação local, e as saídas por evaporação e vazão efluente. No Brasil, muitos reservatórios também exercem o controle de enchentes, o que os faz particularmente sensíveis aos eventos de chuvas intensas, quando o volume de água fica muito alto, fato comum na estação chuvosa. Para a evaporação local do reservatório, os impactos variam a depender de a região ser úmida (ADELOYE et al., 1999) ou seca. São maiores nestas últimas, com perdas de até 70% (HELFER et al., 2012). Entre as variantes climáticas que aceleram as perdas por evaporação, destacam-se o aquecimento e o secamento do ar, o aumento da velocidade do vento e o da irradiância solar incidente. As perdas por evaporação nos lagos ocorrem também por variabilidade das forçantes climáticas nas bordas, como vento de origem topográfica e circulação interna do lago (FENNESSEY, 2000).

Efeitos das mudanças de uso da terra no ciclo hidrológico

As mudanças de uso da terra provocam efeitos no clima em escala local, principalmente pelas alterações do balanço de energia na superfície, decorrentes de mudanças nas características funcionais da cobertura do sistema solo-vegetação – por exemplo, o albedo e a emissividade térmica (associados aos fluxos radiativos), a altura do dossel e a rugosidade (associados à condutância aerodinâmica), o índice de área foliar e o mecanismo fotossintético vegetal (associados à condutância do dossel). Esses controles ajudam a compor, de distintas formas, o regime local de temperatura e umidade do ar, e mesmo a velocidade do vento (PIELKE et al., 1991). Por exemplo, no desmatamento da Amazônia, as áreas de pastagem mostraram mais aquecimento diurno do ar do que a floresta acima do dossel, assim como menor umidade relativa (GASH et al., 1996). No Sudeste brasileiro, a temperatura do ar em plantação de cana-de-açúcar mostrou-se substancialmente mais quente durante o dia do que as áreas próximas de Cerrado restrito (TATSCH, 2006). Com modelagem numérica, o efeito das mudanças de uso da terra em escala regional no Estado de São Paulo mostrou, no

presente, redução da evapotranspiração real de aproximadamente 20% em comparação com o padrão da cobertura nativa (MARTINS, 2011).

No Brasil, os impactos sobre a precipitação resultantes de mudanças de cobertura de superfície são frequentemente apontados, por meio de estimativas de modelagem numérica. Na Amazônia, a hipótese do desmatamento em grande escala mostrou geralmente a queda da evapotranspiração e da precipitação (D'ALMEIDA et al., 2007), enquanto, em menor escala, fez surgir zonas de aumento e de redução da chuva pelo surgimento de circulações secundárias (SAAD et al., 2010). No Sudeste do Brasil, mostrou-se, por modelagem numérica, que a introdução de áreas de plantação de cana-de-açúcar aumentou a temperatura e reduziu a umidade do ar regional, em comparação com o equilíbrio climático da vegetação nativa de Cerrado (NEGRÓN-JUÁREZ, 2004), o que também foi reportado com inferências de sensoriamento remoto para locais específicos (LOARIE et al., 2011). Com modelagem numérica, a expansão da cana-de-açúcar em substituição às pastagens no Sudeste e no Centro-Oeste do Brasil mostrou um impacto de pequeno resfriamento, em virtude da prescrição de menor albedo da pastagem, segundo Georgescu et al. (2013).

As mudanças de uso da terra podem também alterar a vazão dos rios, por meio das modificações nos processos de infiltração, recarga do aquífero, geração de escoamento e evapotranspiração, entre outros meios. Esse modo de alteração no regime de vazão, apesar de muito comentado, é pouco relatado em estudos de caso do Brasil, talvez em virtude da dificuldade de se dispor de amplas medições e informações de todas as variantes do fenômeno. Além disso, a constatação dos efeitos pode ser menos simplista do que se supõe, por depender mutuamente de escalas de espaço e de clima (BLÖSCHL et al., 2007). Alguns exemplos com dados observacionais de campo mostram, no desflorestamento, a causa mais provável do aumento da vazão média, dos pulsos de vazão intrassazonais, das mudanças na frequência e na intensidade de inundações, e em outros desdobramentos, como a redução do escoamento básico e da vazão mínima sazonal (BOSCH; HEWLETT, 1982; COSTA et al., 2003). Tucci e Clarke (1997) e Collischonn (2001) sugerem que os efeitos do desmatamento podem se manifestar apenas na forma de aumento das cheias de pequeno e médio períodos de retorno. Nos desflorestamentos sem a proteção das matas ripárias e/ou com manejo inadequado do solo, ocorrem outras alterações,

como o aumento do fluxo de sedimentos sólidos suspensos, decorrente principalmente do aumento da erosão (ATAROFF; RADA, 2000; NIEL et al., 2006; VERTESSY et al., 2003). Várias observações com medições do impacto de cobertura florestal em pequenas bacias de coníferas e da presença da floresta de eucaliptos em várias partes do globo indicaram a queda da vazão média associada provavelmente ao aumento da evapotranspiração (JACKSON et al., 2005; SAHIN; HALL, 1996).

Estudos de evapotranspiração com cana-de-açúcar e eucalipto no Brasil

A crescente demanda pela produção de biocombustíveis (QIN et al., 2011), como alternativa aos combustíveis fósseis, tem promovido a ocupação de outras áreas agrícolas (LOARIE et al., 2011). Essa tendência pode se intensificar com a introdução dos biocombustíveis de segunda geração, obtidos pela hidrólise da biomassa em açúcares, para a produção de álcool, se não for incorporado o uso dos resíduos da produção atual, por exemplo, o bagaço de cana, ou a ocupação de áreas agrícolas abandonadas (FARGIONE et al., 2008; LEITE et al., 2009). No Brasil, sob esse aspecto, os agrossistemas de cana-de-açúcar e eucalipto podem ser tomados como exemplos de grande expansão nas últimas décadas (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS, 2010; LAPOLA et al., 2010; MARTINELLI; FILOSO, 2008). O Brasil é o principal produtor de cana-de-açúcar, com 9,5 milhões de hectares, dos quais 60% são produzidos na região Sudeste (PINHEIRO et al., 2010). Estima-se, porém, que o cultivo da cana-de-açúcar no Brasil poderá se expandir em áreas com algum tipo de limitação hídrica (MANZATTO et al., 2009; MARIN et al., 2011; WACLAWOVSKY et al., 2010).

O gênero *Eucalyptus* representava, em 2005, aproximadamente 8% das áreas florestais plantadas no mundo, ocupando 18 milhões de hectares. As espécies mais utilizadas eram as de *E. grandis*, *E. urophylla* e *E. saligna* (FAO, 2008). No Brasil, o *Eucalyptus* é o principal gênero florestal plantado, ocupando 4,5 milhões de hectares (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS, 2010), geralmente em áreas de baixa

fertilidade, pobres em potássio e submetidas a climas com períodos de deficit hídrico (CABRAL et al., 2010; GONÇALVES et al., 2008).

Os resultados sobre o balanço de água que serão apresentados foram obtidos com base em plantações de cana-de-açúcar e eucalipto, utilizando-se medidas micrometeorológicas e, em especial, o método da covariância de vórtices turbulentos, reportadas em Cabral et al. (2010, 2012). Seu objetivo é entender o padrão funcional do balanço hídrico nesses agrossistemas e com alguns dos principais parâmetros utilizados em formulações de cálculo da evapotranspiração (ET). Esse entendimento deverá melhorar a condição da produtividade sustentável das plantações comerciais, que podem contribuir com o sequestro de carbono da atmosfera, como fontes de energia renovável e recursos econômicos, e que reduziriam a exploração predatória das florestas nativas (GIACOMELLI SOBRINHO, 2007).

Os totais diários de ET e precipitação (P) acumulada são apresentados na Figura 1A, durante dois ciclos da cultura de cana-de-açúcar. No primeiro ciclo (abril de 2005 a maio de 2006, perfazendo 392 dias), a plantação encontrava-se na segunda soca e, no ciclo seguinte (maio de 2006 a maio de 2007, perfazendo 373 dias), na terceira soca. As chuvas em cada ciclo registraram 1.194 mm e 1,353 mm, respectivamente, resultado ligeiramente abaixo da média climatológica ($1.517 \text{ mm} \pm 274 \text{ mm}$). Os valores máximos diários de ET atingiram 5 mm por dia durante o verão, em pleno desenvolvimento da cultura. Os registros totais de ET durante os dois ciclos foram de 829 mm e 690 mm, respectivamente, implicando razões ET/P de 69% e 51%. A interceptação da precipitação (I) foi estimada em aproximadamente 7% (89 mm) dos totais de precipitação, e a fração evaporativa média (ET/A_v), dada pela razão entre a evapotranspiração e a energia disponível (A_v), foi de 54%. A eficiência do uso de água (WUE) foi de $1,6 \text{ g C m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ e $1,2 \text{ g C m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$, em cada ciclo, respectivamente, levando-se em conta somente a biomassa seca dos colmos.

A idade da plantação de eucalipto variou de 2 a 4 anos durante o primeiro ciclo (de março de 2006 a março de 2007) e o segundo ciclo (de março de 2007 a março de 2008) de observações (Figura 1B), que indica valores diários de ET inferiores a 1 mm por dia no inverno e acima de 7 mm por dia no verão. O total de precipitação registrado durante o primeiro ciclo foi de 1.377 mm e durante o segundo ciclo foi de 1.280 mm, também

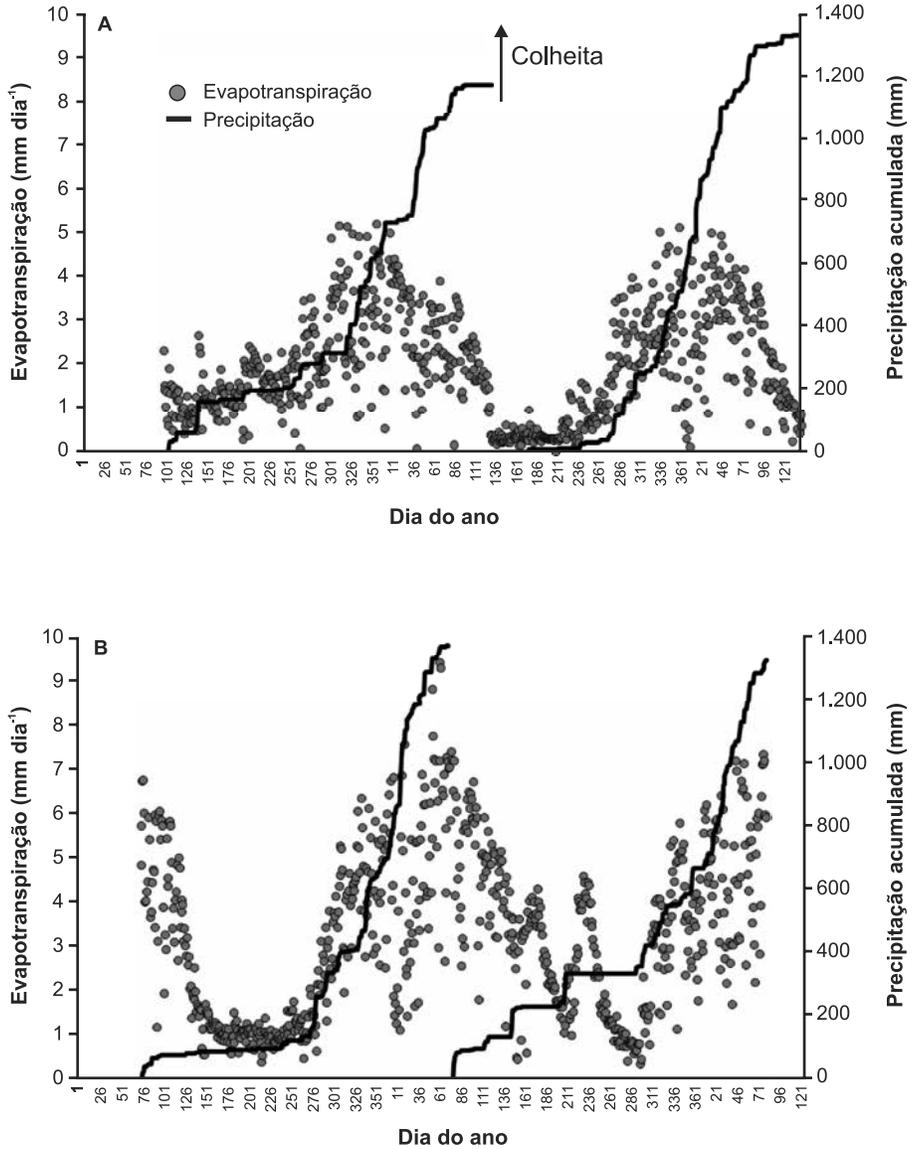


Figura 1. Totais diários de evapotranspiração e precipitação acumulada, observados nas plantações de cana-de-açúcar (A) e eucalipto (B).

Fonte: adaptado de Cabral et al. (2010, 2012).

ligeiramente abaixo da média climatológica ($1.498 \text{ mm} \pm 312 \text{ mm}$). O total de chuva interceptada pela vegetação foi estimado em 12% da precipitação, com base no modelo de Gash et al. (1995) e na parametrização para eucalipto de Valente et al. (1997). Os totais de evapotranspiração em cada ciclo foram de 1.124 mm e 1.235 mm, respectivamente, representando 82% e 96% da precipitação anual. A razão média entre a evapotranspiração e a energia disponível (fração evaporativa) foi de 66%, e a eficiência do uso de água (WUE) foi de $0,7 \text{ g C m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ e $1,0 \text{ g C m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$, em cada ciclo, respectivamente, levando-se em conta somente a biomassa seca dos troncos.

Na Figura 2, são apresentadas as séries temporais dos coeficientes de reflexão médios diários da radiação global ($0,3 \mu\text{m}$ a $3 \mu\text{m}$) e fotossinteticamente ativa (PAR; $0,4 \mu\text{m}$ a $0,7 \mu\text{m}$), observados na cana-de-açúcar e no eucalipto. As maiores variações sazonais foram observadas na plantação de cana-de-açúcar, principalmente na faixa do PAR (Figura 2B), em decorrência das colheitas com queima, que expõem o solo na sua quase totalidade, além do crescimento inicialmente lento da cultura. O valor máximo do índice de área foliar (IAF) da cana-de-açúcar foi de $3,8 \text{ m}^2 \text{ folha m}^{-2} \text{ solo}$; porém, se forem consideradas as folhas secas que permanecem nos colmos, o IAF total poderá atingir valores de até 18 (CABRAL et al., 2010).

Numa plantação de eucalipto já estabelecida, as variações sazonais observadas do índice de área foliar foram de 2,2 no inverno e de 3,4 no verão. O coeficiente médio de reflexão na faixa da radiação global observado na plantação de eucalipto durante o máximo enfolhamento, entre 4 e 27 dias do segundo ano (Figura 2), foi de 0,14 e, na cana-de-açúcar, foi aproximadamente 28% maior (0,18). Durante o mesmo período, o coeficiente de reflexão na faixa do PAR na plantação de eucalipto foi de 0,03 e, na cana-de-açúcar, foi aproximadamente 66% maior (0,05).

As observações de evapotranspiração possibilitam o cálculo da condutância do dossel ao transporte de vapor de água (g_c), com base na equação de Penman-Monteith, cujos resultados são apresentados na Figura 3. Os menores valores de g_c foram observados durante os períodos secos de inverno. Por exemplo, entre os dias 185 e 208 do primeiro ano, o valor médio de g_c na cana-de-açúcar foi de 20 mm s^{-1} e, na plantação de eucalipto, foi muito menor, em torno de 3 mm s^{-1} . No verão, foram observados g_c de aproximadamente 30 mm s^{-1} nos dois agrossistemas (entre os dias 73 e 96

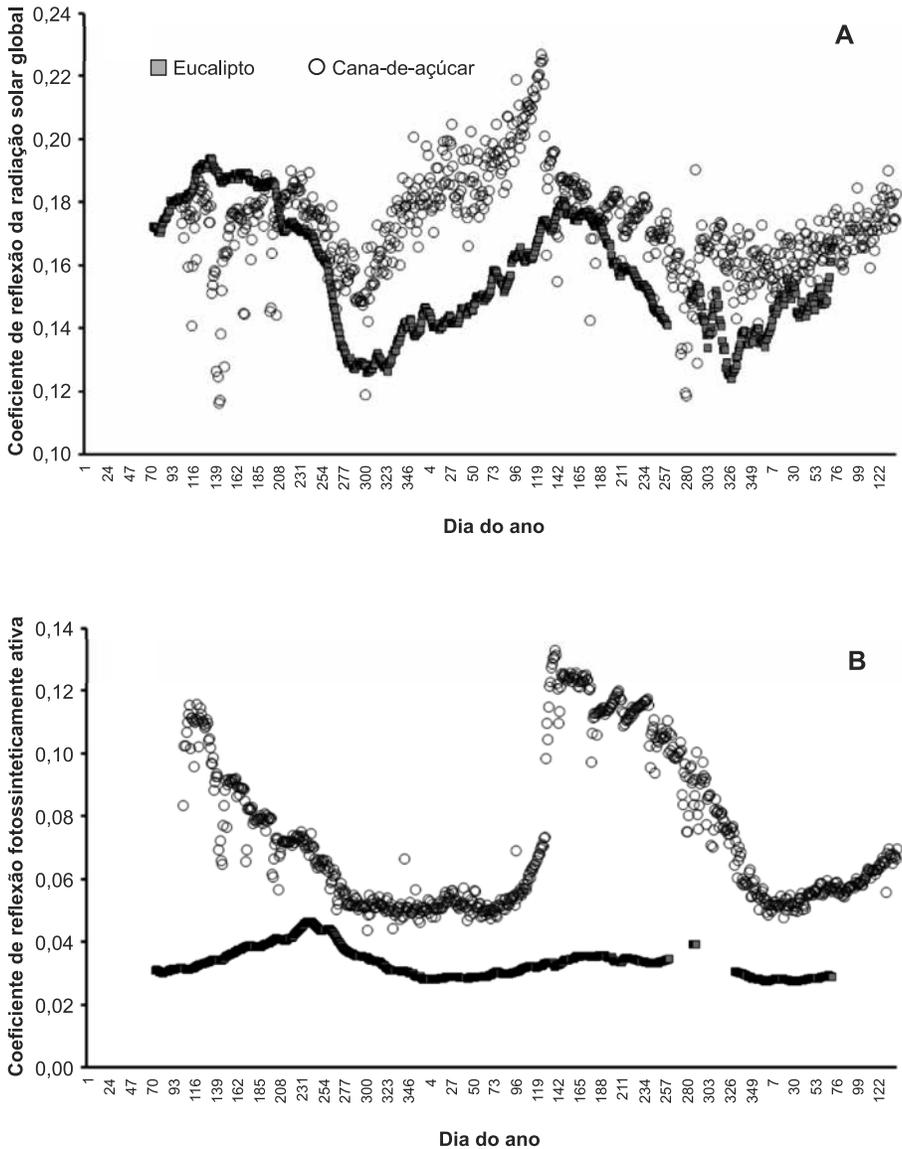


Figura 2. Variações sazonais dos coeficientes de reflexão da radiação solar global (A) e fotossinteticamente ativa (B), observados nas plantações de cana-de-açúcar e eucalipto.

Fonte: adaptado de Cabral et al. (2010, 2012).

do segundo ano). Como os valores de g_c representam o dossel, logo a variabilidade sazonal também decorre das variações do IAF. Mas a diminuição de g_c observada na plantação de eucalipto foi superior às variações temporais no IAF, sugerindo que outros fatores, como o deficit de saturação da pressão de vapor, também atuaram na variabilidade da condutância do dossel.

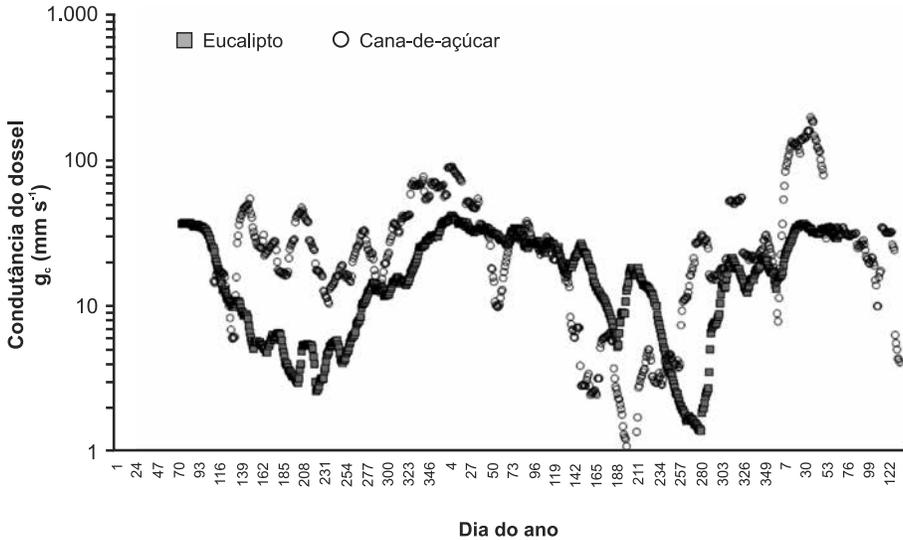


Figura 3. Condutância do dossel (g_c) ao transporte de vapor de água em plantação de cana-de-açúcar e eucalipto.

Fonte: adaptado de Cabral et al. (2010, 2012).

Os valores da condutância aerodinâmica (g_a) obtidos na plantação de eucalipto corresponderam, em média, ao dobro dos valores obtidos na cana-de-açúcar (80 mm s^{-1} e 40 mm s^{-1} , respectivamente). A rugosidade da floresta plantada proporcionou transferência turbulenta mais eficiente, consequência da maior condutância g_a , e maiores taxas de evaporação da precipitação interceptada (12%) quando comparada com a plantação de cana-de-açúcar (7%). Apesar da maior área foliar total observada na cana-de-açúcar, a menor g_a implicou aumento do tempo necessário para a secagem do dossel depois das chuvas, reduzindo o total de evaporação da água interceptada.

Em termos relativos (Tabela 1), a plantação de eucalipto utilizou 22% a mais da energia disponível (ET/A_v) do que a de cana-de-açúcar e, conseqüentemente, 48% a mais de  gua (ET/P) nos processos de transpira o e intercepta o (I/P). No que concerne   eficiência de uso de água, verificou-se que a cana-de-açúcar foi, em média, 65% mais eficiente do que o eucalipto. Aumentos na produtividade em planta o de eucalipto foram associados a aumentos na precipita o, por Stape et al. (2004). Porém, como maiores taxas de produtividade estão quase sempre associadas a maior uso de água, os impactos adversos quanto   manuten o do suprimento de recursos hídricos devem ser considerados (ENGEL et al., 2005; WHITEHEAD; BEADLE, 2004).

Tabela 1. Razões médias entre os totais de evapotranspira o (ET), precipita o (P), energia disponível (A_v), intercepta o (I) e eficiência na utiliza o de  gua (WUE), observadas nas planta o de cana-de-açúcar e eucalipto.

Cultura	ET/P (%)	ET/A_v (%)	I/P (%)	WUE ($g\ C\ m^{-2}\ mm^{-1}$)
Cana-de-açúcar	60	54	7	1,4
Eucalipto	89	66	12	0,85

Considera o es finais

As proje o es da temperatura média global nos últimos anos vêm acompanhando razoavelmente as medidas observadas, o que   cientificamente um avanço notável, apesar das inúmeras incertezas acerca das ferramentas de previsão climática e do desconhecimento das causas da variabilidade natural do clima, a exemplo da seca histórica ocorrida no Sudeste brasileiro em 2014. No contexto do balanço de água de superfície,   expressiva a sensibilidade física do processo de evapotranspira o   varia o climática sazonal e nos seus extremos interanuais, assim como o   a da vazão hidrológica dos rios. Essa sensibilidade   variabilidade natural climática tem escalas de magnitude semelhantes às esperadas pela variância das mudanças climáticas globais nas próximas décadas, o que aproxima os aspectos do problema de segurança hídrica e agrícola. Sugere-se, então, que discussões e tomadas de decisão sejam baseadas no

Princípio da Precaução, para que sejam considerados os potenciais efeitos das mudanças do clima sobre o planejamento das políticas públicas.

As expressivas diferenças de consumo de água por vários tipos de cobertura vegetal no Brasil estão entre os principais controles do clima local e, em certas condições, também do clima regional, da produtividade vegetal e da oferta de água superficial como vazão na escala de microbacia. Esse conhecimento da funcionalidade hídrica dos ecossistemas e agroecossistemas deve ser um dos aspectos fundamentais a ser dominado, de forma que venha a auxiliar nas medidas de adaptação às mudanças climáticas e ao planejamento de uso da terra, em especial nos setores de energia, segurança alimentar e segurança hídrica.

Referências

- ADELOYE, A. J.; NAWAZ, N. R.; MONTASERI, M. Climate change water resources planning impacts incorporating reservoir surface net evaporation fluxes: a case study. **International Journal of Water Resources Development**, v. 15, n. 4, p. 561-581, 1999.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **ABRAF statistical yearbook**: base year 2009. Brasília, DF: ABRAF, 2010.
- ATAROFF, M.; RADA, F. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. **Ambio**, v. 29, n. 7, p. 440-444, 2000.
- BATES, B.; KUNDZEWICZ, Z. W.; WU, S.; PALUTIKOF, J. (Ed.). **Climate change and water**. Geneva: IPCC, 2008. 210 p. (IPCC Technical Paper, VI).
- BETTS, R. A.; BOUCHER, O.; COLLINS, M.; COX, P. M.; FALLOON, P. D.; GEDNEY, N.; HEMMING, D. L.; HUNTINGFORD, C.; JONES, C. D.; SEXTON, D. M. H.; WEBB, M. J. Projected increase in continental runoff due to plant responses to increasing carbon dioxide. **Nature**, v. 448, p. 1037-1041, 2007.
- BLÖSCHL, G.; ARDOIN-BARDIN, S.; BONELL, M.; DORNINGER, M.; GOODRICH, D.; GUTKNECHT, D.; MATAMOROS, D.; MERZ, B.; SHAND, P.; SZOLGAY, J. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? **Hydrological Processes**, v. 21, n. 9, p. 1241-1247, 2007.
- BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, n. 1-4, p. 3-23, 1982.

- CABRAL, O. M. R.; ROCHA, H. R.; GASH, J. H. C.; LIGO, M. A. V.; FREITAS, H. C.; TATSCH, J. D. The energy and water balance of a Eucalyptus plantation in southeast Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 388, n. 3-4, p. 208-216, 2010.
- CABRAL, O. M. R.; ROCHA, H. R.; GASH, J. H. C.; LIGO, M. A. V.; TATSCH, J. D.; FREITAS, H. C.; BRASILIO, E. Water use in a sugarcane plantation. **GCB Bioenergy**, v. 4, n. 5, p. 555-565, 2012.
- COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1-4, p. 206-217, 2003.
- D'ALMEIDA, C.; VÖRÖSMARTY, C. J.; HURTT, G. C.; MARENGO, J.; DINGMAN, S. L.; KEIM, B. D. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. **International Journal of Climatology**, v. 27, n. 5, p. 633-647, 2007.
- EMORI, S.; BROWN, S. J. Dynamic and thermodynamic changes in mean and extreme precipitation under changed climate. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 17, 2005. DOI: 10.1029/2005GL023272.
- ENGEL, V.; JOBBÁGY, E. G.; STIEGLITZ, M.; WILLIAMS, M.; JACKSON, R. B. Hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. **Water Resources Research**, v. 41, n. 10, 2005. DOI: 10.1029/2004WR003761.
- FAO. **Current world fertilizer trends and outlook to 2012**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2008. 34 p.
- FARGIONE, J.; HILL, J.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; HAWTHORNE, P. Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, v. 319, n. 5867, p. 1235-1238, 2008.
- FENNESSEY, N. M. Estimating average monthly lake evaporation in the Northeast United States. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 36, n. 4, p. 759-769, 2000.
- GASH, J. H. C.; LLOYD, C. R.; LACHAUD, G. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. **Journal of Hydrology**, v. 170, n. 1-4, p. 79-86, 1995.
- GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. (Ed.). **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley and Sons, 1996. 611 p. (Water Science).
- GEDNEY, N.; COX, P. M.; BETTS, R. A.; BOUCHER, O.; HUNTINGFORD, C.; STOTT, P. A. Detection of a direct carbon dioxide effect in continental river runoff records. **Nature**, v. 439, p. 835-838, 2006.
- GEORGESCU, M.; LOBELL, D. B.; FIELD, C. B.; MAHALOV, A. Simulated hydroclimatic impacts of projected Brazilian sugarcane expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 40, n. 5, p. 972-977, 2013.

GIACOMELLI SOBRINHO, V. **Análise bioeconômica do seqüestro de carbono e da dívida ecológica**: uma aplicação ao caso do Rio Grande do Sul. 2007. 456 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L.; LACLAU, J.-P.; BOUILLET, J.-P.; RANGER, J. Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fast growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. **Southern Forests**, v. 70, n. 2, p. 105-118, 2008.

HELPER, F.; LEMCKERT, C.; ZHANG, H. Impacts of climate change on temperature and evaporation from a large reservoir in Australia. **Journal of Hydrology**, v. 475, p. 365-378, 2012.

IDSO, S. B.; BRAZEL, A. J. Rising atmospheric carbon dioxide concentrations may increase streamflow. **Nature**, v. 312, p. 51-53, 1984.

JACKSON, R. B.; JOBBÁGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; LE MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, v. 310, n. 5756, p. 1944-1947, 2005.

LAPOLA, D. M.; SCHALDACH, R.; ALCAMO, J.; BONDEAU, A.; KOCH, J.; KOELKING, C.; PRIESS, J. A. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 8, p. 3388-3393, 2010.

LEITE, R. C. C.; LEAL, M. R. L. V.; CORTEZ, L. A. B.; GRIFFIN, W. M.; SCANDIFFIO, M. I. G. Can Brazil replace 5% of the 2025 gasoline world demand with ethanol? **Energy**, v. 34, n. 5, p. 655-661, 2009.

LOARIE, S. R.; LOBELL, D. B.; ASNER, G. P.; MU, Q.; FIELD, C. B. Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. **Nature Climate Change**, v. 1, p. 105-109, 2011.

MANZATTO, C. V.; ASSAD, E. D.; BACCA, J. F. M.; ZARONI, M. J.; PEREIRA, S. E. M. (Org.). **Zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar**: expandir a produção, preservar a vida, garantir o futuro. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 55 p. (Embrapa Solos. Documentos, 110).

MARIN, F. R.; JONES, J. W.; ROYCE, F.; SUGUITANI, C.; DONZELI, J. L.; PALLONE FILHO, W. J.; NASSIF, D. S. P. Parameterization and evaluation of predictions of DSSAT/CANEGRO for Brazilian sugarcane. **Agronomy Journal**, v. 103, n. 2, p. 304-315, 2011.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, v. 18, n. 4, p. 885-898, 2008.

MARTINS, C. A. **Estimativa da evapotranspiração no Estado de São Paulo com o modelo da biosfera SiB2**. 2011. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- NEGRÓN-JUÁREZ, R. I. **Variabilidade climática regional e controle da vegetação no sudeste**: um estudo de observações sobre cerrado e cana-de-açúcar e modelagem numérica da atmosfera. 2004. 159 f. Tese (Doutorado em Ciências Atmosféricas) – Instituto de Astronomia e Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- NIEL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; HAUPERT, C. L.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, V. M.; VICTORIA, R. L. Deforestation alters hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland amazonian streams. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 12, p. 2563-2580, 2006.
- O’GORMAN, P. A.; SCHNEIDER, T. The physical basis for increases in precipitation extremes in simulations of 21st-century climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 35, p. 14773-14777, 2009.
- PIELKE, R. A.; DALU, G. A.; SNOOK, J. S.; LEE, T. J.; KITTEL, T. G. F. Non linear influence of mesoscale land use on weather and climate. **Journal of Climate**, v. 4, p. 1053-1069, 1991.
- PINHEIRO, E. F. M.; LIMA, E.; CEDDIA, M. B.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Impact of pre-harvest burning versus trash conservation on soil carbon and nitrogen stocks on a sugarcane plantation in the Brazilian Atlantic forest region. **Plant and Soil**, v. 333, n. 1, p. 71-80, 2010.
- POLADE, S. D.; PIERCE, D. W.; CAYAN, D. R.; GERSHUNOV, A.; DETTINGER, M. D. The key role of dry days in changing regional climate and precipitation regimes. **Scientific Reports**, v. 4, n. 4364, 2014. DOI: 10.1038/srep04364.
- QIN, Z.; ZHUANG, Q.; CHEN, M. Impacts of land use change due to biofuel crops on carbon balance, bioenergy production, and agricultural yield, in the conterminous United States. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 4, n. 3, p. 277-288, 2011. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2011.01129.x.
- RODERICK, M. L.; FARQUHAR, G. D. The cause of decreased pan evaporation over the past 50 years. **Science**, v. 298, n. 5597, p. 1410-1411, 2002.
- SAAD, S. I.; ROCHA, H. R. da; DIAS, M. A. F. S.; ROSOLEM, R. Can the deforestation breeze change the rainfall in Amazonia?: a case study for the BR-163 highway region. **Earth Interactions**, v. 14, n. 18, p. 1-25, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1175/2010EI351.1>.
- SAHIN, V.; HALL, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, v. 178, n. 1-4, p. 293-309, 1996.
- SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (Ed.). **Climate change 2007**: the physical science basis. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 996 p. (IPCC Fourth Assessment Report).
- STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G. Eucalyptus production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 193, p. 17-31, 2004.

STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; P.M. MIDGLEY, P. M. (Ed.). **Climate change 2013: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. 1535 p. (IPCC Fifth Assessment Report).

TATSCH, J. D. **Uma análise dos fluxos de superfície e do microclima sobre cerrado, cana de açúcar e eucalipto, com implicações para mudanças climáticas regionais**. 2006. 112 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impactos das mudanças de cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

VALENTE, F.; DAVID, J. S.; GASH, J. H. C. Modelling interception loss for two sparse eucalypt and pine forests in central Portugal using reformulated Rutter and Gash analytical models. **Journal of Hydrology**, v. 190, n. 1-2, p. 141-162, 1997.

VERTESSY, R. A.; ZHANG, L.; DAWES, W. R. Plantations, river flows and river salinity. **Australian Forestry**, v. 66, n. 1, p. 55-61, 2003.

WACLAWOVSKY, A. J.; SATO, P. M.; LEMBKE, C. G.; MOORE, P. H.; SOUZA, G. M. Sugarcane for bioenergy production: an assessment of yield and regulation of sucrose content. **Plant Biotechnology Journal**, v. 8, n. 3, p. 263-276, 2010.

WHITEHEAD, D.; BEADLE, C. L. Physiological regulation of productivity and water use in *Eucalyptus*: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 193, n. 1-2, p. 113-140, 2004.

Capítulo 4

Monitoramento hidrológico: um fator de sustentabilidade hídrica

Frederico Cláudio Peixinho

Introdução

A informação hidrológica obtida por meio de redes de monitoramento é um insumo vital para ampliar o conhecimento sobre o comportamento dos processos hidrológicos, bem como para cooperar para a gestão e o aproveitamento integrado, racional e múltiplo dos recursos hídricos.

O planejamento e a operação das redes de monitoramento hidrológico no Brasil devem considerar, além da sua ampliação, a necessidade de contínuo aperfeiçoamento e modernização tecnológica de seus sistemas de coleta e medição hidrológica, segundo uma visão integrada do ciclo da água e uma atuação interinstitucional que envolva os órgãos intervenientes em recursos hídricos, de modo a contribuir para a geração, a integração e a disponibilização de informações confiáveis e representativas.

No planejamento e na operação das redes de monitoramento, recomenda-se considerar uma abordagem sistêmica do ciclo hidrológico, ou seja, uma visão integrada das águas atmosféricas, superficiais e subterrâneas.

A ação interinstitucional integrada diz respeito a reconhecer, no dimensionamento dessas redes de monitoramento, as interligações verticais e horizontais entre os setores envolvidos, bem como a disponibilização de informações que ajudem a mediar conflitos de uso da água e a mitigar os efeitos decorrentes de eventos hidrológicos críticos.

É nesse contexto que atua a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) – Serviço Geológico do Brasil (SGB), exercitando suas atribuições legais relacionadas com a participação do planejamento e a execução dos serviços de hidrologia de interesse da União.

O presente texto está estruturado em três partes: evolução histórica dos recursos hídricos no Brasil; estado da arte das redes de monitoramento hidrológico; e visão de futuro sobre a sustentabilidade hídrica no âmbito do monitoramento hidrológico.

Considerações gerais

A Lei nº 9.433, de 8/1/1997 (BRASIL, 1997), que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), definiu seis instrumentos essenciais

à boa gestão do uso da água. O sexto instrumento refere-se ao Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), que é “[...] um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão” (BRASIL, 1997, art. 25), provendo gestores, sociedade civil e outros usuários das condições necessárias para opinar no processo decisório ou mesmo para tomar decisões (BRASIL, 1997).

A referida lei, no seu art. 25 (BRASIL, 1997), explicita mais adiante que o SNIRH é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão.

Decorre dessa assertiva que as redes de monitoramento hidrológico, sejam elas meteorológicas, sejam elas superficiais ou subterrâneas, que envolvam a quantidade e a qualidade das águas, são partes integrantes do SNIRH. Isso impõe uma abordagem integrada no planejamento e na operação dos sistemas de monitoramento hidrológico.

No Brasil (país federativo), no que concerne à legislação das águas, ficou estabelecido que a água tanto pode ser de domínio da União quanto dos estados. As águas subterrâneas são de domínio dos estados, enquanto as águas superficiais podem ser de domínio da União ou do estado, a depender das características de formação dos cursos d’água. Esse fato impõe a necessidade de articulação entre a União e os estados, para que possam implementar, de forma adequada, as políticas de recursos hídricos estaduais e nacional, bem como exercitar o planejamento e a operação otimizados das redes de monitoramento hidrológicos.

Antes de descrever a evolução da rede hidrometeorológica no Brasil, cabe definir as seguintes classes de redes: rede básica, rede estratégica e rede específica, cada qual buscando atender a um resultado próprio.

A rede básica é um conjunto de estações instaladas em caráter permanente, cujo objetivo é levantar dados básicos, para conhecimento do comportamento dos processos e dos regimes hidrológicos, bem como dar suporte ao desenvolvimento de projetos e estudos sobre recursos hídricos que demandam a utilização de séries hidrológicas de longo período.

A rede estratégica é aquela composta por estações permanentes ou provisórias, localizadas em pontos que carecem de maior controle e confiabilidade dos dados, e também de rapidez no acesso e na disponibilização de informações. Exemplos: sistemas de previsão e alerta hidrológico e redes de monitoramento de eventos hidrológicos críticos.

A rede específica é aquela instalada em caráter permanente ou provisório para atender a interesse específico. Exemplos: rede de interesse energético, de navegação, agrícola, etc.

O principal objetivo das redes de monitoramento hidrológico é fornecer informações hidrológicas confiáveis e representativas para a gestão e o aproveitamento racional dos recursos hídricos.

Antecedentes históricos

As primeiras atividades de coleta de dados surgiram no início do século passado, época em que o Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS) e o Instituto Nacional de Meteorologia (Inemet) instalaram as estações mais antigas. Também o setor privado, por intermédio da Light and Power Company (1909), começou as primeiras medições hidrológicas no início do século 20, e datam de 1855 os primeiros registros de chuva efetuados pela Mineração Morro Velho, em Nova Lima, MG.

No plano orgânico-institucional, a hidrologia no Brasil teve início com a criação, pelo Decreto nº 22.338, de 11/1/1993, da Diretoria-Geral de Pesquisas Científicas, que absorveu o Serviço Geológico e Mineralógico, sob o nome de Instituto Geológico e Mineralógico do Brasil, do qual fazia parte a Diretoria de Águas. Nesse mesmo ano, a atividade de hidrologia passou para a Diretoria-Geral de Produção Mineral, criada pelo Decreto nº 23.016, de 28/7/1933, que teve duração muito curta, transformando-se no Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM), por meio do Decreto nº 23.979, de 8/3/1934. Esse departamento tinha como objetivos principais o fomento da produção mineral, o estudo da geologia do território nacional e o aproveitamento das águas superficiais e subterrâneas para a produção de energia, irrigação e navegabilidade.

Em 22/7/1960, foi criado o Ministério de Minas e Energia (MME), pela Lei nº 3.782, que incorporou todos os órgãos do DNPM, incluindo a Divisão de Águas. Em 31/12/1968, pelo Decreto nº 63.951, foi alterada a denominação do órgão, para Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE). O referido departamento, por meio de sua Divisão de Águas, continuou encarregado de aplicar o Código de Águas, criado em 1934, e de implementar o Sistema Nacional de Informações Hidrológicas. Na Tabela 1, é apresentada, de forma esquemática, a evolução da hidrologia no Brasil.

Tabela 1. Evolução da legislação dos recursos hídricos no Brasil.

Ano	Legislação	Finalidade
1934	Código de Águas	Viabilização da hidroeletricidade
1967	Política Nacional de Saneamento	Conceito de planejamento integrado
1988	Constituição Federal	Aperfeiçoamento dos dispositivos de da gestão das águas
1997	Política Nacional de Recursos Hídricos	Novo modelo de gestão de recursos hídricos
2000	Agência Nacional de Águas (ANA)	Implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos

A CPRM foi criada pela Lei nº 964, de 31/8/1969, com o objetivo de realizar pesquisa, estudos e levantamento básico em geologia, recursos minerais e hídricos, entendendo este último como sendo recursos hídricos superficiais e subterrâneos. É, portanto, atribuição da CPRM participar do planejamento e realizar serviços de hidrologia de interesse da União, bem como proceder ao levantamento hidrometeorológico nacional.

No âmbito das águas subterrâneas, o Brasil não dispunha, até 2009, de uma rede, com abrangência nacional, de monitoramento das águas subterrâneas. A partir dessa data, a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – Serviço Geológico do Brasil (CPRM-SGB) – iniciou a implantação de uma Rede Nacional Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas (Rimas).

Monitoramento hidrológico na CPRM-SGB: estado da arte

Rede Hidrometeorológica Nacional

Estado da arte

A Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) começou a ser operada pela CPRM-SGB no início da década de 1970, com o apoio do United States Geological Survey (USGS), mediante instrumento de cooperação técnica, que propiciou o treinamento e a formação de pessoal especializado e, também, a transferência de métodos e tecnologia de coleta e medição hidrológica. A iniciativa privada teve também papel relevante na implantação e na operação de estações hidrométricas, principalmente em regiões ínvias, como a Amazônia. Na década de 1970, o Brasil investiu intensamente na realização de grandes empreendimentos, em especial obras de hidroeletricidade, o que determinou o adensamento significativo de estações hidrometeorológicas, principalmente nas bacias hidrográficas de grande porte.

A partir da década de 1980, surgiram preocupações com os usos múltiplos e com a conservação quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos. Nesse período, incorpora-se à Rede Hidrometeorológica Nacional um programa de qualidade de água e de sedimentometria. Iniciam-se, também nessa época, as primeiras discussões e experiências relacionadas ao modelo de gestão integrada das águas.

A década de 1990, por sua vez, sob a influência da Declaração de Dublin, apontava a existência de sérios problemas relacionados com a disponibilidade hídrica, definindo princípios para sua gestão sustentável, os quais foram ratificados pela Agenda 21, elaborada em 2002, no Rio de Janeiro, durante a *ECO-92*. Associa-se a esses aspectos a intensificação de eventos hidrológicos críticos, relacionados com cheias e inundações, que ensejaram o aparecimento de redes estratégicas estruturadas, como sistemas de previsão e alerta de cheias e inundações.

A Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) é um componente do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), o qual

visa à produção, à sistematização e à disponibilização de dados e informações, em termos de quantidade e qualidade da água, de modo a subsidiar a gestão e o aproveitamento racional e integrado da água. Essas informações são fundamentais para a tomada de decisões efetivas por parte das comunidades, dos usuários e do poder público.

A RHN é composta por um conjunto de estações distribuídas em todo o País, para o levantamento de dados fluviométricos, pluviométricos, evaporimétricos, de qualidade da água e sedimentométricos. Os dados coletados subsidiam a formulação de políticas e ações estratégicas, para órgãos da União e dos estados, relacionados com as áreas de energia, planejamento territorial, meio ambiente, agricultura, saúde e transporte hidroviário. Atualmente, a CPRM-SGB opera cerca de 77% dessa rede, com 3.560 estações, sendo 2.129 estações pluviométricas, 1.431 estações fluviométricas, 1.275 estações de qualidade de água, 346 estações sedimentométricas e 27 estações evaporimétricas, das quais 683 são estações telemétricas, com transmissão via satélite, em tempo real, dos níveis dos rios e da precipitação.

Nos últimos 10 anos, foram realizados investimentos no aperfeiçoamento e na modernização do parque de equipamentos e dos veículos (Figura 1) utilizados na operação da Rede Hidrometeorológica Nacional, que chegaram a cerca de 22 milhões de reais. Do mesmo modo, está se realizando um gradual processo de modernização da rede, substituindo as estações convencionais por estações automáticas e telemétricas. Em termos de planejamento de médio prazo, projeta-se, para os próximos 5 anos, a automação de 50% das estações hidrométricas.

A RHN em operação no Brasil é o maior sistema de coleta e armazenamento de informações sobre recursos hídricos de bacias hidrográficas da América do Sul, totalizando aproximadamente 14,8 mil estações (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016). Dessas, aproximadamente 4,5 mil estações estão em operação na Rede Hidrometeorológica Nacional, coordenada pela ANA, sendo que 11,3 mil por outras entidades nacionais (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2016). Se considerarmos ainda as estações extintas e também as de outros países da América do Sul, o total ultrapassa 26 mil estações¹.

¹ Essas estações são disponibilizadas na internet, via Hidroweb (disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/default.asp>>), Telemetria (disponível em: <www.ana.gov.br/telemetria>).

Fotos: equipamentos de hidrologia da CPRM



Figura 1. Equipamentos utilizados na Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN): conjunto de equipamento de QA (A); molinete eixo horizontal (B); amostrador de sedimento tipo sacca (C); guincho hidrométrico motorizado (D); motor de popa (E); utensílios de informática (F); molinete eixo vertical (G); rádio tipo walkie-talkie (H); veículo (I).

Metodologia

Plano de trabalho

O plano de trabalho da RHN, elaborado anualmente, estabelece, em geral, a frequência trimestral para a operação e a manutenção das estações hidrométricas, define as normas e os procedimentos para a realização do trabalho e estabelece a programação de serviço, que abrange, para cada estação, as seguintes atividades: visita de inspeção (VI); medição de descarga líquida (ML); medição de descarga sólida (MS); determinação de parâmetros de qualidade de água (PQA); e recolhimento de boletim de observação hidrológico (BOL). Na Tabela 2, é apresentada a evolução da produção dos serviços no período de 2007 a 2012. Nas Figuras 2 e 3, podem ser observadas fotos de estações hidrométricas operadas, enquanto, na Figura 4, é apresentado um mapa geral da rede, ilustrando a configuração dos serviços e a logística operacional utilizadas na sua operação, no exercício de 2012.

Tabela 2. Evolução da produção de serviço da Rede Hidrometeorológica Nacional, operada pela CPRM-SGB.

Atividade	Evolução da produção de serviço							
	2007	2008	2009	2010	2011	2012		
						Previsto (P)	Realizado (R)	P/R (%)
BOL	41.439	39.540	40.086	40.299	42.421	35.015	35.107	101
VI	6.552	6.924	6.792	7.463	8.320	9.012	8.231	91
ML	2.926	3.292	3.095	2.729	3.215	4.215	3.392	80
MS	683	838	775	746	909	2.282	1.209	53
QA	1.595	927	2.737	2.630	3.299	4.381	3.207	73
IMH	62.256	59.708	66.514	64.719	72.113	79.263	71.141	90

BOL: Boletim de observação; VI: Visita de inspeção; ML: Medição de descarga líquida; MS: Medição de descarga sólida; QA: Qualidade da água; IMH: Medições hidrológicas = $4 \times (ML + MS + QA) + BOL$.

Fonte: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2013).

Foto: Rafael Diego B. Albuquerque



Figura 2. Estiagem na estação fluviométrica de Pau Ferro Montante, operada pela Superintendência Regional do Recife (Sureg-RE), em outubro de 2012.

Foto: Carlos Mauro Sigillão Pinto



Figura 3. Medição de cheia em 14/1/2012, com perfilador acústico de correntes por efeito Doppler (Acoustic Doppler Current Profiler – ADCP), na Estação de Itapeurma, operada pela Superintendência Regional de São Paulo (Sureg-SP).



Figura 4. Mapa geral da Rede Hidrometeorológica Nacional, operada pela CPRM-SGB.

Fonte: elaborado por Ana Carolina Zoppas Costi e cedido pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

Análise e consistência de dados

Uma atividade importante realizada durante a operação da Rede Hidrometeorológica Nacional é a análise preliminar dos dados coletados, envolvendo a depuração de erros grosseiros cometidos pelos observadores e o preenchimento de eventuais lacunas na série de dados. Trata-se de atividade inserida no processo de monitoramento hidrológico, que visa conferir qualidade aos dados coletados. São gerados relatórios de consistência de dados fluviométricos e pluviométricos com base nas diretrizes e análises recomendadas para a consistência de dados.

Métodos de medição de descarga líquida

As medições de descarga líquida são feitas de acordo com os seguintes processos: a) método de medição pelo processo de dois pontos;

b) método acústico; c) método do barco em movimento; d) método “a vau”; e) método de vertedores e calhas; f) método dos traçadores; e g) método indireto. O método a ser adotado depende primordialmente das características hidráulicas dos rios.

A título de ilustração, são apresentadas fotos de medição de descarga líquida em ponte, utilizando o método área x velocidade (Figura 5) e o método acústico (Figura 6).

Foto: Cedida pela CPRM



Figura 5. Medição de descarga líquida em ponte, usando o método área x velocidade.

Métodos de medição de descarga sólida

A amostragem de sedimentos em suspensão é realizada utilizando o método de igual incremento de largura (IIL) ou o método de igual incremento de descarga (IID), a depender das características hidráulicas e hidrológicas do local de medição sedimentométrica (Figura 7).



Foto: Cedida pela CPRM

Figura 7. Garrafas de amostragem de sedimento em suspensão (A); medição de descarga sólida no rio (B).

Determinação dos parâmetros de qualidade da água

A determinação dos parâmetros de qualidade da água é feita por meio de equipamento digital portátil, devidamente calibrado para medições *in situ*, ou baseadas em análises laboratoriais, observando os métodos recomendados de preservação das amostras.

Rede telemétrica

A rede telemétrica operada pela CPRM-SGB é constituída de estações que transmitem os dados segundo as seguintes modalidades:

- Telefone móvel – estações com modem GPRS.
- Rádio (WiMax e Mesh) – estações com modem WiMax.
- Satélites geoestacionários (GOES).
- Satélites orbitais comerciais (INMARSAT, ORBCOMM e Global Star).

A Figura 8 apresenta a configuração esquemática de transmissão de dados.

Fluxo dos dados

Os dados coletados e medidos na rede de monitoramento hidrológico são compilados, consistidos, armazenados e disponibilizados aos usuários/parceiros, com as seguintes etapas (Figura 9):

- Registro dos dados na estação de monitoramento.
- Recebimento dos dados pelo escritório local.
- Digitação dos dados no banco de dados.
- Análise preliminar dos dados.
- Encaminhamento dos dados para a entidade receptora.

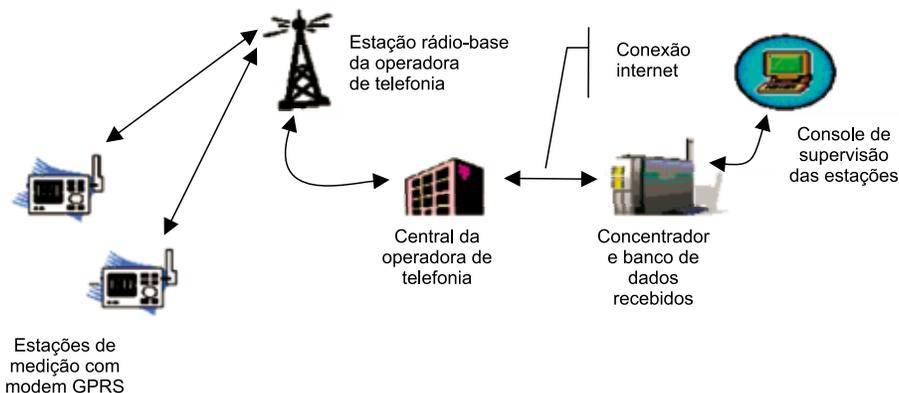


Figura 8. Transmissão de dados da rede telemétrica.



Figura 9. Fluxo de dados.

Sistemas de alerta hidrológico

A CPRM-SGB mantém em operação sistemas de alerta hidrológico em Manaus, no Pantanal, na Bacia do Rio Doce e na Bacia do Rio Caí, e está implantando outros sistemas de alerta nas bacias dos rios Acre, Rio Branco, Muriaé, Taquari e Parnaíba (Figura 10).

Esses sistemas têm o objetivo de realizar a previsão hidrológica e servir como instrumento para apoiar as ações mitigadoras contra efeitos

decorrentes de enchentes e inundações. Os sistemas em operação beneficiam 20 municípios e atingem uma população-alvo de cerca de 5 milhões de habitantes (Figura 10).



Figura 10. Mapa de localização dos sistemas de alerta hidrológicos.

Fonte: elaborado por Ivete Souza de Almeida e cedido pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

Rede Nacional Integrada de Monitoramento de Águas Subterrâneas

Panorama e situação atual

As águas subterrâneas representam um dos mais importantes recursos naturais de uma nação, dada a sua importância para o atendimento

atual e futuro de diversas demandas de uso, especialmente o abastecimento público.

A utilização da água subterrânea no Brasil condiciona-se não somente ao potencial de exploração dos aquíferos, bastante variável ao longo da grande extensão territorial, mas também às condições climáticas, aos aspectos de uso e ocupação dos terrenos, ao nível de atendimento das populações e às medidas de saneamento básico. Os volumes extraídos têm crescido em ritmo acentuado, que se manifesta, principalmente, nas áreas de maior densidade demográfica ou de notável vocação agrícola e com elevado potencial hidrogeológico.

A intensificação no aproveitamento, aliada ao conhecimento, geralmente reduzido, sobre a dinâmica de fluxo e armazenamento, e à ausência de políticas efetivas de gestão de recursos hídricos subterrâneos, resultou, em determinados locais, na instalação de severas interferências, tais como: rebaixamento significativo nos níveis d'água, supressão ou redução de vazões de nascentes, diminuição das vazões de poços tubulares, avanço da cunha salina e abatimento de terrenos (MOURÃO et al., 2009).

Até 2009, no País não havia rede de monitoramento de águas subterrâneas de abrangência nacional. A CPRM-SGB, com a participação de representantes de instituições do governo, ensino e pesquisa, elaborou uma proposta, aprovada no Programa de Aceleração de Crescimento (PAC), de criação da Rede Nacional de Monitoramento Integrado de Águas Subterrâneas (Rimas).

Na concepção da Rede Rimas, considerou-se, como premissa fundamental, a integração dessa rede com a Rede de Hidrometeorologia Nacional, aplicando uma abordagem integrada das águas superficiais e subterrâneas.

Configuração geral da Rede Rimas

Objetivo geral

O objetivo geral do programa é ampliar a base de conhecimento hidrogeológico dos aquíferos brasileiros e acompanhar as alterações espaciais e temporais na qualidade e na quantidade das águas subterrâneas para fins de gestão integrada dos recursos hídricos.

Critérios de seleção de aquíferos a serem monitorados

Em virtude da grande variedade hidrogeológica do País, associada às significativas diferenças sociais e econômicas – que se traduzem em demandas distintas por água, tanto em natureza quanto em volume –, adotou-se o seguinte critério de priorização dos aquíferos a serem monitorados:

- Aquíferos sedimentares e cársticos, os quais apresentam maior volume de exploração e, conseqüentemente, atendem a maiores demandas.
- Importância da água subterrânea para o desenvolvimento socioeconômico.
- Uso da água subterrânea para abastecimento público, em virtude da sua primazia sobre os demais tipos de uso.
- Aquíferos importantes para o País e que estão submetidos a elevada vulnerabilidade natural a contaminação e a riscos de degradação.
- Representatividade espacial do aquífero, levando em conta a abrangência nacional da rede de monitoramento.
- Existência de poços de companhias de saneamento que possam ser incorporados à rede de monitoramento.

Tipo, densidade, periodicidade e parâmetros monitorados

A rede é composta por dois tipos de pontos de monitoramento, sendo um tipo composto de poços tubulares existentes e outro de poços construídos, ambos atendendo aos requisitos exigidos para compor a rede básica nacional de poços.

A densidade da rede é variável e leva em conta as condições hidrogeológicas, tais como: carga hidráulica, variação de níveis d'água e alterações da qualidade da água, de curto e longo prazo, conforme a dinâmica do fluxo da água.

Na estruturação da rede de monitoramento, é necessário adequar o planejamento da periodicidade de observação, o tipo e a quantidade de parâmetros de medida e análise (MOURÃO et al., 2009). Dessa forma, foi

definida a seguinte frequência de coleta e medição de dados: coleta diária do nível d'água e coleta trimestral de parâmetros físico-químicos segundo a Resolução Conama nº 396/2008, deverão ser considerados, no mínimo, sólidos totais dissolvidos, nitrato, pH, turbidez, condutividade.

Na instalação do ponto de monitoramento, considerou-se a realização de uma análise físico-química completa de referência. Essa análise será repetida a cada 5 anos.

Instrumentação

Para a implantação da Rede Rimas (Figura 11), já foram feitos investimentos da ordem de 16 milhões de reais, aplicados na aquisição de equipamentos de coleta e medição, de veículos e em obras civis.

Armazenamento, tratamento e disponibilização das informações

Os dados coletados, medidos e analisados extraídos da Rede Rimas, depois de serem sistematizados, são armazenados na base de dados do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (Siagas), que é acessível ao usuário².

Perspectiva futura

Os resultados alcançados até o momento, em termos de monitoramento hidrológico, mostram as seguintes necessidades: dar continuidade ao processo de modernização e automação dos sistemas de coleta e medição hidrológicas; investir na integração das redes de monitoramento de águas superficiais e subterrâneas; e tornar assertiva a busca de articulação e integração interinstitucional, que abranjam a União e os estados da Federação.

A revisão crítica da Rede Hidrometeorológica Nacional e a atualização das normas e das recomendações hidrológicas são ações imperiosas já iniciadas, que proporcionarão a otimização do sistema hídrico em geral.

² Disponível em: <www.cprm.gov.br>.

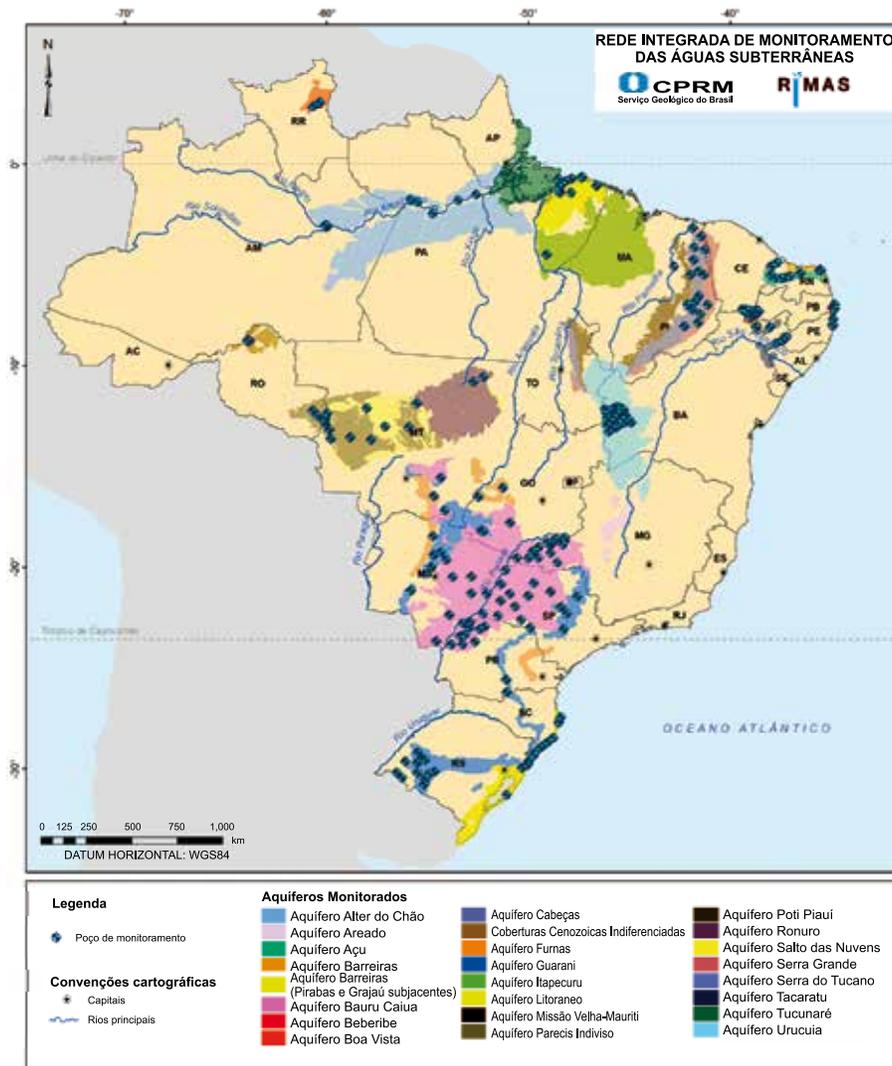


Figura 11. Mapa da Rede Nacional Integrada de Monitoramento de Águas Subterrâneas.

Fonte: elaborado por Viviane Cristina Vieira Cunha, cedido pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).

O foco principal é a qualidade do dado disponibilizado. Dessa forma, deve ser dada especial atenção ao planejamento dinâmico da rede, implantando e operando estações de referências e promovendo um grande esforço na formação e na capacitação de novos técnicos, analistas, gestores e pesquisadores em recursos hídricos, para atender às demandas emergentes de monitoramento hidrológico.

Convém ressaltar que as redes de monitoramento hidrológico são componentes intrínsecos do Sistema Nacional de Recursos Hídricos e, portanto, toda ação desenvolvida nesse campo de conhecimento deve estar alinhada estrategicamente com a política e o modelo de gestão de recursos hídricos adotado pelo País. Isso exige uma estreita articulação horizontal e vertical entre os diversos atores envolvidos nesse processo, de modo a garantir maior efetividade na aplicação das políticas públicas.

O futuro reserva desafios relacionados aos seguintes fatores: ao aperfeiçoamento e à modernização progressiva dos sistemas de coleta e à medição hidrológica; à absorção de novas ferramentas de tecnologia de informação; e à formação e à capacitação de um novo perfil de profissionais atuantes em hidrologia. Para que essa capacitação seja efetiva, convém que o pessoal treinado passe por um período de transição, necessário para absorver melhor os novos processos e tecnologias que se incorporam ao monitoramento hidrológico.

As redes de monitoramento hidrológico são agentes geradores de informações hidrológicas utilizadas na gestão e no aproveitamento dos recursos hídricos e, como tal, desempenham papel importante na sustentabilidade hídrica, na medida em que a carência de informações hidrológicas pode comprometer os resultados das políticas públicas em recursos hídricos e áreas correlatas.

Muito empenho deve ser despendido nos próximos anos para dotar a área hídrica de sistemas de apoio à decisão baseados em *business intelligence* (BI) (PEIXINHO, 2012), de modo a fornecer, a gestores e analistas de negócios, ferramentas poderosas para a tomada de decisão. Isso envolve ações interinstitucionais que visem à integração de sistemas de informações sobre recursos hídricos e áreas afins. Nessa linha de atuação, vale destacar o incentivo concedido para a integração do Sistema de Informação de Águas Subterrâneas (Siagas) – uma ferramenta recomendada

pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), a ser adotada na gestão das águas subterrâneas – ao Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH).

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Sistema de informações hidrológicas.**

Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/informacoeshidrologicas/redehidro.aspx>>. Acesso em: 26 jun. 2016.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 26 jun. 2016.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (Brasil). **Relatório anual 2012:** Serviço Geológico do Brasil. [Brasília, DF, 2013]. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Informacao-Publica/Relatorios-Anuais-25>>. Acesso em: 26 jun. 2016.

LOURÃO, M. A. A.; PEIXINHO, F. C.; FEITOSA, F. A. C.; BARRETO, A. B. C. Fundamento para implantação da rede básica nacional de monitoramento integrado das águas subterrâneas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande. [Anais... Porto Alegre: Associação Brasileira de Recurso Hídricos], 2009.p. 1-20.

PEIXINHO, C. F. **Sistema de apoio à decisão aplicado à gestão de recursos hídricos subterrâneos.** 2012. 115 f. Dissertação (Mestrado em Computação Aplicada) – Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Capítulo 5

Hidrogeologia da fazenda experimental da Embrapa Milho e Sorgo e entorno, em Sete Lagoas, MG

*João Herbert Moreira Viana
Eduardo de Castro
Celso de Oliveira Loureiro*

Introdução

A rede de monitoramento de águas superficiais e subterrâneas foi criada com o objetivo de obterem-se informações sobre a hidroquímica e a qualidade das águas da fazenda experimental da Embrapa Milho e Sorgo e entorno, em Sete Lagoas, MG. Na primeira etapa, foram cadastrados 55 pontos para monitoramento de águas superficiais e subterrâneas, dos quais foram escolhidos 30 pontos para o monitoramento de águas superficiais e subterrâneas. Na segunda etapa, foram implantados 23 poços tubulares na fazenda experimental da Embrapa Milho e Sorgo, de onde fossem monitoradas as possíveis influências de atividades agrícolas sobre a qualidade das águas subterrâneas. Foram obtidas, assim, informações de natureza hidrogeológica. Nessa segunda etapa, foram monitoradas as águas subterrâneas exclusivamente na área da Embrapa Milho e Sorgo.

Os pontos de monitoramento de águas superficiais e subterrâneas – ou seja, os pontos de amostragem – foram georreferenciados de acordo com os marcos de coordenadas existentes na Embrapa Milho e Sorgo, por meio de levantamento topográfico executado pelo método tradicional, com a utilização da estação total, em associação com a tecnologia do Global Positioning System – Real Time Kinematics (GPS RTK).

Observações de campo, que incluíam a realização de sondagens a trado mecânico, em locais escolhidos na Embrapa Milho e Sorgo, e o acompanhamento da perfuração e da instalação dos 23 poços de monitoramento permitiram acumular informações e conhecimentos sobre a área.

De modo geral, o perfil observado até cerca de 0,5 m da superfície, tanto nos poços de monitoramento quanto nos furos das sondagens a trado, corresponde a um horizonte mais rico em matéria orgânica e, a partir dessa profundidade até o final, corresponde a material detrítico, seguido de saprólitos da Formação Serra de Santa Helena. Detritos de rochas duras, carbonáticas, foram extraídos nos 50 cm finais em quatro dos poços de monitoramento perfurados, a profundidades de 40 m a 55 m.

Na área predominam Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, bem desenvolvidos, argilosos à mão e, em parte, estabelecidos sobre os saprólitos. Rochas calcárias afloram no local.

Na perfuração dos poços de monitoramento, o material geológico extraído foi amostrado a cada metro, ao longo do furo, conforme procedimento da empresa responsável pelo serviço. Nas sondagens a trado, o material resultante foi amostrado a cada mudança macroscópica observada.

As amostras do material geológico extraído dos poços e das sondagens a trado foram embaladas e identificadas, totalizando 600 amostras. Em seguida, depois da secagem ao ar, passaram por um peneiramento, que recuperou as frações retidas em malha de 210 μm , as quais foram acondicionadas, codificadas e armazenadas nas dependências do laboratório de solos da Embrapa Milho e Sorgo, para a execução posterior de análises físico-químicas e a determinação da composição mineralógica, cujos resultados estão descritos no trabalho de Carneiro (2013).

Do ponto de vista hidrogeológico, os Latossolos e os afloramentos calcários na região de Sete Lagoas constituem importantes áreas de recarga do sistema aquífero local, pois permitem uma rápida infiltração de água (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 1994b; PESSOA, 2005). As águas infiltradas alcançam o carste calcário, sotoposto, e daí podem percorrer grandes extensões, o que lhes confere um elevado potencial de contaminação.

Entender a relação entre a ocupação do solo e seus impactos sobre os recursos hídricos é essencial para que sejam preconizadas ações preventivas e corretivas para eventuais problemas. Ao uso agrícola, em especial, têm sido atribuídos impactos negativos relacionados à aplicação de insumos, como herbicidas, pesticidas e outros agroquímicos, além de fertilizantes. Entretanto, o comportamento desses produtos no meio ambiente em condições tropicais ainda carece de estudos.

Área de trabalho

Localização

A área de interesse está localizada na região central do Estado de Minas Gerais, no contexto da porção média da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, totalmente inserida na Sub-Bacia do Rio Jequitibá (Figura 1). A área abrange

a fazenda experimental da Embrapa Milho e Sorgo, a fazenda experimental da Empresa de Pesquisas Agropecuária de Minas Gerais (Epamig) e o entorno, tendo como limites os altos topográficos dessa sub-bacia. Alcança em parte o Município de Prudente de Moraes e em parte o Município de Sete Lagoas, limitrofes a noroeste com a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH).

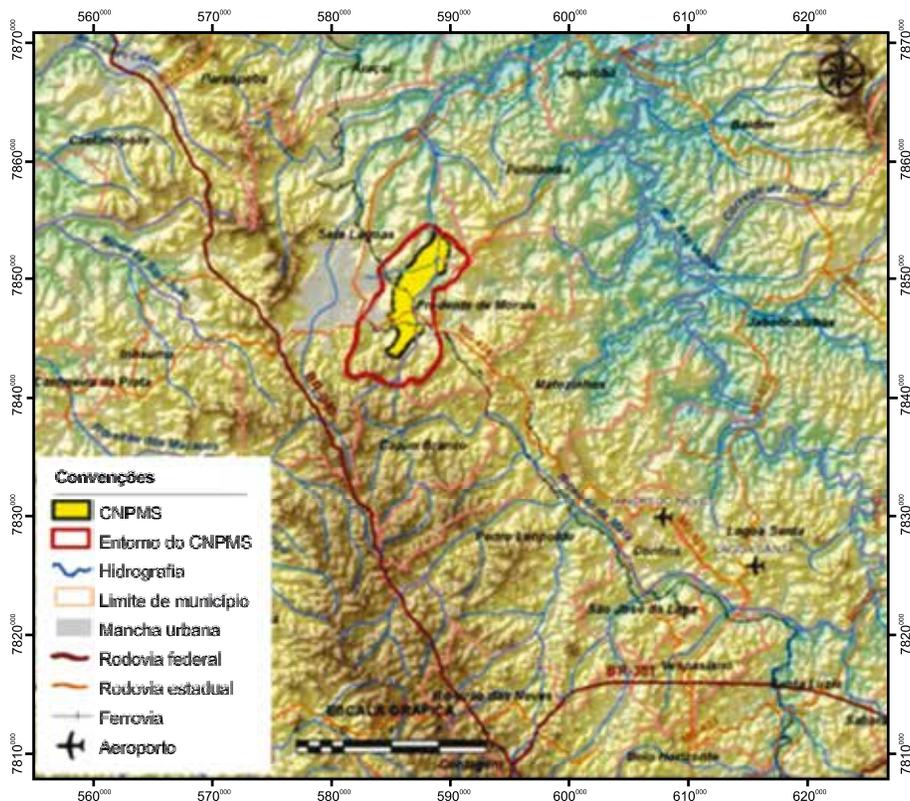


Figura 1. Localização da área de estudo.

Fonte: adaptado de Santos (2011).

Além de estar inserida em uma região cárstica, potencialmente sujeita a impactos de atividades antrópicas, a área abrange duas fazendas, em que são conduzidas atividades experimentais agropecuárias, o que as tornam particularmente indicadas para a condução de pesquisas relativas a impactos ambientais originados dessas atividades.

A região de Sete Lagoas é considerada representativa dos solos e do clima do Brasil Central, em particular a fazenda experimental da Embrapa, que possui um sistema agrícola com características e histórico conhecidos e tem sido usada como campo experimental desde as primeiras décadas do século 20 (AVELLAR; SILVA, 2000).

Fisiografia da área

A área está inserida na alta Sub-Bacia do Ribeirão Jequitibá, um importante afluente do Rio das Velhas, na porção média de sua bacia, sendo drenada por quatro ribeirões perenes.

A Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, um dos principais afluentes do Rio São Francisco, constitui um foco de atenção do governo estadual, que tanto está interessado na recuperação da qualidade de suas águas, quanto na saúde das populações ribeirinhas que consomem essas águas (UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, 1997).

Sua bacia compreende 51 municípios e uma população total de cerca de 5,2 milhões de habitantes¹, ou seja, aproximadamente 25% da população do Estado, respondendo por 42% do Produto Interno Bruto (PIB) mineiro. Sete municípios dessa bacia são responsáveis pela quase totalidade dos esgotos sanitários lançados em suas águas. Em virtude da sua localização, constitui a maior parte da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS, 2005).

Características geológicas

A área está situada no extremo sudeste da Bacia Sedimentar do São Francisco, considerada como a porção sul do cráton homônimo. Sua superfície alcança cerca de 500.000 km², estando distribuída, principalmente, pelos estados de Minas Gerais e Bahia (ALKMIM; MARTINS-NETO, 2001).

Entre as unidades litoestratigráficas que constituem a Bacia Sedimentar do São Francisco, destaca-se o Supergrupo São Francisco, uma

¹ Conforme estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2014).

extensa cobertura sedimentar constituída de rochas clásticas e carbonáticas, de idade neoproterozoica (1 bilhão a 0,54 bilhão de anos). Sua unidade mais característica é o Grupo Bambuí, cuja área de afloramento é a maior entre as demais unidades dessa bacia sedimentar. Trata-se de um pacote de rochas carbonáticas alternadas, com material terrígeno que constitui uma sequência plataformar, marcando uma transgressão marinha generalizada sobre o cráton do Rio São Francisco (ALKMIM; MARTINS-NETO, 2001).

Rochas do Complexo Gnáissico-Migmatítico Indiferenciado ou Embasamento Cristalino têm ocorrência restrita no extremo sul da área, limitada pelo Vale do Ribeirão Jequitibá, que define o contato do embasamento com o Grupo Bambuí. Esse complexo é constituído por rochas eruptivas e metamórficas, litologicamente bem diversificadas, exibindo diferentes graus de intemperismo, conforme avaliação da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2003). Em parte da região do contato, o Ribeirão Jequitibá corre sobre rochas do embasamento, onde escava e aprofunda o vale, expondo grandes blocos de rochas granitoides fraturadas, na base, em sua vertente direita, e muito intemperizados na porção superior. Nessa região, o vale exhibe vertentes bastante íngremes e com declividades em ângulos diferentes. No local, na vertente da margem esquerda, rochas do Grupo Bambuí estão expostas.

As unidades sedimentares do Grupo Bambuí presentes na área são: a Formação Serra de Santa Helena (superior) e a Formação Sete Lagoas (sotoposta).

A Formação Sete Lagoas é constituída pelos dois seguintes membros: a) Membro Lagoa Santa (superior), constituído por calcários mais puros, de coloração de cinza-escuro a preto (quando “fresco”) e de cinza-médio a cinza-claro (quando alterado), e de granulometria variando de fina a grossa, em geral mais grosseira do que as rochas do Membro Pedro Leopoldo; e b) Membro Pedro Leopoldo (inferior), formado por rochas calcárias finas, impuras, de coloração cinza-escuro, com elevada proporção de material não carbonático, o que, de acordo com Pessoa (1996), as tornaria menos favoráveis ao processo de carstificação, ou seja, à formação de cavidades, canais e condutos de dissolução pela ação da água.

Durante a perfuração de quatro poços de monitoramento na área da fazenda experimental da Embrapa Milho e Sorgo, na vertente a sudoeste

da Lagoa Capivara, rochas carbonáticas duras, de coloração cinza, possivelmente do Membro Lagoa Santa, foram alcançadas em profundidades de 40 m a 55 m, a partir da superfície do terreno. Afloramentos de rochas carbonáticas do Membro Lagoa Santa ocorrem na área e com maior frequência nos terrenos à margem esquerda do Ribeirão Matadouro. Na Embrapa Milho e Sorgo, o curso desse ribeirão parece, em parte, determinado por estruturas dessas rochas. Também nessa área, um grande afloramento, conhecido como Gruta da Pontinha, situado a cerca de 800 m ao norte da sede administrativa, pode ser visitado. Regionalmente, rochas do Membro Lagoa Santa ocorrem a leste de Sete Lagoas, nas adjacências de Prudente de Moraes e a sudoeste de Funilândia. Afloramentos do Membro Pedro Leopoldo não ocorrem na área.

A Formação Serra de Santa Helena, constituída por rochas pelíticas, em geral siltitos e argilitos, variando de decompostos a semialterados, é cortada por abundantes veios de quartzo fibroso, dobrados (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2003). Na área da Embrapa Milho e Sorgo, essa formação é dominante, e suas rochas apresentam-se, às vezes, ainda com estruturas preservadas. Suas rochas, já na forma de saprólitos, são observadas ao longo do corte da ferrovia que atravessa essa área. Exibem coloração de creme-claro a amarelo, por vezes com tonalidade mais avermelhada, mostrando, com frequência, veios de quartzo fibroso, de dimensões variadas. Com frequência, esses saprólitos afloram, formando espessos capeamentos, distribuídos na área da Embrapa Milho e Sorgo, mais amplamente em sua parte sul, onde se apresentam como crostas lateríticas. Cascalheiras, de espessuras e distribuição areal variadas, ocorrem sobrepostas.

Na área, as coberturas coluviais e os aluviões são restritos. De acordo com a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2003), esses depósitos são identificados apenas a montante do Vale do Ribeirão do Matadouro e a jusante da Lagoa do Brejão.

Os aluviões são constituídos por sedimentos inconsolidados e mal selecionados, com predominância de cascalhos, areias, siltes e argilas. Os cascalhos tornam-se mais grosseiros a montante dos cursos d'água. São constituídos por fragmentos de quartzo e de rochas, arredondados

ou angulosos. Blocos de matacões também são frequentes nesses depósitos. Areias, siltes e argilas são abundantes e apresentam algumas estruturas sedimentares. Os depósitos aluviais mais recentes de cursos d'água ativos são atribuídos ao Quaternário, enquanto os mais antigos, de cursos d'água inativos e abandonados, pertencem ao Terciário. Esses materiais geralmente estão recobertos por solos diversos, com predominância de Latossolos (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2003).

As informações consolidadas sobre a geologia da área foram sintetizadas em um mapa litológico (Figura 2), em um sistema de informações geográficas.

Características geomorfológicas

As rochas graníticas do Complexo Cristalino configuram, no extremo sul da área, um arco de direção SW-SE, onde o relevo é caracterizado por colinas, às vezes íngremes e com cristas acentuadas, possivelmente associadas a diques de rochas básicas (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 1994b, 2003). Nessa região, ocorrem as maiores cotas altimétricas de toda a área de interesse.

Na área, a partir do Vale do Ribeirão Jequitibá, na região de contato entre o Complexo e o Grupo Bambuí, e em direção ao norte, ocorrem feições cársticas típicas, tais como dolinas, lapiás, morros e vales cársticos, grutas e afloramentos com aspectos ruiformes. No domínio das rochas pelíticas, o relevo é marcado por colinas convexas, suaves.

As feições cársticas são mais comuns na porção sul da área e mais raras a partir da porção média até o limite norte, onde ocorrem como feições isoladas. Dolinas secas ou formando lagoas estão distribuídas por toda a área. Dois potentes afloramentos de rochas carbonáticas, com o aspecto ruiforme característico, ocorrem a sudeste e a sudoeste da área da Embrapa Milho e Sorgo. Parte da área, incluindo a porção central da Embrapa Milho e Sorgo, longitudinalmente do sul para o norte, apresenta-se como um poljé, ou seja, uma planície cárstica, que se estende ao longo dos vales dos ribeirões Marinheiro, Matadouro e Jequitibá.

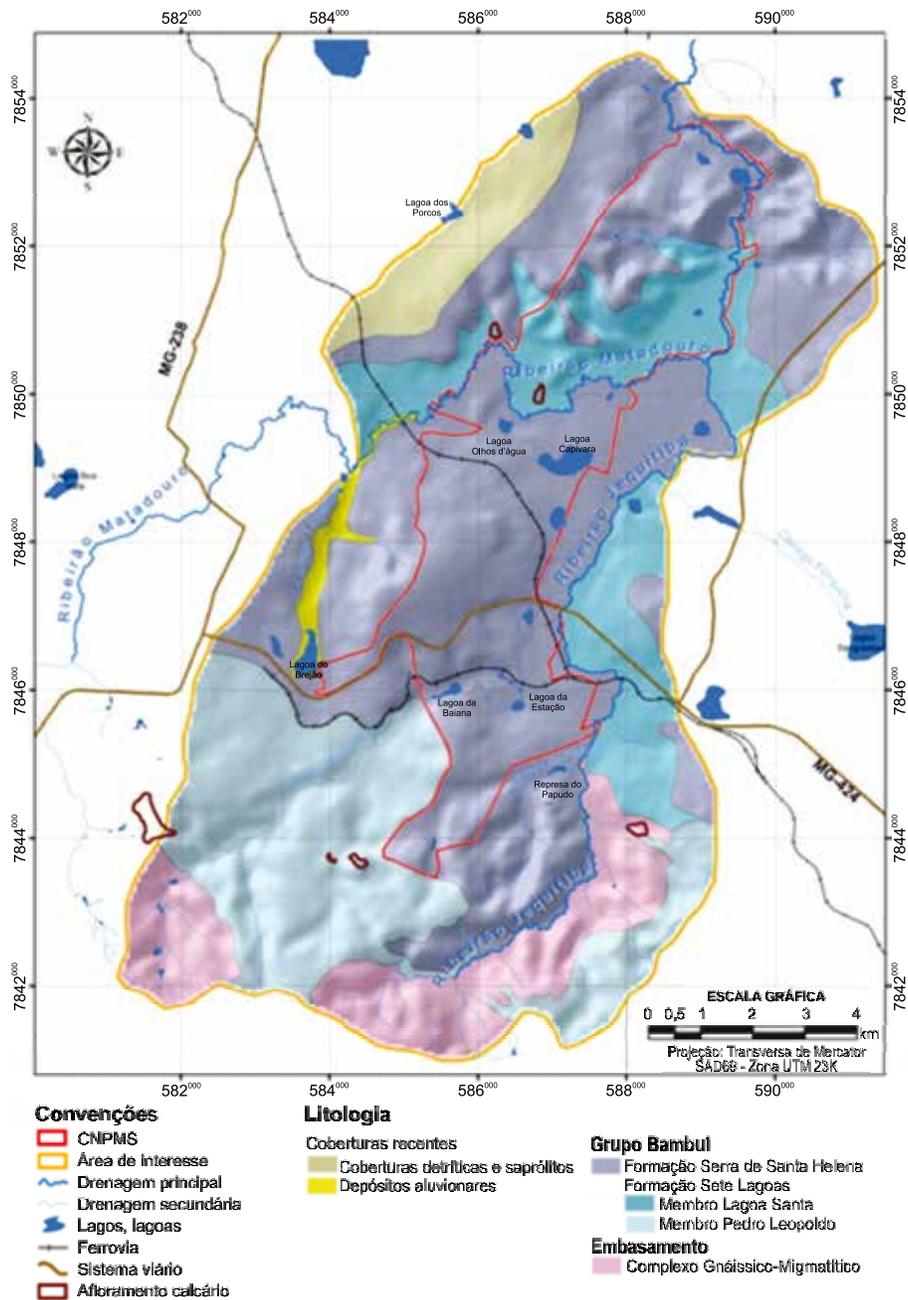


Figura 2. Mapa litológico da área.

Fonte: adaptado de Santos (2011).

Depósitos detríticos recentes, constituídos de material em faixa granulométrica de cascalho grosseiro, passando por areia grossa, até silte, assentam-se discordantemente sobre as rochas pelíticas e carbonáticas do Grupo Bambuí. Esse material é comum nas planícies de inundação e nas proximidades dos ribeirões ativos; por vezes, aparece em partes mais elevadas, possivelmente como testemunho de algum processo mais antigo. Sobre o leito de dolinas secas, ocorre material detrítico argiloso. Nas calhas dos ribeirões, são encontrados sedimentos detrítico-aluviais, que constituem as planícies fluviais (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 1994a, 2003).

Com exceção da porção ao sul da área, o relevo é monótono, estando quase que integralmente inserido na chamada Superfície Rebaixada de Lagoa Santa–Sete Lagoas. As cotas locais variam de um máximo de 872 m a um mínimo de 686 m, de acordo com o levantamento planialtimétrico realizado. Na área da fazenda experimental da Embrapa Milho e Sorgo, as maiores altitudes estão no domínio dos saprólitos da Formação Serra de Santa Helena, e as menores altitudes estão na extensa planície ao longo dos vales do Córrego Matadouro e do Ribeirão Jequitibá. Superfícies de aplainamento ocorrem em cotas altimétricas, em torno de 700 m, e correspondem a paleoplataformas, pois as condições climáticas atuais são favoráveis ao aprofundamento dos cursos d'água (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 1994a, 2003).

Solos e suas propriedades físico-hídricas

O levantamento pedológico executado em 1.886 ha, do total de 1.920 ha da Embrapa Milho e Sorgo, mostrou que os Latossolos Vermelhos e os Latossolos Vermelho-Amarelos têm maior expressão geográfica, ocorrendo em 58% da área; os Neossolos Flúvicos e Regolíticos, por sua vez, estão presentes em cerca de 16% da área; enquanto os Cambissolos ocorrem aproximadamente em 12% da área (PANOSO et al., 2002).

Os Latossolos ocorrem nas áreas de relevo suave ondulado a ondulado, são muito argilosos, altamente intemperizados e com boa capacidade de infiltração e armazenamento de água. Sobre esses solos são desenvolvidas as atividades agrícolas experimentais da Embrapa Milho e Sorgo. Nas áreas de relevo movimentado, de forte ondulado a montanhoso, ocorrem os Neossolos Flúvicos, os Regolíticos e os Cambissolos, conforme Panoso et al. (2002).

As demais classes de solos identificadas e mapeadas na Embrapa Milho e Sorgo têm pouca representatividade geográfica, e estão localizadas em seus terrenos planos e baixos. São pertencentes aos solos desenvolvidos de sedimentos quaternários aluvionares e/ou coluvionares, com maior ou menor influência do lençol freático (PANOSO et al., 2002).

As condutividades hidráulicas, K, obtidas por meio de medições de infiltração de água, com permeâmetro de carga constante, nos materiais de cobertura – Latossolos, Neossolos e saprólitos da Formação Serra de Santa Helena – apresentaram variações de cerca de três ordens de grandeza, com valores no intervalo de $1,6 \times 10^{-3} \text{ cm s}^{-1}$ a $7,8 \times 10^{-6} \text{ cm s}^{-1}$, nos pontos de medida. Os menores valores foram verificados ao sul da área, nos locais de afloramento dos saprólitos (CASTRO, 2011).

Uso e cobertura do solo

Na Bacia do Rio das Velhas, há poucas áreas de vegetação nativa, principalmente no médio e no baixo curso. As matas ciliares estão, atualmente, reduzidas a pequenas faixas, o que tem agravado o problema de assoreamento dos cursos d'água. A vegetação de cerrado, predominante na bacia, sofreu reduções importantes, em virtude de queimadas, desmatamentos e mineração. Na região do Médio Rio das Velhas, na qual se localiza a Sub-Bacia do Rio Jequitibá, ocorre um número grande de áreas de degradação, produzidas pelas minas de calcário (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS, 2005).

Essa situação se repete na Sub-Bacia do Ribeirão Jequitibá, que se estende por cerca de 621 km² e abrange totalmente a área de interesse. A região apresenta-se bastante antropizada, em consequência da expansão das áreas urbanas e rurais de seus municípios, principalmente de Sete Lagoas.

Com relação à vegetação nativa, cerca de 28% da área dessa sub-bacia é coberta por vegetação de cerrado, 11% da área é coberta por campos e 5% da área, por florestas semidecíduas (CHAVES, 2005; SCOLFORO; CARVALHO, 2006).

A área da Embrapa Milho e Sorgo reflete igualmente a situação da Sub-Bacia do Jequitibá. O grau de antropização é elevado, estando essa

área sujeita à ação de queimadas periódicas, à extração ilegal de madeira e à coleta de minhocaçus. Cerca de 40% da área da Embrapa Milho e Sorgo constitui reserva legal da vegetação nativa, a qual, até onde foi possível verificar, em antigas aerofotos, não sofreu desmatamento importante, nem uso agrícola ou perturbações maiores.

No entorno da área da Embrapa Milho e Sorgo, observa-se uma transição entre tipos de vegetação. De acordo com a CPRM (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 1994b), nas áreas areno-pelíticas, a vegetação predominante é de cerrado, passando a campo com o aumento da declividade do terreno. Nas drenagens, onde a umidade do solo aumenta, ocorre um adensamento da vegetação, formando matas de galeria não muito densas. Nos locais de predominância de rochas pelítico-carbonáticas, há uma transição da vegetação para cerradão e, por vezes, para floresta aberta, até alcançar as rochas carbonáticas, onde o aspecto de floresta aberta se acentua.

Cerca de 58% das propriedades rurais do Município de Sete Lagoas têm área de até 50 ha e, em geral, são exploradas pelo proprietário. Dessas propriedades, cerca de 43% possuem terras apropriadas para lavoura, incluindo, em parte, pastagens artificiais – cerca de 17% correspondem a terras de campo ou pasto nativo, 18% são terras de florestas e 22% são terras inaproveitáveis (SEBRAE-MG, 1995).

Entre as atividades agropecuárias praticadas no Município de Sete Lagoas, destacam-se a pecuária leiteira – é o principal produtor de leite da Mesorregião Metropolitana de Belo Horizonte – e a suinocultura, mas com poucas granjas com uso de alta tecnologia. No município, está instalada uma importante indústria de laticínios, que processa cerca de 60 mil litros de leite por dia (DIAGNÓSTICO..., 2006; SEBRAE-MG, 1995).

Essas atividades são fontes importantes de dejetos, rejeitos e efluentes, que podem impactar fortemente, tanto os solos quanto as águas superficiais e subterrâneas.

Clima

As características climáticas, edáficas e florísticas da Microrregião de Sete Lagoas estão no contexto do bioma Cerrado, na porção central de

Minas Gerais. O clima é tropical de altitude, com verões quentes e chuvosos, e invernos secos. O índice pluviométrico médio anual é de 1.403 mm, e a temperatura média anual é de 19,9 °C.

O ano hidrológico é marcado por dois períodos bem definidos: a) um período de seca, de abril a setembro, em que a média pluviométrica é de 282 mm por ano e a temperatura média é de 18 °C; no inverno, registram-se temperaturas mais amenas e uma estiagem intensa; e b) um período de chuvas, que vai de outubro a março, com média pluviométrica de 1.482 mm por ano e temperatura média de 21 °C. As temperaturas mínimas e máximas absolutas registradas foram de -6 °C e de 31,7 °C, respectivamente. A umidade relativa média é de 79%, com de cerca de 190 dias de chuva. Os ventos são moderados e predominantes na direção geral NE e com velocidade de 10 km h⁻¹ a 15 km h⁻¹.

Medições pluviométricas na estação do 5º Distrito Meteorológico, localizada na Embrapa Milho e Sorgo, resultaram em uma média de 1.724 mm para os anos hidrológicos no período de 1980 a 2010, com o máximo de 2.128 mm no ano hidrológico 1995/1996 e o mínimo de 1.134 mm em 2007/2008. No período de 2006 a 2010, o maior volume de chuvas foi verificado no ano hidrológico 2009/2010, com precipitação anual de 1.423 mm, conforme os dados meteorológicos coletados nessa estação (INMET, 2016).

Hidrografia

A área está totalmente inserida na alta Sub-Bacia do Ribeirão Jequitibá, onde não ocorrem cursos d'água de grande volume. Esse ribeirão é o principal corpo d'água lótico que a drena. Seus afluentes na área são quatro corpos d'água perenes: Ribeirão Matadouro, Córrego Forquilha, Córrego Marinheiro e Córrego do Papudo.

O Córrego Matadouro recebe esgotos sanitários urbanos brutos de Sete Lagoas, tornando-se, então, o principal poluidor do Ribeirão Jequitibá. Como consequência, o Rio das Velhas recebe esgotos sanitários de um dos seus mais importantes afluentes, provenientes do Município de Sete Lagoas, que é a segunda maior cidade poluidora desse rio em toda a sua bacia, segundo o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas (2005).

O Córrego Marinheiro é o formador da represa mantenedora do sistema de irrigação da Embrapa Milho e Sorgo. Foi represado a montante, formando a Represa da Baiana, que alimenta, continuamente, o principal canal do sistema de irrigação da Embrapa Milho e Sorgo. Seu espelho d'água alcança uma superfície de cerca de 3 ha no período seco.

Os córregos Forquilha e Papudo deságuam no Ribeirão Jequitibá, mas fluem em um curso de pequena extensão, a sudeste da área. A montante, no Córrego Papudo, há uma represa, cujas águas atualmente não têm uso.

Na área, ocorrem 16 corpos d'água lênticos perenes, mapeados em escala 1:50000. Desse total, além das represas nos córregos Marinheiro e Papudo, outros cinco corpos d'água lênticos perenes estão localizados na Embrapa Milho e Sorgo. Quatro desses são lagoas formadas por barramento em antigas depressões do terreno, nas quais há exsudação de águas do carste calcário, sotoposto; e uma lagoa natural, a Lagoa Capivara, formada por dolinas preexistentes, mas trabalhada para efeito paisagístico.

Essa lagoa é a principal da área, em razão de seu espelho d'água e do volume de água armazenada, estimados em 16,6 ha e 340.520 m³, respectivamente, a partir de medições de seu perímetro e de sua profundidade, em 2010, no período de estiagem (CASTRO, 2011).

Esses corpos d'água constituíram condições de contorno na modelagem do fluxo hídrico subterrâneo computacional, em que são representados como drenos e cargas constantes.

Monitoramento das águas superficiais e subterrâneas na área

A qualidade natural das águas continentais depende de vários fatores, como as condições geológicas, geomorfológicas e da cobertura vegetal da bacia hidrográfica, do comportamento dos ecossistemas terrestres e de águas doces, e também das ações antrópicas na bacia. Entre essas ações, as que mais podem influenciar a qualidade da água são: o lançamento de cargas orgânicas nos sistemas hídricos; a alteração do uso do solo rural e urbano; e as modificações no sistema fluvial (MANOEL FILHO, 1997; TUCCI et al., 2001).

De acordo com o exposto, além da ocupação e da utilização da bacia hidrográfica, a qualidade das águas está associada à geologia dos terrenos que as encerram, incluindo as unidades aquíferas. Tais unidades aquíferas podem se estender para além dos limites da bacia hidrográfica; portanto, as águas subterrâneas também podem ser impactadas por fontes externas à bacia hidrográfica.

Para facilitar a caracterização hidroquímica da qualidade das águas superficiais e subterrâneas e entender o comportamento do nível d'água, especialmente no aquífero granular, foi instalada uma ampla rede de monitoramento na área.

Organização e constituição da rede de monitoramento

A área foi percorrida em oito campanhas, com duração de 3 a 5 dias, nos anos de 2007 e 2008, com o objetivo de observar e registrar possíveis locais para a amostragem de águas superficiais e subterrâneas, além de características geológicas, geomorfológicas e pedológicas.

Foram registrados e cadastrados 55 possíveis pontos para a amostragem das águas na área. Desse total, foram escolhidos 30 pontos para o monitoramento das águas, sendo 14 pontos para a amostragem de águas superficiais e 16 pontos para a amostragem de águas subterrâneas, em razão dos custos de amostragem e de análises físico-químicas. Desse conjunto inicial, oito pontos de amostragem de águas subterrâneas e sete pontos de amostragem de águas superficiais foram localizados na Embrapa Milho e Sorgo, enquanto os demais, no seu entorno.

Assim, inicialmente, a rede de monitoramento foi configurada da seguinte forma: a) para o monitoramento do aquífero granular: duas surgências e quatro cisternas localizadas na Embrapa Milho e Sorgo, e uma surgência e três cisternas localizadas no entorno; b) para o monitoramento do aquífero cárstico e/ou cárstico fraturado: quatro poços de produção na Embrapa Milho e Sorgo e dois poços de produção localizados no entorno; e c) para o monitoramento das águas superficiais: seis pontos em lagoas e dois pontos no canal de irrigação, na Embrapa Milho e Sorgo, e um ponto

a montante, no Córrego Marinheiro, um ponto no Córrego Forquilha, um ponto no Córrego Matadouro e três pontos no Ribeirão Jequitibá, todos no entorno da Embrapa Milho e Sorgo. Nesses 30 pontos, as águas foram monitoradas mensalmente, durante 2 anos.

Uma segunda etapa de monitoramento foi iniciada em outubro de 2010, depois da instalação dos 23 poços de monitoramento, na área da Embrapa Milho e Sorgo, sendo que 13 foram implantados nas áreas agrícolas, três a montante e três a jusante dessas áreas, dois poços próximos à sede, um junto ao Ribeirão Matadouro, em área de descarga do aquífero freático (granular), e dois localizados na margem sul da Lagoa Capivara. Além do monitoramento do aquífero granular – mais sujeito a riscos de contaminação por agroquímicos, em virtude dos cultivos e de outras ações antrópicas conduzidas na área, e para a obtenção de dados de natureza hidrogeológica –, esse conjunto de poços serve para estudos e observações contínuas do sistema aquífero local.

Nessa etapa, para incluir esses poços, mas mantendo 30 pontos de amostragem, foi estabelecida uma nova configuração para a rede de monitoramento. Foram excluídos os pontos de amostragem das águas superficiais e os pontos no entorno da Embrapa Milho e Sorgo. Assim, a rede passou a ter a seguinte configuração: a) para monitorar o aquífero granular: duas surgências, uma cisterna e 22 poços de monitoramento; e b) para monitorar o aquífero cárstico e/ou cárstico fraturado: os quatro poços de produção da Embrapa Milho e Sorgo e um poço piezométrico instalado na margem sul da Lagoa Capivara. Nessa etapa, o monitoramento foi realizado também mensalmente e por mais 1 ano.

Os poços de monitoramento foram construídos de acordo com as normas técnicas vigentes², da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Foram instalados com tubos e filtros geomecânicos, de 50 mm de diâmetro, em razão dos custos de perfuração e instalação.

O poço localizado na margem sul da Lagoa Capivara foi instalado com o filtro posicionado no aquífero cárstico, e foi selado da superfície até o topo desse aquífero. Trata-se de um piezômetro, para monitoramento do nível piezométrico e da água nesse aquífero.

² Normas ABNT NBR 15495-1/07, NBR 15495-2/08. (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2007, 2008).

Os quatro poços de produção construídos na Embrapa Milho e Sorgo e o poço construído na Epamig foram instalados no aquífero cárstico, pois apresentaram vazões muito altas, conforme os testes de bombeamento executados na época de sua construção (HIDROPOÇOS, 1981).

Os testes de bombeamento realizados em 2010 nos poços de produção da Embrapa Milho e Sorgo, com as bombas usadas para exploração, indicaram vazões maiores que 10^4 L h^{-1} . Esses poços captam água no aquífero cárstico, em rochas calcárias do Membro Lagoa Santa (Formação Sete Lagoas), mais sujeitos aos processos de carstificação, em virtude da sua alta pureza, já que rochas calcárias com teores de carbonatos maiores que 70% são mais suscetíveis à ação desses processos (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2003; PESSOA, 2005).

Hidrogeologia

O sistema aquífero local está inserido no contexto hidrogeológico da Bacia Sedimentar do São Francisco, em Minas Gerais, na qual o sistema aquífero Bambuí é um dos sistemas aquíferos mais importantes.

Características regionais

O sistema aquífero Bambuí estende-se para além das fronteiras do estado, a norte e a oeste, apresenta espessura média estimada de 2.500 m e produtividade muito variável, em virtude de sua heterogeneidade, compreendendo metassedimentos, em sua maioria de natureza carbonática, de idade neoproterozoica (de 850 Ma a 650 Ma). Sua área de recarga alcança uma superfície de cerca de 182.000 km². Seus principais aquíferos são do tipo cárstico e cárstico fraturado, em virtude da associação entre rochas metassedimentares e calcárias (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2006, 2007).

Na região cárstica do Bambuí, prevalecem águas bicarbonatadas cálcicas e/ou magnesianas, com predomínio dos tipos cálcicos, levemente alcalinas. Na região cárstica fraturada, ocorrem águas bicarbonatadas magnesianas, bicarbonatadas sódicas e mistas, menos mineralizadas, como mostra a condutividade elétrica (CE) média menor (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2006, 2007).

Limítrofes com a área de interesse, as cidades de Sete Lagoas e Prudente de Moraes são totalmente abastecidas pelo manancial subterrâneo, por meio de poços tubulares, em sua maioria instalados no sistema aquífero Bambuí, conforme o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas (2005) e Pessoa (1996).

Características locais

Uma vez consolidadas as informações referentes à geologia da área, foram estabelecidas as principais litologias que configuram as unidades hidroestratigráficas, consideradas representativas do sistema aquífero local. Essas unidades, além do material detrítico de cobertura, compreendem os seguintes litotipos (CASTRO, 2011):

- Metapelitos mais condutivos da Formação Serra de Santa Helena.
- Rochas carbonáticas da Formação Sete Lagoas.
- Rochas fraturadas do Complexo Cristalino, que constitui o embasamento sobre o qual se assentam as rochas sedimentares do Grupo Bambuí.

Capeando o pacote rochoso, ocorrem, distribuídos na área, materiais detríticos autóctones e alóctones, cujos representantes com maior distribuição areal são os Latossolos Vermelhos e os Vermelho-Amarelos. Esses materiais exibem espessura variável, que vão de centímetros a metros. Uma sondagem com cerca de 11 m de profundidade, realizada com trado mecânico, não alcançou saprólitos da Formação Serra de Santa Helena.

Associados às unidades hidroestratigráficas estabelecidas para a área, foram definidos os aquíferos principais, que serão descritos a seguir: aquífero granular (poroso), aquífero cárstico e aquífero fraturado.

Aquífero granular (poroso)

Trata-se de um aquífero freático associado às coberturas detrítico-lateríticas (Latossolos e Cambissolos) e aos saprólitos mais condutivos da Formação Serra de Santa Helena, sotopostos. Na área, esses saprólitos estão representados pelo material argiloso e argilo-siltoso, de coloração

bege-amarelada ou amarronzada, descritos a profundidades variáveis durante a perfuração do conjunto de poços de monitoramento, de acordo com Hidropoços (2010). Esse aquífero apresenta espessuras de até 40 m, segundo Hidropoços (2010), e a maior superfície exposta está na área da Embrapa Milho e Sorgo.

Em virtude da baixa permeabilidade dos materiais inconsolidados que os constituem, geralmente atribuída à presença de elevada proporção de argilas, esses aquíferos comportam apenas poços escavados para atender a pequenas comunidades (PESSOA, 1996). No local, abastecem residências rurais e atividades agropecuárias de pequeno porte, por meio de cisternas com profundidade máxima de 20 m.

O aquífero granular apresenta conexão hidráulica com as águas superficiais, podendo receber água dos rios nos períodos chuvosos e fornecer água para manter o fluxo de base durante a seca. Apesar de pouco produtivos, são importantes no processo de recarga dos aquíferos subjacentes, através da infiltração vertical, além de funcionarem como filtros, condicionando a qualidade da água em subsuperfície (BATISTA, 2009; MACHADO, 2011).

Na área da Embrapa Milho e Sorgo, águas desse aquífero afloram em três surgências. Em uma dessas, a água aflora e flui para a Lagoa Subida da Estação. A Lagoa Capivara também recebe águas do aquífero granular, o que é indicado no modelo de fluxo hídrico subterrâneo proposto por Machado (2011), pelos valores dos parâmetros físico-químicos, pH, alcalinidade e sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica, quantificados em amostras de suas águas e próximos dos valores desses parâmetros, quantificados nas amostras das surgências, conforme Castro (2011).

Aquífero cárstico

Está associado às rochas calcárias da Formação Sete Lagoas, onde o fluxo e o armazenamento estão condicionados por condutos de fraturas alargadas por dissolução da rocha carbonática. As rochas calcárias mais puras são mais suscetíveis à solubilização, o que faz com que as rochas do Membro Lagoa Santa apresentem um maior grau de carstificação (PESSOA, 1996).

No local, ocorrem afloramentos da rocha calcária, em que a carstificação em sua superfície é evidente, com desenvolvimento de cavernas de dimensões variadas, como é o caso da sequência de pequenas cavernas na porção norte da área, no Vale do Ribeirão Matadouro, nas grutas da Pontinha, na Embrapa Milho e Sorgo e na Lapa Preta (ao sul da área). Segundo Pessoa (1996), essas feições cársticas desenvolvem-se preferencialmente nas rochas calcárias mais puras do Membro Lagoa Santa, em que os processos de dissolução atuaram mais intensamente.

Na região de Sete Lagoas, o aquífero cárstico pode alcançar uma espessura de até 160 m. Em geral, estão cobertos por um espesso manto de intemperismo, que pode atingir cerca de 40 m de profundidade, com espessura média em torno de 25 m (PESSOA, 1996).

Os aquíferos cársticos apresentam grande complexidade estrutural e hidráulica, constituindo objeto de estudos em áreas de sua ocorrência, em escala global. Nesses aquíferos, o armazenamento e a circulação da água ocorrem, principalmente, em virtude da existência de uma porosidade secundária, constituída por fraturas alargadas pela dissolução da rocha, podendo chegar a formar condutos de grandes dimensões, pelos quais a água circula em fluxo turbulento (BATISTA, 2009).

Segundo Silva (2008), o termo “carste” é utilizado para designar as regiões da superfície terrestre que apresentam características especiais do ponto de vista geomorfológico e hidrogeológico, entre as quais se destacam: extensas zonas sem correntes de água superficial; ocorrência de depressões cuja drenagem é subterrânea; existência de cavidades no subsolo pelas quais circulam correntes de água subterrânea; pequeno valor de escoamento superficial; grande rapidez de infiltração das águas de chuvas e outras águas superficiais; grande variação dos valores de transmissividade e do coeficiente de armazenamento; complexa circulação de água subterrânea; existência de zonas desnudas de vegetação; existência de rios subterrâneos; e existência de surgências e sumidouros.

Algumas dessas características são passíveis de observação direta, tanto na Embrapa Milho e Sorgo quanto no seu entorno, como: vales secos ao norte da área; dolinas (depressões de formato circular e drenagem subterrânea); córrego subterrâneo, na região do afloramento Lapa Preta, ao sul da área; e sumidouros e surgências na região desse afloramento.

Outras características comuns, observadas na área, são os afloramentos calcários, com aspectos ruiformes, e as matas secas.

Na Embrapa Milho e Sorgo, com exceção das águas usadas na irrigação das culturas, o abastecimento de água potável é feito por meio de quatro poços tubulares, instalados nesse aquífero, conforme Hidropoços (1981).

Aquífero fraturado-cárstico

Está relacionado às unidades hidroestratigráficas em que ocorrem rochas pelíticas associadas a rochas carbonáticas (PESSOA, 1996).

Na área, não ocorrem afloramentos de rochas pelíticas frescas ou pouco alteradas, nem mesmo em profundidade, conforme testemunham as exposições locais da Formação Serra de Santa Helena e os materiais geológicos extraídos durante a perfuração dos poços de monitoramento. Não foram verificadas evidências da sua existência na área.

Aquífero fraturado (fissurado ou fissural)

Está associado às rochas granitoides diferenciadas, de caráter polimetamórfico, do Complexo Gnáissico-Migmatítico (Embasamento Cristalino), nas quais o armazenamento e o fluxo subterrâneo estão condicionados pelo sistema de falhas, fraturas e fissuras presentes na porção superior dessas rochas (PESSOA, 2006). Aflora no sul da área, limitado pelo Vale do Ribeirão Jequitibá, onde ocorre grande amplitude de variação das cotas topográficas.

Eventos tectônicos, na história geológica dessas rochas, produziram fraturas e falhas que podem ser alimentadas por uma zona saturada livre, caracterizada por solos, cuja espessura pode atingir 35 m. Assim, as águas das chuvas contribuem para alimentar o aquífero por meio de percolação e promovem a recarga contínua nos vales encaixados, em virtude do controle estrutural da drenagem (PESSOA, 1996).

Os aquíferos fraturados ou fissurais estão associados à existência de fraturas em rochas cristalinas, em geral, que apresentam porosidade primária e permeabilidade praticamente nulas. Essas fraturas ou fissuras são

formadas por variações nas condições de tensão verificadas durante vários episódios na história geológica dessas rochas (COSTA; SILVA, 1997).

Caracterização hidroquímica das águas superficiais e subterrâneas

Neste trabalho, estão apresentados, em parte, resultados das análises³ físico-químicas das águas monitoradas na área, utilizados para a caracterização hidroquímica dessas águas.

Nas águas superficiais e subterrâneas monitoradas, as concentrações de cálcio e bicarbonato são dominantes. Foram verificadas concentrações de cálcio e bicarbonato nos seguintes intervalos: de 3,0 mg L⁻¹ a 80 mg L⁻¹ de cálcio e de 9,5 mg L⁻¹ a 234 mg L⁻¹ de bicarbonato, nas águas superficiais; e de 0,9 mg L⁻¹ a 106 mg L⁻¹ de cálcio e de 8,0 mg L⁻¹ a 309 mg L⁻¹ de bicarbonato, nas águas subterrâneas (CASTRO, 2011).

Diagramas de Piper (Figura 3) são usados com frequência para caracterizar águas superficiais e subterrâneas, de acordo com as concentrações dos íons dominantes, em particular quando existe um grande número de dados. Esses diagramas compreendem três campos, com os dados plotados em percentual de miliequivalentes por litro (% meq L⁻¹), a saber: 1) o triângulo dos cátions, que apresenta a abundância relativa dos cátions: cálcio, magnésio, sódio e potássio; 2) o triângulo dos ânions: que apresenta bicarbonato, cloreto e sulfato; e 3) o losango em que se projetam as quantidades relativas desses íons. A característica da água é dada pela posição do ponto projetado no losango.

O diagrama de Piper (Figura 3) mostra que as concentrações de cálcio e bicarbonato foram maiores que 80%, o que resultou no acúmulo de pontos no vértice esquerdo do losango, caracterizando, dessa forma, as águas como cálcicas bicarbonatadas, o que denota a origem dessas águas, principalmente no aquífero cárstico.

Observa-se, na Figura 3, que os pontos marcados apresentam alguma dispersão nas áreas próximas dos vértices da direita nos triângulos da base e

³ Realizadas nos laboratórios da Divisão de Qualidade de Águas, da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa).

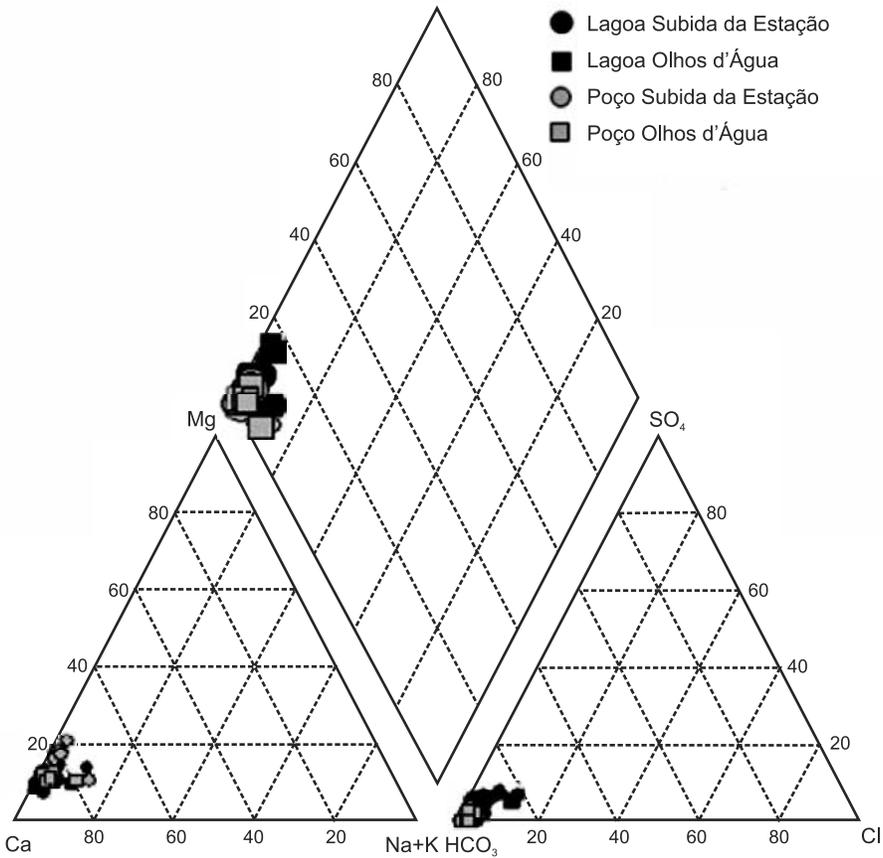


Figura 3. Diagrama de Piper das águas subterrâneas e superficiais monitoradas nas áreas de descarga das lagoas Subida da Estação e Olhos d'Água, no CNPMS.

Fonte: Castro (2011).

do vértice direito no losango superior. Essa dispersão ocorre em virtude das diferenças nas concentrações dos constituintes principais. Tais diferenças são atribuídas, principalmente, a variações na composição das rochas que constituem os aquíferos e aos impactos das atividades agrícolas desenvolvidas na área, em particular no entorno das lagoas Subida da Estação e Olhos d'Água.

Além da característica cálcica bicarbonatada, as águas do aquífero cárstico apresentam as seguintes características: a) valores de pH

no intervalo de 7,3 a 8,1; b) condutividade elétrica (CE) no intervalo de $198 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $369 \mu\text{S cm}^{-1}$; c) concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) no intervalo de 132 mg L^{-1} a 240 mg L^{-1} ; e d) dureza total no intervalo de 135 mg L^{-1} a 236 mg L^{-1} .

Os valores de pH indicam águas ligeiramente alcalinas, porém são valores medidos em laboratório. Os valores de condutividade elétrica indicam, em geral, águas medianamente mineralizadas, mas também são valores de laboratório. Portanto, esses valores podem apresentar diferenças em relação aos valores medidos em campo.

As concentrações de sólidos totais dissolvidos estão em conformidade com os valores das condutividades elétricas, que podem, de acordo com Santos (2008), ser estimadas pelo produto da condutividade observada por um fator entre 0,55 e 0,75 para a maioria das águas subterrâneas, de acordo com Santos (2008). Para as águas cujos resultados estão apresentados, esse fator é, em média, 0,66.

Os valores de CE e de STD são próprios de águas medianamente mineralizadas, indicando um menor tempo de residência dessas águas no aquífero, ou, então, um fluxo subterrâneo mais rápido, o que corrobora a origem das águas em questão no aquífero cárstico, em que as águas podem fluir rapidamente através dos condutos existentes na rocha.

Valores altos desses parâmetros indicam mineralização intensa da água subterrânea, o que pode ser atribuído a um elevado tempo de residência e a um fluxo lento na unidade aquífera, ou mesmo um fluxo regional. No entanto, o grau de conexão do aquífero cárstico com a superfície influencia os processos hidroquímicos em subsuperfície e, conseqüentemente, a composição química da água.

Os valores da dureza total nas águas do aquífero cárstico indicam águas duras, conforme Custódio e Llamas (1983). Águas duras são incrustantes, acarretam grande consumo de sabão e dificultam o cozimento dos alimentos (SANTOS, 2008). Ademais, não podem ser usadas em muitas atividades laboratoriais, sem que haja um tratamento prévio.

Com base em um modelamento hidrogeoquímico, foi possível estimar que as águas superficiais e subterrâneas na área estão sob a influência de ambientes hidrogeológicos diferentes, a saber, o ambiente dos Latossolos e saprólitos da Formação Serra de Santa Helena, e o ambiente cárstico.

A constituição química das águas subterrâneas indicou a presença, no ambiente hidrogeológico, de: sílica, argilominerais (moscovita, montmorilonita, caulinita, gibbsita e goethita), hematita e minerais carbonáticos (dolomita, calcita e aragonita); e, secundariamente, feldspatos potássicos.

Modelagem hidrogeológica computacional do meio aquífero

A gestão dos mananciais subterrâneos requer cuidados, a fim de se evitar sua degradação, em virtude de superexploração ou da sua contaminação, em decorrência de atividades antrópicas realizadas em sua área de influência, particularmente em sua área de recarga. Para tal, têm sido utilizados, com frequência, modelos conceituais e computacionais para representar, o mais fielmente possível, as condições de ocorrência e circulação da água subterrânea.

O aplicativo computacional Visual MODFLOW⁴ foi utilizado para a elaboração do modelo hidrogeológico computacional da área. Esse aplicativo permite incorporar variáveis hidrológicas, unidades aquíferas ou geológicas, hidrografia, poços de produção e outros elementos, de modo a representar, da melhor forma possível, as características e as condições reais do meio a modelar.

Considerações sobre a modelagem hidrogeológica computacional

De acordo com Machado (2011), para o desenvolvimento do modelo hidrogeológico do meio aquífero na área, foram estipuladas as seguintes condições:

- Modelagem em regime estacionário, cujas premissas são: fluxo d'água subterrânea em situação de equilíbrio; ausência de variações nas cargas piezométricas com o tempo; armazenamento de água constante no meio hidrogeológico; e distribuição da carga

⁴ Marca registrada de Waterloo Hydrogeologic Inc.

piezométrica afetada apenas pelas condutividade hidráulica e recarga.

- Infiltração da precipitação meteórica como única fonte de recarga do meio, adotando-se uma recarga inicial de 250 mm por ano, conforme o balanço hídrico, e uma recarga final de 300 mm por ano na calibração do modelo.
- Vazões, que é o valor médio dos resultados das medições de vazão realizadas na área, assumindo que variações ao longo de um ano hidrológico são pequenas.
- Cargas piezométricas, que são as cotas da água nos corpos hídricos superficiais e subterrâneos.
- Condutividades hidráulicas, que são os valores resultantes das medições em campo e os valores estimados com base em dados da literatura, particularmente nos trabalhos de Batista (2009) e Pessoa (1996).

As espessuras das unidades hidroestratigráficas modeladas foram estimadas com base nos seguintes elementos: a) perfis litológicos dos poços de produção da Embrapa Milho e Sorgo e da Epamig (HIDROPOÇOS, 1981); b) perfis litológicos de outros poços tubulares na área (Sistema de Informações de Águas Subterrâneas – Siagas, da CPRM); c) perfis litológicos dos poços de monitoramento perfurados na Embrapa Milho e Sorgo (HIDROPOÇOS, 2010); e d) perfis dos furos de sondagem a trado mecânico na área.

Modelo hidrogeológico da área

Para a modelagem numérica computacional, foi definido um domínio de modelagem, incluindo as unidades hidroestratigráficas estabelecidas para a área, como um bloco tridimensional limitado no topo por uma superfície topográfica de 76 km² (Figura 4), com fronteiras nos altos topográficos, delimitando, assim, uma porção da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Jequitibá, cujos limites, em coordenadas UTM, são: 580.900 m E a 591.600 m E; 7.840.760 m W a 7.854.710 m W; e, na base, pelas rochas impermeáveis do Embasamento Cristalino, ou seja, as rochas sãs (MACHADO, 2011).

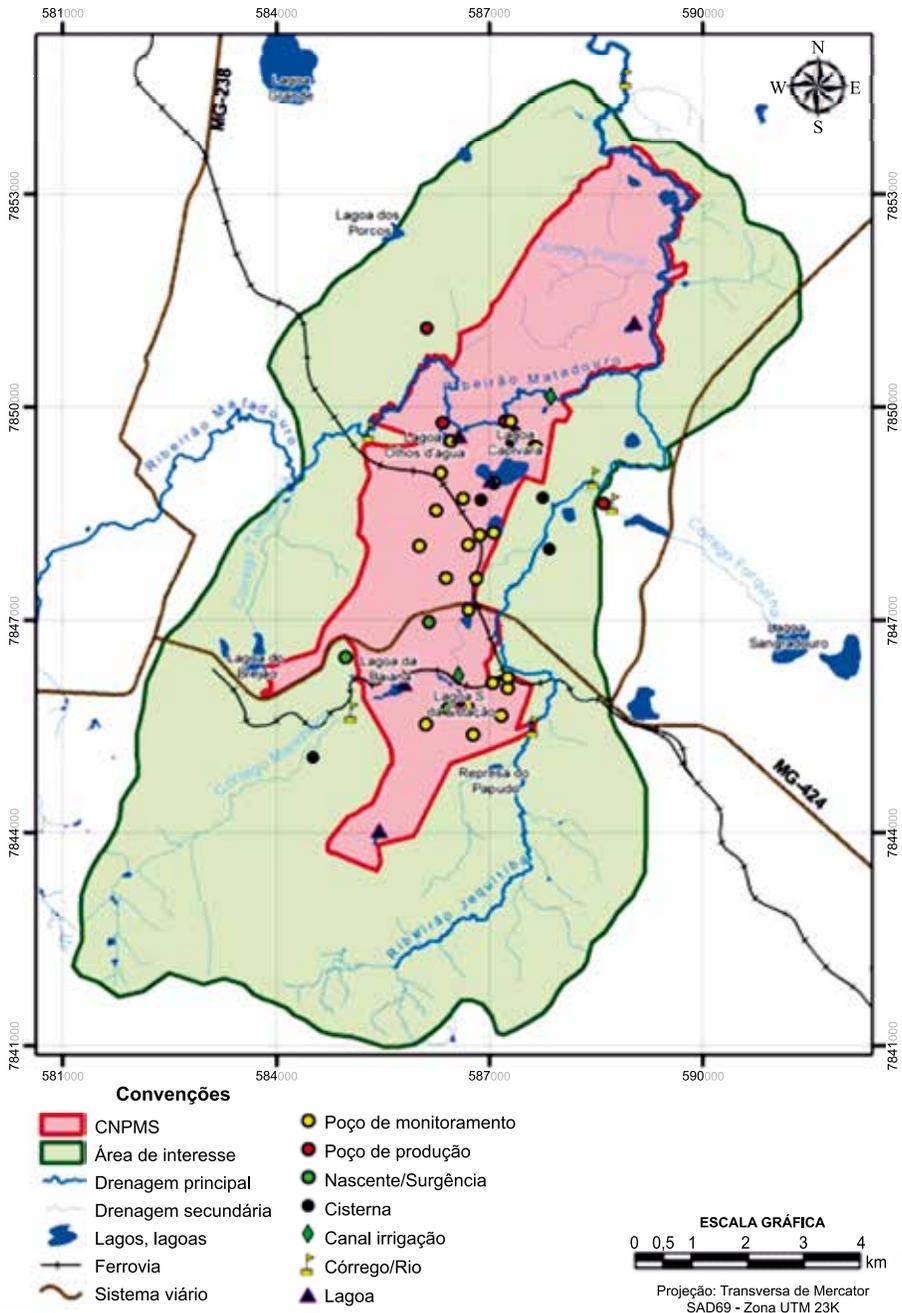


Figura 4. Limites da área com a área do CNPMS, a hidrografia local e os pontos de monitoramento de águas superficiais e subterrâneas.

Fonte: Santos (2011).

Foram avaliadas as características fisiográficas da área, como: a) hidrografia; b) áreas de recarga e descarga de águas subterrâneas, incluindo os poços de produção; c) cotas das águas superficiais e subterrâneas (freáticas); e d) vazões dos corpos d'água lóticos e dos poços de produção que foram incorporados na modelagem numérica computacional, como condições de contorno (MACHADO, 2011).

As vazões dos corpos d'água lóticos foram quantificadas por técnicos da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa), em oito campanhas, distribuídas nos anos de 2009 e 2010. Os níveis estáticos dos poços de produção da Embrapa Milho e Sorgo foram medidos, e suas vazões foram quantificadas, depois de testes de bombeamento realizados em 2010.

As unidades hidroestratigráficas representadas no mapa litológico (Figura 2) foram incorporadas na modelagem numérica computacional, admitindo-se que o intemperismo, a carstificação e o grau de fraturamento diminuem com a profundidade. Dessa forma, Machado (2011) incorporou as diferenças litológicas e estruturais dessas unidades na modelagem numérica computacional, em camadas com espessuras definidas e condutividades hidráulicas, K , variando em razão das diferenças litológicas e estruturais das respectivas unidades.

O modelo hidrogeológico computacional, que está representado em mapa (Figura 5), revelou que o aquífero granular apresenta conexão hidráulica com os corpos hídricos lóticos superficiais e com a Lagoa Capivara. Assim, além das águas meteóricas, podem receber águas desses corpos d'água, por infiltração nos períodos chuvosos, e, em razão de sua boa capacidade de armazenamento, podem alimentar esses corpos nos períodos de estiagem, mantendo o nível de base. Além disso, em virtude da sua extensão e de suas características hidráulicas, são importantes no processo de recarga do aquífero cárstico sotoposto, que se dá através da infiltração vertical (MACHADO, 2011).

Revelou ainda que as lagoas Olhos d'Água e Subida da Estação são áreas de descarga da água subterrânea (Figura 6). A Bacia da Lagoa da Capivara recebe um fluxo d'água subterrânea limitado à parte superior do escoamento freático, que, em profundidade e sob essa lagoa, direciona-se para a região da Lagoa Olhos d'Água e para o Córrego Matadouro. Essas duas áreas, na Embrapa Milho e Sorgo, estão sujeitas a receber impactos

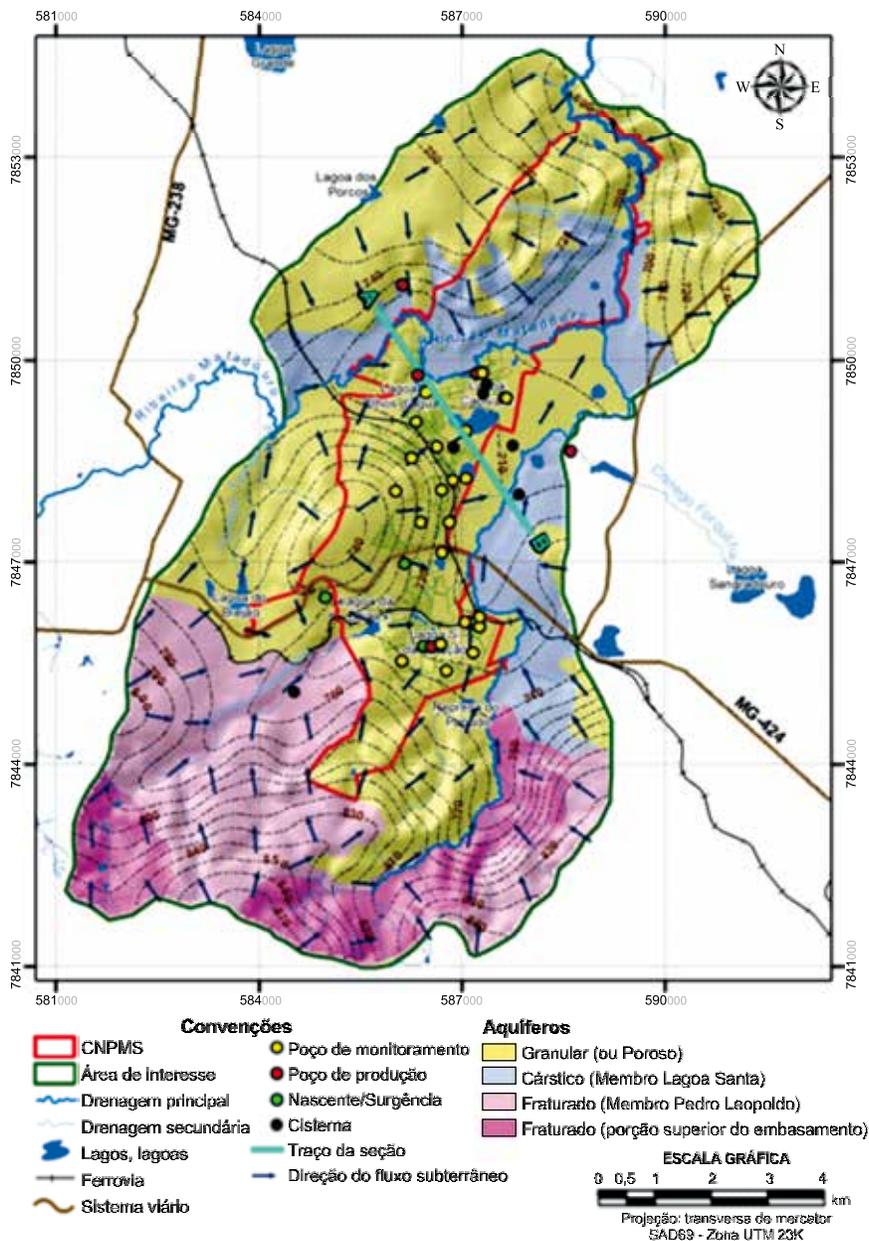


Figura 5. Modelo hidrogeológico da área, com a indicação dos pontos de monitoramento das águas subterrâneas, das isopiezas, da direção do fluxo e das áreas de cultivo.

Fonte: Santos (2011).

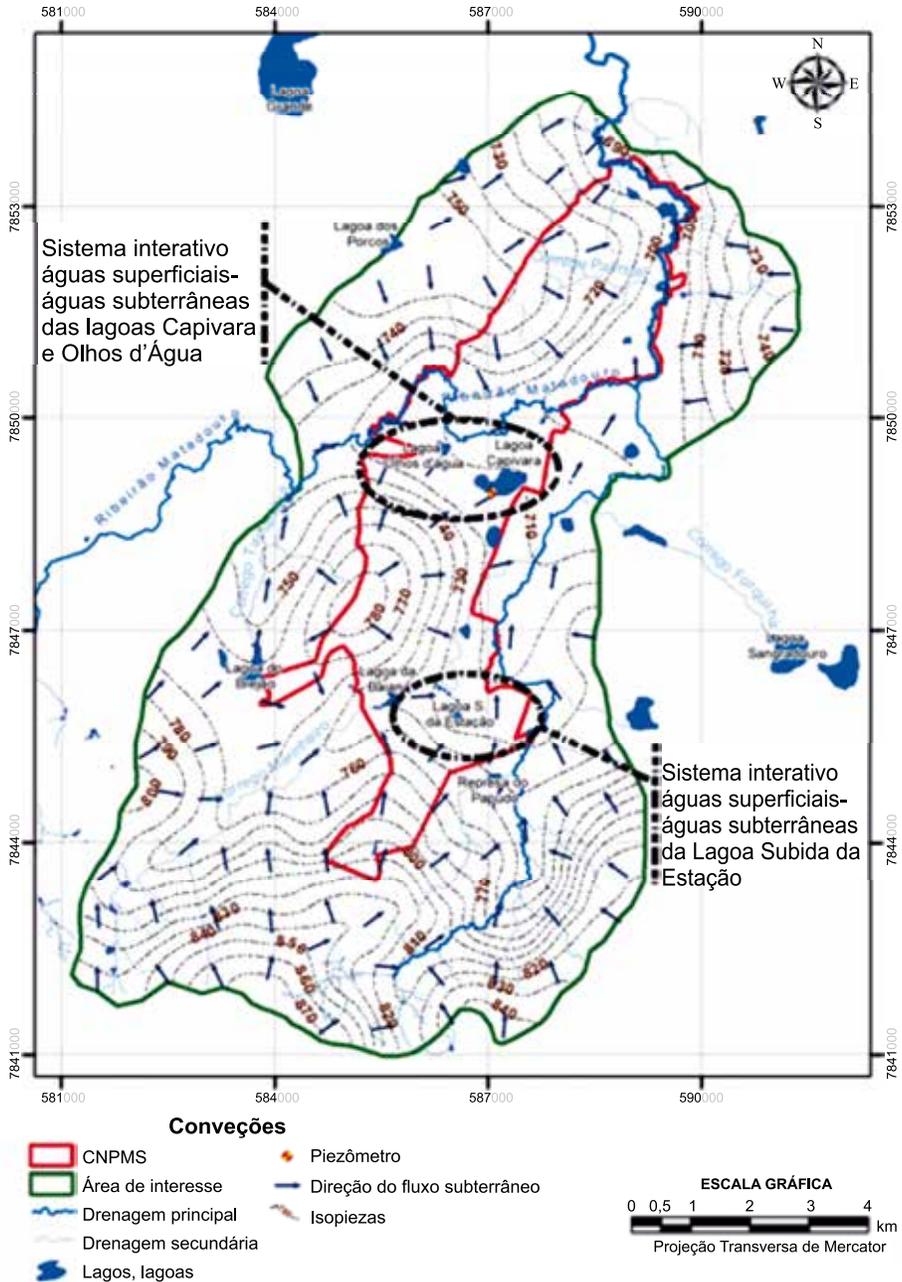


Figura 6. Modelo do fluxo subterrâneo, com a indicação das isopiezas, das direções de fluxo e das áreas de descarga de águas do aquífero cárstico.

Fonte: Santos (2011).

negativos das atividades agrícolas realizadas em sua área de influência e nas áreas de recarga locais (CASTRO, 2011; MACHADO, 2011).

A Lagoa Capivara não constitui um meio de descarga do fluxo mais profundo de água subterrânea. Em profundidade, o fluxo de água sob a lagoa direciona-se para a Lagoa Olhos d'Água e para o Córrego Matadouro (Figura 6), o que é corroborado por medições do nível d'água nos poços instalados em sua margem sul. A Lagoa da Capivara constitui um corpo hídrico de trânsito de águas subterrâneas rasas e do escoamento superficial, cujo destino final é a Lagoa Olhos d'Água e o Córrego Matadouro.

As lagoas da Subida da Estação e de Olhos d'Água caracterizam duas áreas de surgência de águas subterrâneas do aquífero cárstico (Figura 6). No entorno dessas lagoas, existem dois poços de produção jorrantes, instalados em rochas calcárias, mas sem artesianismo. Estão implantados em zonas de descarga do aquífero cárstico, conforme o modelo de fluxo hídrico subterrâneo proposto por Machado (2011). No local, não foi verificada a presença de uma camada confinante sobreposta ao aquífero cárstico, na perfuração desses poços, de acordo com Hidropoços (1981). Tanto as águas das lagoas quanto as dos poços apresentam características hidroquímicas que indicam águas de mesma natureza, segundo Castro (2011).

No entorno dessas lagoas, há dois poços de produção, instalados nas rochas carbonáticas (HIDROPOÇOS, 1981), jorrantes, mas sem artesianismo, pois estão implantados em zonas de descarga do aquífero cárstico, conforme o modelo de fluxo hídrico subterrâneo proposto por Machado (2011) e corroborado por suas características hidroquímicas, que indicam águas de mesma natureza. No local, não foi observada a presença de uma camada confinante sobreposta ao aquífero cárstico, na perfuração dos poços de produção, de acordo com Hidropoços (1981).

Conforme o modelo de fluxo hídrico subterrâneo proposto por Machado (2011), as linhas de fluxo mais profundas direcionadas para as lagoas Olhos d'Água e Subida da Estação têm origem nas áreas de recarga locais, que sustentam as áreas agrícolas da Embrapa Milho e Sorgo. Consequentemente, as influências potenciais dessas atividades nessas áreas poderão se refletir nesses pontos de descarga.

A hidroquímica das águas nos pontos de amostragem localizados nas lagoas Olhos d'Água e Subida da Estação indicou águas de natureza mais profunda, com composição influenciada pelo ambiente carbonático.

A Lagoa Capivara não constitui um elemento de descarga de águas subterrâneas do aquífero cárstico (Figura 7), considerando a direção do fluxo profundo, conforme o modelo de fluxo subterrâneo (MACHADO, 2011). Isso é corroborado pelas medições do nível d'água nos dois poços de monitoramento, na área de sua margem sul, sendo um deles instalado no aquífero granular, e sendo o outro um piezômetro instalado na rocha carbonática.

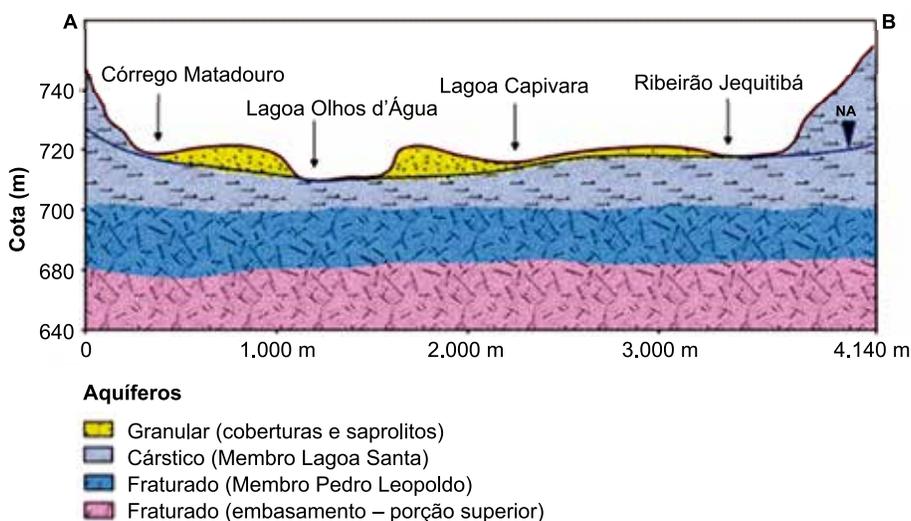


Figura 7. Seção hidroestratigráfica AB na área das lagoas Olhos d'Água e Capivara, com indicação dos aquíferos e do nível d'água (NA).

Fonte: adaptado de Santos (2011).

A calibração do modelo hidrogeológico computacional, em relação às cargas hidráulicas, apresentou resultados dentro de uma margem de erro de 5%, considerada aceitável para modelos hidrogeológicos numéricos computacionais. Em relação às vazões dos corpos d'água lóticos, houve diferenças entre as vazões medidas e as vazões calculadas, maiores que 5%, fato atribuído ao reduzido número de quantificações de vazão e à pequena densidade da rede de monitoramento da vazão (MACHADO, 2011).

As direções do fluxo subterrâneo e as áreas secas e úmidas estabelecidas estão em conformidade com a realidade local, conforme representado em mapa potenciométrico (Figura 6). O fluxo mais profundo apresenta direção geral para o Ribeirão Jequitibá e para o Córrego Matadouro, que são os dois corpos hídricos lóticos mais importantes da área.

Considerações finais

O modelo de fluxo hídrico subterrâneo mostrou que as áreas secas e úmidas estão em conformidade com a realidade observada na Embrapa Milho e Sorgo, e que o fluxo mais profundo dirige-se para o Ribeirão Jequitibá e para o Córrego Matadouro, caracterizando esses dois corpos hídricos como efluentes.

O modelo hidrogeológico computacional mostrou-se coerente com o respectivo modelo conceitual. As linhas de fluxo de água subterrânea partem dos altos topográficos da bacia modelada, em direção ao Ribeirão Jequitibá e aos córregos Marinheiro e Matadouro, com direção geral de sul para norte, apontando em direção ao nível de base regional, que é o Rio das Velhas.

A Lagoa da Capivara é um corpo de trânsito de águas subterrâneas rasas e do escoamento superficial, cujo destino final é a Lagoa Olhos d'Água e o Córrego Matadouro.

Os dois poços tubulares jorrantes instalados na área não apresentam artesianismo, já que o aquífero cárstico não apresenta confinamento na área.

Do ponto de vista ambiental, a importância do aquífero granular está na capacidade de ação de sua zona não saturada como um meio filtrante. Águas infiltradas em sua superfície, ao percolarem através de sua zona não saturada, podem melhorar de qualidade, em razão da retenção de sólidos em suspensão e dissolvidos no meio poroso não saturado.

A recarga do aquífero cárstico provém, em parte, do aquífero granular com o qual está conectado na área.

Os afloramentos calcários na área constituem importantes áreas de recarga do aquífero cárstico.

A caracterização das áreas das lagoas Subida da Estação, Capivara e Olhos d'Água como sistemas de interação de águas superficiais e subterâneas é corroborada pelos valores dos parâmetros pH, CE, alcalinidade e sólidos totais dissolvidos, monitorados nessas lagoas e nos dois poços tubulares de produção em sua área.

Por observação direta, a Lagoa Olhos d'Água apresenta um intenso grau de eutrofização aparente, pois há forte presença de vegetação flutuante em sua massa hídrica, que é quase ausente na massa hídrica da Lagoa Subida da Estação.

Na área de interesse, o aquífero granular é explotado por meio de cisternas, para abastecimento de residências rurais e de atividades agropecuárias em pequena escala; e o aquífero cárstico, por meio de poços tubulares profundos, para o abastecimento de água potável da Embrapa Milho e Sorgo e da Epamig.

Considerando a escala da Bacia do São Francisco, o sistema aquífero local constitui uma porção do sistema aquífero Bambuí. Na região cárstica do Bambuí, prevalecem águas bicarbonatadas cálcicas e/ou magnesianas, com predomínio dos tipos cálcicos, levemente alcalinas. Na região cárstica fraturada, as águas são bicarbonatadas magnesianas, bicarbonatadas sódicas e mistas, e menos mineralizadas, como indica a condutividade elétrica menor, em média (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2006).

Nessa escala, as águas representadas no diagrama de Piper (Figura 4) são do aquífero cárstico, pois são cálcicas bicarbonatadas e levemente alcalinas. Para essas águas, as concentrações de sólidos totais dissolvidos, as condutividades elétricas e a dureza total caracterizam águas de boa qualidade.

A área está inserida em uma região importante no que se relaciona à contribuição para a qualidade das águas e à revitalização da Bacia do Rio das Velhas, para o qual se pretende a despoluição – Programa Estruturador do Estado – Meta 2014, Projeto Manuelzão (UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, 1997). Por essa perspectiva, ampliar o conhecimento sobre a hidrogeologia da região de Sete Lagoas é importante para melhorar a gestão das águas dessa bacia.

A Bacia do Rio das Velhas encerra 51 municípios, 30 dos quais estão em sua porção média e 8 em sua porção alta. Desses 38 municípios, 11 fazem

parte da RMBH. A região é a que mais contribui para a poluição do Rio das Velhas, notadamente os municípios de Belo Horizonte e Contagem (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS, 2005). Na bacia, 88% da população (em um total de 5,2 milhões habitantes) está concentrada em apenas sete municípios, sendo seis municípios da RMBH, mais o Município de Sete Lagoas, com base em estimativas populacionais dos municípios de Minas Gerais (IBGE, 2015).

Em razão da importância do Município de Sete Lagoas no contexto da porção média da Bacia do Rio das Velhas, e da sua contribuição para a qualidade das águas nessa bacia, o conhecimento aprimorado da hidrogeologia e da qualidade das águas em sua região de influência representa uma condição básica para aprimorar a gestão das águas na bacia.

Segundo o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas (2005), os mananciais subterrâneos têm natureza transitória e integram o processo global de circulação hídrica. A sua exploração, em qualquer proporção, afeta os demais corpos armazenadores d'água, entre eles os cursos d'água superficiais, e vice-versa. Dentro de certos limites, esse efeito pode ser considerado tolerável ou insignificante. O conhecimento da hidrogeologia é, portanto, elemento essencial para a gestão integrada dos recursos hídricos.

A despeito de todo o esforço empenhado na captação dos resultados aqui apresentados, esse conhecimento representa apenas etapas iniciais, que necessitam ser incrementadas, tanto na forma de refinamento dos modelos conceituais e computacionais desenvolvidos, quanto na manutenção de programas de monitoramento quantitativos e qualitativos na rede hidrográfica e na consolidação dos resultados obtidos.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil**: panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. Brasília, DF: Superintendência de Planejamento Recursos Hídricos, 2007. 126 p. (ANA. Cadernos de Recursos Hídricos, 5). Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/publicações>>. Acesso em: 10 fev. 2008.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Plano nacional de recursos hídricos**: panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente-

Secretaria de Recursos Hídricos, 2006. v. 1, 351 p. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/publicações>>. Acesso em: 1ª mar. 2007.

ALKMIM, F. F.; MARTINS-NETO, M. A. A Bacia Intracratônica do São Francisco: arcabouço estrutural e cenários evolutivos. In: PINTO, C. P.; MARTINS-NETO, M. A. (Ed.). **Bacia do São Francisco: geologia e recursos naturais**. Belo Horizonte: SBG-MG, 2001. p. 9-30.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15495-1/2007**: poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados: parte 1: projeto e construção. Rio de Janeiro, 2007. 25 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15495-2/2008**: poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares: parte 2: desenvolvimento. Rio de Janeiro, 2008. 24 p.

AVELLAR, G.; SILVA, A. F. **Novas trilhas no sertão**: história da pesquisa agropecuária em Sete Lagoas: das origens à Embrapa. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2000. 183 p.

BATISTA, R. C. R. **Caracterização hidrogeológica do entorno do Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo (CNPMS), em Sete Lagoas, MG**. 2009. 113 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Carneiro, F. A. **Modelagem hidrogeoquímica do sistema aquífero pelito-carbonático existente no CNPMS da Embrapa, Sete Lagoas/MG - Brasil**. 2013. 338 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

CASTRO, E. **Estudo hidrogeoquímico ambiental em região cárstica no município Sete Lagoas – Minas Gerais**: investigação da contaminação de águas superficiais e subterrâneas por nitrato e atrazina, na área do Centro Nacional de Pesquisa de Milho e Sorgo da Embrapa. 2011. 890 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

CHAVES, R. M. **Mapeamento da vegetação e uso do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Jequitibá**. 2005. 38 f. Monografia (Especialização em Geoprocessamento) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS. **Plano diretor de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas**: resumo executivo: aprovado pelo CBH Velhas em 10 de dezembro de 2004. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, 2005. 228 p.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (Brasil). **Caracterização geomorfológica**. Belo Horizonte, 1994a. 40 p. Relatório técnico.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (Brasil). **Informações básicas para a gestão territorial**: mapeamento geológico da cidade de Sete Lagoas com vistas à aplicação no planejamento urbano. Belo Horizonte, 1994b. 75 p. (Série Ordenamento Territorial, v. 4).

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (Brasil). **Mapeamento geológico, região de Sete Lagoas, Pedro Leopoldo, Matozinhos, Lagoa Santa, Vespasiano, Capim Branco, Prudente de Moraes, Confins e Funilândia, Minas Gerais**. 2. ed. Belo Horizonte, 2003. 54 p. Relatório Final. Escala 1:50.000.

COSTA, W. D.; SILVA, A. B. Hidrogeologia dos meios anisotrópicos. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. (Coord.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM-Serviço Geológico do Brasil: LABHID-Universidade Federal do Pernambuco: UFPE, 1997. p. 133-174.

CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. Barcelona: Editora Omega, 1983. 1157 p.

DIAGNÓSTICO da pecuária leiteira do Estado de Minas Gerais em 2005: relatório de pesquisa. Belo Horizonte: FAEMG, 2006. 156 p.

HIDROPOÇOS. **Memória de perfuração e instalação de poços tubulares de produção na Embrapa e EPAMIG**. [Belo Horizonte], 1981. 20 p. Relatório técnico. Não publicado.

HIDROPOÇOS. **Relatórios de poços tubulares profundos**. [Belo Horizonte], 2010. Não publicado.

IBGE. **Cidades@**: Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=31&search=minas-gerais>>. Acesso em: 27 mar. 2015.

IBGE. **Perfil dos estados e municípios brasileiros**. Rio de Janeiro: IBGE. 2015. 124 p. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94541.pdf>>. Acesso em: 20 set. 2016.

INMET (Brasil). **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa: dados históricos**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 27 jun. 2016.

MACHADO, D. A. **Caracterização hidrogeológica e vulnerabilidade natural das águas subterrâneas no entorno do Centro Nacional de Pesquisa Milho e Sorgo - Sete Lagoas/MG**. 2011. 107 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

MANOEL FILHO, J. Ocorrência das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. (Coord.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM-Serviço Geológico do Brasil: LABHID-Universidade Federal do Pernambuco: UFPE, 1997. p. 13-34.

PANOSO, L. A.; RAMOS, D. P.; BRANDÃO, M. **Solos do campo experimental da Embrapa Milho e Sorgo: suas características e classificação no novo sistema brasileiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 92 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 5).

PESSOA, P. F. P. **Caracterização hidrogeológica da região cárstica de Sete Lagoas, MG: potencialidades e riscos**. 1996. 101 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

PESSOA, P. F. P. **Hidrogeologia dos aquíferos cársticos cobertos da Região de Lagoa Santa, MG**. 2005. 178 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SANTOS, A. C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (Org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. p. 325-358.

SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. Inventário da flora nativa de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Mapeamento e inventário da flora e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. p. 75-278. Disponível em: <<http://www.inventarioflorestal.mg.gov.br>>. Acesso em: 12 mar. 2011.

SEBRAE-MG. **Sistema de informações mercadológicas municipais: Sete Lagoas: diagnóstico municipal**. Belo Horizonte: Sebrae-MG, 1995. 124 p.

SILVA, A. B. Hidrogeologia de meios cársticos. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (Org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. p. 153-174.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001. 191 p. Disponível em: <unesdoc.unesco.org/images/0012/001298/129870POR.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2007.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. **Projeto Manuelzão**. [Belo Horizonte, 1997]. Disponível em: <<http://www.manuelzao.ufmg.br>>. Acesso em: 27 jun. 2016.

Sustentabilidade hidrológica de florestas plantadas: o papel do monitoramento em microbacias experimentais

Walter de Paula Lima

Carolina Bozetti Rodrigues

Sílvio Frosini de Barros Ferraz

Arthur Vrechi

Introdução

No Brasil, as florestas plantadas com eucalipto abrangem 5,1 milhões de hectares, e com o plantio de pínus, 1,6 milhão de hectares, sendo que as maiores extensões em área encontram-se nos estados de Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS, 2013). Entre os anos de 2004 e 2009, o plantio de eucalipto expandiu-se para vários estados brasileiros, com ou sem tradição em silvicultura, apresentando um crescimento acumulado de 41,1% (mais de 1 milhão de hectares) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS, 2010).

A expansão das áreas florestais, em especial do plantio de eucalipto, pode ser explicada pelo seu rápido crescimento e o curto ciclo de rotação, a alta produtividade florestal e o aumento de investimentos por parte de empresas que utilizam madeira como matéria-prima em seus processos industriais (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS, 2010).

A expansão do setor florestal está, atualmente, associada à preocupação com os efeitos ambientais envolvidos na produção florestal em larga escala. Entre esses, os possíveis efeitos das florestas plantadas sobre os recursos hídricos, em termos de qualidade e quantidade, sempre estiveram na mira de discussões acaloradas em vários países, principalmente no tocante ao consumo de água (LIMA, 1993; LIMA; ZAKIA, 2006; SCOTT, 2005).

O que parece claro, atualmente, principalmente se for levado em conta o volume acumulado de informações e resultados de pesquisas realizadas sobre o assunto no mundo todo, é que se trata de uma polêmica que implica outros aspectos, para além de saber se as florestas plantadas consomem muita água. Na realidade, trata-se de um problema ambiental, cuja solução, ou gestão, deve, sim, passar pelo crivo da experimentação científica, mas precisa necessariamente levar em conta toda a complexidade própria dos problemas ambientais. Aí estão incluídas as incertezas inerentes às relações entre o uso dos recursos naturais e os impactos ambientais, os aspectos sociais e culturais envolvidos na transformação da paisagem e na expansão da área das florestas plantadas, no planejamento adequado dessa expansão, principalmente em termos de salvaguardar os remanescentes

da vegetação nativa, a zona ripária, a biodiversidade estrutural e funcional ao longo da paisagem, a saúde do solo e a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos.

No fundo, essa preocupação está embutida no conceito de manejo florestal sustentável, fortalecido principalmente depois da reunião da United Nations Conference on Environment and Development (Unced), realizada no Rio de Janeiro, em 1992, que se caracterizou por alguns aspectos importantes para o equacionamento dessa polêmica: a) trata-se de uma meta-conceito, ou seja, implica necessariamente uma mudança de paradigma; b) como conceito, parece algo inútil, nebuloso e desprovido de praticidade; c) deve ser necessariamente avaliado em todas as suas dimensões: econômica, ecológica, social, cultural, política, etc.; d) deve necessariamente abranger variadas escalas de avaliação; e e) deve, finalmente, ser considerado não como um critério ou um conjunto de critérios que definam o que vem a ser a sustentabilidade, mas, sim, como uma meta, um alvo. Esse alvo, por sua vez, não é um alvo fixo, mas móvel, no sentido de que o conceito de sustentabilidade é também dinâmico, pois ele necessariamente reflete o conhecimento de que se dispõe, atualmente, a respeito do funcionamento dos sistemas biológicos. Assim, o conceito, antes nebuloso, torna-se absolutamente cristalino, pois aponta uma direção a seguir, ou seja, aponta uma meta. Pode-se dizer, então, que o manejo florestal sustentável vai ser sempre um eterno aprendizado, uma busca, um processo de melhoria contínua das ações de manejo.

Consequentemente, uma peça-chave importante da busca do manejo florestal sustentável é o monitoramento ambiental, que deve ser entendido aqui como processo de obtenção de informações sobre os resultados das ações de manejo sobre o meio ambiente, a fim de que sejam realizadas as correções necessárias no plano de manejo, visando a sua melhoria contínua. Em outras palavras, o monitoramento tem de ser entendido como parte integrante do próprio manejo florestal.

Neste capítulo, será apresentado um breve resumo das premissas que fundamentam o Programa de Monitoramento de Bacias Hidrográficas (Promab), mantido por meio de uma parceria entre o Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (Ipef) e a Universidade de São Paulo (USP), bem como os métodos utilizados, a estrutura atual do programa e alguns dos principais resultados.

Fundamentos do monitoramento hidrológico

Microbacia hidrográfica é uma unidade natural da paisagem que representa a definição espacial de um ecossistema aberto, onde ocorre uma contínua troca de energia com o meio, o que faz com que a água nela produzida seja resultado de diversas características da microbacia, entre as quais se destaca o uso do solo (WALLING, 1980). Essa condição singular permite o estudo da interação entre o uso da terra e a quantidade e a qualidade da água nela produzida.

Uma premissa básica do uso de microbacias hidrográficas como áreas experimentais é a de que as atividades de uso da terra ou de manejo dos recursos naturais – o manejo florestal, por exemplo – vão necessariamente causar algum efeito sobre os recursos hídricos. A magnitude desses efeitos, evidentemente, vai variar de local para local, mas o ponto-chave é que o método permite avaliar o uso, ou o mau uso da terra, por meio do monitoramento de algumas propriedades da água superficial e subsuperficial que emana das microbacias. Como consequência, a alteração da quantidade, da qualidade e do regime de vazão das microbacias pode ser vista como um bom indicador dos impactos de médio e longo prazos do manejo de florestas plantadas (ADAMS, 1993; LIKENS, 1985; SWANK; JOHNSON, 1994).

Como bem esclarecido por Swank e Johnson (1994), desde que o desenho experimental esteja adequadamente fundamentado em termos metodológicos, os impactos hidrológicos observados podem ser relacionados com seus fatores causativos, o que, sem dúvida, é fundamental para o processo de previsão e extrapolação dos resultados, bem como para a melhoria das práticas de manejo (manejo adaptativo).

As evidências acumuladas em mais de 90 microbacias experimentais em várias partes do mundo mostram que o desmatamento resulta na diminuição da evapotranspiração, o que implicaria uma maior quantidade de água disponível no solo e na vazão dos riachos. Por sua vez, o reflorestamento aumenta a evapotranspiração, o que poderia resultar na diminuição da vazão na escala de microbacias (BOSCH; HEWLETT, 1982). Todavia, a análise conjunta dessas microbacias experimentais mostra, também, que

esses resultados variam de lugar para lugar e são, às vezes, imprevisíveis (BOSCH; HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005; SAHIN; HALL, 1996).

Andreássian (2004) confirmou a ideia de que é difícil prever a magnitude das mudanças no deflúvio decorrentes de mudanças na cobertura florestal, considerando que essa dificuldade se deve ao fato de que os efeitos ocorrem em associação com outros fatores, como a profundidade do solo e o regime das chuvas. Ou seja, um mesmo tratamento pode resultar em efeitos diferentes, de um local para outro.

Em relação aos plantios florestais comerciais, parece haver forte ligação entre as altas taxas de crescimento das plantações florestais e o consumo de água, o que implicaria impactos hidrológicos que também serão diferentes de local para local (SCOTT, 2005).

Essas evidências, dessa forma, salientam que o processo de monitoramento hidrológico em microbacias experimentais, em termos de balanço hídrico e qualidade da água, constitui procedimento adequado para a avaliação dos efeitos imediatos das atividades ou práticas de manejo das florestas plantadas (LIMA, 1997).

Os parâmetros físicos e químicos da água constituem indicadores adequados para a avaliação da qualidade ambiental das práticas de manejo florestal. Todavia, sua medição deve estar baseada em critérios científicos, tanto no que diz respeito aos parâmetros que devem ser medidos, quanto no que se relaciona ao método utilizado, a fim de se poder ter certeza da relação causa e efeito que se quer avaliar.

Nesse sentido, um aspecto importante a ser considerado é o padrão ou referência com o qual podem ser avaliados os resultados obtidos no monitoramento. Quando o manejo florestal apresenta como meta a melhoria contínua das práticas inerentes ao manejo, um esquema experimental mais adequado para o monitoramento em microbacias envolveria o uso de duas microbacias adjacentes ou vizinhas – uma delas operacional, ou seja, submetida ao manejo, e outra que funcionaria como microbacia testemunha ou referência, de preferência coberta com vegetação nativa sem manejo. Nesse caso, a comparação estatística dos impactos das práticas de manejo seria mais robusta, considerando que as duas microbacias passariam por um processo de calibragem.

Outro aspecto a ser considerado diz respeito à correta identificação dos possíveis impactos do manejo florestal sobre a qualidade da água. Em outras palavras, quais parâmetros podem, realmente, ser alterados pelas práticas de manejo florestal? É evidente que essa definição é crítica para a correta seleção dos parâmetros a serem monitorados. Será que as práticas de manejo florestal podem alterar todos os parâmetros físicos, químicos e biológicos da qualidade da água ou apenas alguns deles?

Atividades de manejo florestal podem provocar os seguintes efeitos: a) alterar a quantidade de material orgânico na água como consequência da decomposição de folhas e resíduos florestais; b) aumentar as taxas de nutrientes na água em decorrência da decomposição de material orgânico e arraste de fertilizantes; c) aumentar a concentração de sedimentos em virtude da abertura e da manutenção de estradas, da colheita e do preparo do solo; e d) quando desprovida de ações conservacionistas, podem inserir agroquímicos no ecossistema aquático e alterar a dinâmica dos corpos hídricos por meio de intervenções negativas na mata ciliar (BINKLEY; BROWN, 1993).

Por essa razão, visando ao monitoramento dos processos hidrológicos, do potencial produtivo do solo e do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático, o conjunto mínimo de parâmetros a serem monitorados deve contemplar, além da precipitação e da vazão, variáveis físicas, químicas e biológicas, que apresentem reconhecidamente relações de causa e efeito com o manejo florestal. Como exemplo, citam-se nitrato, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, que são utilizados como insumos florestais; e os sólidos em suspensão e a turbidez, que podem indicar perdas de solo por erosão depois das operações de preparo de solo, colheita e manutenção de estradas, etc. O importante é que exista embasamento técnico-científico para a escolha do parâmetro e a frequência com a qual ele será monitorado (CÂMARA, 2004).

Programa de Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas

O Programa de Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (Promab) constitui um programa cooperativo de pesquisa desenvolvido por meio de parceria entre o Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (Ipef) e

a Universidade de São Paulo (USP), coordenado pelo Laboratório de Hidrologia Florestal do Departamento de Ciências Florestais, da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

As duas primeiras microbacias experimentais foram instaladas em 1987, no Município de Santa Branca, SP. Em 1991, com a incorporação do Horto Florestal de Itatinga à USP, que resultou na criação da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, outra microbacia foi instalada. Um pouco mais tarde, em 1994, mais um trabalho experimental foi estabelecido em uma microbacia localizada em área de reserva de floresta nativa no Estado do Paraná. Ao longo dos 2 primeiros anos do desenvolvimento deste último trabalho, a ideia de usar a metodologia de microbacias experimentais para o monitoramento das atividades do manejo florestal acabou se consolidando, o que resultou na instalação de outras microbacias experimentais (LIMA et al., 2008).

O Promab surge, então, com o objetivo de desenvolver pesquisas de longo prazo para o entendimento dos efeitos do manejo de florestas plantadas de pínus e eucalipto sobre a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos na escala de microbacias (LIMA et al., 2008).

Atualmente, o programa é responsável pelo monitoramento de 21 microbacias experimentais, distribuídas em distintas regiões do Brasil, e duas microbacias no Uruguai (Figura 1). Desse conjunto de microbacias, 12 apresentam florestas plantadas de eucalipto como cobertura predominante, três possuem florestas plantadas de pínus, cinco possuem cobertura florestal nativa da região e uma está ocupada por pastagem. Na Tabela 1, podem ser observadas as principais informações referentes a cada uma dessas microbacias, bem como as séries históricas de dados de precipitação, vazão e parâmetros físicos e químicos da água.

A seleção de uma microbacia experimental não é um procedimento simples, principalmente por conta das dificuldades de encontrar uma área que seja totalmente adequada a essa finalidade, levando-se em conta as condições fisiográficas da paisagem.

Como já visto, uma vantagem do uso de microbacias hidrográficas para o monitoramento do manejo florestal reside no fato de poder ser selecionadas duas microbacias pareadas, ou vizinhas, com a suposição de que

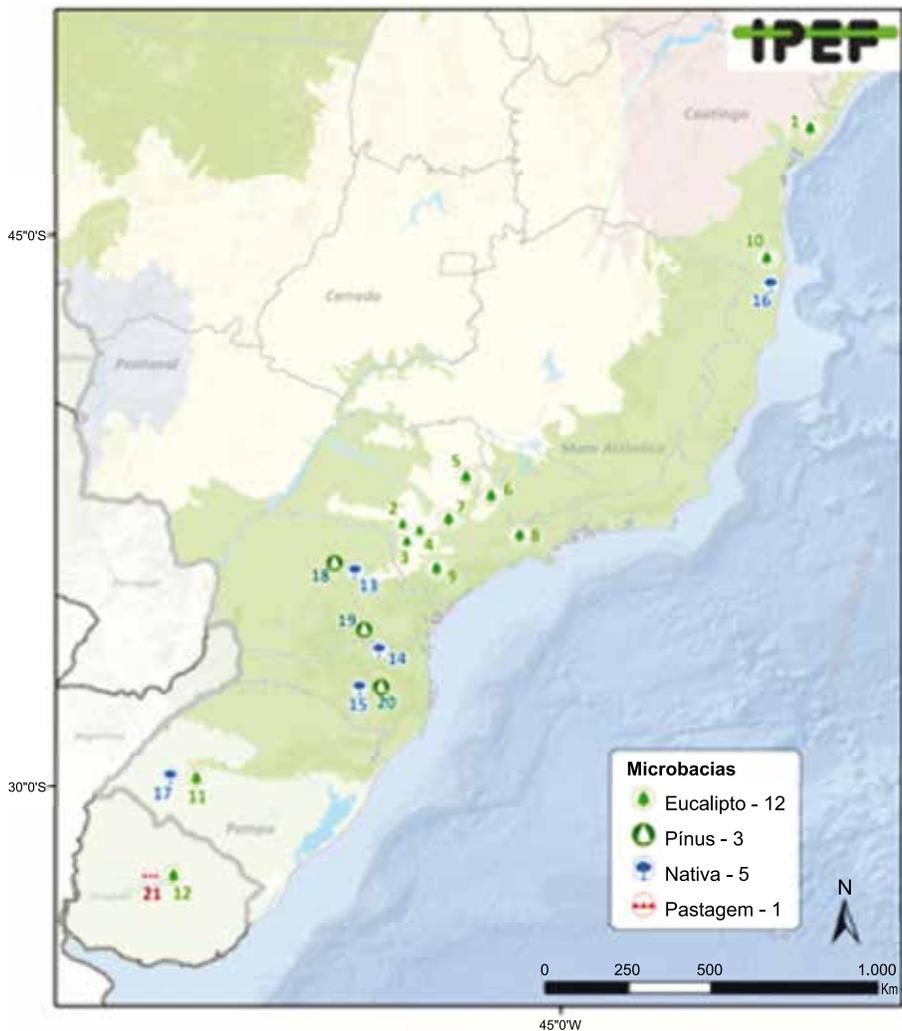


Figura 1. Localização das microbacias experimentais do Programa de Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (Promab).

ambas sejam ao menos similares em termos de tamanho, geologia, solos e clima. Nesse caso, o monitoramento permite a comparação simultânea de uma delas, submetida a práticas de manejo florestal, com a outra, que permanece com a função de microbacia testemunha, para efeito da análise estatística dos resultados (CERNY et al., 1994).

Tabela 1. Características gerais das microbacias experimentais monitoradas pelo Programa de Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (Promab).

Microbacia	Localização	Cobertura predominante	Início do monitoramento	
			Quantidade ⁽¹⁾	Qualidade ⁽²⁾
1	Araçás, BA		10/1996	3/2002
2	Itatinga, SP		7/2009	10/1991
3	Itatinga, SP		10/2013	11/2013
4	Itatinga, SP		10/2013	11/2013
5	Santa Rita do Passa Quatro, SP		1/2004	1/2004
6	Aguai, SP	Eucalipto	1/2002	1/2002
7	Anhembi, SP		7/2006	11/2006
8	Igaratá, SP		7/2006	7/2006
9	Capão Bonito, SP		1/2005	2/2004
10	Santa Cruz Cabrália, BA		1/2006	3/2006
11	Alegrete, RS		1/2014	1/2013
12	Tacuarembó, Uruguai		3/2011	
13	Telêmaco Borba, PR		7/2005	4/2004
14	Ponte Alta, SC		8/2008	9/2008
15	Antônio Olinto, PR	Vegetação nativa	8/2008	6/2008
16	Santa Cruz Cabrália, BA		2/2008	3/2006
17	Alegrete, RS		1/2014	1/2013
18	Telêmaco Borba, PR		7/2005	4/2004
19	Ponte Alta, SC	Pínus	6/2008	9/2008
20	Mafra, SC		3/2008	4/2008
21	Tacuarembó, Uruguai	Pastagem	3/2011	

⁽¹⁾ Dados de precipitação e cota do vertedor. ⁽²⁾ Parâmetros físicos e químicos da água.

Depois da seleção da microbacia e da elaboração do projeto da estação limimétrica, as estruturas de medição da vazão são construídas (Figura 2). As microbacias recebem, então, um equipamento de medição contínua de cota (por exemplo, um transdutor de pressão), um pluviógrafo e um sistema digital (datalogger) de armazenamento dos dados, que são coletados em intervalos de 15 minutos. Os dados de cota são transformados em vazão, com base em uma equação específica, calibrada para cada vertedor. Semanalmente, amostras de água são coletadas para análise dos seguintes parâmetros: nitrato, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, pH, sedimentos em suspensão, turbidez, condutividade elétrica e cor aparente.



Figura 2. Exutório de uma microbacia experimental do Promab antes e depois da construção da estação linimétrica.

Evidências acumuladas pelo Programa de Monitoramento de Bacias Hidrográficas

O estudo pioneiro do Promab foi iniciado em 1987. A vazão, a precipitação e alguns parâmetros físicos e químicos da água foram monitorados por um período de 8 anos (de 1987 a 1995) em uma microbacia (7 ha) localizada no Município de Santa Branca, SP, com cobertura florestal de *Eucalyptus saligna*. Os resultados mostraram uma diminuição progressiva da vazão, decorrente tanto do crescimento do plantio quanto da tendência de declínio da precipitação anual. No sétimo ano, foi realizado o corte da floresta e, apesar da tendência de queda da precipitação, o deflúvio da microbacia aumentou 115 mm, em comparação com o ano anterior. Durante um período de 8 anos, a microbacia apresentou precipitação média anual de 1.327 mm, deflúvio médio anual de 141 mm e evapotranspiração média anual de 1.186 mm (89% da precipitação) (VITAL et al., 1999).

A Figura 3 mostra os resultados do monitoramento da microbacia experimental de Itatinga, abrangendo o período de 1991 a 2003. Durante o período inicial de 1991 a 1998, a cobertura florestal da microbacia consistia da rebrota de uma plantação de *Eucalyptus saligna*, feita havia cerca de 50 anos, a qual foi cortada em corte raso, em agosto de 1998. Logo após o corte raso, foi feito um novo plantio, com a mesma espécie. Pôde-se

observar que, no primeiro período (antes do corte), o deflúvio anual (Q) da microbacia estava mais estável. O corte raso, aliado a uma precipitação anual acima da média, ocorrida no ano do corte, resultou em aumento considerável do deflúvio no ano hídrico 1997/1998 (CÂMARA; LIMA, 1999). Com o crescimento do novo plantio, pôde-se observar a tendência de diminuição do deflúvio anual da microbacia. Esse comportamento hidrológico da microbacia está de acordo com resultados recentes da literatura (BROWN et al., 2005; FARLEY et al., 2005; FERRAZ et al., 2013; VERTESSY et al., 2001), os quais mostram que o deflúvio anual da microbacia apresenta tendência de retorno às condições de equilíbrio, que prevaleciam antes do plantio, com o aumento da idade da plantação florestal.

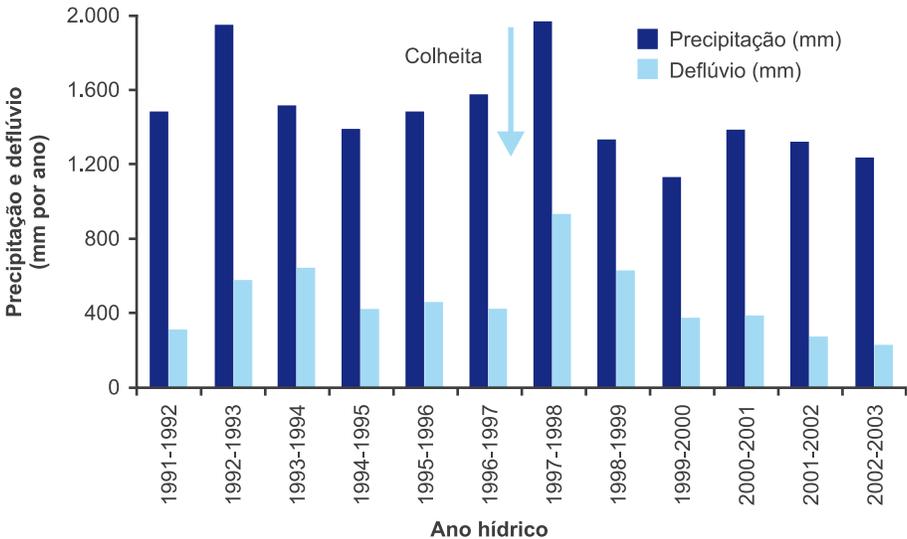


Figura 3. Série histórica de precipitação (P) e deflúvio (Q) da microbacia experimental de Itatinga.

Fonte: adaptado de Lima et al. (2008).

No que diz respeito à análise dos resultados da evapotranspiração (P-Q) das microbacias experimentais do Promab, uma comparação interessante pode ser feita utilizando-se o modelo proposto por Zhang et al. (2001). Esses autores, analisando resultados de mais de 250 trabalhos realizados na escala de microbacias em diversas partes do mundo, desenvolveram um

modelo que relaciona a evapotranspiração anual (ET) de microbacias hidrográficas com a precipitação anual, com diferentes coberturas vegetais.

Na Figura 4, pode-se observar que a evapotranspiração de florestas plantadas no Brasil, levando-se em conta as diversas localizações das microbacias experimentais, flutuam desde cerca de 900 mm, para regiões de menor precipitação anual, e tendem a se elevar com o aumento da precipitação anual. Todavia, o valor máximo observado estaciona-se por volta de 1.300 mm, semelhantemente ao que foi observado por Zhang et al. (2001) com os resultados similares de várias partes do mundo. Observa-se também que, para um mesmo valor de precipitação anual, por exemplo, 1.300 mm, os valores da ET estão preponderantemente acima da curva do modelo, o que pode indicar uso otimizado da água disponível, visando apenas ao crescimento florestal. O desafio, nesse caso, é desenvolver estratégias de manejo que mantenham a produtividade florestal desejada, mas que caminhem ao mesmo tempo na direção da hidrossolidariedade, que basicamente tem a ver com a equidade do uso da água (FALKENMARK; FOLKE, 2002). Uma

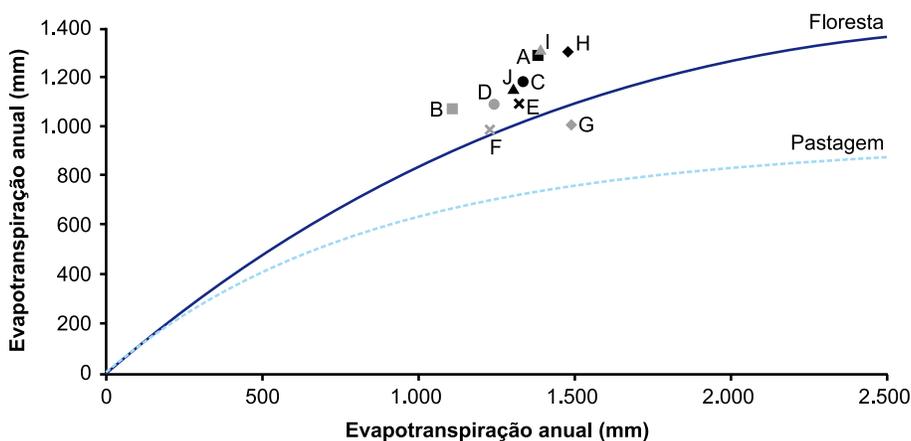


Figura 4. Relação entre precipitação anual e evapotranspiração obtida nas microbacias experimentais pertencentes ao Promab (pontos isolados onde as letras de A a J representam, cada uma, uma microbacia específica), em comparação com o modelo proposto por Zhang et al. (2001).

Fonte: adaptado de Lima et al. (2012b).

estratégia hidrossolidária de manejo tem por objetivo não somente manter a produtividade florestal desejada, que afinal é o objetivo principal das plantações florestais de abastecimento industrial, mas também garantir a oferta de água de forma igualitária aos que estão a jusante, bem como manter a integridade do ecossistema aquático (LIMA, 2010; LIMA et al., 2012a).

Os padrões de qualidade de água proporcionados por florestas naturais podem constituir referência para a avaliação dos efeitos do manejo de florestas plantadas nos parâmetros de qualidade da água. Normalmente, o que se espera do bom manejo florestal é que ele cause mínimas alterações nos valores dos parâmetros de qualidade da água (SILVA et al., 2007). Contudo, as operações inerentes ao manejo de plantações florestais podem causar impactos hidrológicos, especialmente como resultados da abertura e da manutenção de estradas, do preparo do solo, da colheita, da adubação etc. (BINKLEY; BROWN, 1993). Esses impactos também têm sido observados nas microbacias experimentais do programa, constituindo, aliás, um dos critérios para a seleção de indicadores hidrológicos do bom manejo.

Com relação ao estudo realizado em Santa Branca, SP, como consequência da colheita florestal, foi detectado aumento nos valores dos parâmetros condutividade elétrica, turbidez e sedimentos. Entretanto, apesar de as perdas de solo terem praticamente dobrado de valor no primeiro ano após o corte raso em comparação com o período pré-corte, os valores encontrados, de cerca de 40 kg ha⁻¹ por ano, ainda são significativamente menores do que as perdas normalmente observadas, decorrentes do uso mais intensivo do solo (VITAL et al., 1999). Na microbacia experimental de Itatinga, os parâmetros físicos de qualidade da água foram os mais afetados, destacando-se a produção de sedimentos em suspensão, a turbidez e a cor. As perdas anuais de sedimentos após o corte, estimadas em 28,68 kg ha⁻¹ por ano, aumentaram 52,7% em comparação com a média dos anos anteriores ao corte (CÂMARA; LIMA, 1999).

Por sua vez, o monitoramento de longo prazo proporcionado pelo Promab tem mostrado que essas alterações são efêmeras, ou seja, elas ocorrem durante as operações, mas tendem a desaparecer depois de cessadas as operações (Figura 5).

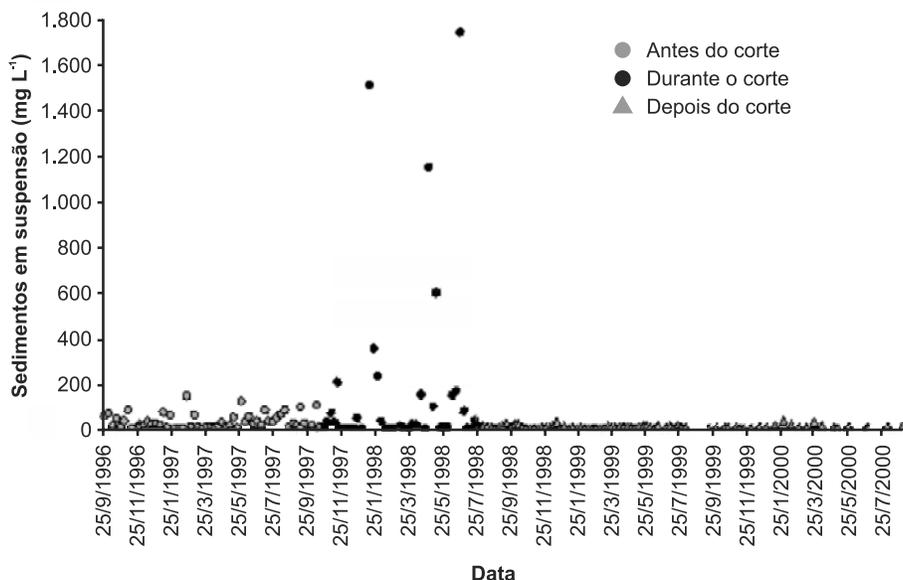


Figura 5. Concentração de sedimentos em suspensão (mg L^{-1}) em uma microbacia com floresta plantada de pinus em três períodos distintos: antes do corte da floresta (A); durante o corte da floresta (B); depois do corte da floresta (C).

Fonte: adaptado de Oki (2002).

Eliminada a fonte dessa alteração de parâmetros de qualidade da água, a tendência natural de retorno às condições de flutuação natural vai depender da resiliência da microbacia, ou da assim chamada “saúde” da microbacia hidrográfica, que guarda estreita relação com a proteção adequada de suas áreas hidrologicamente sensíveis, principalmente as áreas ripárias. Essa é a razão de se considerar a “saúde” das microbacias como um dos indicadores do manejo sustentável (LIMA, 2010).

Considerações finais

Com relação ao balanço hídrico da microbacia hidrográfica, os resultados obtidos nas microbacias experimentais do Promab têm-se mostrado similares aos apresentados pelas microbacias experimentais em outros países. Na microbacia pioneira do programa, por exemplo, cuja área era

de apenas 7,5 ha, a diminuição gradativa do deflúvio anual chegou a secar o riacho por ocasião do tempo de colheita da plantação, tendo a vazão, todavia, retornado depois do corte. Essa possibilidade pode também ser esperada em condições climáticas regionais em que a disponibilidade de água já é naturalmente estressada. Nas microbacias com áreas que variam de 80 ha a 250 ha do programa, localizadas em regiões caracterizadas climaticamente por maior disponibilidade de água, os resultados mostram também alguma diminuição no deflúvio, em decorrência do crescimento das plantações, sem, contudo, cessar a vazão.

Com relação aos parâmetros físicos e químicos da água, considerando apenas a existência das plantações florestais por si mesmas, ou seja, isoladamente das ocasiões em que ocorrem práticas operacionais mais intensivas de manejo, a qualidade da água das microbacias experimentais, levando em conta os parâmetros analisados, mantém-se, em geral, dentro dos limites naturais da variabilidade natural do funcionamento hidrológico de cada microbacia. Aumentos temporários nas concentrações dos parâmetros analisados ocorrem, em geral, por conta de eventos chuvosos intensos, assim como associados à realização de intensivas práticas operacionais de manejo. Na maioria das microbacias experimentais, o retorno às condições de normalidade tem sido rápido, fenômeno esse associado à manutenção da estabilidade ou “saúde” hidrológica das microbacias.

Referências

ADAMS, P. W. Closing the gaps in knowledge, policy and action to address water issues in forests. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2-4, p. 773-786, 1993.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico da ABRAF 2010**: ano base 2009. Brasília, DF, 2010. 140 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico da ABRAF 2013**: ano base 2012. Brasília, DF, 2013. 148 p.

BINKLEY, D.; BROWN, T. C. **Management impacts on water quality of forests and rangelands**. Fort Collins: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 1993. 85 p. (General Technical Report RM, 239).

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, n. 1-4, p. 3-23, 1982.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1-4, p. 28-61, 2005.

CÂMARA, C. D. **Critérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. 2004. 170 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. P. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 41-58, 1999.

CERNY, J.; BILLET, M. F.; CRESSER, M. S. Element budgets. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. (Ed.). **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. Chichester: John Wiley & Sons, 1994. p. 189-206.

FALKENMARK, M.; FOLKE, C. The ethics of socio-ecohydrological catchment management: towards hydrosolidarity. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2002.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, p. 1565-1576, 2005.

FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58-66, 2013.

LIKENS, G. E. An experimental approach for the study of ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 73, p. 381-396, 1985.

LIMA, W. P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios**. Rio de Janeiro: Instituto BioAtl ntica, 2010. 64 p. (Cadernos do Diálogo, v. 1). Disponível em: <<http://www.ipef.br/hidrologia/cadernos-do-dialogo-volume-1-agua-e-silvicultura.pdf>>. Acesso em: 23 ago. 2016.

LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto**. São Paulo: EDUSP, 1993. 301 p.

LIMA, W. P. Indicadores hidrológicos do manejo sustentável de plantações de eucalipto. In: IUFRO CONFERENCE ON SILVICULTURE AND IMPROVEMENTS OF EUCALYPTS, 1997, Salvador. **Anais...** Colombo: EMBRAPA-CNPF, 1997. v. 4, p. 12-29.

LIMA, W. P.; FERRAZ, S. F. B.; RODRIGUES, C. B.; VOIGTLAENDER, M. Assessing the hydrological effects of forest plantations in Brazil. In: BOON, P. J.; RAVEN, P. J. (Ed.). **River conservation and management**. Chichester: John Wiley & Sons, 2012b. p. 57-66.

LIMA, W. P.; FONTANA, C. B.; CÂMARA, C. D.; VOIGTLAENDER, M.; FREITAS, M. A. L. Promab: histórico, fundamentos e conquistas. **Documentos Técnicos IPEF**, v. 1, n. 1, mar. 2008. 21 p.

LIMA, W. P.; LAPROVITERA, R.; FERRAZ, S. F. B.; RODRIGUES, C. B.; SILVA, M. M. Forest plantations and water consumption: a strategy for hydrosolidarity. **International Journal of Forestry Research**, v. 2012, p. 1-8, 2012a. DOI: 10.1155/2012/908465.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (Org.). **As florestas plantadas e a água**: implementando o conceito de microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: RiMA, 2006. 226 p.

OKI, V. K. **Impactos da colheita de Pinus taeda sobre o balance hídrico, a qualidade da água e a ciclagem de nutrientes em microbacias**. 2002. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SAHIN, V.; HALL, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, v. 178, n. 1-4, p. 293-309, 1996.

SCOTT, D. F. On the hydrology of industrial timber plantation. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 20, p. 4203-4206, 2005.

SILVA, M. L. S.; OMETTO, J. P. H. B.; LOBO, G. A.; LIMA, W. P.; SCARANELLO, M. A.; MAZZI, E.; ROCHA, H. R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 317-324, 2007.

SWANK, W. T.; JOHNSON, C. E. Small catchment research in the evaluation and development of forest management practices. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. (Ed.). **Biogeochemistry of small catchments**: a tool for environmental research. Chichester: John Wiley & Sons, 1994. p. 383-408.

VERTESSY, R. A.; WATSON, F. G. R.; O'SULLIVAN, S. K. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1-3, p. 13-26, 2001.

VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 5-16, 1999.

WALLING, D. E. Water in the catchment ecosystem. In: GOWER, A. M. (Ed.). **Water quality in catchment ecosystems**. Chichester: John Wiley & Sons, 1980. p. 1-47.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701-708, 2001.

Estudos hidrobiogeoquímicos e ecossistêmicos em pequenas bacias hidrográficas com uso agrícola na Amazônia Oriental

Ricardo de Oliveira Figueiredo

Azeneth Eufrausino Schuler

Pedro Gerhard

Orlando dos Santos Watrin

Introdução

O monitoramento hidrobiogeoquímico de bacias no meio rural é condição inarredável para compreender os processos relacionados aos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos e, também, para aferir a qualidade da água utilizada pelas comunidades humanas. Ademais, tal monitoramento é relevante para a manutenção das funções e dos serviços dos ecossistemas terrestres e aquáticos, visando à sustentabilidade dos processos produtivos nos setores agropecuário e florestal (NCR, 2010). É sob essa ótica que o presente capítulo aborda estudos científicos conduzidos por equipes de pesquisadores da Embrapa e de várias instituições parceiras, nacionais e estrangeiras.

Ao longo de quase duas décadas, essas equipes se empenharam em estudos de microbacias localizadas na região leste do Estado do Pará, que corresponde à parte oriental da Amazônia brasileira. Esses estudos foram focados em áreas cujos problemas ambientais são fruto dos processos de uso e ocupação das terras e das atividades produtivas que se firmaram de forma desordenada, ou, então, utilizaram diferentes dinâmicas de uso e ocupação.

No primeiro caso, as transformações na paisagem da área de estudo ocorreram a partir da consolidação da Estrada de Ferro Belém–Bragança, no final do século 19, e sua subsequente ocupação pela agricultura familiar (VIEIRA et al., 2007; WATRIN et al., 2009). Já o processo de uso e ocupação das terras da segunda área de estudo, segundo Almeida e Uhl (1995) e Almeida et al. (2010), está ligado à abertura da Rodovia BR-010 (Belém–Brasília) no final da década de 1960. Trata-se, pois, de um processo mais recente, sendo a paisagem atual dominada por latifúndios baseados na atividade pecuária e em crescente produção granífera (PRATES; BACHA, 2011). Problemas ambientais identificados nessa região podem fornecer indícios do que poderá ocorrer na Amazônia, caso o mesmo processo de uso e ocupação das terras, de forma desordenada, estenda-se ao restante desse bioma, de reconhecida riqueza em biodiversidade, e cuja importância na regulação climática e biogeoquímica do continente sul-americano e do resto do planeta tem sido confirmada em estudos sobre mudanças globais.

Um aspecto primordial a ser abordado em pesquisas sobre as relações entre a hidrobiogeoquímica da bacia hidrográfica e o uso e a cobertura da terra refere-se ao estabelecimento de microbacias experimentais (MOLDAN; CERNÝ, 1994). Os resultados dessas avaliações são, porém, mais eficazes em microbacias com menos de 500 ha cujo principal córrego ou rio seja um curso d'água, preferencialmente de primeira ou segunda ordem.

Nesse contexto, o presente capítulo abrange avaliações hidrobiogeoquímicas, em escalas de microbacias e de pequenas bacias de drenagem (menores do que 500 ha), que investigam a interação entre componentes terrestres e aquáticos, em áreas com a presença ou não do uso agrícola, entendendo-se o termo "agrícola" no seu sentido genérico, ou seja, relativo ao conjunto das atividades agrícola, pecuária, de pesca e de extração vegetal (SILVA, 1999).

O desenvolvimento dessas pesquisas gerou conhecimentos que podem embasar a adoção de sistemas de produção sustentáveis no meio rural e, assim, contribuir com a mitigação de impactos ambientais decorrentes de práticas agropecuárias e florestais. Ademais, tais conhecimentos apresentam potencialidade para subsidiar a elaboração de políticas públicas, no contexto da implementação de planos de desenvolvimento sustentável, visando à conservação de recursos naturais na Amazônia Oriental.

O desenvolvimento de novos estudos relacionados à Rede AgroHidro de Pesquisa em Recursos Hídricos e Agricultura, que vem se consolidando no desenvolvimento do projeto de Macroprograma 1 da Embrapa – Impactos da Agricultura e das Mudanças Climáticas nos Recursos Hídricos: Diagnose e Propostas de Adaptação e Mitigação em Bacias Hidrográficas nos Diferentes Biomas Brasileiros –, representa uma oportunidade de interagir com parceiros de outras unidades da Embrapa e instituições do Brasil e do mundo, ampliando tanto a capacidade de captar recursos quanto as possibilidades de avançar para além das fronteiras do conhecimento sobre o tema, fortalecendo, assim, a formação de recursos humanos nessa região.

A seguir, é apresentada uma síntese dos resultados de pesquisa obtidos em duas grandes áreas onde foram concentrados os estudos no

Estado do Pará: Bacia do Rio Uraim e bacias dos rios Maracanã, Marapanim e Guamá.

Estudos em múltiplas escalas de bacias de pequeno porte tributárias do Rio Uraim

As áreas de estudo localizam-se no Município de Paragominas, região colonizada no início da década de 1960, por ocasião da construção da Rodovia Belém–Brasília (BR-010), e tornou-se um centro regional de exploração de madeira e produção pecuária já na década de 1970 (NEPSTAD et al., 1991). Foram realizados estudos em sub-bacias do Rio Uraim, afluente da margem esquerda do Rio Gurupi, que divide os estados do Pará e do Maranhão. O Rio Uraim, cuja bacia abrange uma área de 492.700 ha, possui 185 km de extensão e fornece cerca de 80% da água utilizada no Município de Paragominas, Estado do Pará (GUIMARÃES et al., 2013). As pesquisas aqui apresentadas tiveram como objeto de estudo algumas das bacias de cursos d'água de primeira e segunda ordem (pequenas bacias), formadores do Rio Uraim, bem como as bacias de ordem zero (também chamadas de microbacias sem escoamento de base, isto é, que apresentam fluxo apenas no período de chuvas, gerado por escoamento superficial e subsuperficial). Entre os resultados, foram detectadas alterações nos fluxos hidrobiogeoquímicos, associadas à substituição da floresta por extensas áreas de pastagem cultivada, processo ocorrido na região ao longo das décadas de 1970, 1980 e 1990, as quais, posteriormente, foram transformadas em áreas de cultivo de grãos em larga escala, com destaque para as culturas da soja, do milho e do arroz (Figura 1).

Os primeiros estudos ocorreram na Bacia do Igarapé 54, em setor a montante de um ponto de amostragem de águas fluviais (2°56'53"S; 47°23'22"W), localizado na Fazenda Vitória, no Município de Paragominas (VENTURIERI et al., 2005). A fazenda citada possui 3.500 ha, em topografia moderadamente dissecada, cuja paisagem forma um mosaico de floresta primária, floresta explorada, floresta secundária (localmente chamada de capoeira) e pastagem, em diferentes estádios de degradação (DAVIDSON et al., 2008).

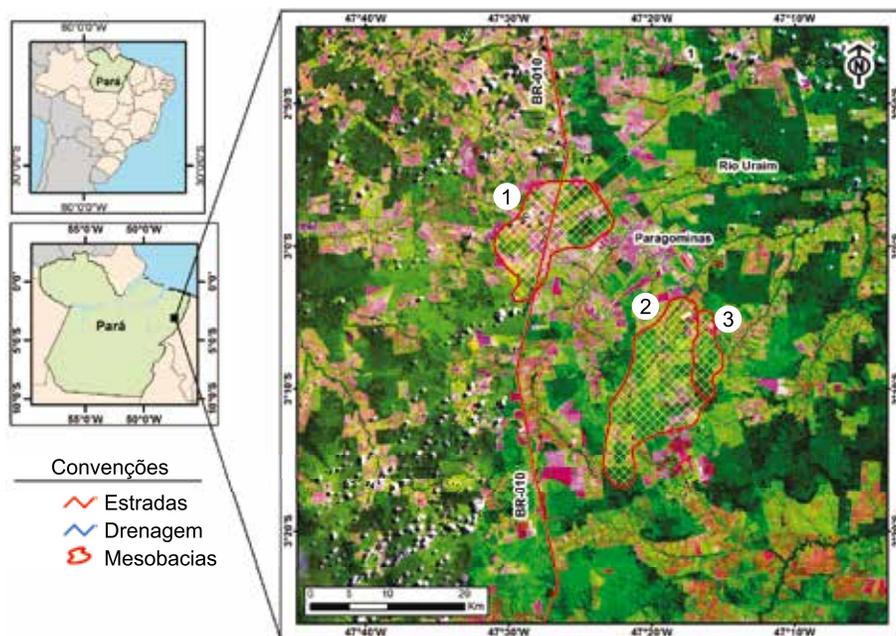


Figura 1. Localização das bacias estudadas no Município de Paragominas, PA, em que: 1 = Igarapé 54; 2 = Igarapé do Sete; e 3 = Igarapé Pajeú.

Fonte: Laboratório de Sensoriamento Remoto da Embrapa Amazônia Oriental (2013).

Usos da terra, suas relações com a dinâmica biogeoquímica e a influência dos processos hidrológicos

O Igarapé 54 é um curso d'água de primeira ordem, que corta uma área da fazenda que foi desmatada em 1969, a qual, na ocasião dos estudos hidrobiogeoquímicos realizados, estava ocupada por pastagem e capoeira. Markewitz et al. (2001), considerando essas condições de uso e ocupação da terra, relataram aumento de concentração de alguns cátions, medidos em períodos de maior vazão nesse igarapé, em local cuja área a montante do ponto de amostragem corresponde a aproximadamente 10.000 ha. Esse fato confronta o paradigma da hidrogeoquímica relativo à queda de concentrações no período de cheia, considerando o efeito da diluição promovida pelas águas da chuva que adentram o canal fluvial por meio do escoamento superficial e subsuperficial. Tal comportamento foi explicado

por Markewitz et al. (2001, 2006) como possível resultado de impactos em áreas submetidas a queimadas para a implantação e a renovação de pastagens. Por sua vez, a água do solo mostrou-se empobrecida em nitrato, anteriormente presente nos solos florestais, enquanto o cálcio, proveniente das cinzas das queimadas, tendeu a lixiviar com o bicarbonato gerado a partir da ciclagem da matéria orgânica presente no ecossistema florestal de origem.

A alteração na ciclagem biogeoquímica foi favorecida pela dinâmica dos processos hidrológicos, estudados em escala de vertente (microbacias de 1 ha a 2 ha) por Moraes et al. (2006). Esses autores observaram que a área de uma microbacia sujeita a desmatamento e posterior estabelecimento de pastagem, durante um período de 30 anos, apresentou diferenças consideráveis nos componentes do ciclo hidrológico, quando comparada à área de uma microbacia próxima, com floresta relativamente preservada. Constatou-se que: a) os valores de escoamento superficial em pastagem foram superiores aos observados na microbacia com floresta, representando percentuais na faixa de 14% a 19% do total de precipitação nos anos de 2001 e 2002, enquanto, para a bacia com floresta, o escoamento superficial estava em torno de 4,1% ($\pm 1,8\%$) do total precipitado; b) o escoamento subsuperficial na pastagem apresentou volume médio duas vezes maior do que aquele na área de floresta, mesmo considerando a baixa condutividade hidráulica dos Plintossolos locais (solos que apresentam expressão de plintitização com ou sem petroplintita); e c) na área com pastagem, a condutividade hidráulica dos solos apresentou médias inferiores às médias da área com floresta.

Embora essa redução de condutividade esteja relacionada à presença de camada plíntica mais adensada no solo da vertente de pastagem do que no solo da vertente coberta por floresta, onde a plintita estava bastante intemperizada, percebe-se a diferença de condutividade hidráulica nas camadas superiores do solo, a 15 cm, 30 cm e 50 cm de profundidade, onde a influência da serrapilheira e das raízes favorecem a formação de macroporos, que aumentam a condutividade hidráulica do solo. A Figura 2 ilustra a diferença de magnitude dos valores dos escoamentos superficial (ES) e subsuperficial (ESS), como consequência da precipitação entre as microbacias com diferentes usos e ocupação da terra.

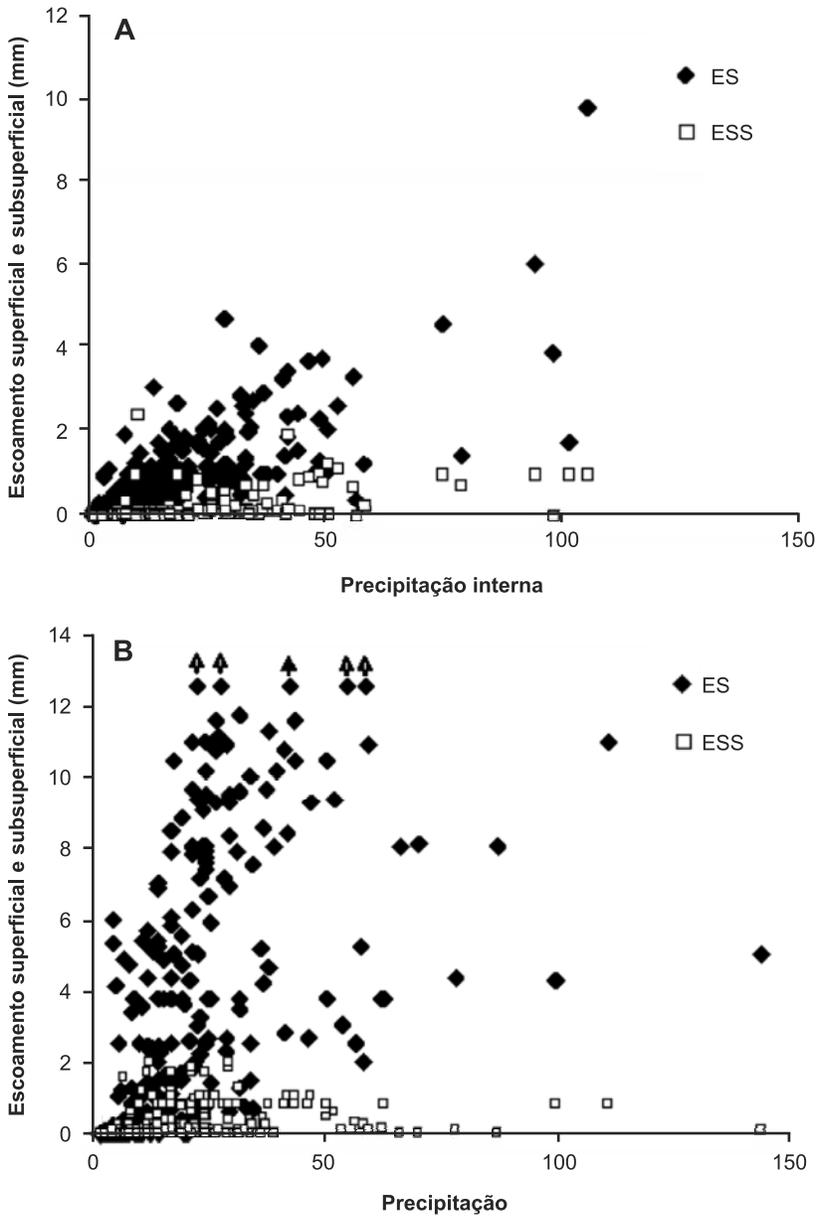


Figura 2. Escoamentos superficial (ES) e subsuperficial (ESS) diários versus precipitação interna diária na pastagem (A) e precipitação diária na floresta (B).

Fonte: Moraes et al. (2006).

Estudos posteriores propuseram expandir as investigações para a Bacia do Igarapé 54 e outras duas sub-bacias do Uraim, para investigar as alterações da hidroquímica fluvial ao longo de três igarapés, desde suas cabeceiras, em áreas de remanescentes florestais, atravessando pastagens, capoeiras e campos de cultivo de soja, arroz e milho (FIGUEIREDO et al., 2010). Essas três pequenas bacias referem-se ao próprio Igarapé 54, além do Igarapé do Sete e do Igarapé Pajeú, tributários do Rio Uraim, os quais apresentam áreas aproximadas de 13.700 ha, 16.100 ha e 3.200 ha, respectivamente. Uma análise espaço-temporal do uso e da ocupação da terra, ao longo de 4 anos, nas bacias dos igarapés 54 e Sete, desenvolvida por Watrin et al. (2007), revelou que as pastagens representavam o padrão dominante do uso e da ocupação da terra em todos os anos analisados, apesar da presença crescente da classe de uso agricultura de grãos, principalmente na Bacia do Igarapé 54. Em relação à integridade das áreas de preservação permanente (APP) marginais aos cursos d'água nessas bacias, os resultados indicaram seu alto grau de antropização, especialmente no Igarapé 54, onde os valores observados no período de análise foram sempre inferiores à metade da largura prevista pelo Código Florestal vigente durante o estudo.

As pesquisas nessas três pequenas bacias, situadas no Município de Paragominas, foram complementadas por estudos de monitoramento em outras duas completamente florestadas (bacias de referência), localizadas no Município de Capitão Poço. O monitoramento das águas fluviais, que ocorreu de 2003 a 2005, revelou as seguintes tendências, conforme observado por Figueiredo et al. (2010):

- Na bacia com maior área desmatada, ocorria, no período de alta vazão, um aumento de condutividade elétrica, alcalinidade e turbidez.
- O modelo de correlação entre o uso da terra e o conjunto de dados hidrobiogeoquímicos mostra que o aumento de área de pastagem, em detrimento das florestas, está relacionado ao aumento da condutividade elétrica.
- As concentrações de nitrato, geralmente elevadas nas cabeceiras florestadas, declinavam à medida que o percentual de área de pastagem aumentava a jusante. No entanto, tais concentrações voltavam a aumentar em ponto de amostragem mais a jusante, com a presença de culturas graníferas, que ocupavam inclusive

- zonas ripárias, onde também se observavam quedas drásticas de oxigênio no igarapé (Figura 3).
- Os valores de concentração de sódio e cloreto e a turbidez elevaram-se em resposta ao aumento da área de grãos.

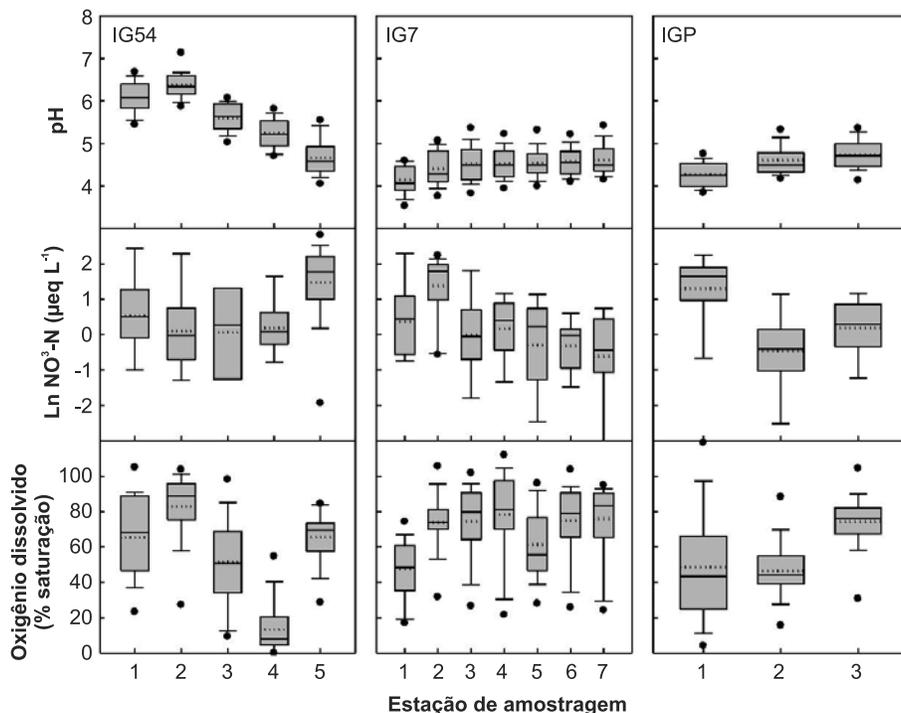


Figura 3. Variação longitudinal, de montante para jusante, do pH, concentrações de nitrato e oxigênio em três igarapés, em Paragominas (IG54 = Igarapé 54; IG7 = Igarapé do Sete; IGP = Igarapé Pajeú). Os limites inferiores e superiores das barras representam os percentis 25% e 75%. Os limites das linhas referem-se a 10% e 90%; os pontos, a 5% e 95%; a linha contínua são as medianas; e a linha pontilhada, as médias.

Fonte: Figueiredo et al. (2010).

Papel das zonas ripárias na hidrobiogeoquímica da bacia

Ainda nas bacias dos igarapés do Sete e Pajeú, Sardinha (2006) avaliou o papel das zonas ripárias na filtragem dos nutrientes que são transportados

dos solos para os riachos. Constatou, então, que, nas águas freáticas, a concentração da maioria dos nutrientes foi maior na pastagem do que na floresta ripária. Atribuiu-se tal comportamento à fixação de nutrientes pela floresta ripária quando a água infiltrada atravessava a zona insaturada, enquanto, nas pastagens, os nutrientes eram carreados nas águas de infiltração, atingindo mais facilmente o nível freático. No último caso, não ocorreu retenção significativa de nutrientes, resultando em maiores aportes aos igarapés, pelo escoamento subsuperficial em áreas desprotegidas pela floresta ripária.

A divulgação desses e de outros resultados de pesquisa tornou pública, nos meios acadêmicos e na sociedade em geral dessa região de Paragominas, a necessidade de conservar os recursos naturais, em especial os recursos florestais e hídricos, como forma de manutenção da qualidade ambiental da região.

Estudos em micro e pequena escalas nas bacias do rios Maracanã, Marapanim e Guamá

Nesta seção, foram considerados os estudos em microbacias e pequenas bacias de drenagem situadas em três bacias hidrográficas distintas – Maracanã, Marapanim e Guamá –, no nordeste do Estado do Pará, região essa caracterizada pela prática da agricultura familiar tradicional. Esse sistema agrícola itinerante, praticado tradicionalmente na região, consiste no corte e na queima da vegetação secundária (capoeira), em cultivo agrícola por 2 anos, seguido de período de pousio variável, quando a vegetação secundária regenera, até que tenha condições de dar início a um novo ciclo. O período de pousio é longo o bastante para permitir que a capoeira ocupe áreas expressivas na paisagem, ao lado das pastagens presentes em propriedades de maior porte (KATO et al., 2006).

As bacias hidrográficas dos rios Maracanã (~3.500 km²) e Marapanim (~7.000 km²) deságuam diretamente no Oceano Atlântico, a leste da desembocadura do Rio Amazonas. Por sua vez, o Rio Guamá, cuja bacia ocupa área aproximada de 87.000 km², tem sua foz localizada na Baía do Guajará, junto à capital estadual, Belém, com conexão com a Baía de Marajó (Figura 4).

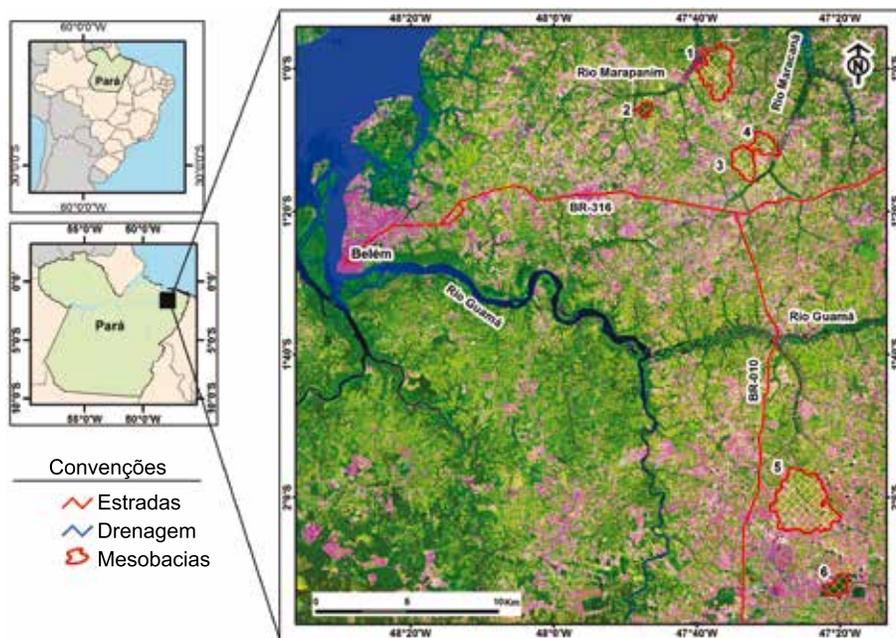


Figura 4. Localização das bacias estudadas na mesorregião do nordeste paraense, em que: 1 = Igarapé Timboteua-Buiuna; 2 = Igarapé Aianga; 3 = Igarapé São João; 4 = Igarapé Cumaru; 5 = Igarapé Peripindeua; e 6 = Rio Arauaí.

Fonte: Laboratório de Sensoriamento Remoto da Embrapa Amazônia Oriental (2013).

Uso da terra e relações da paisagem com os ciclos biogeoquímicos por via aquática

Recorrendo a geotecnologias, Watrin et al. (2009) avaliaram a dinâmica do uso da terra e a configuração da paisagem em área das bacias dos igarapés Cumaru e São João, tributários do Rio Maracanã, e do Igarapé Timboteua, tributário do Rio Marapanim. Foi verificado que a paisagem das áreas de estudo é dominada por formações secundárias, sendo as áreas florestais e de atividades agropecuárias bem mais modestas. As taxas de estabilidade relativamente altas observadas para os remanescentes florestais escondem as perdas líquidas que essa formação sofreu por atividades antrópicas, principalmente durante o último período de análise, entre os anos 2003 e 2004. A configuração da paisagem mostra que os elementos

representativos de Floresta Ombrófila Densa (especialmente a do tipo aluvial) sofrem um processo continuado de fragmentação (por redução de área) e eliminação de fragmentos. Em geral, a área perdida é substituída por elementos que representam atividades agropecuárias.

Em estudo realizado na Bacia do Igarapé Cumaru, Wickel (2004) avaliou microbacias de cursos d'água de primeira ordem. Nesse estudo, foram comparados os efeitos sobre os processos hidrológicos e hidrogeoquímicos de dois tipos de preparo de área de plantio: 1) corte e queima; e 2) corte e trituração da capoeira. O resultado foi um aumento nas taxas de transferência de cálcio e magnésio da parte terrestre da bacia para os igarapés estudados, onde o processo de corte e queima da capoeira era realizado. As concentrações maiores desses solutos ocorreram no início do período de chuvas, quando o escoamento superficial é mais intenso, tendo os sedimentos e os nutrientes sido carreados para os igarapés, assim como as cinzas das queimadas. Tal resultado demonstra a importância do escoamento superficial para o aporte de nutrientes nessas bacias.

Barroso (2011) avaliou os efeitos do uso e da cobertura da terra sobre a hidrogeoquímica fluvial, considerando dezoito microbacias, contidas em quatro áreas de estudo, de cursos d'água (igarapés) formadores das bacias do Rio Marapanim (nove microbacias em duas mesobacias de igarapés) e do Rio Guamá (nove microbacias em duas mesobacias de igarapés) (Figura 4). Em cada bacia, foram selecionadas duas microbacias como referência, localizadas em mesobacias mais florestadas: duas na Bacia do Igarapé Aianga, no Marapanim, e duas na Bacia do Igarapé Arauaí, no Guamá. Nas outras duas mesobacias, foram monitoradas sete microbacias em cada uma delas.

Barroso (2011) revelou que a composição química das águas fluviais de pequenos igarapés nas regiões estudadas está sendo afetada por atividades agropecuárias, fato demonstrado pelas alterações obtidas nos ciclos hidrogeoquímicos estudados, que podem estar sendo ocasionadas pela influência de diversos fatores antrópicos, tais como: prática de derruba e queima da vegetação secundária, adubação com fertilizantes químicos, desmatamento para a formação de pastagens e acesso de bovinos aos cursos d'água. As respostas foram mais claras tanto no tocante à redução do oxigênio dissolvido e ao aumento de variáveis físico-químicas, como temperatura, pH e condutividade elétrica, quanto no que concerne ao

aumento nas concentrações dos elementos cálcio, magnésio e potássio. Nas áreas amostrais sob domínio de áreas de pastagem, observou-se também o aumento de amônio, enquanto, nas áreas agrícolas onde eram utilizados fertilizantes, observou-se o aumento de nitrato. Além disso, detectou-se a importância das florestas como fontes de nitrato, cloreto e sódio para os ecossistemas fluviais. O estudo concluiu, por fim, que a preservação e a recuperação da vegetação ripária são ferramentas importantes para a gestão de bacias hidrográficas. E também recomenda a substituição de práticas agropecuárias, como o uso do fogo, por técnicas mais sustentáveis de produção, bem como cuidados adicionais quanto ao uso de agroquímicos. Como indicadores de sustentabilidade ambiental foram apontados diferentes parâmetros hidrogeoquímicos, dependendo da classe avaliada de uso e cobertura da terra.

Um estudo envolvendo as bacias dos igarapés Cumaru e São João concluiu que a maior presença de áreas agrícolas na primeira área pode explicar a maior concentração de cálcio, magnésio e potássio observada em suas águas, proveniente principalmente das cinzas das queimadas feitas para a implantação dos cultivos agrícolas (PINHEIRO, 2008). Por sua vez, Rosa (2007) adicionou a essas duas áreas estudadas a Bacia do Igarapé Pachibá, pertencente à Bacia do Rio Marapanim, para avaliar a dinâmica do carbono. As conclusões de Rosa (2007) confirmaram a hipótese investigada de que os pequenos igarapés amazônicos possuem elevadas taxas de evasão de CO₂ para a atmosfera, particularmente nas suas cabeceiras. Também ficou demonstrado que essa região de agricultura familiar com amplas áreas de vegetação secundária, em vários estádios de sucessão, fruto do desmatamento iniciado há mais de um século, apresenta abundante e vigorosa ciclagem de carbono.

Estudos de processos de fluxo hidrológico e transporte de solutos e contaminantes em agroecossistemas

Costa et al. (2013) avaliaram o escoamento superficial em diferentes agroecossistemas na Comunidade São João, localizada na bacia dos igarapés contíguos Timboteua e Buiuna, contribuintes do Rio Marapanim. Os resultados apontaram que o manejo adotado (corte e queima ou

corte e trituração) influenciou na variação do escoamento superficial, e que o agroecossistema pastagem, com utilização do processo de corte e queima, foi aquele que apresentou o maior escoamento superficial. Trata-se, portanto, de um sistema de preparo de área reprovado quanto à sustentabilidade ambiental, na medida em que favorece a degradação do espaço produtivo. Em uma avaliação complementar, foi evidenciada a influência da queima sobre o processo de perda de nitrato dos solos (COSTA, 2011). Por meio do monitoramento do escoamento superficial, verificou-se que os valores dos ânions (cloreto, sulfato, fosfato e nitrato) foram influenciados pelo manejo dos ecossistemas avaliados, sendo perceptíveis as diferenças na hidrogeoquímica, o que faz concluir que a composição da paisagem na bacia estudada influencia a presença de ânions nos igarapés.

Em virtude do uso indiscriminado de pesticidas na agricultura familiar da Bacia do Cumaru, das características de seus solos (textura arenosa/média e textura média) e, também, da profundidade do aquífero livre (variando de 1,62 m a 7,32 m), Lima et al. (2007a) recomendaram a realização de monitoramento das águas subterrâneas dessa bacia. Foram também realizados estudos para conhecer o comportamento dos pesticidas utilizados pelos produtores. Para isso, selecionaram-se, por meio de simulações matemáticas, produtos que apresentassem alto potencial de lixiviação, e foi reproduzido o movimento desses compostos químicos e seus metabólitos na zona não saturada do solo. Com base nos resultados obtidos na simulação, Pessoa et al. (2010) avaliaram o risco potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos aplicados na cultura do maracujá-amarelo nessa bacia. Em seus resultados, os autores alertaram, por exemplo, para a necessidade de priorizar o monitoramento dos produtos procloraz e caberdazim, dada a sua longa persistência nos solos e em pequenas profundidades.

Em análise complementar, Lima et al. (2007b) fizeram análises espaciais visando à obtenção de mapa com o cenário da exposição da área ao risco de contaminação das águas subterrâneas pelo pesticida dimetoato na Bacia do Igarapé Cumaru. Isso foi possível graças à tabulação cruzada de informações contidas em mapas de solos, uso e cobertura da terra e profundidade da água subterrânea, somadas a informações obtidas pelas simulações do movimento do agrotóxico nos solos. Resultados dessa análise

especial indicaram a existência de maior exposição dos lençóis subterrâneos em uma parcela modesta do total da área de estudo. Entretanto, em virtude da localização espacial das áreas críticas, concentradas nas cabeceiras da bacia e nas zonas de recarga do aquífero, observou-se grande fragilidade ambiental da área em questão.

Diversidade aquática em bacias de pequeno porte e influência do uso da terra

Nos igarapés citados, Corrêa et al. (2012) desenvolveram um estudo de ictiofauna, em que avaliaram 2.177 indivíduos coletados no ano de 2007. Os resultados surpreenderam ao revelar que, nos igarapés Cumaru, São João e Pachibá, ocorrem 43 espécies, distribuídas em 7 ordens, 12 famílias e 27 gêneros. Brejão et al. (2013) realizaram amostragem da comunidade de peixes com técnicas de censo visual (*ad libitum* e transecto linear) em 18 trechos de canais em 7 igarapés pertencentes às bacias do Maracanã e de Marapanim. Nesse estudo, foram visualizadas 73 espécies distribuídas em 6 ordens, 26 famílias e 63 gêneros (Figura 5). Porém, estimativas mais amplas em 61 pequenos igarapés (ordens 1 a 3 na classificação de Strahler) das bacias dos rios Maracanã, Marapanim e Guamá detectaram 110 espécies de peixes¹. Por meio de métodos padronizados de coleta, para um subgrupo daquele universo, que conta com 22 igarapés, 89 espécies estão presentes. Tais estimativas indicam que, nessa região, onde predomina ainda a agricultura familiar itinerante, com uma paisagem bastante fragmentada, os igarapés ainda abrigam boa diversidade de espécies.

Para além dessa abordagem taxonômica, Brejão et al. (2013) avançaram na caracterização funcional das comunidades de peixes, que se baseia em atributos ou funções ecológicas de cada espécie. Tal abordagem se relaciona mais diretamente ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos do que a abordagem taxonômica (relação de espécies de um

¹ Dados fornecidos por Pedro Gerhard, coordenador do projeto Agricultura Familiar e Qualidade de Água no Nordeste Paraense: Conservação de Serviços Agro-ecossistêmicos em Escala de Bacia Hidrográfica, número de processo CNPq 574.648/2008-9, do edital Edital MCT/CNPq/CT-Agronegócio/CT-Hidro nº 27/2008 – Conservação dos Recursos Hídricos e o Aumento da Produção de Água em Unidades Rurais de Base Familiar.



Figura 5. Macho de *Crenuchus spilurus* (Crenuchidae, Characiformes) em colorido reprodutivo (indivíduo fotografado na natureza, não preservado), ilustrando riqueza de espécies de peixes de igarapés da mesorregião nordeste do Pará.

local). A organização funcional de uma comunidade será convertida em métricas úteis para a composição de um índice de integridade biótica, em desenvolvimento, para avaliar a sustentabilidade de sistemas de produção agrícola em pequenas bacias hidrográficas do nordeste paraense. Nesse sentido de indicação biológica, foram realizados estudos² sobre a relação entre distribuição e abundância de insetos aquáticos e peixes em 17 e 22 microbacias das bacias dos rios Marapanim e Guamá. De forma geral, os resultados apontam que, em microbacias com predomínio de pastagem,

² Dados fornecidos por Pedro Gerhard, coordenador do projeto Agricultura Familiar e Qualidade de Água no Nordeste Paraense: Conservação de Serviços Agro-ecossistêmicos em Escala de Bacia Hidrográfica, número de processo CNPq 574.648/2008-9, do edital Edital MCT/CNPq/CT-Agronegócio/CT-Hidro nº 27/2008 – Conservação dos Recursos Hídricos e o Aumento da Produção de Água em Unidades Rurais de Base Familiar.

encontram-se os menores valores de riqueza e diversidade de espécies, em contraste com microbacias onde há predomínio de capoeiras antigas (com mais de 10 anos) e fragmentos de florestas antropizadas. Importante também é a relação de distribuição dessas capoeiras e florestas nas microbacias. Nos estudos citados, foram detectados os melhores indicativos de integridade naquelas microbacias cuja zona ripária é íntegra quanto ao componente florestal de boa estrutura vertical. Diversas relações entre cobertura do solo nas microbacias e estrutura do habitat aquático foram detectadas, diretas ou indiretas, com implicações na ocorrência, na diversidade e na abundância de espécies de insetos aquáticos e peixes. Essas relações, tal qual a organização funcional das comunidades, fornecerão informações importantes para a construção do índice de integridade biótica citado.

Impacto de sistemas produtivos sobre a qualidade da água

Em âmbito da agricultura familiar desenvolvida no nordeste paraense, durante o processamento de dois de seus principais produtos, a mandioca e a malva, os agricultores costumam submergir fardos desses produtos em águas de igarapés, com a finalidade de amolecer a casca e remover as substâncias tóxicas, no caso da mandioca, ou proporcionar o desfibramento, no caso da malva. Pires (2011) estudou os efeitos dessa prática sobre a qualidade da água fluvial nos igarapés. Os resultados obtidos evidenciaram que o processo de lavagem de raízes de mandioca e de hastes de malva contribuiu para alterar a hidrobiogeoquímica fluvial de pequenos igarapés apenas pontualmente. Entretanto, algumas das alterações observadas no local permaneceram por até 10 m a jusante do local de lavagem dos produtos. Esse estudo recomendou algumas precauções no tocante às práticas de processamento dos produtos em foco e também a adoção de alguns parâmetros para o monitoramento dos impactos observados. Assim, foi sugerido, como indicadores da qualidade da água em igarapés onde se pratica a lavagem de mandioca e malva, o pH, a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido, pois mostraram-se mais sensíveis a esse objetivo.

Implicações das mudanças de uso e dos sistemas de produção sobre ecossistemas aquáticos em bacias de pequeno porte

Dinâmica de uso da terra e alterações hidrogeoquímicas

Os resultados dos estudos mostraram os seguintes padrões e tendências de comportamento hidrobiogeoquímico associados a pressões decorrentes do uso da terra e das práticas dos sistemas de manejo:

- Observou-se influência do uso da terra sobre a hidrobiogeoquímica dos cursos d'água em diversas bacias em uso de pastagem, com aumento de concentrações de íons, condutividade elétrica, alcalinidade e turbidez nos períodos chuvosos, especialmente no início da estação. Esse fato está relacionado ao impacto de chuvas intensas, geradoras de escoamento superficial e carreamento de sedimentos e nutrientes provenientes das cinzas das queimadas para reforma de pasto ou uso para agricultura. Além da prática de derruba e queima de vegetação secundária, outras fontes respondem pelo aumento de nutrientes nas águas: o desmatamento, o uso de fertilizantes e o acesso de bovinos aos cursos d'água (BARROSO, 2011; COSTA, 2011; FIGUEIREDO et al., 2010; PINHEIRO, 2008; WICKEL, 2004).
- Distintos usos da terra podem ter efeitos aparentemente similares sobre as concentrações de nutrientes, embora as fontes de alteração da geoquímica sejam diferentes. O nitrato tende a ocorrer naturalmente nas cabeceiras com presença de floresta nativa. Também ocorrem entradas de nitrato em áreas de cultivo de grãos. As águas de bacias com uso predominante de pastagens mostraram concentrações mais elevadas de amônio (BARROSO, 2011; FIGUEIREDO et al., 2010). Já as perdas de nitrato pelo solo foram correlacionadas à prática de corte e queima em pastagem (COSTA, 2011).
- Alterações nos processos hidrológicos dominantes em cada tipo de uso, relativamente aos encontrados em áreas naturais, foram relacionadas ao tipo de manejo, sendo obtidas elevadas taxas de

escoamento superficial, normalmente em solos compactados, nas áreas de pastagem de bacias distintas. Essas alterações hidrológicas são ocasionadas pelo efeito das práticas de manejo sobre a estrutura do solo (COSTA, 2011; MORAES et al., 2006; WICKEL, 2004). As diferenças observadas nas concentrações de íons em amostras de escoamento superficial mostram que o efeito mencionado do uso e do manejo sobre o solo está relacionado às mudanças na hidrobiogeoquímica da bacia (COSTA, 2011; FIGUEIREDO et al., 2010; WICKEL, 2004).

- A utilização de áreas ripárias para cultivo de grãos e pastagens tem impactos sobre a qualidade da água superficial e subterrânea, como aumento da turbidez e das concentrações de nutrientes, com alteração nos nutrientes registrada em águas freáticas de zonas ripárias ocupadas por pastagens. Os resultados destacam o papel da vegetação natural ripária como “filtro” dos nutrientes trazidos pelo escoamento superficial, reduzindo suas entradas nos canais (FIGUEIREDO et al., 2010; SARDINHA, 2006).
- Além das alterações hidrobiogeoquímicas, estudos de evasão de CO₂ para a atmosfera mostraram elevadas taxas provenientes de pequenos igarapés amazônicos, demonstrando uma abundante ciclagem de carbono em áreas de vegetação secundária submetidas ao sistema de corte e queima (ROSA, 2007).

Dinâmica de usos da terra e riscos à integridade de ecossistemas

Entre os riscos à integridade e à biodiversidade dos ecossistemas, resultantes de impactos do uso da terra sobre a hidrobiogeoquímica, os estudos realizados destacam os seguintes:

- As atividades de manejo em alguns dos sistemas de produção estudados utilizam pesticidas muitas vezes de forma indiscriminada, havendo risco de contaminação de águas subterrâneas, especialmente em solos com características de textura e estrutura que lhe conferem uma boa drenagem. Esses fatos demandam estudos de

simulação matemática para quantificar o risco, tomando-se por base as propriedades dos solos e do sistema de produção e as características dos produtos utilizados, associados ao monitoramento da qualidade da água em áreas com potencial de contaminação (LIMA et al., 2007a; PESSOA et al., 2010), a fim de que sejam definidas medidas de prevenção e redução de riscos.

- Os resultados mostram que há relação entre a estrutura da paisagem e dos fragmentos remanescentes e a estrutura do habitat, que influencia a diversidade das comunidades, observando-se maior riqueza de espécies de peixes e insetos aquáticos em microbacias com áreas de florestas protegidas, enquanto as bacias cujo uso dominante é a pastagem apresentam índices de riqueza e diversidade muito inferiores em seus igarapés (CORRÊA et al., 2012; BREJÃO et al., 2013)³.

Recomendações para estudos de monitoramento e avaliação de ecossistemas

Embora os parâmetros hidrogeoquímicos, que variaram conforme o uso da terra, tenham sido apontados como indicadores de sustentabilidade ambiental de bacias (BARROSO, 2011), os parâmetros mais simples e indicados para detectar os efeitos do uso da terra, com base nos resultados observados na região de Paragominas e Capitão Poço, foram a turbidez, a temperatura, o pH, a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido. No entanto, convém destacar que o fator turbidez apresenta limitações em áreas de solos arenosos, onde a sedimentação é rápida, observando-se sinais de turbidez apenas em eventos de grande intensidade, que causem turbilhonamento no fluxo.

Nos estudos de ictiofauna, os pesquisadores têm avançado na caracterização funcional das comunidades de peixes, baseada nas funções

³ Dados fornecidos também por Pedro Gerhard, coordenador do projeto Agricultura Familiar e Qualidade de Água no Nordeste Paraense: Conservação de Serviços Agro-ecossistêmicos em Escala de Bacia Hidrográfica, número de processo CNPq 574.648/2008-9, do edital Edital MCT/CNPq/CT-Agronegócio/CT-Hidro nº 27/2008 – Conservação dos Recursos Hídricos e o Aumento da Produção de Água em Unidades Rurais de Base Familiar.

ecológicas das espécies, o que pode fornecer informações sobre a comunidade e suas relações com o ecossistema, para além dos resultados obtidos pela abordagem taxonômica clássica. Essa abordagem de organização funcional das comunidades estudadas tem sido adotada na construção de um índice de integridade biótica para avaliar a sustentabilidade de sistemas de produção em pequenas bacias hidrográficas. Esse tipo de ferramenta permite identificar áreas vulneráveis ou sensíveis e estabelecer, entre os produtores locais, medidas de adoção de sistemas de produção com o mínimo impacto às comunidades aquáticas, isto é, que visem à integridade da bacia hidrográfica, mediante a adoção de práticas sustentáveis de produção agrícola.

Pontos de vista dos produtores rurais e oportunidades de mudanças

Estudos realizados por Gonçalves (2007) em duas das pequenas bacias amostrais de Paragominas, dos igarapés 54 e do Sete, detectaram que a visão economicista quanto ao aproveitamento dos recursos naturais preponderava entre os produtores rurais locais, o que levava à adoção de práticas convencionais sem medidas conservacionistas, buscando somente a produtividade agrícola. No entanto, depois do estudo, foi detectada uma mudança positiva de comportamento da sociedade local no que concerne a questões de sustentabilidade ambiental, constatada na diminuição de taxas de desmatamento no município, observada em séries multitemporais de imagens de satélite (BRITO et al., 2010). Isso tanto pode estar relacionado à internalização do conhecimento científico divulgado para as comunidades, quanto pode representar uma resposta às crescentes pressões sociais e legais contra o desmatamento, resultando em melhoria ambiental.

Considerando resultados de pesquisas ambientais desenvolvidas em áreas do nordeste paraense, Silva et al. (2012) ressaltam que, de modo geral, as propriedades rurais dessa região não estavam de acordo com os limites fixados em lei para as áreas de reserva legal e para as áreas de preservação permanente. Cumpre, então, que se estabeleça um diálogo com os atores locais das bacias-alvo das pesquisas, a fim de facilitar a criação de

um ambiente favorável para a gestão dos recursos naturais, com a efetiva participação de todos os atores.

Nesse sentido, algumas iniciativas para minimizar os impactos ambientais no nordeste paraense vêm sendo realizadas pela Embrapa e parceiros, por meio de pesquisas participativas. Apesar da lenta adoção de práticas sustentáveis por parte das comunidades, elas vêm se expandindo. Entre tais pesquisas, assume papel de destaque o sistema de roça sem queima, prática que adota o corte e a trituração da vegetação secundária em substituição ao uso do fogo para o preparo de área durante a implantação de sistemas produtivos (KATO et al., 2004; SÁ et al., 2007; SHIMIZU et al., 2014).

Considerações finais e perspectivas futuras

A mudança progressiva da paisagem em áreas críticas da região leste do Estado do Pará, onde existem áreas degradadas e retração dos remanescentes florestais, é reflexo incontestável do uso inadequado e da ocupação desordenada do espaço em questão. No que tange ao processo de antropização dessas áreas, têm-se observado maiores impactos principalmente a montante dos igarapés, local onde estão concentradas as cabeceiras das bacias hidrográficas e as zonas de recarga dos aquíferos. Em virtude da grande fragilidade ambiental desses locais, é premente sua recomposição florestal, tanto no âmbito da propriedade quanto da bacia. Como efetuar essa recomposição ou frear a expansão das áreas desmatadas constitui hoje um dos grandes desafios das políticas públicas para a Amazônia.

Apesar das limitações impostas pelos órgãos competentes para a implementação de ações efetivas que visem ao ordenamento territorial em propriedades rurais na Amazônia, é preciso compatibilizar os recursos naturais com as exigências da produção agropecuária. O desenvolvimento de sistemas agropecuários apropriados à realidade local poderia assegurar melhores condições ao produtor rural e a conservação das áreas com restrição legal ao uso do solo. Para tanto, é preciso superar as limitações à introdução de sistemas de produção sustentáveis.

As pesquisas em bacias hidrográficas apresentadas neste capítulo demonstram que os estudos hidrológicos e biogeoquímicos de sistemas agrícolas e agrofloretais são indispensáveis para o balizamento de planos de desenvolvimento sustentável da Região Amazônica. Dessa maneira, as sugestões para que sejam desenvolvidos sistemas alternativos de produção agrícola e agroflorestral devem contemplar avaliações científicas semelhantes.

Nesse contexto, pode-se dizer que o conhecimento gerado nas pesquisas apresentadas, sua divulgação e sua discussão com o poder público, a academia e as comunidades locais vêm contribuindo para imprimir um novo cenário às regiões estudadas. Atualmente, observa-se, em algumas das áreas de estudo, tendência crescente a adotar sistemas de produção agrícola sustentáveis, como resultado da implementação de planos de desenvolvimento municipais que consideram a conservação de recursos naturais como uma aliada das políticas públicas.

Dessa maneira, sob o panorama das pesquisas aqui apresentadas, novos desafios apresentam-se dentro do tema recursos hídricos e agricultura na Amazônia Oriental. Inicialmente, somando-se aos estudos já realizados, serão avaliadas, no âmbito da Rede AgroHidro, duas sub-bacias na Bacia do Rio Maracanã e duas sub-bacias na porção inferior da Bacia do Rio Tapajós, tendo como objetivos principais:

- Gerar parâmetros regionalizados que sirvam de índices úteis ao monitoramento de impactos da agricultura sobre os recursos hídricos.
- Ampliar e detalhar o conhecimento sobre fluxo de água e transporte de matéria e nutrientes, mediado pela água em agroecossistemas.
- Avaliar o impacto, aferir a sustentabilidade e monitorar os efeitos de sistemas de produção agrícola sobre os recursos hídricos.
- Produzir modelos preditivos de impactos relacionados à expansão e à intensificação da atividade agropecuária sobre os recursos hídricos e sobre o clima.
- Pesquisar, desenvolver, implementar e monitorar boas práticas de manejo de sistemas de produção visando à mitigação de seus impactos sobre os recursos hídricos.

Referências

ALMEIDA, A. S.; STONE, T. A.; VIEIRA, I. C. G.; DAVIDSON, E. A. Non-frontier deforestation in the Eastern Amazon. **Earth Interactions**, v. 14, p. 1, 2010. DOI: 10.1175/2009EI290.1.

ALMEIDA, O. T.; UHL, C. Developing a quantitative framework for sustainable resource-use planning in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 23, n. 10, p. 1745-1764, 1995.

BARROSO, D. F. R. **Fluxos hidrogeoquímicos em águas fluviais de microbacias do Nordeste Paraense e a sua relação com o uso da terra**. 2011. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém.

BREJÃO, G. L.; GERHARD, P.; ZUANON, J. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in Eastern Brazilian Amazon. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 361-373, 2013.

BRITO, B.; SOUZA JÚNIOR, C.; AMARAL, P. Reducing emissions from deforestation at municipal level: a case study of Paragominas, Eastern Brazilian Amazon. In: NASSAR, A.; FONTES, C.; LYRIO, F.; GOMES, J. P.; DEAN, J.; ANDRADE FILHO, L.; BARRETT, M.; SOUZA, M. (Ed.). **Everything is connected: climate and biodiversity in a fragile world**. Brasil: Defra, British Embassy Brasília, 2010. p. 29-31.

CORRÊA, J. M.; GERHARD, P.; FIGUEIREDO, R. O. Ictiofauna de igarapés de pequenas bacias de drenagem em área agrícola do nordeste paraense, Amazônia Oriental. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 2, p. 214-230, 2012.

COSTA, C. F. G. **Hidrogeoquímica do escoamento superficial em solos de uma mesobacia no nordeste paraense**. 2011. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém.

COSTA, C. F. G.; FIGUEIREDO, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; SANTOS, I. P. O. Escoamento superficial em Latossolo Amarelo distrófico típico sob diferentes agroecossistemas no nordeste paraense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 162-169, 2013.

DAVIDSON, E. A.; ASNER, G. P.; STONE, T. A.; NEILL, C.; FIGUEIREDO, R. O. Objective indicators of pasture degradation from spectral mixture analysis of Landsat imagery. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 113, G00B03, 2008. DOI: 10.1029/2007JG000622.

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; SCHULER, A. E.; WATRIN, O. S.; SILVA, P. S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the Eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 115, G04004, 2010. DOI: 10.1029/2009JG001200.

GONÇALVES, S. F. S. **Relações entre os sistemas de produção agropecuários adotados e a qualidade da água em igarapés amazônicos de duas bacias hidrográficas**

na Região de Paragominas (PA). 2007. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém.

GUIMARÃES, J.; VERÍSSIMO, A.; AMARAL, P.; PINTO, A.; DEMACHKI, A. **Municípios Verdes**: caminhos para a sustentabilidade. 2. ed. Belém: Imazon, 2013. 174 p.

KATO, O. R.; KATO, M. S. A.; CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIREDO, R. O.; CAMARÃO, A. P.; SÁ, T. D. A.; DENICH, M.; VIELHAUER, K. Uso de agroflorestas no manejo de florestas secundárias. In: GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; FREITAS, M. S. M.; VIANA, A. P.; JASMIN, J. A.; MARCIANO, C. R.; CARNEIRO, J. G. A. (Ed.). **Sistemas agroflorestais**: bases científicas para o desenvolvimento sustentável. Campos dos Goytacazes: Ed. UENF, 2006. p. 119-138.

KATO, O. R.; KATO, M. S. A.; SÁ, T. D. A.; FIGUEIREDO, R. O. Plantio direto na capoeira. **Ciência e Ambiente**, v. 29, p. 99-111, 2004.

LIMA, L. M.; SOUZA, E. L.; FIGUEIREDO, R. O. Retenção do Dimetoato e sua relação com pH e teores de argila e matéria orgânica nos sedimentos da zona não-saturada de uma microbacia no nordeste paraense. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 2, p. 187-194, 2007a.

LIMA, L. M.; WATRIN, O. S.; YOUNG, M. C.; PEREIRA, A. S.; CAMPINAS, D. S. N.; FIGUEIREDO, R. O.; COSTA, F. R. Simulação da movimentação de agrotóxicos no solo com o uso de geotecnologias, como instrumento para avaliação do potencial de risco de contaminação de águas subterrâneas na Amazônia Oriental. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007b. p. 3397-3404.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cations concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, v. 410, p. 802-805, 2001.

MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R. O.; DAVIDSON, E. A. CO₂-driven cation leaching after tropical forest clearing. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 88, p. 214-219, 2006.

MOLDAN, B.; CERNÝ, J. (Ed.). **Biogeochemistry of small catchments**: a tool for environmental research. Chichester: John Wiley & Sons, 1994. 419 p.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 12, p. 2509-2526, 2006.

NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, n. 6, p. 248-255, 1991.

PESSOA, M. C. Y.; FIGUEIREDO, R. O.; PEREIRA, A. S.; CARVALHO, E. J. M.; GOMES, M. A. F.; LIMA, L. M.; CRUZ, F. M.; RODRIGUES, T. E. Avaliação do potencial de riscos de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos aplicados na cultura do maracujá-amarelo na microbacia hidrográfica do Igarapé Cumaru, estado do Pará. In: GOMES, M. A. F.; PESSOA, M. C. P. Y. (Org.). **Planejamento ambiental do espaço rural**

com ênfase em microbacias hidrográficas: manejo de recursos hídricos, ferramentas computacionais e educação ambiental. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2010. p. 201-225.

PINHEIRO, R. S. **Influência sazonal e espacial na hidroquímica de ecossistemas aquáticos na Amazônia Oriental.** 2008. 65 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém.

PIRES, C. S. **Efeitos do processamento artesanal de raízes de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) e plantas de malva (*Urena lobata* L.) produzidas na agricultura familiar sobre a hidroquímica fluvial de pequenas bacias do nordeste do Pará.** 2011. 147 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém.

PRATES, R. C.; BACHA, C. J. C. O processo de desenvolvimento da Amazônia e o seu desmatamento. **Economia e Sociedade**, v. 20, p. 601-636, 2011.

ROSA, M. B. S. **Dinâmica do carbono em pequenas bacias de drenagem sob uso de agricultura familiar na Amazônia Oriental.** 2007. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém.

SÁ, T. D. A.; KATO, O. R.; CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIREDO, R. O. Queimar ou não queimar? De como produzir na Amazônia sem queimar. **Revista USP**, n. 72, p. 90-97, 2007.

SARDINHA, A. **Avaliação dos efeitos da mata ciliar sobre o quimismo da água freática em área de pastagem:** caso das bacias hidrográficas dos Igarapés do Sete e Pajeú – Paragominas (PA). 2006. 88 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Pará, Belém.

SHIMIZU, M. K.; KATO, O. R.; FIGUEIREDO, R. O.; VASCONCELOS, S. S.; SÁ, T. D. A.; BORGES, A. C. M. R. Agriculture without burning: restoration of altered areas with chop-and-mulch sequential agroforestry systems in the Amazon region. **Global Advanced Research Journal of Agricultural Science**, v. 3, n. 12, p. 415-422, 2014.

SILVA, J. F. G. **O novo rural brasileiro.** 2. ed. Campinas: Editora do Instituto de Economia da Unicamp, 1999. 147 p.

SILVA, L. G. T.; AZEVEDO, C. M. B. C.; GERHARD, P.; FIGUEIREDO, R. O.; WATRIN, O. S.; CRUZ, E. D.; RUSCHEL, A. R.; SILVA, R. C. V. M.; GRISE, M. M.; SOUZA, F. I. B. **Gestão de recursos hídricos:** a contribuição do Projeto Gestabacias. Brasília, DF: Embrapa, 2012. 28 p. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/932694/1/CartilhaGestabacias-Online.pdf>>. Acesso em: 1º fev. 2013.

VENTURIERI, A.; FIGUEIREDO, R. O.; WATRIN, O. dos S.; MARKEWITZ, D. Utilização de imagens Landsat e CBERS na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em microbacia hidrográfica do município de Paragominas, PA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: Inpe, 2005. p. 1127-1134.

VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; ALMEIDA, A. Análise das modificações da Paisagem da Região Bragantina, no Pará: integrando diferentes escalas de tempo. **Ciência e Cultura**, v. 59, n. 3, p. 27-30, 2007.

WATRIN, O. S.; GERHARD, P.; MACIEL, M. N. M. Dinâmica do uso da terra e configuração da paisagem em antigas áreas de colonização de base econômica familiar, no nordeste do estado do Pará. **Geografia**, v. 34, n. 3, p. 455-472, set./dez. 2009.

WATRIN, O. S.; MACIEL, M. N. M.; THALÊS, M. C. Análise espaço-temporal do uso da terra em microbacias hidrográficas no município de Paragominas, estado do Pará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: Inpe, 2007. p. 7019-7026.

WICKEL, B. A. J. **Water and nutrient dynamics of a humid tropical watershed in Eastern Amazonia**. Bonn: UNIBONN: ZEF, 2004. 135 p. (Ecology and Development Series, 21).

Capítulo 8

Bacias experimentais do Cariri paraibano

Vajapeyam Srirangachar Srinivasan

Carlos de Oliveira Galvão

Hugo Morais de Alcântara

Introdução

Na região do Semiárido brasileiro, o processo de erosão superficial é preocupante, pois implica o início de perda de matéria e nutrientes do solo, o que pode, eventualmente, resultar em desertificação. A água, sendo um recurso natural bastante carente na região, requer estudos que resultem em melhores captação e utilização. Existem, evidentemente, áreas mais apropriadas ao escoamento superficial para fins de captação, áreas especialmente destinadas à produção agrícola e pecuária, e áreas que devem ser conservadas. Todas elas devem ser protegidas contra a erosão.

Este capítulo apresenta duas bacias experimentais implantadas na região dos Cariris Velhos, na Paraíba, com a finalidade de compreender os processos de escoamento superficial, erosão e produção de sedimentos no Semiárido, por meio de monitoramento hidrológico sistemático e em longo prazo. A região dos Cariris Velhos apresenta clima semiárido, solos rasos ou jovens derivados do embasamento cristalino, vegetação arbóreo-arbustiva típica da caatinga e relevo ondulado. A primeira bacia – Bacia Experimental de Sumé – esteve em operação entre 1982 e 1996, enquanto a segunda, a Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri, vem sendo operada desde 1985. As duas estão localizadas na mesma zona hidrológica e são representativas de parte do Semiárido brasileiro (Figura 1).

Nas duas bacias, dispositivos experimentais em diversas escalas (parcelas de 100 m², microbacias da ordem de 1 ha, sub-bacias da ordem de 0,3 km² a 13 km²) foram operados por um longo prazo. Foram monitoradas variáveis climáticas, particularmente a pluviometria, o escoamento superficial e a perda de solo.

Neste capítulo, será dada ênfase à Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri, por estar ainda em operação. Com relação à Bacia Experimental de Sumé, os dados lá coletados e os resultados obtidos foram descritos em detalhe, por Srinivasan e Galvão (2003) e Srinivasan et al. (2003), documentos esses que podem ser consultados para informações adicionais.

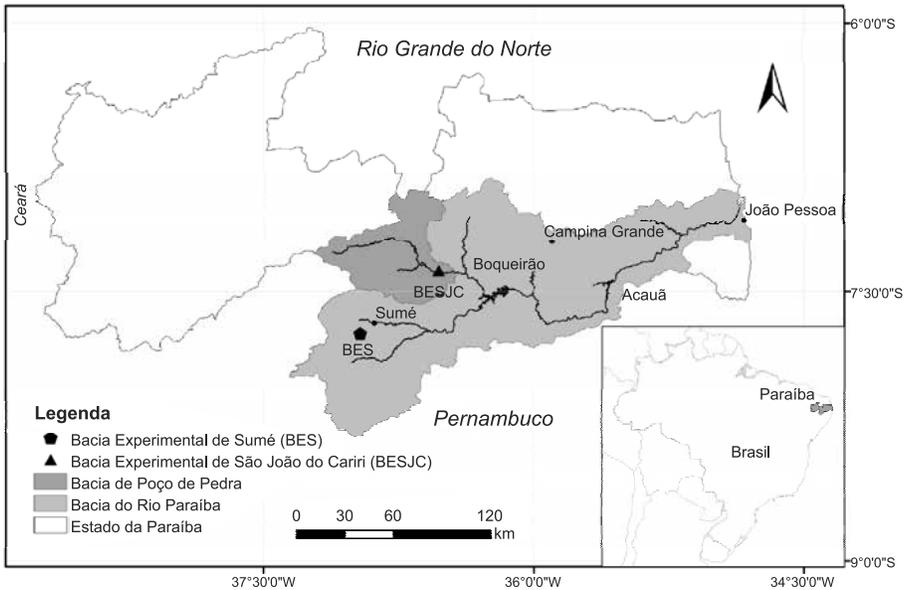


Figura 1. Localização das bacias experimentais de São João do Cariri e de Sumé.

Fonte: Alcântara (2013).

A Bacia Experimental de Sumé

A Bacia Experimental de Sumé (BES) foi implantada em 1981 pela Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (Sudene) e pelo instituto francês Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer (Orstom), atualmente Institut de Recherche pour le Développement (IRD). A BES estava inserida no Programa de Bacias Representativas da Sudene, a mais importante iniciativa em estudos hidrológicos no Nordeste. A BES foi localizada dentro da Bacia Representativa de Sumé, tendo sido operada pela Sudene entre 1972 e 1988 (CADIER; FREITAS, 1982). Em 1984, o monitoramento da BES foi transferido para a Universidade Federal da Paraíba (UFPB), ainda em colaboração com a Sudene e o Orstom, tendo obtido financiamento do Programa de Desenvolvimento Científico e Tecnológico para o Nordeste (PDCT/NE), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID). Os estudos hidrossedimentológicos em Sumé foram encerrados em 1996.

A partir de então, os dispositivos experimentais e a respectiva instrumentação foram transferidos para a Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri, situada na mesma região e localizada em área hoje administrada pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB) e pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

A instrumentação e os dados coletados na BES foram apresentados inicialmente em um relatório da Sudene (CADIER et al., 1983), que descreveu a instalação da bacia experimental, detalhando a localização, as características físico-climáticas, os dispositivos experimentais, a instrumentação e os roteiros de medição. Posteriormente, Srinivasan e Galvão (2003) apresentaram os dados coletados em todo o período de operação.

As instalações da BES foram formadas por uma estação climatológica, uma rede de quatro pluviômetros, dois pluviógrafos e quatro microbacias, com áreas que variavam entre 0,5 ha e 1 ha, e declividade média entre 6% e 7%, sendo duas mantidas desmatadas, duas com vegetação nativa preservada (caatinga) e nove parcelas experimentais de 100 m². A exemplo do estudo com as microbacias, nessas parcelas foi avaliado o comportamento hidrossedimentológico em diferentes condições de declividade e cobertura vegetal. Todas as microbacias e parcelas estavam sobre solo classificado como Luvissole Crômico vértico (TC), classificado no antigo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos como Bruno Não Cálcico vértico. Podem-se observar na Tabela 1 algumas características físicas e de cobertura vegetal das parcelas da Bacia Experimental de Sumé.

Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri

A Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri (13,6 km²) é monitorada desde 1985, com a instalação e a operação dos primeiros instrumentos, adquiridos por meio de convênio com a agência de cooperação internacional alemã Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GTZ). Desde então, a instrumentação foi modernizada e ampliada. Atualmente, o monitoramento da bacia é realizado por meio de onze pluviômetros, sendo três convencionais e oito automáticos, cinco seções de

Tabela 1. Características das parcelas de 100 m².

Parcela	Declividade (%)	Cobertura vegetal	Período de observação
1	3,8	Desmatada	1982–1991
2	3,9	Vegetação rasteira com cobertura morta	1982–1991
3	7,2	Vegetação rasteira com cobertura morta	1982–1991
4	7,0	Desmatada	1982–1991
5	9,5	Caatinga nativa	1982–1991
6	4,0	Palma morro abaixo	1983–1988
		Milho	1989
		Pousio	1990–1991
7	4,0	Palma em contorno	1983–1988
		Feijão	1989
		Pousio	1990–1991
8	4,0	Wischmeier padrão	1986–1991
9	4,0	Caatinga renascida	1986–1991

Fonte: Srinivasan et al. (2003).

medição de vazão, equipadas com régua linimétrica e de máxima, medidores de nível do tipo boia e contrapeso, ultrassom e transdutor de pressão, passarelas de medição de vazão, duas estações climatológicas de superfície (uma convencional e outra automática), duas parcelas de erosão de 100 m², três microbacias com ordem de grandeza de 1 ha e cinco sub-bacias com área variando de 0,36 km² a 13,6 km² (Figura 2).

Cobertura vegetal e uso do solo

Quanto ao tipo de vegetação e ao uso do solo, foram identificadas, por Chaves et al. (2002), a caatinga, a algaroba e as áreas de cultivo (culturas anuais e campos de palma). No período de 2012 a 2015, os totais precipitados por ano não superaram o valor da precipitação média histórica na região do Cariri paraibano e não foram identificadas áreas de cultivo anual; além disso, a palma forrageira foi dizimada pela cochonilha-do-carmim. As atuais características de uso e ocupação do solo foram obtidas por meio da classificação supervisionada de imagens de satélite em grupos, de acordo com o porte da população predominante na vegetação. As classes foram

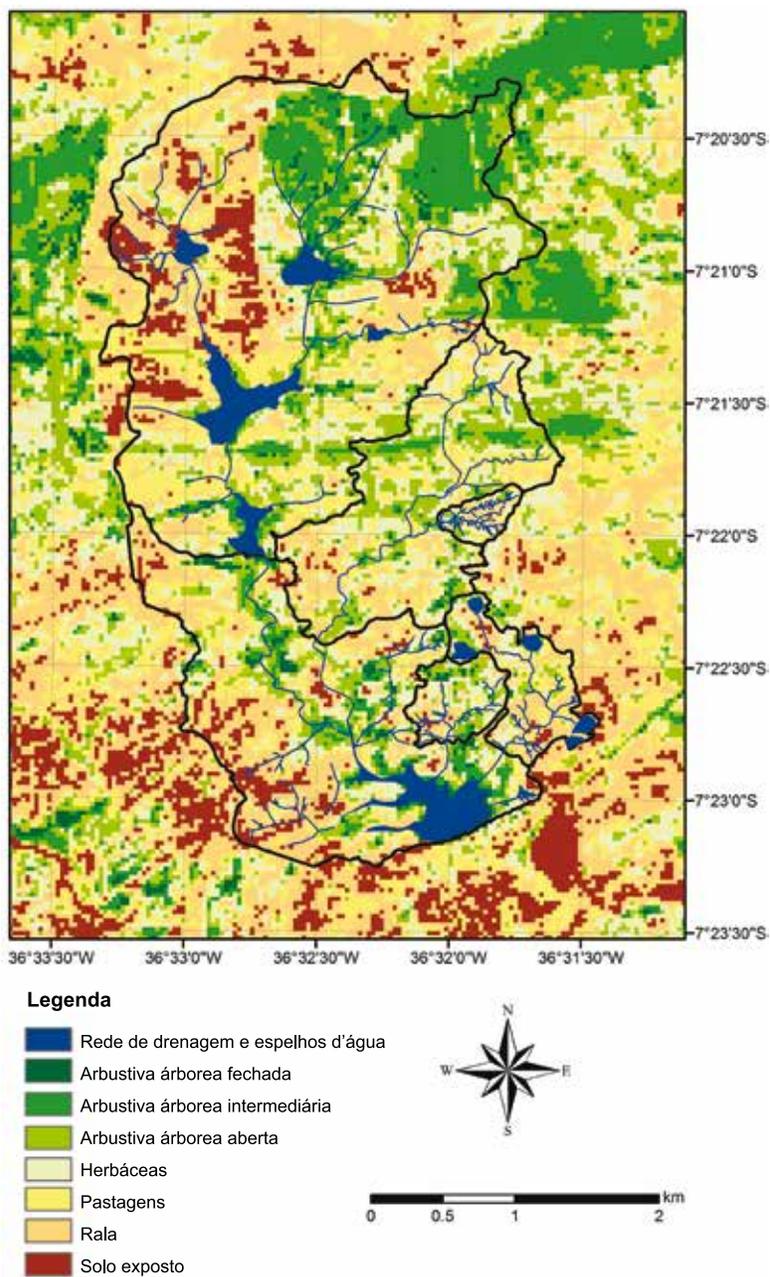


Figura 2. Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri.

descritas pela combinação de até três portes predominantes, enquanto as subclasses, pelo grau de cobertura (Figuras 2 e 3).



Fotos: Hugo Morais de Alcântara

Figura 3. Cobertura vegetal na área da bacia nos períodos úmido e seco.

A maior parte das terras da bacia hidrográfica – 74,9%, que corresponde a 1.032,2 ha – é ocupada pela vegetação nativa, utilizada tradicionalmente como área de pastagem e reserva de lenha e madeira. As áreas com algaroba plantada em bosque e algumas áreas de ocorrência por infestação no leito dos riachos cobrem 212 ha, o que corresponde a 15,4% da área da Bacia Experimental de São João do Cariri (BESJC), na Paraíba. As áreas de cultivo, representadas em grande parte por plantio de palma forrageira, abrangiam, em 2002, uma área de 45,9 ha. As bacias hidráulicas dos açudes e lagoas ocupam 87,6 ha (CHAVES et al., 2002). As áreas de cultivo anual e de palma forrageira encontram-se atualmente descobertas e em regime de pousio. Os bosques de algaroba e a maior parte da vegetação que ocupa as margens do principal rio da BESJC, o Riacho dos Namorados, permanecem praticamente inalterados.

Solos

Os solos predominantes na BESJC (CHAVES et al., 2002) são o Luvisolo Crômico vértico – TCv (Bruno Não Cálculo vértico), o Vertissolo Cromado órtico – VCo (Vertissol) e o Neossolo Lítico – RL (Solo Litólico), que ocorrem em 55,6%, 22,4% e 7,9% da área, respectivamente. Ocupando áreas menores e locais específicos da paisagem, ainda ocorrem o Cambissolo Háplico – CX (Cambissolo), o Neossolo Flúvico – RU (Solo Aluvial), o Planossolo Háplico – SX

(Planossolo Solódico) e afloramentos de rocha associados a Neossolo Lítico (Figura 4). A nomenclatura, que aparece entre parênteses, era a utilizada no antigo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.

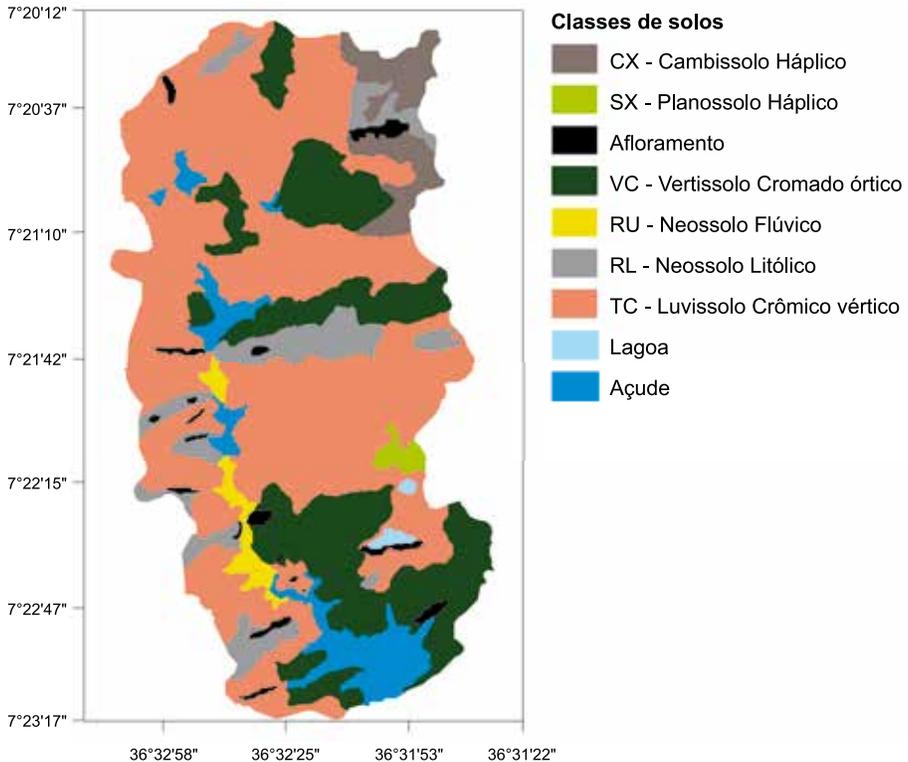


Figura 4. Mapa das classes de solo na Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri (BESJC).

Fonte: Chaves et al. (2002).

Clima

A BESJC apresenta um subtipo climático, o clima seco semiárido, com paisagens bastante secas e quentes, com pluviosidade concentrada em um determinado período do ano, que pode variar de 2 a 4 meses, marcada por irregularidades espaciais e temporais. As temperaturas são elevadas, e o climatograma evidencia pequena variação térmica anual, caracterizando um

período mais quente, que coincide com a primavera e o verão, com médias acima de 26 °C, e um período menos quente, no mês de julho, com média de 23,5 °C (Figura 5). As chuvas marcam dois períodos distintos: 1) final do inverno e primavera relativamente secos, entre agosto e novembro, com precipitação média mínima igual a 6,3 mm; e 2) verão, outono e início de inverno relativamente úmidos, destacando-se os meses de março e abril, com precipitação média mensal de aproximadamente 99,1 mm (valores obtidos no período compreendido entre 1985 e 2012).

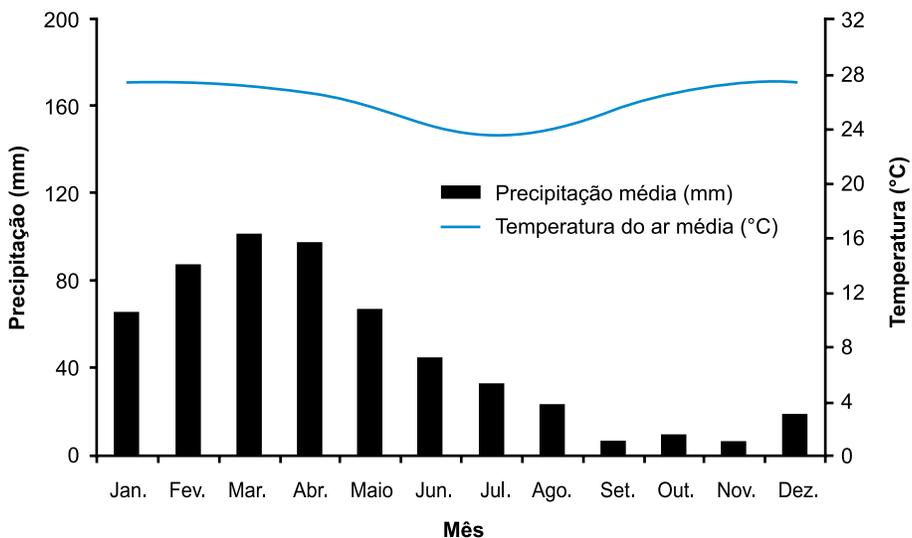


Figura 5. Climatograma da Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri (BESJC).

Fonte: Alcântara (2013).

O monitoramento sistemático da precipitação por meio dos diversos pluviômetros instalados na área de drenagem da bacia permite caracterizar a variabilidade da precipitação, no tempo e no espaço. Pode-se observar, por meio da Figura 6, a variabilidade dos totais precipitados mensais em relação à média mensal histórica para os anos de 2006 e 2007. Na Figura 7, podem ser observados os resultados mensais estimados para a evapotranspiração potencial, por diversos métodos, no mesmo período.

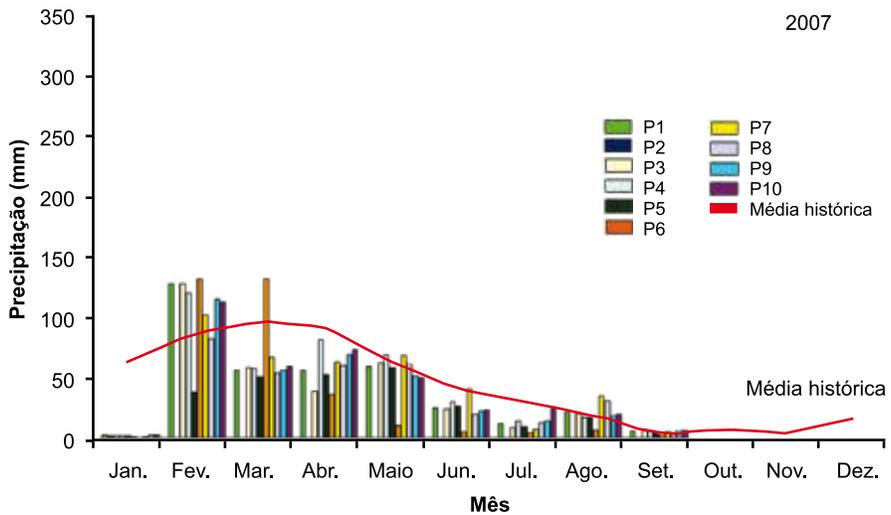
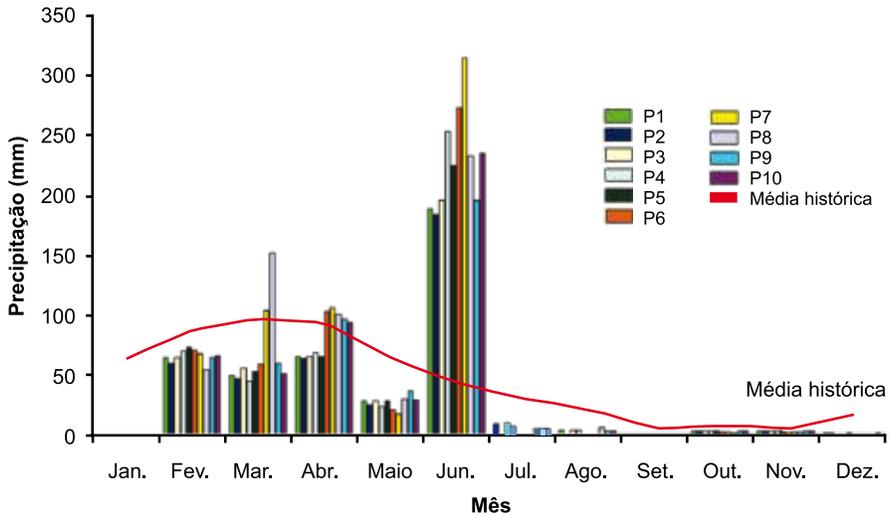


Figura 6. Precipitação mensal em 2006 e 2007 na Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri (BESJC).

Fonte: acervo da Bacia Experimental de São João do Cariri.

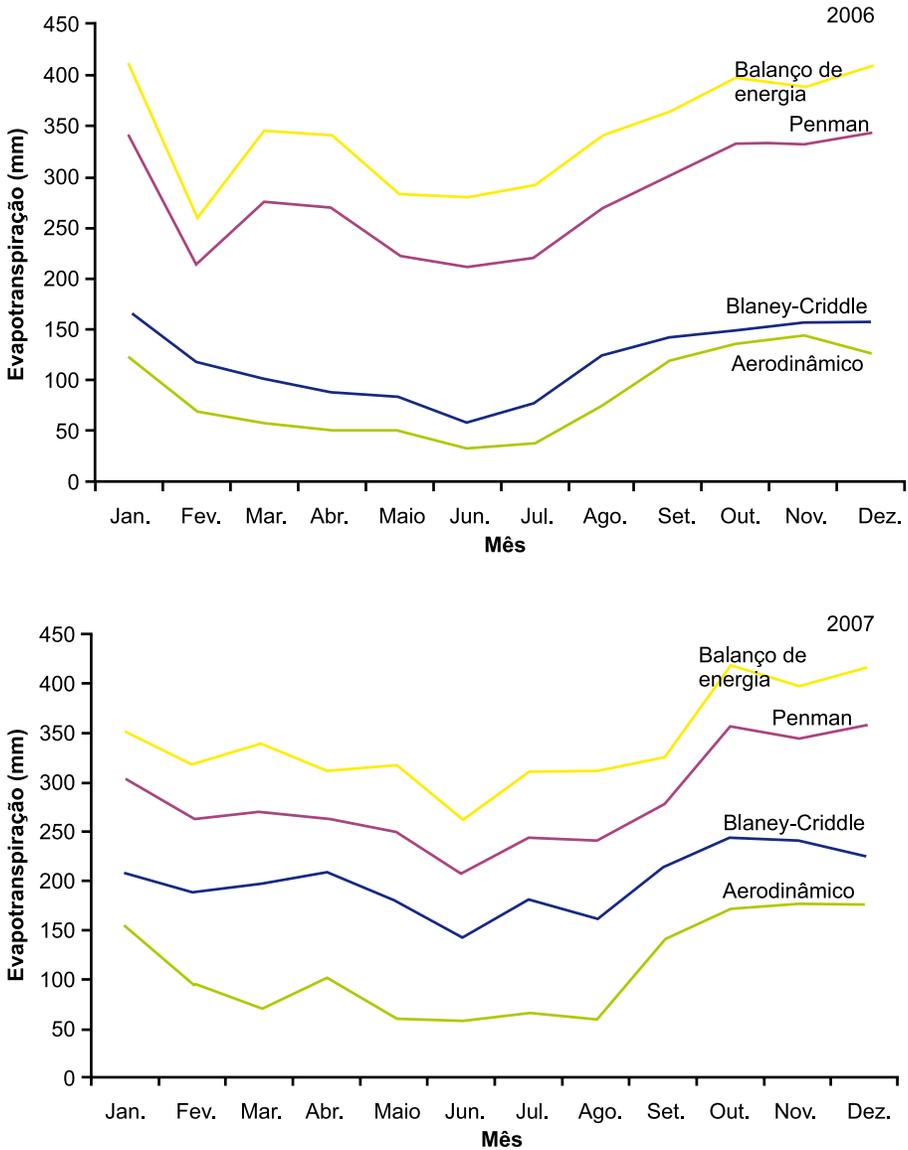


Figura 7. Evapotranspiração estimada por diversos métodos, em 2006 e 2007 na Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri (BESJC).

Fonte: acervo da Bacia Experimental de São João do Cariri.

A variabilidade espacial da precipitação é percebida melhor por meio dos totais diários, mas, observando a Figura 6, é possível identificar, no mês de março de 2006, que os totais precipitados mensais de apenas duas estações pluviométricas, de dez monitoradas na área da BESJC, superam os valores médios mensais de precipitação no período de 1985 a 2012. O mesmo fato foi observado no mês de abril desse mesmo ano, em cinco estações pluviométricas. O mês de junho apresentou os maiores valores dos totais precipitados no ano de 2006, contrastando com os dados apresentados na Figura 5, conforme a qual os meses mais chuvosos na área da BESJC são fevereiro, março e abril. No ano de 2007, os totais precipitados mensais aproximam-se dos valores médios precipitados no período de 1985 a 2012.

Monitoramentos hidrométrico e hidrossedimentológico

O monitoramento hidrométrico é realizado de forma contínua, por meio das sub-bacias (duas instaladas em 1988, duas em 2005 e uma em 2010). Nas barragens dos reservatórios monitorados, foram instaladas réguas linimétricas a partir de 2007, o que permitiu, desde então, o acompanhamento da variação volumétrica dos reservatórios com o auxílio da relação cota versus volume, obtida depois de levantamento batimétrico feito em agosto de 2006.

O monitoramento hidrossedimentológico é realizado nas parcelas de 100 m² (Figura 8), tipo Wischmeier, em três microbacias (0,16 ha, 0,18 ha e 1,64 ha) e em quatro sub-bacias (15 ha, 38 ha, 45 ha e 190 ha) (Figura 9).

O escoamento superficial é avaliado em parcelas de erosão, por meio da quantificação do volume total coletado em tanques de fibrocimento de 1.000 L de capacidade, e nas microbacias, por meio de fossas de sedimentos, vertedores triangulares, transdutores de pressão e linígrafos do tipo boia e contrapeso, além do processamento dos hidrogramas dos eventos em que se observa escoamento. Da mesma forma, ocorre o monitoramento nas sub-bacias por meio de vertedores e linígrafos, além do processamento dos hidrogramas dos eventos individuais.

Na estação climatológica de superfície automática, sensores TDR de umidade do solo em três profundidades registram a umidificação do solo



Fotos: Hugo Morais de Alcântara

Figura 8. Monitoramento hidrossedimentológico em parcelas de 100 m².



Fotos: Hugo Morais de Alcântara

Figura 9. Dispositivos hidrométricos na microbacia 3 (A) e na sub-bacia 1 (B), da Bacia Escola e Experimental de São João do Cariri (BESJC).

continuamente. Esses sensores têm apresentado problemas de registro da umidade quando o solo começa a perder umidade, mas têm registrado o aumento da umidade durante a precipitação (Figura 10), para um evento. Assim, espera-se, com o acervo de dados já coletados, formular e testar hipóteses conceituais para o comportamento dos solos e para a geração do escoamento superficial na bacia.

As medições de escoamento e produção de sedimentos em sub-bacias são realizadas regularmente, desde 2006. Como exemplo, é feita uma breve análise do comportamento das sub-bacias 1 (SB1) e 2 (SB2). A área da SB2 é 50% menor do que a da SB1. Sendo assim, seriam esperadas, para um mesmo evento, lâminas na SB1 menores do que as da SB2. Entretanto, nos gráficos das Figuras 11 e 12, pode-se observar que as lâminas na SB1 são bem maiores do que na SB2. Esse comportamento pode ser atribuído ao

fato de, considerada a localização da SB2 (Figura 2), a vegetação ser permanente ao longo do ano, ao passo que, nas áreas da SB1 onde ainda existe vegetação, a maior parte é rala, favorecendo o aumento do escoamento. Nas outras áreas de SB1, onde o solo está degradado e sem vegetação, tanto o escoamento superficial quanto a produção de sedimentos ocorrem em maior taxa. Ao mesmo tempo, por causa da elevada evaporação durante a estiagem e em virtude do teor de argila presente no solo, ocorre o processo de contração do solo, com o posterior aparecimento de fissuras. Essas tendem a absorver a água que precipita, reduzindo, assim, a lâmina escoada, mesmo para grandes eventos de precipitação.

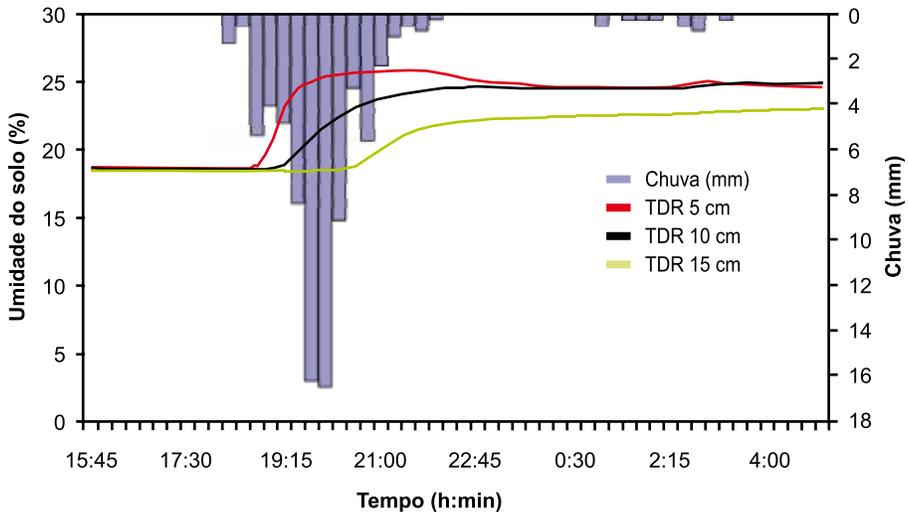


Figura 10. Variação da umidade do solo em três níveis distintos, com a precipitação.

Fonte: acervo da Bacia Experimental de São João do Cariri.

Modelagem

Os dados coletados nas microbacias e parcelas de erosão nas bacias experimentais de Sumé e de São João do Cariri permitiram avaliar a influência de diversos fatores, como: a cobertura vegetal do solo, a declividade

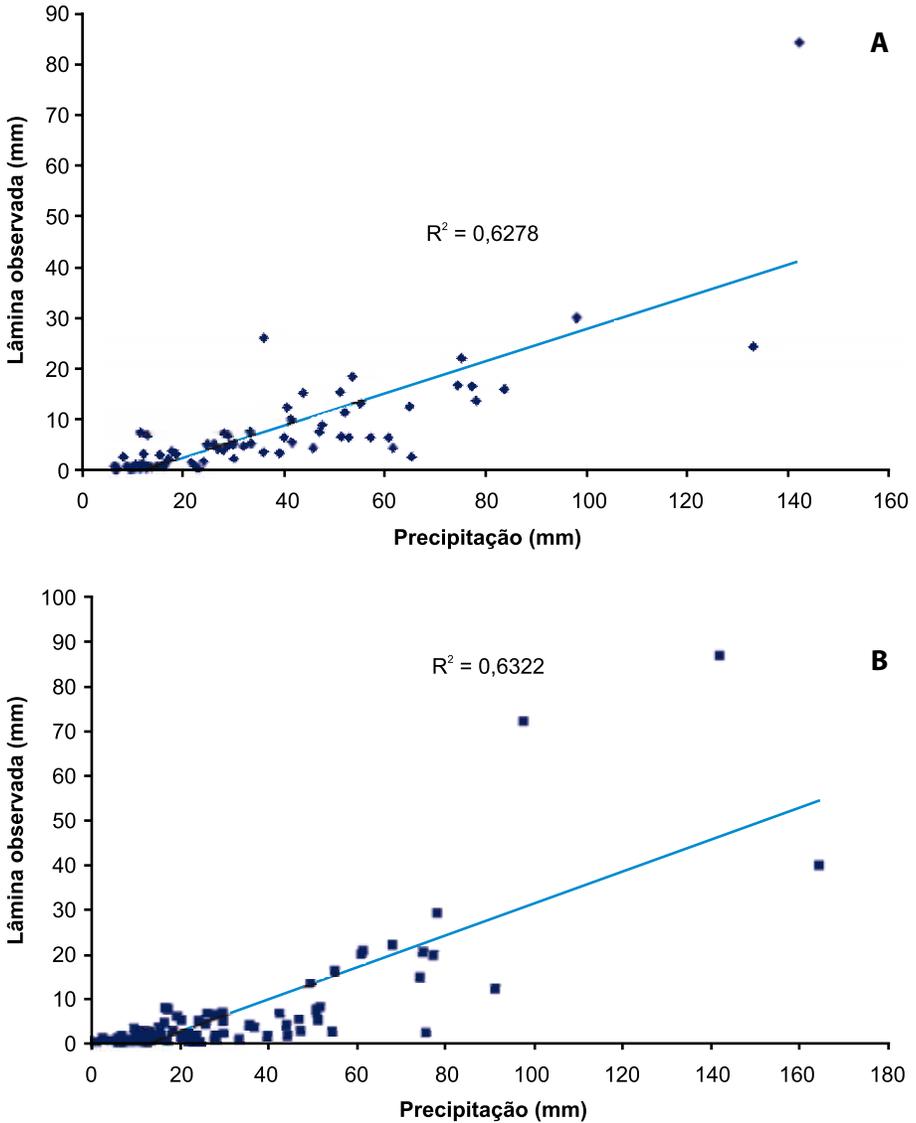


Figura 11. Comportamento da lâmina escoada de acordo com a precipitação nas sub-bacias 1 (A) e 2 (B) da Bacia Escola e Experimental da Bacia de São João do Cariri (BESJC).

Fonte: Acervo da Bacia Experimental de São João do Cariri.

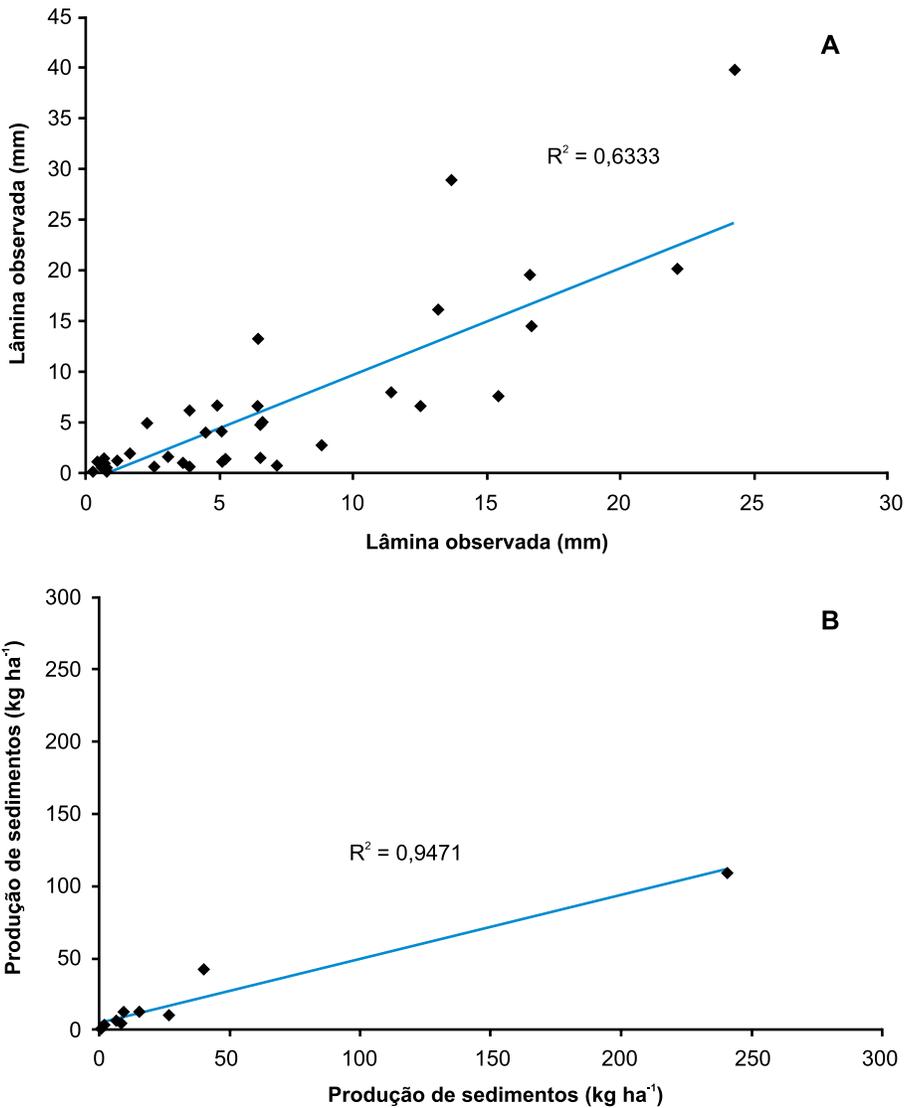


Figura 12. Lâminas escoadas e da produção de sedimentos nas sub-bacias 1 (A) e 2 (B) da Bacia Escola e Experimental de São João do Criri (BESJC).

Fonte: acervo da Bacia Experimental de São João do Cariri.

do terreno, o desmatamento, o manejo e o tipo da cultura, por meio de uma correlação direta entre esses fatores e o escoamento gerado e a quantidade de sedimentos produzida em eventos individuais das chuvas naturais ocorridas. Entretanto, essas relações, sendo empíricas, não podem ser transportadas para outros locais. Além disso, podem mudar ao longo tempo, com a disponibilidade de mais dados ou com alterações graduais nas microbacias e parcelas. Por tais motivos, a modelagem dos processos de escoamento superficial e erosão do solo, levando em conta os processos físicos atuantes nessas bacias experimentais, seria mais útil e permitiria até mesmo o transporte dos parâmetros validados para outros locais com condições semelhantes de solo, topografia e clima.

Ao longo de mais de 3 décadas de investigação dessas bacias experimentais, diversos modelos hidrossedimentológicos foram utilizados para representar e simular os processos. Entre eles, os principais foram: o modelo SHE (BATHURST, 1986a, 1986b; BATHURST et al., 1995), o modelo WESP (LOPES, 1987), o modelo KINEROS (WOOLHISER et al., 1990), o modelo WEPP (FLANAGAN; NEARING, 1995) e o modelo SWAT (ARNOLD et al., 1998).

Uma síntese dos resultados obtidos pela modelagem dos processos nessas bacias, para fins de regionalização, é apresentada em Srinivasan e Paiva (2009).

Considerações finais

Ao longo desses 30 anos de monitoramento e pesquisa nas bacias experimentais do Cariri paraibano, apesar dos grandes avanços obtidos, o desafio principal continua prevalecendo: compreender os processos hidrológicos de forma a fornecer informações regionalizadas para o gerenciamento dos recursos hídricos. Nesse período, relevantes avanços foram realizados na instrumentação, no monitoramento e na modelagem, considerando os efeitos de escala e a estimativa das incertezas.

De incontestável valor tem sido o trabalho em rede interinstitucional, consolidado na Rede de Hidrologia do Semiárido (Rehisa), nos últimos 10 anos. Os dados coletados nas bacias representativas da Sudene e da Rehisa e os resultados obtidos têm sido utilizados, diretamente ou pela

regionalização hidrológica, para traçar estimativas de disponibilidade hídrica e eventos extremos, cuja finalidade é gerenciar os recursos hídricos.

Referências

- ALCÂNTARA, H. M. **Estabelecimento de metodologia para a conservação e recuperação de pequenas bacias hidrográficas do semiárido**. 2013. 127 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment: part I: model development. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- BATHURST, J. C. Physically-based distributed modelling of an upland catchment using the Système Hydrologique Européen. **Journal of Hydrology**, v. 87, n. 1-2, p. 79-102, 1986a.
- BATHURST, J. C. Sensitivity analysis of the Système Hydrologique Européen for an upland catchment. **Journal of Hydrology**, v. 87, n. 1-2, p. 103-123, 1986b.
- BATHURST, J. C.; WICKS, J. M.; O'CONNELL, P. E. The SHE/SHESED basin scale water flow and sediment transport modelling system. In: SINGH, V. P. (Ed.). **Computer models of watershed hydrology**. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1995. p. 563-594.
- CADIER, E.; FREITAS, B. J. **Bacia representativa de Sumé**: primeira estimativa dos recursos de água. Recife: SUDENE, 1982. 195 p. (SUDENE. Hidrologia, 14).
- CADIER, E.; FREITAS, B. J.; LEPRUN, J. C. **Bacia experimental de Sumé**: instalação e primeiros resultados. Recife: SUDENE, 1983. 87 p. (SUDENE. Hidrologia, 16).
- CHAVES, L. H. G.; CHAVES, I. B.; VASCONCELOS, A. C. F.; SILVA, A. P. P. **Salinidade das águas superficiais e suas relações com a natureza dos solos na Bacia Escola do Açude Namorado e diagnóstico do uso e degradação das terras**. Campina Grande: UFPB, 2002. Relatório técnico.
- FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. (Ed.). **USDA-Water Erosion Prediction Project**: hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. (NSERL Report, 10).
- LOPES, V. L. **A numerical model of watershed erosion and sediment yield**. 1987. 148 f. Dissertation (Doctor of Philosophy in Watershed Management) – Faculty of the School of Renewable Natural Resources, University of Arizona, 1987.
- SRINIVASAN, V. S.; GALVÃO, C. O. **Bacia experimental de Sumé**: descrição e dados coletados. Campina Grande: UFCG-CNPq, 2003. 129 p.

SRINIVASAN, V. S.; PAIVA, F. M. L. Regional validity of the parameters of a distributed runoff-erosion model in the semi-arid region of Brazil. **Science in China: Series E: Technological Sciences**, v. 52, n. 11, p. 3348-3356, 2009.

SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, C. A. G.; GALVÃO, C. O. Erosão hídrica do solo no Semi-árido brasileiro: a experiência na Bacia Experimental de Sumé. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 57-73, 2003.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 2005. 678 p.

WOOLHISER, D. A.; SMITH, R. E.; GOODRICH, D. C. **KINEROS**: a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. [Washington, DC]: United States Department of Agriculture, 1990. (USDA. Agricultural Research Service, ARS-77).

Capítulo 9

Bacia Experimental do Rio Buriti Vermelho, na ecorregião do Planalto Central

Lineu Neiva Rodrigues

Introdução

A falta de dados e informações hidroclimáticas representativas das condições do bioma Cerrado tem dificultado e, em alguns casos, comprometido a realização de estudos hidrológicos e a utilização de modelos, conduzindo, assim, a resultados duvidosos, principalmente quando são feitas previsões de longo prazo.

Segundo Minella (2004), no Brasil, faltam conhecimentos sobre variáveis hidrológicas e sedimentológicas, por não existir um programa eficiente de coleta e armazenamento de dados. O estabelecimento de uma boa rede hidrológica e sua manutenção ininterrupta são peças fundamentais na condução de estudos hidrológicos, já que a precisão das estimativas das variáveis hidrológicas depende da disponibilidade de dados primários confiáveis (OLIVEIRA, 2008). A instalação e a manutenção de uma rede hidrológica, entretanto, são processos caros e demorados.

Estudos realizados em bacias hidrográficas experimentais mostraram-se promissores para ajudar a caracterizar as relações entre solo, água, vegetação e atmosfera, contribuindo, dessa maneira, para uma melhor compreensão do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas e de suas respostas à ação de fatores externos. Por meio da regionalização e da modelagem, o conhecimento adquirido na bacia experimental pode ser transposto para regiões hidroclimatologicamente semelhantes, sem monitoramento dessas relações.

Essas bacias são verdadeiros laboratórios de campo, densamente equipadas, propícias, então, para estudos detalhados dos processos físicos dentro do ciclo hidrológico. Os resultados obtidos podem subsidiar os processos de regionalização de informações, preenchendo, dessa maneira, a falta de monitoramento das variáveis, que são de suma importância para a gestão dos recursos hídricos. Dessa forma, dos estudos realizados com a implantação de bacias experimentais poderão ser extraídas diretrizes de gestão para a aplicação em locais desprovidos de informações e que não possuam recursos financeiros para mudar, em curto ou médio prazo, esse quadro (FONTES et al., 2009).

Para os adequados planejamento e gestão dos recursos hídricos, é imprescindível conhecer a relação entre a oferta e a demanda, sendo, para isso, necessário entender, com precisão, os processos e o comportamento hidrológico

de bacias hidrográficas, especialmente em regiões como a do Cerrado, onde existe uma forte tendência de crescimento da agricultura irrigada.

Este capítulo apresenta o trabalho desenvolvido na Bacia Experimental do Buriti Vermelho, implantada na ecorregião do Planalto Central, que representa 7,8% do bioma Cerrado. Teve por objetivo aperfeiçoar os conhecimentos sobre as relações solo-água-plantas, por meio de um monitoramento sistemático e de longo prazo.

Bacia Hidrográfica do Rio Buriti Vermelho

A Bacia Hidrográfica do Rio Buriti Vermelho (BHBV) está localizada na parte leste do Distrito Federal, sendo o Rio Buriti Vermelho o seu principal curso d'água (Figura 1). Ele é afluente da margem direita do Rio Estreito, que deságua no Rio Preto, principal tributário do Rio Paracatu, que, por sua vez, é o afluente com maior contribuição para a formação da vazão do Rio São Francisco.

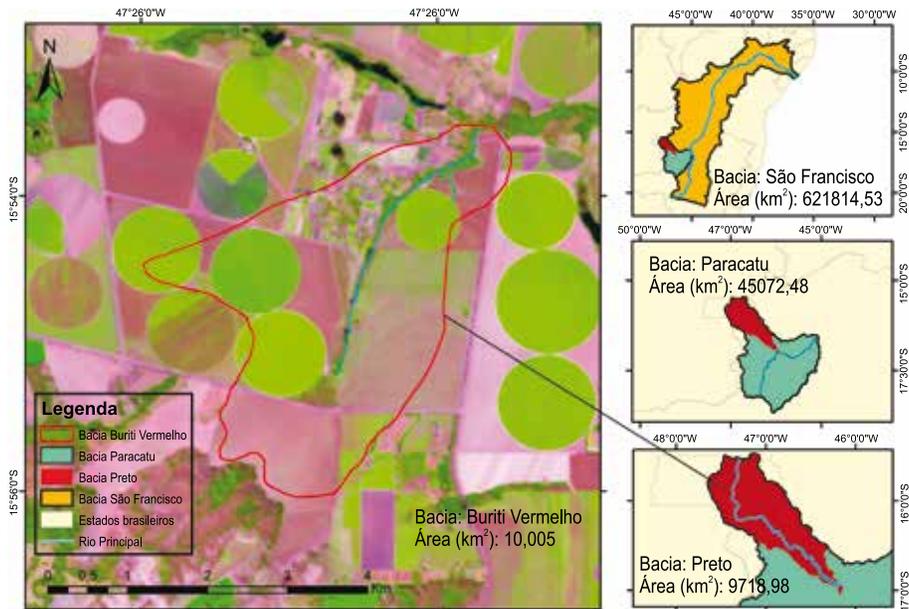


Figura 1. Esquema representativo da Bacia Hidrográfica do Rio Buriti Vermelho, destacando-se sua inserção nas bacias do Rio São Francisco, do Rio Paracatu e do Rio Preto.

O Rio Buriti Vermelho drena uma área de aproximadamente 940 ha, sendo seu solo, sua cobertura vegetal e suas práticas agrícolas bastante representativas das condições observadas na região do Alto Rio Preto. Sua área favorece o estudo dos processos hidrológicos sob diferentes condições de cobertura vegetal e práticas agrícolas.

Bioma Cerrado

O Cerrado é o segundo maior bioma, ocupando 24% do território brasileiro. Ele possui uma grande diversidade fitofisionômica, dividida em formações florestais, savânicas e campestres, podendo chegar a 25 subtipos de vegetação (CASTRO et al., 2009). No Cerrado do Distrito Federal, encontram-se todos os tipos fitofisionômicos, que vão desde formações florestais, com árvores de porte elevado, até formações campestres, com ervas esparsas, formando um mosaico com a vegetação de matas de galeria em torno das drenagens (AB'SABER, 1962).

O Cerrado é dividido em 12 ecorregiões. A BHBV está localizada na ecorregião denominada de Planalto Central, que abrange uma área de 157.160,8 km² (7,84% do bioma Cerrado). Essa ecorregião possui grande complexidade morfológica, com superfícies aplainadas e diferentes níveis de dissecação. Essas formas estão no grupo "planalto em estruturas complexas". A variação altimétrica é de 350 m a 1.675 m. As principais rochas estão divididas entre os grupos Araxá (xistos, xistos e quartzitos), Bambuí (calcários, margas e argilitos), Canastra (filitos e quartzitos), Paranoá (quartzitos, metarritmitos, ardósias, calcários), Complexo Goiano (granulitos, gnaisses, granitos e xistos) e Coberturas Detritolateríticas (CARACTERIZAÇÃO..., 2012).

Clima

O tipo de clima que predomina na bacia é tropical, com duas estações bem definidas: verão, quente e chuvoso, e inverno, frio e seco. Aproximadamente 90% das chuvas concentram-se nos meses compreendidos entre outubro e março (MARIOTI et al., 2009a). Marioti et al. (2009b) avaliaram dados de precipitação referentes ao período de 1974 a 2008, da Estação Meteorológica do Centro de Pesquisas Agropecuárias do Cerrado,

localizada no Distrito Federal, e concluíram que o início da estação chuvosa na região ocorre de 17 a 21 de setembro, com duração média de 215 dias, e o fim se dá entre os dias 21 e 25 de abril, apresentando duração média de 145 dias. Marioti et al. (2009b), analisando os dados de 2007 a 2008, de estação meteorológica situada na BHBV, verificaram que o tempo médio de duração das precipitações foi de 41 minutos, com o predomínio de baixas intensidades. As horas do dia com maior frequência de precipitações foram das 12h às 16h e das 16h às 20h. A temperatura média foi de 21,6 °C, e a umidade relativa média, de 71,4%.

Vegetação

De acordo com Ab'Saber (1962), a vegetação predominante no Distrito Federal é o cerrado. Na região onde se localiza a Bacia do Rio Buriti Vermelho, a paisagem foi modificada por ações antrópicas. As atividades agrícolas realizadas na região propiciaram o desmatamento da área, mas alguns tipos de cerrado nativo e a mata de galeria ainda são encontrados no local, nas margens e nas áreas próximas ao córrego (PASSO et al., 2007).

Solo

Na BHBV, predomina o Latossolo Vermelho, que representa 94,9% da área total, seguido do Cambissolo, 3%, e do Gleissolo, que ocupa 2,1% da área (AMARAL; SILVA, 2006).

Geologia

A região do Distrito Federal compreende, em sua grande parte, uma estrutura de rochas metassedimentares dobradas. Essas rochas pertencem aos grupos Paranoá, Canastra, Araxá e Bambuí (CASTRO et al., 2009). A BHBV encontra-se sobre as rochas do Grupo Bambuí. As diversas formações que o constituem variam muito de espessura, em virtude da subsidência mais ou menos acentuada da bacia. É creditado como proveniente da deposição de sedimentos em plataforma estável epicontinental, sendo possível estabelecer três grandes ciclos regressivos (DARDENNE et al., 1999).

Geomorfologia

Segundo Campos et al. (2006), na Bacia do Rio Preto, em termos de geomorfologia, foram individualizados seis compartimentos com caráter hidrofuncional, buscando definir áreas propícias à recarga natural. Os critérios adotados na compartimentação foram: hipsometria (segundo intervalos de cotas menores que 600 m, cotas entre 600 m e 800 m e cotas acima de 800 m); padrão de relevo; padrão e densidade de drenagens; tipo de coberturas pedogenéticas; grau de dissecação; declividade; e geologia (nos casos em que a litologia controla a fisiografia).

Segundo Castro et al. (2009), a região do Rio Buriti Vermelho localiza-se em área de dissecação intermediária. Esse tipo de paisagem ocupa cerca de 31% do Distrito Federal e corresponde às áreas fracamente dissecadas, drenadas por pequenos córregos, modeladas sobre ardósias, filitos e quartzitos (Depressão do Paranoá e Vale do Rio Preto).

Segundo Castro et al. (2009), os compartimentos geomorfológicos que compõem a bacia são: Rampas de Colúvio Curso Superior (52%), Rampas de Colúvio Curso Médio (31%), Rampas de Colúvio Curso Inferior (6%), Topos Convexos (5%) e Zona de Nascente (2%). Os autores identificaram também, com 1% de ocorrência, Planície Aluvionar, Vale Curso Inferior, Vale Curso Médio e Vale Curso Médio Superior.

Hidrogeologia

A Bacia do Buriti Vermelho está inserida na Bacia do Rio Preto que, por sua vez, está inserida no contexto da Província São Francisco, com base na divisão do Brasil em províncias hidrogeológicas. Nessa província, ocorrem aquíferos restritos às zonas fraturadas de metapelitos, quartzitos, metagrauvacas, metaconglomerados, calcários e dolomitos, de idade neoproterozoica, e rochas metaígneas subordinadas (MENT, 2000). Nos calcários e dolomitos, o processo de dissolução é intenso, o que acarreta a abertura de cavidades de variadas dimensões, nas quais podem ser obtidas vazões anômalas. Nos demais tipos litológicos supracitados, a densidade das fraturas, a dimensão da abertura e a possibilidade de se desenvolverem

preenchimentos são fatores que controlam as vazões e o potencial desses aquíferos (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997).

Socioeconomia, uso e ocupação da terra

Na bacia, observam-se áreas com vegetação de cerrado, forrageiras (pastagem) e mata ciliar. Em relação à agricultura, predomina o cultivo extensivo de feijão, milho e trigo, irrigados por pivô central, e soja de sequeiro. Nas pequenas propriedades, observa-se o cultivo de hortaliças e limão, irrigados por diferentes tipos de sistemas de irrigação.

A situação socioeconômica da população que vive na bacia é deveras contrastante. Tanto se observam pequenos produtores rurais cultivando áreas de 1 ha a 4 ha, quanto grandes produtores explorando áreas de até 200 ha.

Os pequenos produtores rurais utilizam água de canais de irrigação comunitários para irrigação. A falta de manutenção dos canais e de planejamento de uso dos recursos hídricos acaba resultando em falta d'água e, conseqüentemente, no surgimento de conflitos localizados.

Moreira et al. (2010) classificaram os produtores rurais da bacia como grandes (com área maior que 100 ha), médios (com área variando entre 10 ha e 100 ha) e pequenos produtores (com área inferior a 10 ha). Segundo esses autores, os grandes proprietários cultivam dez tipos de culturas, em sistemas de produção irrigados ou em sequeiro.

A principal cultura plantada pelos grandes produtores, em termos de área total, foi a soja, com 56,96% da área total plantada; seguida pelo milho (29,49%), pelo feijão (9,56%), pelo alho (2,73%) e pela acerola (0,82%). A principal cultura irrigada foi o milho (47,50%), seguido pela soja (27,38%), pelo feijão (14,49%) e pelo alho (8,05%). Os médios produtores trabalharam com 16 culturas, em sistemas de produção irrigados e em sequeiro, sendo as culturas mais cultivadas pelos produtores: o milho (53,71%), o feijão (20,24%), o alho (7,61%), a soja (3,80%), a beterraba (3,04%), a cenoura (2,66%), o tomate (1,79%) e o pimentão (1,71%).

Os 29 pequenos produtores cultivaram um total de 96,89 ha, sendo as principais culturas o limão (36,80%), a soja (7,74%), o pimentão (5,60%),

a mandioca (5,42%), a couve-flor (5,16%), o milho (4,39%), o tomate (4,11%), a abóbora (3,9%), o pepino (3,72%), o feijão-de-corda (3,57%), o repolho (3,13%) e o milho-verde (3,10%). E ainda outras: cenoura (2,06%), maxixe (1,85%), tangerina (1,75%), beterraba (1,65%), jiló (1,36%), abobrinha (1,03%), manga (0,83%), cana-de-açúcar (0,52%), batata-doce (0,46%), quiabo (0,41%), vagem (0,41%), laranja (0,26%), banana (0,26%), inhame (0,21%), pimenta-de-cheiro (0,03%) e berinjela (0,02%). As culturas foram cultivadas tanto em sequeiro quanto sob sistemas de irrigação: 75,84% da área foi produzida com o uso de irrigação, enquanto 24,16% da área foi produzida em sequeiro. A principal cultura produzida sob irrigação foi o limão, seguido pela couve-flor e pelo pimentão.

Instrumentação da bacia

Os equipamentos foram instalados em locais estratégicos na bacia (Figura 2). Para isso, foram levados em consideração os diferentes tipos de solo e de uso da terra, além dos sistemas de produção (irrigados ou sequeiro). Eles foram distribuídos espacialmente, de maneira a se ter uma visão global da dinâmica da água na bacia.

Os equipamentos instalados foram classificados em fixos, aqueles que são destinados a medida de longo prazo, e temporários, aqueles destinados à realização de algum estudo específico, como manejo da irrigação. Os equipamentos considerados fixos são: pluviógrafos, destinados à medição de chuva, estações climatológicas, piezômetros e linígrafos. Os temporários são: pluviógrafos, destinados à medição da precipitação em pivôs, sondas para a medição da umidade do solo e tensiômetros, tanque classe A.

Além disso, amostras de solo são retiradas periodicamente, para avaliar a umidade. Já foram realizadas campanhas para: a) a caracterização física e química do solo; b) a medição da qualidade da água no rio, nos poços e nas barragens; c) a avaliação da uniformidade das irrigações; d) a estimativa da área foliar e das raízes das culturas; e) a definição da curva-chave; f) a instalação de vertedor; g) a caracterização dos produtores; e h) a batimetria nas barragens.

A instalação dos equipamentos iniciou-se em 2006, com a construção de um vertedor triangular, com a instalação dos linígrafos e de dois

pluviógrafos. Em 2007, foi instalada uma estação climatológica Campbell. Três piezômetros foram instalados em 2009, e quatro em 2011.

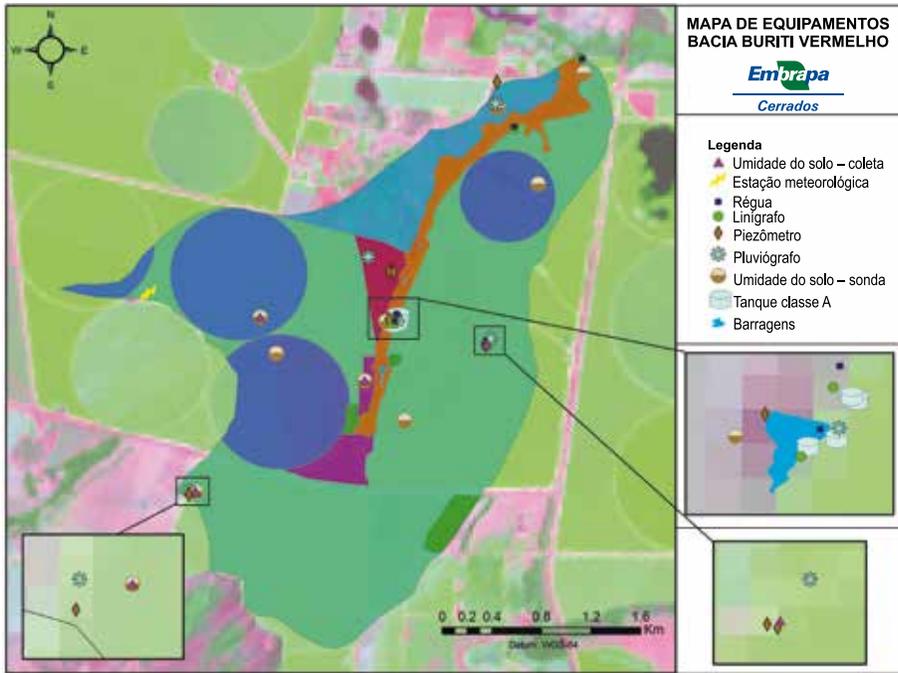


Figura 2. Distribuição espacial dos equipamentos de medida na bacia.

Monitoramentos contínuos

O monitoramento foi planejado de forma a viabilizar estudos sobre o comportamento hidrológico da bacia, visando oferecer subsídios para o uso da água e a redução dos conflitos. Os monitoramentos chamados de contínuos são aqueles feitos de forma contínua e que não sofreram interrupção.

O monitoramento climático iniciou-se em 2009. Os elementos climáticos medidos são: temperatura, umidade relativa, velocidade do vento, radiação solar e precipitação, em intervalos de uma hora. Para caracterizar a variabilidade espacial da precipitação, vários pluviógrafos

foram distribuídos na bacia. Esses equipamentos foram programados para registrar valores de precipitação em intervalos de cinco minutos ou por evento.

O monitoramento hidrométrico iniciou-se em 2009. Ele é realizado em dois locais do rio (Figura 2). No ponto mais a montante, no ano de 2009, foi construído um vertedor triangular (Figura 3). No mesmo ano, foram instalados linígrafos do tipo boia-contrapeso, que registra variação de nível a cada 5 minutos. Nos reservatórios das barragens, foram instaladas régua limimétricas, com a finalidade de avaliar a dinâmica do reservatório. Essas régua são lidas semanalmente.

Fotos: Lineu Neiva Rodrigues



Figura 3. Distribuição espacial dos equipamentos de medida na bacia.

A profundidade do lençol freático é medida semanalmente, em oito poços de observação. Os poços, com profundidade entre 15 m e 20 m, foram distribuídos na área, de forma a possibilitar estudos de água subterrânea e a realização de testes de bombeamento para a estimativa da condutividade hidráulica do estrato saturado.

A umidade do solo é medida semanalmente, em nove locais, distribuídos na área da bacia, de acordo com o tipo e o uso do solo, nas profundidades de 10 cm, 20 cm, 30 cm, 40 cm, 60 cm e 100 cm. Para isso, são coletadas três amostras de solos em cada local e em cada profundidade. As amostras são trazidas para pesagem e secagem no Laboratório de Física do Solo da Embrapa Cerrados. Além disso, nesses locais foram instalados tubos de espera para a inserção da sonda de perfil e rápida medida da umidade do solo.

Calibração de equipamentos e procedimentos adotados para a avaliação contínua da qualidade dos dados coletados

Para obter a equação do vertedor triangular (Figura 2), um dos pontos de medição da vazão na bacia, foram realizadas medidas diretas do volume de água escoado pelo vertedor. Essas medidas foram feitas em diversos períodos do ano (as variadas alturas do nível de água no vertedor).

Para gerar a curva-chave do segundo ponto de medição de vazão (exutório da bacia), foram feitas, quinzenalmente, estimativas indiretas da vazão, utilizando-se o molinete.

Para obter os parâmetros de calibração da sonda de umidade, foram retiradas, quinzenalmente, durante 3 meses, em todos os pontos de espera, amostras deformadas de solo, e foi determinada a umidade, em laboratório. Esses dados foram utilizados para gerar os parâmetros de calibração da sonda para cada um dos nove locais e a profundidade de determinação da umidade do solo. Com o intuito de verificar, ao longo do tempo, a qualidade dos dados de umidade fornecidos pela sonda, foram retiradas, quinzenalmente, em dois pontos de controle, amostras deformadas de solo para a determinação da umidade do solo em laboratório. Esse valor, considerado referência, é comparado com o valor de umidade fornecido pela sonda.

A precipitação, um dos elementos climáticos mais críticos quando se pensa em recursos hídricos, apresenta grande variabilidade espacial e temporal. Os pluviômetros com datalogger foram testados e calibrados em laboratório, antes da instalação no campo. Para avaliar, ao longo do tempo, a qualidade dos dados de chuva fornecidos pelos pluviômetros, foi montada, em dois pluviômetros, uma estrutura para coleta e armazenamento da água da chuva, e posterior comparação com os resultados fornecidos pelos pluviômetros (Figura 4A). Ao lado do pluviômetro da estação climatológica, foi colocado um pluviógrafo mecânico, utilizado como referência para a verificação dos resultados desse equipamento (Figura 4B).

Fotos: Lineu Neiva Rodrigues



Figura 4. Estrutura adaptada ao pluviômetro para coleta e armazenamento da água da chuva (A); e pluviógrafo mecânico utilizado como referência na avaliação do pluviômetro da estação climatológica (B).

Outras medidas

Solo

Para fins de caracterização pedológica, foram retiradas amostras de solo em 51 locais na bacia, para as camadas de solo superficial (de 0 a 5 cm e de 15 cm a 20 cm) e a subsuperficial (de 60 cm a 100 cm), representando, em termos médios, a camada de solo agricultável e o horizonte diagnóstico das classes de solos, respectivamente. Nesses perfis, foram avaliadas as características morfológicas, físicas, físico-hídricas e mineralógicas, seguindo os procedimentos descritos pela Embrapa (CLAESSEN, 1997). Para a descrição morfológica dos perfis de solo, foram abertas trincheiras em locais predefinidos (Figura 5).

As amostras de solos, nas profundidades indicadas, foram coletadas com estrutura não deformada, em cinco repetições. De cada profundidade, três amostras foram utilizadas para a avaliação da condutividade hidráulica do solo saturado, das quais duas delas foram reaproveitadas para levantamento da curva de retenção, enquanto a outra foi usada para a determinação da textura e da densidade real. As duas amostras restantes foram arquivadas para uso futuro, ou utilizadas, quando necessário, para confirmar os resultados de análises realizadas.

As curvas de retenção foram determinadas pelo método padronizado da centrífuga (SILVA; AZEVEDO, 2002), considerando, em princípio,

os pontos de tensão de 1 kPa, 6 kPa, 33 kPa, 100 kPa, 300 kPa e 1.500 kPa. Os pares de pontos, tensão versus conteúdo volumétrico de água no solo, serão ajustados ao modelo de Genuchten (1980), para a determinação dos parâmetros de ajuste do referido modelo: umidade residual (θ_r) e fatores de escala.

A porosidade foi avaliada em amostras selecionadas de acordo com os dados de granulometria, utilizando-se a metodologia de intrusão com mercúrio (FIÈS, 1984; FIÈS; BRUAND, 1990), para avaliar a porosidade compreendida entre 360 μm e 0,006 μm de diâmetro equivalente (BALBINO et al., 2002).

A umidade do solo na saturação, θ_s , foi medida diretamente por meio de pesagem das amostras selecionadas, antes de se dar início ao processo de extração de água no levantamento da curva de retenção.

A condutividade hidráulica do solo saturado foi determinada em laboratório (Figura 6), utilizando o método do permeâmetro de carga constante (KLUTE, 1965).



Fotos: Lineu Neiva Rodrigues

Figura 5. Abertura de uma trincheira para a caracterização do perfil do solo.



Figura 6. Teste, em laboratório, da condutividade hidráulica do solo saturado (K_s).

A Figura 7 apresenta a porcentagem de argila, silte e areia, e também a condutividade hidráulica do solo saturado (K_s) para a camada de solo de 0 a 5 cm das 51 amostras de solos coletadas na bacia. Apresentam-se também os pares de pontos, a tensão versus conteúdo gravimétrico de água no solo, e a reta de ajuste, segundo modelo de Genuchten (1980).

Verificou-se uma grande variação no valor da K_s , cujos valores variaram de 1 mm a 700 mm por hora. Com exceção de uns raros pontos, os solos da bacia possuem cerca de 50% de argila, 20% de silte e 20% de areia.

A curva característica do solo apresentou um comportamento semelhante para as três profundidades analisadas.

Cobertura vegetal

Os diferentes padrões de uso do solo e de cobertura vegetal da bacia foram identificados por meio de imagem de satélite Landsat e validados

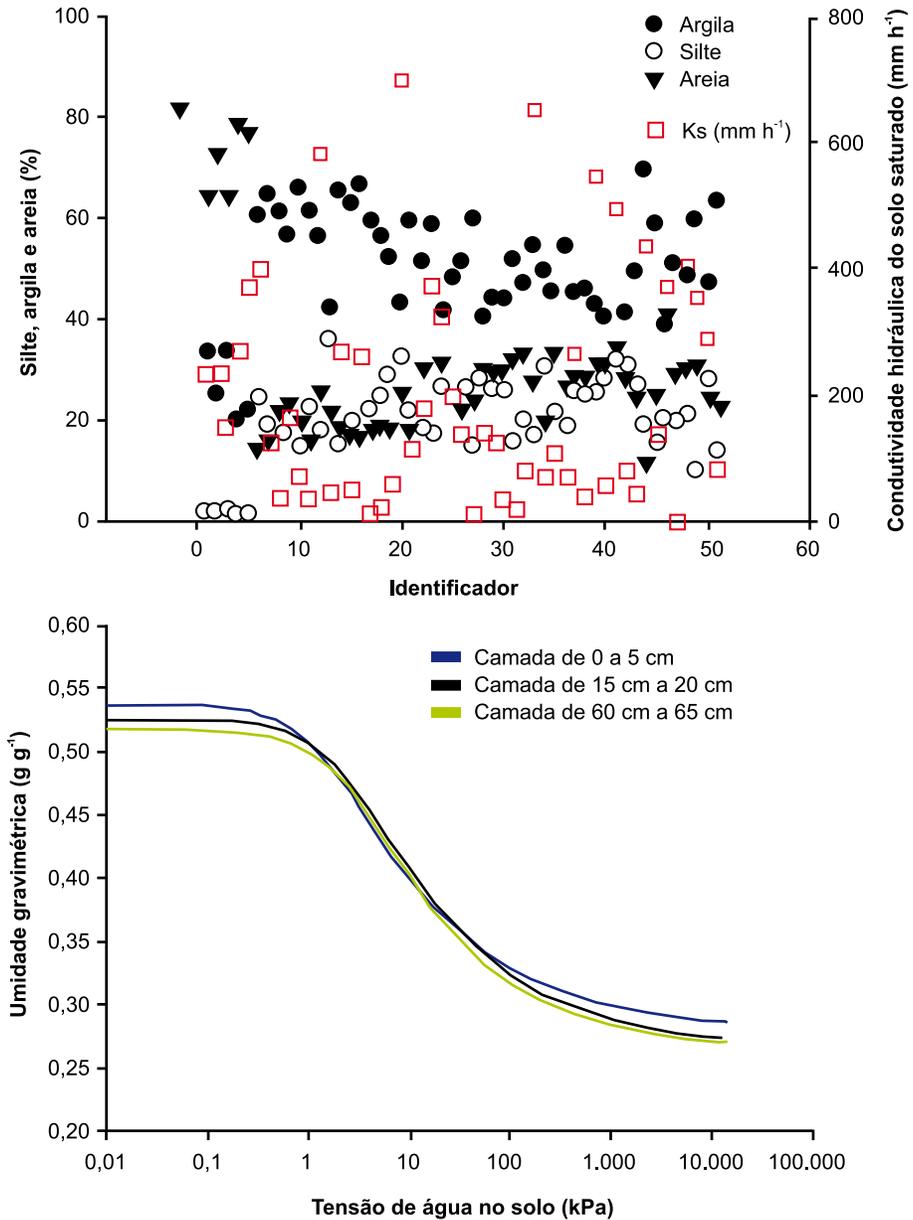


Figura 7. Porcentagem de argila, silte e areia e da Ks, para a camada de solo de 0 a 5 cm dos 51 pontos avaliados, e curva característica para três profundidades de um dos pontos amostrados.

em campo, utilizando-se um receptor GPS portátil. Foram abertas trincheiras com o intuito de avaliar a profundidade máxima do sistema radicular das coberturas vegetais. A área foliar das culturas comerciais (feijão, trigo, milho e soja) foi determinada semanalmente, utilizando-se um procedimento de amostragem destrutivo.

O sistema radicular da vegetação do Cerrado atingiu a profundidade de 5 m. As culturas anuais apresentaram raízes com profundidade entre 0,17 m e 1,15 m. O índice de área foliar das culturas variou de 3,5 (feijão) a 9,2 (trigo).

Irrigação

A avaliação periódica do desempenho e do manejo de sistemas de irrigação é uma atividade importante do ponto de vista da gestão de bacias hidrográficas, uma vez que o uso desnecessário de água contribui para o surgimento de conflitos.

Visando caracterizar o uso da água, um questionário foi aplicado na comunidade de agricultores da bacia. As informações obtidas permitiram identificar os sistemas de irrigação existentes, a área irrigada, os pontos de captação de água e os tipos de culturas mais comuns. De posse dessas informações, foi definido o número de sistemas de irrigação a serem avaliados, para se ter uma ideia da qualidade da irrigação praticada na bacia. Foram avaliados quatro sistemas de irrigação por gotejamento nas culturas de hortaliças, um por microaspersão em limão, três pivôs centrais e cinco sistemas de irrigação por aspersão convencional. Três dos sistemas de irrigação localizada apresentaram uniformidade de distribuição (CUD) abaixo do valor considerado adequado (CUD 70%). Em dois dos pivôs avaliados, foram observados valores de coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) radial abaixo do valor considerado adequado (CUC 75%). Em um dos pivôs, o valor do CUC radial foi superior ao valor considerado excelente (CUC 85%). Para a irrigação por aspersão convencional, três sistemas apresentaram valores de CUC abaixo de 75%.

Barragens

Com o intuito de estimar o volume de água armazenado e gerar, para cada barragem, relações cota-volume, foram feitas batimetrias nas cinco

barragens do rio. Para a realização da batimetria, foram utilizados um batímetro de mão, um receptor GPS portátil e um barco. O critério adotado para fazer a medida da profundidade variou de acordo com as características do local e da barragem, permitindo adequar o trabalho de batimetria às peculiaridades de cada barragem. Cuidados especiais foram tomados para que, em cada barragem, uma quantidade razoável de medidas fosse feita, e que essas medidas estivessem adequadamente distribuídas, com uma concentração maior de pontos nos locais mais próximos da crista da barragem, onde geralmente se encontra o ponto mais profundo. Para o cálculo da capacidade de armazenamento e o estabelecimento das relações cota-volume, foi gerado um modelo em três dimensões da barragem, utilizando-se os valores de profundidades obtidos durante a batimetria. Para a interpolação das profundidades, foi utilizado o software Surfer™. Utilizando-se o método de krigagem, os pontos foram interpolados e uma grade de pontos com espaçamento de 1 m foi gerada. De posse do modelo tridimensional das barragens, utilizou-se o script `contaarea.bas`, desenvolvido pela Golden software, para calcular o volume total e o volume armazenado para cada variação de 5 cm na profundidade. Um modelo potencial relacionando a cota com a capacidade de armazenado foi desenvolvido para cada barragem.

Com o intuito de avaliar as perdas de água que ocorrem por infiltração nas barragens, foram construídos e instalados infiltrômetros em vários locais, dentro do reservatório de uma das barragens. Adaptados do modelo apresentado por Sanders (1998), os infiltrômetros foram construídos com tubos de PVC de 25 cm de diâmetro e comprimentos variados, a depender da profundidade do local da medida. O valor médio da taxa de infiltração verificado na barragem número 2 do Rio Buriti Vermelho foi da ordem de 1,3167 mm por hora.

Nível da água no reservatório da barragem e profundidade do lençol freático

A Figura 8 mostra a variação média mensal da profundidade do lençol freático, verificada em oito poços de observação, e o nível de água no reservatório de quatro barragens (barragens 2, 3, 4 e 5) e no vertedor. Observa-se que o lençol freático apresenta um comportamento semelhante nos poços 1, 2 e 3, com profundidades mínima (de 6,0 m) observada no poço 1, e máxima (de 13,2 m) observada no poço 3.

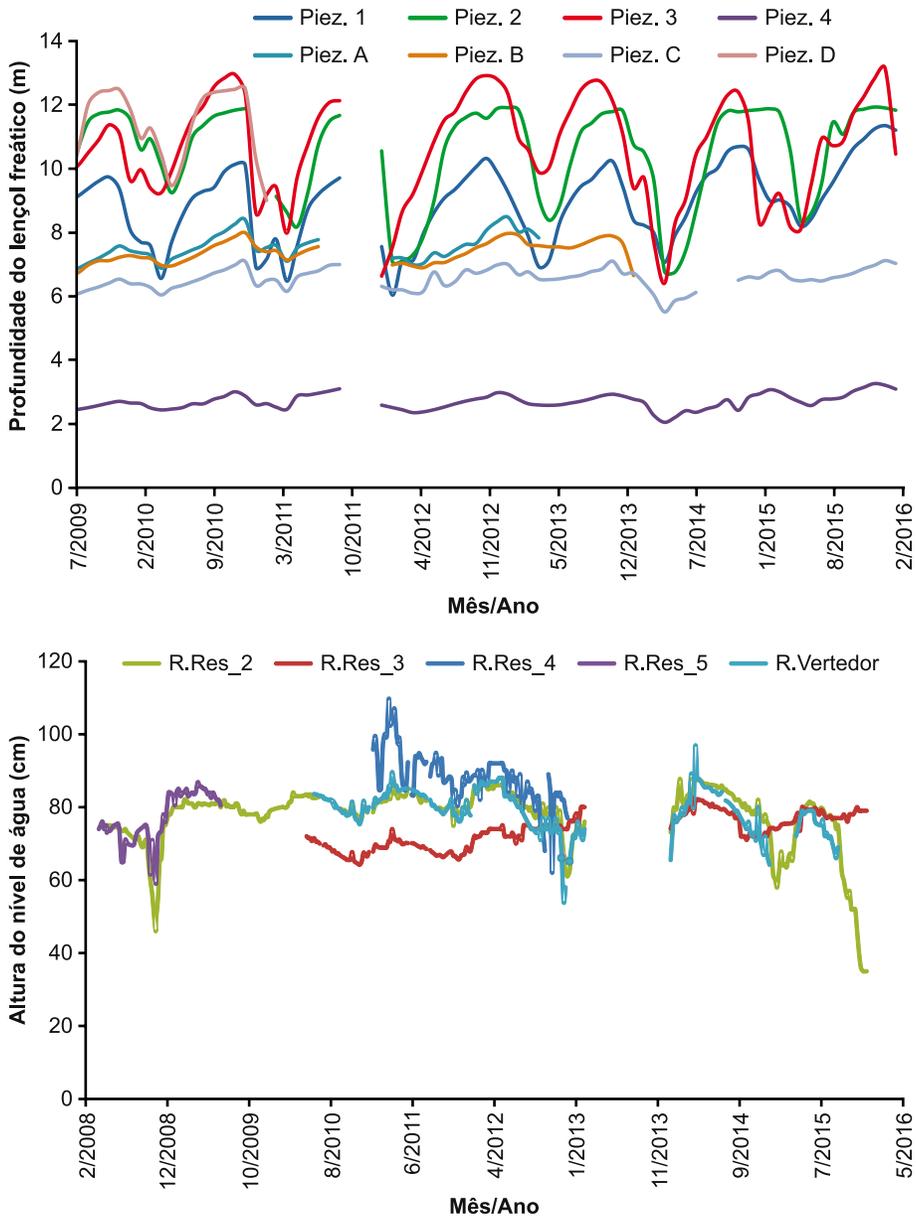


Figura 8. Profundidade média mensal do lençol freático (A), medida em oito poços de observação (Piez. 1, 2, 3 e 4 e Piez. A, B, C e D); e altura do nível da água em quatro barragens (R.Res_2, R.Res_3, Res_4 e R.Res_5) e no vertedor (R. Vertedor), medida semanalmente nos anos de 2008 a 2015 (B).

O poço 2 foi onde o lençol se manteve mais profundo. O poço 4 apresentou pequena variação na profundidade do lençol freático, o que pode ser explicado pelo fato de ele estar localizado próximo a uma das barragens.

Os poços A, B, C e D são mais recentes; foram instalados no mês de outubro de 2008. O poço A está localizado a cerca de 10 m do poço B, e este, por sua vez, a cerca de 10 m do poço C. Tal fato explica a semelhança de comportamento do lençol freático observado nesses poços. O poço D, localizado próximo ao poço 2, apresentou o lençol freático mais profundo durante o período da seca (meses de outubro e novembro).

O monitoramento dos poços A, B e D, em virtude de problemas de instalação, foi descontinuado.

Qualidade da água

O monitoramento da qualidade da água da bacia foi realizado na calha do rio, nos reservatórios das barragens e nos poços de observação. Para isso, amostras de água foram coletadas mensalmente, em locais predefinidos. As soluções coletadas foram armazenadas em frascos de polipropileno e levadas para o laboratório, onde foram preparadas e filtradas para posterior análise química dos nutrientes. Utilizando-se cromatografia iônica, foi feita a determinação química de ânions (NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} e Cl^-) e cátions (NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+). Os resultados parciais indicam que não há risco de salinidade ou de contaminação.

Considerações finais

A comunidade agrícola do Buriti Vermelho enfrenta alguns problemas, entre os quais se destacam dois: além da incerteza dos produtores em relação à oferta regular de água durante o período de estiagem, a água não é alocada equitativamente entre eles. Tal fato fica evidente quando se observa a diferença socioeconômica entre os produtores que têm fácil acesso à água proveniente do canal de irrigação e aqueles que não têm acesso a esse recurso. Essa situação contribui para aumentar o custo de produção do grupo que não tem acesso direto à água, gerando conflitos

localizados entre os moradores da comunidade. Os produtores agrícolas da Bacia Hidrográfica do Buriti Vermelho têm sofrido constantemente com falta de água e conflitos entre eles, derivados, geralmente, da falta de conhecimentos sobre o ambiente.

Nesse contexto, urge desenvolver estudos em bacias hidrográficas experimentais, pois que elas são verdadeiros laboratórios de campo. São densamente equipadas, prestando-se, assim, a estudos detalhados dos processos físicos dentro do ciclo hidrológico. Os resultados obtidos desses estudos podem subsidiar os processos de regionalização de informações, preenchendo, dessa forma, a falta de monitoramento das variáveis, o que é de suma importância para a gestão dos recursos hídricos.

A caracterização da BHBV ajuda a entender o comportamento e os processos hidrológicos da bacia, fornecendo informações valiosas sobre a disponibilidade e a demanda hídrica, que são essenciais para o processo de alocação de água.

Para resolver com eficácia os conflitos locais, sugere-se que os usos da água sejam organizados. O aumento da complexidade do processo de tomada de decisão em situações de usos múltiplos e por diversos usuários, aliado ao crescente aumento da demanda, exige a adoção de robustas estratégias de gerenciamento. Nesse sentido, diversos modelos hidrológicos e de planejamento têm sido utilizados, entre eles WEAP, SWAT, MODHMS.

Estimular a alocação negociada de água deve ajudar a inibir os conflitos. Também é primordial cooptar a participação popular no processo decisório, visando definir os níveis de risco de desabastecimento que os usuários estão dispostos a correr. Estudos envolvendo modelos hidroecômicos, como o desenvolvido por Maneta et al. (2009), serão cada vez mais utilizados nos processos de tomada de decisão.

Por fim, é importante ressaltar que: 1) a busca por alternativas de alocação de água, contemplando os usos múltiplos de forma equitativa, continuará a ser um importante desafio para a sociedade brasileira; 2) os estudos de longa duração em bacias experimentais serão cada vez mais importantes, principalmente em vista da falta de dados e/ou de informações hidroclimáticas, em diferentes escalas, representativas das condições do bioma Cerrado; e 3) trabalhos como o desenvolvido pela Rede AgroHidro,

que envolvem redes de pesquisa multidisciplinar e institucional em bacias hidrográficas, em diferentes biomas do País, são indiscutivelmente importantes para se alcançar uma produção sustentável de alimentos.

Referências

- AB'SABER, A. N. A Serra do Mar e o litoral de Santos. **Notícia Geomorfológica**, v. 5, n. 9-10, p. 70-77, 1962.
- AMARAL, L. S. do; SILVA, L. J. L. da. **Mapeamento pedológico da Bacia Hidrográfica do Córrego Butiri Vermelho**: Distrito Federal. 2006. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Geografia) – Universidade Estadual de Goiás, Formosa.
- BALBINO, L. C.; BRUAND, A.; BROSSAD, M.; GRIMALDI, M.; HAJNOS, M.; GUIMARÃES, M. F. Changes in porosity and microaggregation in clayey Ferralsols of the Brazilian Cerrado on clearing for pasture. **European Journal of Soil Science**, v. 53, n. 2, p. 219-230, 2002.
- CAMPOS, J. E. G.; MONTEIRO, C. F.; RODRIGUES, L. N. **Geologia e zoneamento hidrogeológico da Bacia do Rio Preto, DF/GO/MG**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006. 54 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 172).
- CARACTERIZAÇÃO da ecorregião do Planalto Central. In: WORKSHOP GEOCERRADO, 2., 2012, Planaltina, DF. **Projeto Geocerrado**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. Disponível em: <http://www.cpac.embrapa.br/publico/usuarios/uploads/Geocerrado/PA2_Gestao_da_Informacao/Caracterizacao_Geoambiental_e_Socioeconomica_das_Ecorregioes_do_Geocerrado/Caracterizacao_das_Ecorregioes_1.1.pdf>. Acesso em: 7 jan. 2016.
- CASTRO, K. B.; MARTINS, E. S.; BRAGA, A. R. S.; LIMA, L. A. S.; RODRIGUES, L. N. Manejo da terra e compartimentação geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Buriti Vermelho, DF. In: ENCONTRO DE JOVENS TALENTOS DA EMBRAPA CERRADOS, 4., 2009, Planaltina, DF. **Resumos apresentados...** Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. p. 105. (Embrapa Cerrados. Documentos, 243).
- CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p. (EMBRAPA- CNPS. Documentos, 1).
- DARDENNE, M. A.; CAMPOS, J. E. G.; MENEZES, P. R.; ALVARENGA, C. J. S. **Geologia do Distrito Federal e entorno próximo**. Brasília, DF: Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 1999. 141 p. Relatório Final.
- FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. (Coord.). **Hidrogeologia**: conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. 412 p.
- FIÈS, J. C. Analyse de la répartition du volume de pores dans les assemblages argile-squelette: comparaison entre un modèle d'espace poral textural et les données fournies par la porosimétrie au mercure. **Agronomie**, v. 4, n. 9, p. 891-899, 1984.

FIÈS, J. C.; BRUAND, A. Textural porosity analysis of a silty clay soil using pore volume balance estimation, mercury porosity and quantified backscattered electron scanning image (BESI). **Geoderma**, v. 47, n. 3-4, p. 209-219, 1990.

FONTES, A. S.; ALVARES, D.; MEDEIROS, Y. D. P. **Bacia experimental do Rio do Cedro: implantação e primeiros resultados.** Disponível em: <<http://www.grh.ufba.br/Publicacoes/Artigos/Artigos%202004/Avaliacao%20Preliminar%20Bacia%20Rio%20do%20Cedro%20-%20Andrea%20Fontes.pdf>>. Acesso em: 28 maio 2009.

GENUCHTEN, M. T. van. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

KLUTE, A. Laboratory measurements of hydraulic conductivity of saturated soil. In: BLACK, C. A.; EVANS, D. D.; WHITE, J. L.; ENSMINGER, L. E.; CLARK, F. E. **Methods of soil analysis: I. Physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling.** Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 210-221.

MANETA, M. P.; TORRES, M. O.; WALLENDER, W. W.; VOSTI, S.; HOWITT, R.; RODRIGUES, L.; BASSOI, L. H.; PANDAY, S. A spatially distributed hydroeconomic model to assess the effects of drought on land use, farm profits, and agricultural employment. **Water Resources Research**, v. 45, n. 11, p. 1-19, 2009.

MARIOTI, J.; RODRIGUES, L. N.; GRAH, V. F. Caracterização do regime pluvial de uma bacia experimental representativa do cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 38., 2009, Juazeiro, Petrolina. **Planejamento da bacia hidrográfica e o desenvolvimento da agricultura.** Petrolina: UNIVASF: Embrapa Semiárido, 2009a. 1 CD-ROM.

MARIOTI, J.; RODRIGUES, L. N.; SILVA, F. A. M. Bacia experimental do Buriti Vermelho: estimativa da data de início e fim da estação chuvosa. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 19., 2009, Montes Claros. **Os efeitos multiplicadores da agricultura irrigada: anais.** Montes Claros: ABID, 2009b. 1 CD-ROM.

MENT, A. As condições hidrogeológicas do Brasil. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. (Org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Fortaleza: CPRM, 2000. p. 323-340.

MINELLA, J. P. G. Avaliação de parâmetros hidrossedimentométricos numa bacia do Rio Grande do Sul. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, p. 46-51, 2004.

MOREIRA, J. M. A. P.; SOUSA, T. C. R. de; SOUZA, M. A.; AGUIAR, J. L. P. de; BELCHIOR, E. B.; RODRIGUES, L. N. **Caracterização dos produtores do Núcleo Rural do Buriti Vermelho: aspectos sociais, geográficos e de uso do solo e da água.** Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2010. 23 p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 292).

OLIVEIRA, F. A. **Procedimentos, para aprimorar a regionalização de vazões: estudo de caso da bacia do Rio Grande.** 2008. 173 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

PASSO, D. P.; RODRIGUES, L. N.; SILVA, R. N. da; OLIVEIRA NETO, S. P. de; WESCHENFELDER, R.; SOUZA, F. A. Estimativa da condutividade hidráulica saturada em solos da Bacia do Rio Buriti Vermelho, Distrito Federal. In: ENCONTRO DE JOVENS TALENTOS DA EMBRAPA CERRADOS, 3., 2007, Planaltina, DF. **Resumos apresentados**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007. p. 34 (Embrapa Cerrados. Documentos, 176).

SANDERS, L. L. **A manual of field hydrogeology**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1998. 379 p.

SILVA, E. M. da; AZEVEDO, J. A. de. Influência do período de centrifugação na curva de retenção de água em solo de Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 10, p. 1487-1494, 2002.



Na Livraria Embrapa, você encontra
livros e e-books sobre agricultura, pecuária,
negócio agrícola, etc.

Para fazer seu pedido, acesse:
www.embrapa.br/livraria

ou entre em contato conosco
Fone: (61) 3448-4236
livraria@embrapa.br

Você pode também nos encontrar nas redes sociais:

 facebook.com/livrariaembrapa

 twitter.com/livrariaembrapa

Impressão e acabamento
Embrapa
Secretaria-Geral

O papel utilizado nesta publicação foi produzido conforme
a certificação do Bureau Veritas Quality International (BVQI) de Manejo Florestal

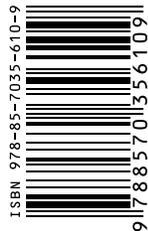
Embrapa

**Cerrados
Solos**

Apoio:



MINISTÉRIO DA
AGRICULTURA, PECUÁRIA
E ABASTECIMENTO



CGPE 13107