

OBJETIVOS DE
DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL

2 FOME ZERO
E AGRICULTURA
SUSTENTÁVEL



Solos Sustentáveis para a Agricultura no Nordeste

Henrique Antunes de Souza
Luiz Fernando Carvalho Leite
João Carlos Medeiros

EDITORES TÉCNICOS

Embrapa

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio-Norte
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Solos Sustentáveis para a Agricultura no Nordeste

*Henrique Antunes de Souza
Luiz Fernando Carvalho Leite
João Carlos Medeiros*

Editores Técnicos

Embrapa
Brasília, DF
2021

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Meio-Norte

Av. Duque de Caxias, 5.650, Bairro Buenos Aires, Caixa Postal 01
CEP 64008-780, Teresina, PI
Fone: (86) 3198-0500
www.embrapa.br/meio-norte
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Unidade responsável pelo conteúdo e edição

Embrapa Meio-Norte

Comitê de Publicação da Embrapa Meio-Norte

Presidente

Danielle Maria Machado Ribeiro Azevêdo

Secretário-executivo

Jeudys Araújo de Oliveira

Membros

Edvaldo Sagrilo, Orlane da Silva Maia, Luciana Pereira dos Santos Fernandes, Lígia Maria Rolim Bandeira, Humberto Umbelino de Sousa, Pedro Rodrigues de Araújo Neto, Antônio de Pádua Soeiro Machado, Alexandre Kemenes, Ana Lúcia Horta Barreto, Braz Henrique Nunes Rodrigues, Francisco José de Seixas Santos, João Avelar Magalhães, Rosa Maria Cardoso Mota de Alcantara,

Supervisão editorial

Lígia Maria Rolim Bandeira

Revisão de texto

Francisco de Assis David da Silva

Normalização bibliográfica

Orlane da Silva Maia

Diagramação

Jorimá Marques Ferreira

Ilustração da capa

Luciana Pereira dos Santos Fernandes

1ª edição

Publicação digital - PDF (2021)

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 Meio-Norte

Solos sustentáveis para a agricultura no Nordeste / Henrique Antunes de Souza, Luiz Fernando Carvalho Leite, João Carlos Medeiros, editores técnicos. - Brasília, DF : Embrapa, 2021.
PDF (595 p.) : il. color.

ISBN 978-65-86056-11-2

1. Manejo do solo. 2. Conservação do solo. 3. Agricultura sustentável. 4. Recurso natural. 5. Sustentabilidade. I. Souza, Henrique Antunes de. II. Leite, Luiz Fernando Carvalho. III. Medeiros, João Carlos. IV. Embrapa Meio-Norte.

CDD 631.45 (21. ed.)

Orlane da Silva Maia (CRB-3/915)

© Embrapa

Autores

Adailson Pereira de Souza

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Fitotecnia, professor da Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB

Adão Cabral das Neves

Engenheiro-agrônomo, mestre em Agronomia/Produção Vegetal, analista da Embrapa Meio-Norte, Teresina, PI

Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ecologia de Agroecossistemas, professor da Universidade Federal do Piauí, Teresina, PI

Adílson Oliveira Júnior

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Soja, Londrina, PR

Alexandre Campelo de Oliveira

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Ciência do Solo, professor da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Serra Talhada, PE

Alexandre Cunha de Barcellos Ferreira

Engenheiro-agrônomo, doutor em Fitotecnia, pesquisador da Embrapa Algodão, Campina Grande, PB

Alexandre Hugo César Barros

Engenheiro-agrônomo, doutor em Física do Ambiente Agrícola,
pesquisador da Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

Alexandre Paiva da Silva

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos
e Nutrição de Plantas, professor da Universidade
Federal da Paraíba, Areia, PB

Ana Dolores Santiago de Freitas

Engenheira-agrônoma, doutora em Tecnologias Energéticas
Nucleares, professora da Universidade Federal
Rural de Pernambuco, Recife, PE

Ana Luiza Dias Coelho Borin

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciências do Solo,
pesquisadora da Embrapa Algodão,
Campina Grande, PB

André Júlio do Amaral

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do
Solo, pesquisador da Embrapa Solos
(UEP Recife), Recife, PE

Antonio João de Lima Neto

Engenheiro-agrônomo, doutor em Fitotecnia,
pesquisador da Universidade Federal do
Ceará, Fortaleza, CE

Antônio Carlos Barreto

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos
e Nutrição de plantas, pesquisador da Embrapa
Tabuleiros Costeiros, Aracaju, SE

Bruno de Oliveira Dias

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da
Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB

Caroline Miranda Biondi

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciência do Solo, professora da
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE

Celsemy Eleutério Maia

Engenheiro-agrônomo, doutor em Recursos Naturais, professor da
Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN

Clístenes Williams Araújo do Nascimento

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas,
professor da Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Recife, PE

Danilo Eduardo Rozane

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Produção Vegetal,
professor da Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, Registro, SP

Diana Signor

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciência/Solos e Nutrição de
Plantas, pesquisadora da Embrapa Semiárido, Petrolina, PE

Diógenes Manoel Pedroza de Azevedo

Engenheiro-agrônomo, mestre em Agronomia/Produção
Vegetal, pesquisador da Embrapa
Meio-Norte, Teresina, PI

Dirceu Klepker

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Cocais (UEP Balsas), Balsas, MA

Djail Santos

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB

Djalma Euzébio Simões Neto

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Ciência do Solo, pesquisador da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Carpina, PE

Edson Patto Pacheco

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, SE

Eloísa dos Santos Benazzi

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária/Agroecologia, diretora de Desenvolvimento Sustentável da Prefeitura de Paracambi, Paracambi, RJ

Emídio Cantídio Almeida de Oliveira

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências/Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE

Fernando Bruno Vieira da Silva

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE

Fernando José Freire

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE

Fernando Lisboa Guedes

Biólogo, doutor em Genética e Melhoramento de Plantas, pesquisador da Embrapa Caprinos e Ovinos, Sobral, CE

Flávio Adriano Marques

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

Flávio Pereira de Oliveira

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB

Francisco das Chagas Monteiro

Engenheiro-agrônomo, mestre em Agronomia/Ciência Animal, analista da Embrapa Meio-Norte, Teresina, PI

Gilvan Barbosa Ferreira

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Algodão, Campina Grande, PB

Henrique Antunes de Souza

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Produção Vegetal, pesquisador da Embrapa Meio-Norte, Teresina, PI

Inácio de Barros

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências Agrárias, pesquisador da Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora, MG

Jaqueline Dalla Rosa

Engenheira-agrônoma, doutora em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas, professora da Universidade Federal do Sul da Bahia, Itabuna, BA

João Carlos Medeiros

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal do Piauí, Bom Jesus, PI

João Henrique Zonta

Engenheiro-agrônomo, doutor em Engenharia Agrícola, pesquisador da Embrapa Algodão, Campina Grande, PB

Joaquim Bezerra Costa

Zootecnista, doutor em Zootecnia, pesquisador da Embrapa Cocais, São Luís, MA

José Carlos Pereira dos Santos

Engenheiro-agrônomo, mestre em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

José Coelho de Araújo Filho

Engenheiro-agrônomo, doutor em Geoquímica e Geotectônica, pesquisador da Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

José Henrique de Albuquerque Rangel

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agricultura Tropical/Forragicultura, pesquisador da Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, SE

Julio Cesar Bogiani

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agricultura, pesquisador da
Embrapa Territorial, Campinas, SP

Lafayette Franco Sobral

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da
Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, SE

Lourival Vilela

Engenheiro-agrônomo, mestre em Ciência do Solo, pesquisador
da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF

Luís de França da Silva Neto

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador
da Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

Luiz Fernando Carvalho Leite

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos e
Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa
Meio-Norte, Teresina, PI

Luiz Guilherme Medeiros Pessoa

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Ciência do
Solo, professor da Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Serra Talhada, PE

Manoel Batista de Oliveira Neto

Engenheiro-agrônomo, mestre em Ciência do Solo, pesquisador da
Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

Marcelo Ferreira Fernandes

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da
Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, SE

Márcio Cleber de Medeiros Corrêa

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Produção Vegetal,
professor da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE

Marcos Aurélio Carolino de Sá

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos e Nutrição de
Plantas, pesquisador da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF

Marcos Lopes Teixeira Neto

Engenheiro-agrônomo, mestre em Agronomia/Produção Vegetal,
analista da Embrapa Meio-Norte, Teresina, PI

Maria da Conceição Santana Carvalho

Engenheira-agrônoma, doutora em Solos e Nutrição de Plantas,
pesquisadora da Embrapa Arroz e Feijão,
Santo Antônio de Goiás, GO

Maria do Socorro Conceição de Freitas

Tecnóloga em Gestão de Fruticultura Irrigada, doutora
em Agronomia, professora do Instituto Federal
de Educação, Ciência e Tecnologia do Sertão
Pernambucano, Ouricuri, PE

Nilzema Lima da Silva

Engenheira-agrônoma, mestre em Zootecnia, pesquisadora da
Embrapa Caprinos e Ovinos, Sobral, CE

Paulo Klinger Tito Jacomine

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador
aposentado da Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

Paulo Ivan Fernandes Júnior

Biólogo, doutor em Agronomia/Ciência do Solo, pesquisador da
Embrapa Semiárido, Petrolina, PE

Paulo Sérgio Lima e Silva

Engenheiro-agrônomo, doutor em Genética e Melhoramento de Plantas, professor da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN

Rafael Felipe Ratke

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos e Água, professor da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Chapadão do Sul, MS

Rafael Gonçalves Tonucci

Zootecnista, doutor em Zootecnia, pesquisador da Embrapa Caprinos e Ovinos, Sobral, CE

Raimundo Bezerra de Araújo Neto

Engenheiro-agrônomo, mestre em Produção Animal/Forrageiras e Pastagens, Pesquisador da Embrapa Meio-Norte, Teresina, PI

Rita de Cassia Alves de Freitas

Engenheira-agrônoma, doutora em Solos e Nutrição de Plantas, professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, São João do Piauí, PI

Roberto Cláudio Fernandes Franco Pompeu

Engenheiro-agrônomo, doutor em Zootecnia, pesquisador da Embrapa Caprinos e Ovinos, Sobral, CE

Roberto da Boa Viagem Parahyba

Engenheiro-agrônomo, doutor em Geografia, pesquisador da Embrapa Solos (UEP Recife), Recife, PE

Ronialison Fernandes Queiroz

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Fitotecnia, pesquisador da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE

Salete Alves de Moraes

Zootecnista, doutora em Ciência Animal, pesquisadora
da Embrapa Semiárido, Petrolina, PE

Tatiana Ayako Taura

Engenheira cartógrafa, mestre em Ciências Geodésicas, analista
da Embrapa Semiárido, Petrolina, PE

Valdinei Sofiatti

Engenheiro-agrônomo, doutor em Fitotecnia, pesquisador
da Embrapa Algodão, Campina Grande, PB

Vanderlise Giongo

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciência do Solo, pesquisadora da
Embrapa Semiárido, Petrolina, PE

Vânia da Silva Fraga

Química industrial, doutora em Tecnologia Energéticas
e Nucleares, professora da Universidade Federal
da Paraíba, Areia, PB

Wagner Luís da Silva Souza

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Ciência do Solo,
professor do Instituto Federal de Educação, Ciência
e Tecnologia de Pernambuco, Barreiros, PE

William Natale

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Solos e
Nutrição de Plantas, professor da Universidade
Federal do Ceará, Fortaleza, CE

Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE

Agradecimentos

Ao incansável produtor rural nordestino, principal força motriz da nossa dedicação à Ciência do Solo.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Piauí (FAPEPI) pelo apoio financeiro.

Apresentação

O Nordeste do Brasil apresenta diversidade de condições edafoclimáticas e múltiplos tipos de agricultura. É a região do País que contém o maior número de agricultores familiares, os solos agricultáveis mais antigos (desde a colonização do Brasil) e a nossa última fronteira agrícola.

Com sistemas agrícolas heterogêneos, inseridos em diferentes biomas, a agricultura nordestina tem convivido com graves processos de degradação e desertificação, quase sempre decorrentes de manejo inadequado do solo. Por outro lado, há iniciativas e exemplos bem-sucedidos de modelos de produção conservacionistas, calcados na melhoria da qualidade do solo, no acúmulo de carbono e na mitigação de gases de efeito estufa, como os sistemas integrados de produção, o manejo de plantas de cobertura para produção de palhada sob plantio direto e a fixação biológica de nitrogênio. São inovações tecnológicas que possibilitam, além do incremento da produtividade, a garantia da segurança alimentar e a conservação dos recursos naturais.

Assim, este livro, gerado em parte pelas contribuições advindas da *IV Reunião Nordestina de Ciência do Solo, realizada em 2017*, ampliará o conhecimento de pesquisadores, produtores e estudantes sobre estratégias conservacionistas para a agricultura nordestina, sempre se pautando no uso sustentável do solo. Além disso, está fortemente conectado

com a agenda mundial em torno da sustentabilidade, fomentada pela Organização das Nações Unidas (ONU) e sua proposição de “Objetivos de Desenvolvimento Sustentável” – ODS, com forte aderência ao ODS 2: Fome Zero e Agricultura Sustentável, pois apresenta de forma cristalina uma pluralidade de manejo conservacionistas do solo, considerando as particularidades de cada bioma da região Nordeste.

Luiz Fernando Carvalho Leite

Chefe-Geral da Embrapa Meio-Norte

Prefácio

Com muita honra, recebi a missão de prefaciar o livro *Solos Sustentáveis para a Agricultura no Nordeste*, que representa excelente iniciativa da Embrapa Meio-Norte e da Universidade Federal do Piauí, Campus de Bom Jesus, PI.

A região Nordeste ocupa uma área de 1,6 milhão de km², correspondendo a 18,2% do território brasileiro, onde predominam, em ordem decrescente de área, os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica; em menor expressão, ocorre o bioma Amazônia concentrado no estado do Maranhão.

Essa região conta com levantamentos de solos realizados em cada estado há aproximadamente 30 a 50 anos. De lá para cá, o nível de antropização foi acelerado, nem sempre obedecendo às recomendações quanto à aptidão dos solos e áreas, existindo hoje enormes preocupações em relação à degradação e sustentabilidade ambiental, especialmente a desertificação.

Essa constatação potencializa a importância do livro em pauta, cujo foco volta-se para o preenchimento de importante e estratégica lacuna em relação ao uso sustentável dos solos dessa região do Brasil, cujas fragilidades edafoclimáticas predominantes têm contribuído para gerar significativos impactos econômicos, ambientais e, sobretudo, sociais negativos. Será, sem dúvida, importante instrumento de apoio ao trinômio pesquisa-ensino-extensão em ciências agrárias no Nordeste.

Ele reúne o esforço de 24 instituições e 74 profissionais a elas vinculados, altamente qualificados e conhecedores das diversidades, potencialidades e limitações dos solos e seus usos na região Nordeste, estruturado em 17 capítulos distribuídos em quatro partes voltadas para a retrospectiva, caracterização e conservação do solo (segurança alimentar, pedologia, matéria orgânica, poluição e proteção da qualidade do solo e emissão de gases de efeito estufa), bioma Cerrado (manejo e conservação do solo e da água, manejo da fertilidade do solo, manejo de plantas em sistemas intensivos e sistemas integrados de produção), bioma Caatinga (manejo e conservação do solo em agroecossistemas familiares, fixação biológica de nitrogênio, salinidade e sistemas integrados) e bioma Mata Atlântica (manejo e conservação do solo em sistemas de produção de grãos e de cana-de-açúcar, critérios de predição do estado nutricional de fruteiras tropicais e sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta).

Trata-se, portanto, de obra de elevada densidade e qualidade quanto a conteúdo e de abrangência espacial, na qual foram sistematizados conhecimentos científicos e tecnológicos que, seguramente, contribuirão para minimizar questões econômicas, ambientais e sociais do sofrido povo nordestino.

Finalizo enviando sinceras congratulações aos editores, autores e instituições vinculadas, pelo excelente livro, tão oportunamente elaborado e disponibilizado a professores, pesquisadores, extensionistas, técnicos, produtores e estudantes interessados nos temas abordados.

Luciano da Silva Souza

Pesquisador aposentado da Embrapa Mandioca e Fruticultura,
professor-adjunto da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Sumário

Parte I

Retrospectiva, caracterização e conservação do solo na região
Nordeste do Brasil.....23

Capítulo 1

Solo e o complexo desafio da segurança alimentar..... 25

Capítulo 2

Evolução histórica da pedologia na região Nordeste do Brasil..... 53

Capítulo 3

Matéria orgânica do solo em sistemas de produção integrados no
Nordeste brasileiro..... 81

Capítulo 4

Poluição e valores orientadores da qualidade dos solos no Nordeste
brasileiro..... 113

Capítulo 5

Emissão de gases de efeito estufa em sistemas produtivos no
Nordeste brasileiro..... 149

Parte II

Solos sustentáveis para a agricultura do bioma Cerrado do Nordeste.....	171
---	-----

Capítulo 1

Manejo e conservação do solo e da água em sistemas agrícolas no bioma Cerrado do Nordeste brasileiro.....	173
---	-----

Capítulo 2

Manejo da fertilidade do solo em sistemas intensivos de produção de grãos e fibras no bioma Cerrado do Nordeste brasileiro.....	213
---	-----

Capítulo 3

Manejo de plantas em sistemas agropecuários intensivos no bioma Cerrado do Nordeste brasileiro.....	251
---	-----

Capítulo 4

Sistemas integrados no bioma Cerrado do Nordeste brasileiro.....	293
--	-----

Parte III

Solos sustentáveis para a agricultura do bioma Caatinga do Nordeste.....	313
--	-----

Capítulo 1

Manejo e conservação do solo em agroecossistemas familiares do bioma Caatinga.....	315
--	-----

Capítulo 2

Fixação biológica de nitrogênio em agroecossistemas da região Semiárida do Nordeste.....	375
--	-----

Capítulo 3

Salinidade do solo em sistemas agropecuários do bioma Caatinga.....	409
---	-----

Capítulo 4

Sistemas integrados no bioma Caatinga.....	439
--	-----

Parte IV

Solos sustentáveis para a agricultura do bioma Mata Atlântica do Nordeste.....	453
--	-----

Capítulo 1

Manejo e conservação do solo em sistemas de produção de cana-de-açúcar no bioma Mata Atlântica do Nordeste brasileiro.....	455
--	-----

Capítulo 2

Manejo da fertilidade do solo e estado nutricional de fruteiras no bioma Mata Atlântica do Nordeste brasileiro.....	493
---	-----

Capítulo 3

Manejo e conservação do solo em sistemas de produção de grãos no bioma Mata Atlântica do Nordeste brasileiro.....	537
---	-----

Capítulo 4

Potencialidades da Zona da Mata e do Agreste nordestinos para a implantação de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta.....	573
--	-----

Parte I

**Retrospectiva, caracterização e
conservação do solo na região
Nordeste do Brasil**

Capítulo 1

SOLO E O COMPLEXO DESAFIO DA SEGURANÇA ALIMENTAR

Eloísa Benazzi

Luiz Fernando Carvalho Leite

Introdução

Diversas questões complexas, inter-relacionadas e abordadas com foco na manutenção da população mundial são reconhecidas como desafios ambientais ao desenvolvimento sustentável, como a segurança alimentar, hídrica e energética, a redução das alterações climáticas, a proteção da biodiversidade e a prestação de serviços ecossistêmicos (Bouma; Mcbratney, 2013). A Declaração da Cúpula Mundial sobre Segurança Alimentar estabelece que:

[...] a segurança alimentar existe quando todas as pessoas têm, a qualquer momento, acesso físico, social e econômico a alimentos seguros, nutritivos e em quantidades suficientes, que atendam às suas necessidades e preferências alimentares por uma vida ativa e saudável (FAO, 2010).

Há um consenso de que solos saudáveis são o pilar para a segurança alimentar, a segurança nutricional e a mitigação das mudanças climáticas. Em 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU) instituiu o Ano Internacional dos Solos, escolha amparada nos múltiplos serviços ecológicos, sociais e econômicos desse recurso natural e também no incremento das discussões e negociações pautadas nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU. De maneira direta ou indireta, os ODS envolvem o manejo sustentável do solo e demais recursos naturais, para que a segurança alimentar e o

crescimento econômico sejam atingidos, em consonância com a proteção e o aprimoramento da prestação de serviços ecossistêmicos, manutenção da biodiversidade e mitigação de mudanças climáticas (Hurni et al., 2015).

A produção de alimentos saudáveis e nutritivos é um dos principais serviços ecossistêmicos prestados pelos solos e, portanto, dependente de seu bom funcionamento. A maneira como os solos são manejados, especialmente por pessoas em situações de insegurança alimentar e vulnerabilidade populacional, relaciona-se intrinsecamente com as quatro dimensões da segurança alimentar (Zanella et al., 2015): a) produção e disponibilidade de alimentos por meio do manejo e conservação do solo; b) estabilidade da produção e disponibilidade a qualquer momento; c) acesso à alimentação dentro das possibilidades financeiras e físicas da população; d) segurança e utilização dos alimentos pela qualidade nutritiva, química, física e biológica (FAO, 2011).

A disponibilidade de alimentos se refere ao fornecimento suficiente e está atrelada à produção. O acesso aos alimentos refere-se ao acesso físico e sociocultural, bem como à capacidade econômica de aquisição. A utilização de alimentos tem associação com o estado nutricional de cada indivíduo e é entendida como a obtenção de energia e dos nutrientes requeridos para uma dieta saudável, envolvendo o preparo dos alimentos, a diversificação da alimentação, as práticas alimentares, a distribuição local de alimentos e o acesso à água limpa. A estabilidade alimentar se relaciona com a garantia de que os demais pilares sejam alcançados ao longo do tempo, por exemplo, em períodos de instabilidade ambiental, política ou econômica (FAO, 2008a). Logo, a ausência ou insuficiência de qualquer desses componentes resulta de maneira inexorável em um processo de insegurança alimentar (Rojas et al., 2016).

A manutenção do abastecimento de alimentos e água para uma população mundial prevista em mais de 9 bilhões até 2050 (Godfray et al., 2010; Foresight, 2011; FAO, 2017) exigirá uma provisão em quantidades suficientes e de qualidade. O fornecimento de energia, minimizando o impacto sobre o clima, dependerá de alternativas que não resultem em aumento das emissões de gases de efeito estufa (Janzen et al., 2011). Tais atividades impactarão sobre os serviços ecossistêmicos e representarão um desafio contínuo à preservação da biodiversidade.

De fato, aumentos globais na produção de alimentos foram obtidos à custa de serviços ecossistêmicos essenciais e consequente perda de biodiversidade, como mudanças no uso da terra para implementação da produção agrícola, coleta indiscriminada de recursos florestais (Richardson, 2010; Thiaw et al., 2011) ou ainda comprometimento da diversidade alimentar (Khoury et al., 2014). Ademais, os crescentes avanços na produção de alimentos e na produtividade agrícola não garantiram que grupos vulneráveis tivessem o acesso facilitado à alimentação, o que comprometeu a estabilidade alimentar, considerada a dimensão que nas últimas décadas se encontra estagnada, devido à volatilidade dos preços internacionais dos recursos alimentares, instabilidades políticas (FAO, 2014), alterações climáticas com eventos extremos, incidência de pragas e doenças nos cultivos e escassez hídrica (Cruz-Garcia et al., 2016).

O recurso solo: aspectos globais e importância

Os solos são definidos como corpos naturais tridimensionais resultantes das interações de clima, organismos, relevo e material de origem, atuando em maior ou menor intensidade durante determinado tempo (Mendonça-Santos et al., 2008) e são constituídos de mistura das fases sólida, líquida e gasosa, formados por minerais, matéria orgânica viva e em decomposição.

São considerados saudáveis quando têm a capacidade de, em ecossistemas naturais ou manejados, sustentarem as produtividades vegetal e animal, manterem e melhorarem a qualidade da água e do ar e promoverem a saúde vegetal e animal (Doran, 2002), sendo um dos fatores de produção que determinam a estabilidade da produção de alimentos, a qualidade nutricional e a produtividade (FAO, 2008b, 2013). Além de estratégicos para a produção alimentar e fundamentais em processos e ciclos ecológicos, os solos acolhem mais de um quarto da biodiversidade do planeta Terra.

O conhecimento do status mundial do recurso solo é primordial para projeções da segurança alimentar, o que pode ser obtido pela determinação da saúde do solo. Entretanto avaliar a saúde do solo não é um processo fácil, pois, além da necessidade de ser determinada por indicadores quantificáveis e mapeáveis, é variável no tempo e no espaço e é influenciada pelos sistemas de manejo adotados pelos produtores. É fato que a produtividade agrícola

das terras duplicou nos últimos anos, contudo tais aumentos levaram à perda da capacidade produtiva pelo esgotamento do solo e da água e, conseqüentemente, à degradação dos ecossistemas (Rojas et al., 2016).

A degradação ambiental, a escassez de recursos, os padrões de consumo mundiais, as perdas e desperdícios de alimentos e sua distribuição irregular são desafios a serem enfrentados pelos sistemas de produção atuais para o fornecimento adequado de alimentos seguros, diversificados e ricos em nutrientes requeridos para uma dieta saudável (International Conference..., 2014). Conceitualmente, qualquer perda ou redução na capacidade produtiva biológica ou econômica da terra, quantitativa e qualitativamente, por meio de processos como erosão hídrica e eólica, salinização, especialmente em regiões costeiras, áridas e semiáridas, acidificação, poluição e contaminação, compactação, perda de carbono do solo e empobrecimento de nutrientes, torna os solos agrícolas degradados, afetando direta ou indiretamente a segurança alimentar (United Nations Convention..., 2013).

No combate à degradação, do solo têm-se empregado soluções tecnológicas que impulsionam as funções do solo e privilegiam o ciclo da água, os ciclos de biomassa, o carbono e os nutrientes do solo, minimizam a poluição, a contaminação e a erosão do solo, incrementando ou mantendo a produtividade e a saúde do solo. Isso pode ser alcançado pela adoção de práticas como a manutenção da cobertura do solo, a redução da compactação, o consórcio e/ou rotação de culturas, a integração do sistema lavoura-pecuária-floresta, pelo aumento da diversidade de plantas e animais e pelo equilíbrio entre as entradas e saídas de nutrientes do solo (Mueller et al., 2012; Branca et al., 2013; Köhl et al., 2014; Domenech et al., 2019), ou seja, um manejo sustentável do solo, cuja tomada de decisão seja dependente de informações que relacionem propriedades e funções do solo à sua saúde (Doran, 2002; Rojas et al., 2016).

Ameaças à saúde do solo e à segurança alimentar

O aumento populacional, o desenvolvimento agrícola e industrial e a tentativa de suprir as crescentes demandas energéticas geraram uma série de entraves que comprometem a saúde do solo, limitam a produção de alimentos (quantidade e qualidade) e determinam que o modelo de agricultura

atual seja substituído por sistemas de produção sustentáveis. As principais ameaças à segurança alimentar são as mudanças climáticas, as mudanças no uso da terra e a erosão, compactação e salinização do solo, todas impactando negativamente a disponibilidade, a estabilidade, o acesso, a segurança e o uso de alimentos.

As mudanças no clima influenciam a saúde do solo ao alterarem os ciclos do carbono e da água, tornando assim o atendimento às demandas alimentar e nutricional da população um grande desafio. Além disso, interferem diretamente na produção de alimentos ao comprometerem o crescimento e o desenvolvimento das culturas ou, indiretamente, por modificarem o lençol freático e a incidência de pragas e doenças (Gregory et al., 2005; Miao et al., 2011; Newton et al., 2011; Lal, 2014). O impacto dessas mudanças varia de acordo com a região, com o status socioeconômico de um país e com as tecnologias empregadas pelos agricultores para suplantar os extremos de temperatura e variações no padrão pluviométrico, refletindo na capacidade produtiva e de mineralização dos solos.

As mudanças climáticas alteram ainda, como resultado da ação antropogênica, o tempo de retorno de eventos naturais como enchentes e secas, podendo provocar perdas na produção agropecuária, variação dos preços de mercado, reestruturação do calendário agrícola, que deve adequar-se à nova realidade climatológica, com alteração dos hábitos de cultivo e dietas locais, restrição da oferta de alimentos. Algumas correntes de pesquisa sugerem que as mudanças climáticas beneficiarão a produção de alimentos ao transformarem áreas improdutivas em áreas agricultáveis (Ferranti, 2016). Em regiões áridas e semiáridas, a variação climática reduzirá a estabilidade alimentar.

Nos ecossistemas terrestres, os solos atuam como filtros naturais, eficazes no sequestro de carbono e na mitigação das mudanças climáticas, minimizando as emissões globais de dióxido de carbono; ademais, a absorção de dióxido de carbono é benéfica para a produtividade agrônômica das culturas e para a segurança alimentar por elevar a produção primária líquida e, conseqüentemente, os índices de colheita por meio da fotossíntese. Aumentos dos teores de carbono orgânico do solo relacionam-se diretamente com maior disponibilidade de macro e micronutrientes no solo para as culturas, implicando maiores rendimentos (FAO, 2013; Jahangir, 2016; Rojas et al., 2016).

As mudanças do uso da terra também estão fortemente envolvidas com impactos sobre a sustentabilidade do solo. O crescimento populacional está atrelado à urbanização, que promove mudanças drásticas no uso da terra ao transformar terras agricultáveis em áreas residenciais ou industriais, aumentando assim a extensão de superfícies artificiais que cobrem permanentemente o solo com uma camada de material resistente. Esse processo compromete a estrutura do solo, suas funções e a saúde do solo, especialmente, pela contaminação por deposição atmosférica e disposição de resíduos sólidos. A urbanização obriga que os produtores rurais se desloquem para áreas marginais, aumentando as despesas com o transporte de insumos, com o escoamento da produção e com a irrigação, além do fato de os ganhos em produtividades não compensarem as perdas em extensão de terras ou perdas globais na produção (Prokop et al., 2011; Gardi et al., 2015).

A expansão das fronteiras agrícolas também está associada às mudanças do uso da terra que afetam a integridade do solo, dos ecossistemas e da biodiversidade. A remoção da vegetação nativa para implantação de culturas de interesses agrícola e econômico, principalmente regida por sistemas não sustentáveis, afeta funções e serviços ecossistêmicos do solo e do próprio meio ambiente. Além disso, contribui para a perda de qualidades química, física e biológica por favorecer maior taxa de decomposição da matéria orgânica e a consequente emissão de carbono, além de alterar o ciclo da água. A conversão de florestas em pastagens, por exemplo, promove alterações não apenas na vegetação, mas também em propriedades do solo (Moraes et al., 2008). A remoção da vegetação nativa leva à deficiência de nutrientes (Badejo, 1998) e à perda de matéria orgânica do solo (Srivastava; Singh, 1991; Leite et al., 2014), o que é prejudicial quando se considera o seu papel na estabilização dos agregados do solo, como fonte de energia para os organismos decompositores e a sua participação na capacidade de retenção de água no solo (Guariguata; Ostertag, 2001), além da sua influência na fertilidade do solo ao reter formas orgânicas de nutrientes e ter elevada capacidade de troca catiônica (Moraes et al., 2008).

A erosão é um processo natural que, assim como outros, como a redução de fertilidade, a salinização, a acidificação, a compactação e a perda de carbono, pode ser intensificado pelo uso excessivo do solo e de práticas

agrícolas inadequadas (Jahangir, 2016). Quando o solo é exposto à chuva ou à energia eólica, ocorre a remoção do *topsoil* – camada de maior conteúdo orgânico que afeta a produção de plantas e alimentos. Se malmanejados, os solos dos agroecossistemas sofrem erosão, havendo redução da produtividade ou, em casos extremos como o surgimento de voçorocas, o abandono da terra. A cobertura vegetal, a matéria orgânica do solo (agente cimentante) e o tipo de solo relacionam-se fortemente com a resistência à erosão (Gomiero, 2016; Rojas et al., 2016).

Quando concentrações elevadas de agroquímicos, elementos traço, xenobióticos, resíduos urbanos e industriais são encontrados no solo por aplicação direta, deposição atmosférica, disposição de resíduos ou efluentes industriais, ocorre a contaminação. Ela é responsável por diminuir a biodiversidade, a fertilidade e a saúde do solo por impedir a decomposição da matéria orgânica, impedindo a reciclagem de nutrientes (Edwards, 2002; Chen, 2007). Quando ocorre a magnificação trófica, a segurança alimentar e a segurança nutricional são comprometidas. A absorção dos contaminantes pelas plantas ocorre via sistema radicular ou via foliar; o consumo prolongado de alimentos contaminados é prejudicial e promove doenças que podem, inclusive, causar a morte de seres humanos e animais (Edwards, 2002; Liu et al., 2005).

Quando há no solo o acúmulo de elementos hidrossolúveis como o sódio, o cálcio, o magnésio e o ferro, que podem ser originários de deposições atmosféricas, de chuvas e do intemperismo da rocha matriz, redistribuídos por águas superficiais e subterrâneas, ocorre o processo de salinização. Irrigações executadas com água de baixa qualidade, uso excessivo de fertilizantes e intrusão de água do mar no solo, especialmente em zonas costeiras, também contribuem para a salinização dos solos. As ações antrópicas, a posição na paisagem e as condições climáticas determinam o acúmulo de sais nos solos; quando em excesso na rizosfera, geram desequilíbrios nutricionais que impedem o crescimento vegetal e a absorção de água pelas plantas. Apesar de ser um problema relacionado a regiões áridas e semiáridas, a salinização pode ocorrer, em maior ou menor extensão, em qualquer zona climática mundial. Ao comprometer a produção agrícola e a saúde do solo a ponto de haver perdas financeiras, a salinização é considerada uma forma de degradação (Rengasamany, 2006; Rojas et al., 2016).

Esses processos são extremamente associados à manutenção da matéria orgânica do solo e da biodiversidade. A matéria orgânica do solo compreende os organismos vivos e os resíduos orgânicos em diferentes estádios de decomposição. Atua como reservatório de nutrientes e serve de recurso alimentar para a fauna edáfica e epígea, contribuindo para o aumento da biodiversidade; o carbono orgânico atua na estruturação do solo, sendo importante agente cimentante. Solos submetidos a manejos intensivos têm seus teores de matéria orgânica e seus estoques de carbono reduzidos e, conseqüentemente, não atuam no sequestro de carbono. Com isso, há menor resistência aos agentes erosivos (vento e água, por exemplo), menor capacidade de retenção hídrica e comprometimento da saúde geral dos solos e da produtividade das culturas, afetando a segurança alimentar e exigindo irrigação e fertilizações constantes, o que transforma os solos em fontes de emissão de dióxido de carbono (Gomiero et al., 2011b; Karlen; Rice, 2015; Lal, 2015).

A resistência do solo à erosão tem relação com a ação de estabilização e agregação desempenhada pela matéria orgânica do solo e com a ação estabilizadora da cobertura vegetal. Grande parte da matéria orgânica do solo está na camada superficial, sendo fundamental para a fertilidade do solo (Tilman et al., 2002; Lal et al., 2004; Guareschi et al., 2012). Solos agrícolas férteis podem conter até 100 Mg de matéria orgânica por hectare. Práticas agrícolas convencionais, que deixam o solo descoberto por longos períodos do ano, contribuem para a erosão do solo e redução dos estoques de matéria orgânica (Lal et al., 2004; Lal, 2010a; Leite et al., 2014). Em alguns estudos, tem sido realçado o papel da matéria orgânica do solo na produtividade agrícola, estimando que, para cada 1% de conteúdo orgânico no solo, este seja capaz de armazenar, aproximadamente, 11 mil litros de água disponível por planta por hectare de solo até 30 centímetros de profundidade (Gomiero et al., 2011a; Gomiero, 2013).

Estratégias para o manejo sustentável do solo, como o plantio direto ou o cultivo mínimo e o sistema orgânico de produção, podem auxiliar na redução de perda de solo, no aumento da matéria orgânica do solo e na restauração da fertilidade e biodiversidade do solo (Karlen et al., 2001; Lal, 2007; Montgomery, 2007; Lal, 2010a; Gomiero et al., 2011a; Gomiero et al.,

2011b; Campos et al., 2013). Em diversos trabalhos, tem sido relatado que, em condições de seca, sistemas orgânicos de produção obtêm maiores rendimentos. Embora a adoção do plantio direto reduza as entradas de energia no sistema agrícola em até 70%, o que significa reduzir as emissões de carbono, o uso de herbicidas/pesticidas e, conseqüentemente, a deriva de produtos químicos nocivos (Friedrich; Kassam, 2012), o mesmo não protege adequadamente o solo sem a associação com práticas complementares, como a rotação de culturas (Domínguez et al., 2010; Domínguez; Bedano, 2016).

Assim como para matéria orgânica, o solo sustenta a biodiversidade indispensável aos ciclos biogeoquímicos e à vida (Moreira et al., 2008). A erosão da biodiversidade decorre do uso excessivo do solo e outros recursos naturais, da eliminação direta ou da fragmentação de habitats, da poluição ou contaminação, das mudanças climáticas; da introdução de espécies e doenças exóticas e do uso de híbridos e monocultivos. A redução de espécies ameaça a segurança alimentar ao aumentar a fragilidade dos ecossistemas às mudanças ambientais. Esse cenário compromete as pesquisas científicas que buscam alimentos alternativos ou espécies adaptadas às alterações ambientais, bem como fármacos. Ancestrais silvestres, plantas cultivadas e espécies alimentícias subutilizadas correm risco de extinção, sem que haja pleno conhecimento sobre seus fatores genéticos de resistência e a formação de um banco genético, o que asseguraria a segurança alimentar (FAO, 2013). Delimita-se assim que a manutenção da biodiversidade está intrinsecamente relacionada a uma agropecuária sustentável, à segurança alimentar e nutricional.

Biodiversidade e serviços ecossistêmicos: auxiliares na segurança alimentar

Elementos pouco explorados na agricultura, os serviços ecossistêmicos têm a capacidade de melhorar e estabilizar a produção, impactando positivamente o meio ambiente pela redução da aplicação de insumos externos. Para tanto, é necessário aliar o conhecimento em ecologia e socioeconomia dos serviços ecossistêmicos, especialmente os baseados em biodiversidade,

à pesquisa e inovação agrícola de modo a garantir a eficiência no uso de recursos, a estabilidade produtiva, a adaptação às condições locais; minimizar o impacto ambiental; e proteger o meio ambiente de eventos extremos (Bommarco et al., 2018).

Surge assim o conceito de intensificação ecológica na agricultura (Pywell et al., 2015; Liang et al., 2016; Simons; Weisser, 2017), que nada mais é que o aumento da produtividade ou a substituição de insumos externos pelo manejo dos serviços ecossistêmicos, como estratégia para superar os desafios da segurança alimentar. O conceito caminha para relacionar organismos cujas atividades evitem as perdas de rendimento e melhorem a fertilidade do solo e a utilização dos recursos naturais (Bender et al., 2016). Comparativamente à agricultura convencional, os cultivos ecologicamente intensificados representam ganhos nas colheitas (Garbach et al., 2017) e, ao reduzirem a lacuna de rendimento, (diferença entre o que foi produzido em uma região e a produção primária potencial de acordo com as condições edáficas e climáticas daquela região) e a lacuna de eficiência no uso de recursos (aumentos de produção em relação ao insumo), a intensificação ecológica tem potencial para, em longo prazo, contribuir com a segurança alimentar mundial (Bommarco et al., 2018).

Para tanto, a intensificação ecológica deve explorar diferentes serviços ecossistêmicos, principalmente os relacionados à biota do solo, ao controle de pragas e doenças e à polinização. Os solos são pontos centrais para a intensificação ecológica e, conseqüentemente, para a segurança alimentar (Smith et al., 2016). O manejo da fertilidade e a eficiência no uso dos nutrientes são pilares das boas práticas agrônômicas que implicam benefícios econômicos e ambientais. A fertilidade do solo está intimamente relacionada com a biota do solo e suas funções (Bender et al., 2016), mas ainda são pouco explorados os mecanismos pelos quais os organismos sustentam os serviços ecossistêmicos, devido ao fato de as pesquisas sobre o manejo da biota do solo, que contribuem para a fertilidade e outros serviços ecossistêmicos relevantes para a promoção da produção agrícola, serem incipientes, especialmente quando se busca padronizar técnicas de estimulação para um nicho ecológico específico do solo (Busby et al., 2017; Hartman et al., 2018). Ainda assim, o uso sustentável da biodiversidade é elementar para a reinvenção de sistemas agrícolas mais eficientes, resilientes e adaptativos (Bender et al., 2016), que assegurem a saúde do solo e a segurança alimentar.

Uma pergunta recorrente acerca da relação entre a biodiversidade do solo e a segurança alimentar é: como manejar a biodiversidade do solo de modo a manter a disponibilidade e a estabilidade, quando se enfrentam estresses bióticos e abióticos, além das mudanças climáticas globais? Para sanar essa questão, é preciso diferenciar os efeitos diretos e indiretos da biodiversidade do solo na produtividade agrícola e na disponibilidade de alimentos. Os impactos diretos se relacionam com as interações solo-planta, em que organismos específicos influenciam o crescimento ou a saúde do vegetal, enquanto os impactos indiretos ocorrem via processos do solo que envolvem a biota, como a dinâmica da matéria orgânica, a ciclagem de carbono e nutrientes e a agregação do solo (El Mujtar et al., 2019).

A saúde do solo foi, durante muito tempo, analisada quanto à produtividade. No entanto, atualmente, um foco mais amplo foi dado ao tema que abrange discussões globais, pois a saúde do solo se tornou uma questão de qualidade e preservação ambiental, de saúde humana e de políticas públicas (Haney et al., 2018).

Solo saudável para a produção de alimentos

Conhecer os desafios associados à saúde do solo e à segurança alimentar (Figura 1) transcende o aumento da produtividade, requerendo mudanças nos sistemas agrícolas que promovam uma produção sustentável e resiliente de alimentos, suprimindo as necessidades nutricionais de populações locais e globais. Assim, uma abordagem que considere o manejo do solo e a diversificação das culturas e dos sistemas de produção, é essencial para se alcançar uma agricultura sustentável e adequada aos ecossistemas locais (Massawe et al., 2016). Um dos objetivos da agricultura sustentável deve ser a preservação dos recursos naturais, sendo ambiental, econômica e socialmente viável, minimizando as emissões de gases do efeito estufa, além de ampliar o sequestro de carbono (Gliessman, 2007; Gomiero et al., 2011a; Sustainable Development..., 2013; Crowder; Reganold, 2015). Práticas como desmatamento, preparo convencional do solo, monocultivos e remoção e queima de biomassa e restos culturais podem ser substituídas pelo reflorestamento, cultivo mínimo ou plantio direto, integração lavoura-pecuária-floresta e reciclagem de resíduos, construindo-se a matéria orgânica e incrementando o sequestro de carbono (Lal, 2013; Leite et al., 2014).

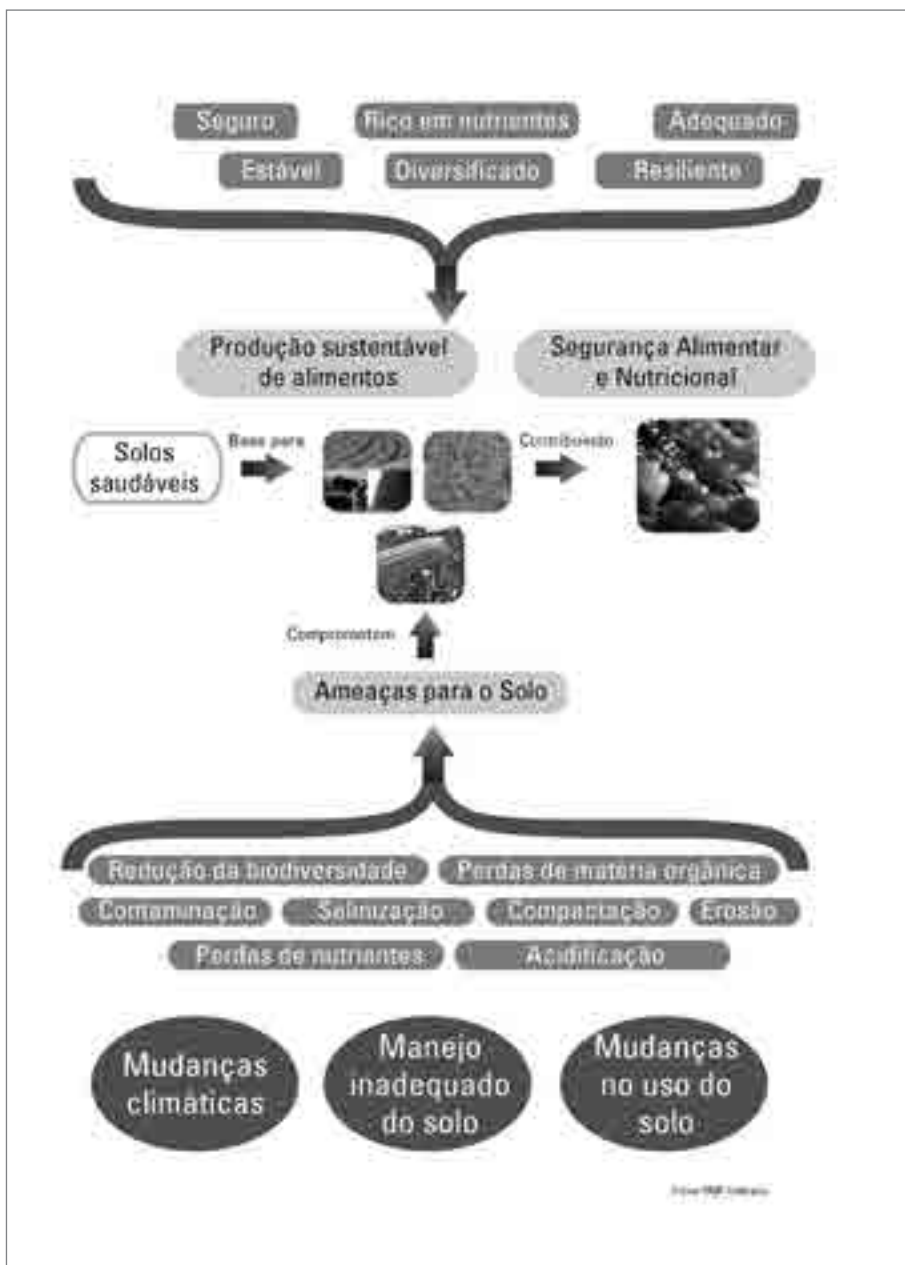


Figura 1. Importância da saúde do solo para a segurança alimentar.
 Fonte: Adaptado de Rojas et al. (2016).

Diante do quadro mundial de insegurança alimentar, há incentivo ao consumo de fontes alimentares não convencionais que atuem no combate à desnutrição. Das cerca de 50 mil espécies de plantas identificadas como próprias ao consumo humano, menos de 300 são comercializadas. Grande parte das culturas subutilizadas tem características importantes como rusticidade e plasticidade, elementos-chave na resiliência, tornando-as capazes de tolerar seca, inundações, extremos de temperatura, pragas e doenças. Desse modo, a diversificação dos sistemas alimentares no Brasil e no mundo, pela implantação dessas culturas, é uma boa ferramenta para superar eventos climáticos extremos e seus efeitos em curto, médio e longo prazos no que se refere à insegurança alimentar, principalmente por suas propriedades nutricionais (Mayes et al., 2012; Houry et al., 2014; Cheng et al., 2017). Porém é, ao mesmo tempo, dependente de políticas agrícolas e agrárias (Tabela 1) que privilegiem a conservação dos recursos naturais e o resgate cultural dos pequenos produtores, que dominam o conhecimento sobre alimentos nativos e subutilizados. Para a agricultura familiar, as leguminosas são importantes por fornecerem níveis elevados de proteína na semente, como no caso do feijão-bambara (*Vigna subterranea*), nativo da África, que tem merecido destaque por se desenvolver em clima quente e em solos pobres em nutrientes, além de contribuir com a fixação biológica de nitrogênio (Massawe et al., 2016).

Além disso, estratégias que reduzam as emissões de gases do efeito estufa devem ser adotadas, coincidentes com práticas que aumentem a eficiência do uso de insumos, como a agroecologia, a agricultura orgânica e a agricultura de precisão, ou que aumentem os estoques de carbono no solo (Lal, 2010b). A adequação a esse novo cenário pode ser conseguida por meio do gerenciamento de riscos e da redução da vulnerabilidade; pela manutenção da cobertura no solo; pelo ciclo adequado de rotação de culturas; pelo manejo da semeadura, de resíduos e da adubação; pelo manejo integrado de pragas e doenças; pelo sistema de integração lavoura-pecuária-floresta; entre outros (Tabela 2). Ressalta-se que a restauração e a remediação do solo são adaptações em longo prazo que também contribuem para a mitigação das mudanças climáticas (Jahangir, 2016).

Nesse panorama, o sistema Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF - agrossilvipastoril) é uma alternativa viável de produção e recuperação de

áreas degradadas, cujos componentes do sistema (lavoura, pecuária e floresta) são integrados em rotação, consórcio ou sucessão, em uma mesma área, de modo a otimizar os ciclos biológicos, o uso de insumos e o gerenciamento de resíduos. Logo, a ILPF visa a mudanças no uso da terra de forma a alcançar níveis elevados de qualidade do produto, ambiental e de competitividade. Além disso, objetiva a recuperação e manutenção da cobertura florestal, a recuperação de áreas degradadas, a adoção de boas práticas agropecuárias (BPAs) e o aumento da eficiência do uso de implementos agrícolas e mão de obra, gerando emprego e renda, melhorando as condições sociais no meio rural e reduzindo danos ambientais (Balbino et al., 2011; Embrapa, 2014?; Brasil, 2016).

Tabela 1. Medidas sociopolíticas para a agricultura sustentável.

Nível nacional
Reconhecer os problemas; aceitar que os mesmos não se resolverão sozinhos; implementar medidas para saná-los
Integrar incrementos de produtividade com a conservação de recursos
Executar levantamento detalhado do recurso solo e seus usos
Implementar programas de manejo e projetos de extensão que integrem o conhecimento científico e o conhecimento local (empírico), que se beneficiem da cultura dos produtores e da troca de saberes
Trabalhar questões sociais como o crescimento populacional e as migrações que afetam a disponibilidade e o acesso aos alimentos
Valorizar e integrar ao trabalho de pesquisa noções dos produtores locais sobre o meio ambiente e a gestão de recursos naturais
Amparar a transição do setor agrícola atual para o desenvolvimento sustentável por meio de políticas agroambientais ou agroecológicas
Responsabilização do Estado por suas ações

Fonte: Adaptado de Gomiero (2016)

Tabela 2. Inovações para a sustentabilidade e segurança alimentar

Alternativa	Princípios
Agricultura de precisão	<p>Alia tecnologia da informação, imagens e sensores, equipamentos apropriados à otimização da produção e à aplicação de insumos de forma precisa e localizada. Minimiza danos ambientais e monitora cada etapa da produção, garantindo a rastreabilidade do produto</p> <p>Exemplos: o uso de drones e veículos aéreos não tripulados (VANT), internet das coisas (IoT)</p>
Agricultura Urbana	<p>Sistema alimentar localizado (nicho de produção) em centros urbanos, que contribui para a segurança ecológica e alimentar. Excelente estratégia de reciclagem de resíduos urbanos</p> <p>Exemplos: fazendas verticais e telhados verdes</p>
Manejo Sustentável	<p>O manejo sustentável, que une os ganhos na produção de alimentos, a preocupação ambiental e o retorno financeiro, é conseguido a partir do investimento em métodos e práticas sustentáveis na propriedade</p> <p>Exemplo: o manejo integrado de pragas e doenças, a diversificação da produção, o manejo integrado de nutrientes, a fixação biológica de nitrogênio</p>

Fonte: Baseado em Lal (2014).

Entre as vantagens do sistema, destaca-se a redução do desmatamento, tanto na expansão das fronteiras agrícolas, quanto na busca por madeira, e o consequente bem-estar animal. São muitas as possibilidades de integração dos componentes do sistema, sendo requeridos ajustes em função do interesse do produtor e das características edafoclimáticas da região. Diante dessa complexidade, o planejamento adequado e uma gestão eficiente da propriedade rural são primordiais para o sucesso do empreendimento. No Brasil, especificamente na região do bioma Caatinga, o sistema de ILPF mais difundido é o agrossilvipastoril, recomendado em função da pressão por produção de alimentos para os consumos humano e animal (Alvarenga; Gontijo Neto, 2009; Embrapa, 2014?).

Em alguns estudos, tem-se relatado que o sistema ILPF promove melhoria da qualidade do solo, quando comparado aos outros sistemas de uso e manejo, como as pastagens degradadas, a floresta plantada, os cultivos solteiros ou mesmo a mata nativa. Em Mato Grosso e Goiás, Assis et al. (2015) determinaram alterações nos atributos físicos do solo como resultado da implantação do sistema ILPF e observaram que, em relação à pastagem degradada, os sistemas ILPF com uma e três linhas de eucalipto melhoraram a qualidade física do solo, cujos fatores discriminantes foram a densidade e o arranjo poroso do solo na camada de 0,10-1,20 metros. Em um sistema ILPF localizado em Andradina, SP, Bonini et al. (2016) observaram que, após 2 anos de implantação do sistema, os teores de matéria orgânica, cálcio, magnésio e fósforo aumentaram na camada de 0,00 - 0,20 metros. Em uma Unidade de Referência Tecnológica (URT) no Mato Grosso, Oliveira et al. (2017) verificaram que a introdução do sistema ILPF melhorou atributos físicos do solo, quando comparado com a pastagem convencional.

Tais melhorias decorrem do aporte de nutrientes por meio da adubação mineral ou pelo aproveitamento dos benefícios do sistema ILPF, como a produção de palhada que, mantida sobre o solo, decompõe-se e libera nutrientes, elevando os teores de matéria orgânica, o que influi na qualidade química e física do solo (Spera et al., 2009, 2010). De acordo com Franzluebbbers (2007), em sistemas diversificados, observa-se maior capacidade de retenção de água, com consequente disponibilidade para as culturas; maior taxa de infiltração de água das chuvas; redução do escoamento superficial, minimizando processos erosivos, a poluição e o assoreamento dos corpos

d'água; melhor penetração de raízes, o que maximiza o volume de solo explorado e a eficiência do uso de água e nutrientes.

Outros estudos ainda precisam ser realizados para que sistemas integrados de controle de pragas, que minimizem o uso de defensivos agrícolas, bem como os sistemas de cultivo mínimo, que reduzam ou descartem o uso de herbicidas e otimizem a eficiência do uso de nutrientes, sejam desenvolvidos atenuando o impacto ambiental dos agroquímicos. Todavia, a adoção de tecnologias sustentáveis para o manejo agrícola é uma questão complexa, visto que as soluções devem ser moldadas para cada especificidade e a carência de estrutura e políticas públicas eficazes, que facilitem a adoção de práticas sustentáveis e se preocupem com a segurança alimentar, ainda é extremamente elevada (Gomiero, 2016). Nesses termos, a região Nordeste do Brasil apresenta exemplos de superação e sucesso na busca de tecnologias de produção sustentável e efetivas, que contribuam para a segurança alimentar.

Estudo de caso: o Nordeste brasileiro

A região Nordeste do Brasil, e seus distintos biomas, destaca-se pela produção de cana-de-açúcar, frutíferas e grãos em sistemas de produção diversificados e altamente tecnificados por meio da agricultura empresarial. No entanto a agricultura familiar é a grande responsável pela produção dos principais alimentos de consumo interno, respondendo por 83% da produção nacional de mandioca, 70% da produção de feijão, 33% do arroz e 46% do milho. Esse segmento de agricultura, caracterizada como uma relação entre trabalho, propriedade e família, é difusora de conhecimentos que são transmitidos de geração para geração, representando também uma forma de manifestação cultural. Tradicionalmente, os sistemas de produção familiar utilizam diversos recursos locais para a geração de produtos e serviços que supram as necessidades das famílias (Oliveira; Leite, 2009; Oliveira et al., 2013).

Entretanto, como em escala global, a preocupação ambiental trouxe para a região a necessidade de um crescimento econômico sustentável. Assim, muitas alternativas foram implementadas, como a agroecologia, fortemente conectada com a realidade do Semiárido, o extrativismo controlado de matérias-primas regionais e o turismo ecológico. A agroecologia, além

de despertar os pequenos produtores para aspectos econômicos, sociais, culturais e políticos (Brasileiro, 2009), prioriza a conservação dos recursos naturais. É, portanto, um sistema de produção que busca reproduzir processos ecossistêmicos naturais, para que sejam mantidos o equilíbrio ecológico e a estabilidade ambiental, além de entender e assegurar que todos os componentes da unidade de produção sejam interdependentes e sinérgicos (Santos, 2006).

Um caso de sucesso, que assegura uma agricultura sustentável, resiliente e significativa para a segurança alimentar, é relatado por Oliveira et al. (2013) e compreende um plano de desenvolvimento implementado pelas famílias de agricultores, que envolve inovações na produção de frutíferas, especificamente na produção orgânica de melancias, no município de Jatobá do Piauí, no território de Carnaubais. Em um panorama de incertezas políticas e institucionais, a iniciativa refletiu tanto a necessidade, quanto a adaptabilidade dos agricultores dentro de suas realidades produtivas. Ao aplicar tecnologias agroecológicas de produção, os agricultores agregaram a bagana de carnaúba (Figura 2) ao sistema produtivo, integrado com atividade extrativista e de produção animal. Desse modo, a melancia passou a ser cultivada sobre a “cama de matéria seca” resultante da extração de cera de carnaúba (*Copernicia cerifera* Miller) e de esterco de caprinos/ovinos em um processo de rotação de culturas alimentícias (milho, feijão-caupi, mandioca, etc.). Essa prática, além de melhorar a qualidade do solo, é o fio condutor para que a agricultura local enfrente as crises econômica, social e ambiental que se abatem sobre a região.



Figura 2. Aspecto da bagana de carnaúba.

Fonte: Carnaúba... (2011).

O estudo considerou estratégias tradicionais e inovadoras utilizadas pelas famílias na manutenção da fertilidade do sistema e na introdução da nova cultura comercial (melancia) em dois sistemas de manejo: o sistema inovador de produção agroecológica, em que o solo é mantido coberto pela bagana de carnaúba e o esterco caprino é empregado na fertilização, após 15 anos de plantio; e o sistema tradicional de cultivo usando-se o método de corte e queima no preparo do solo, com 4 anos sob vegetação secundária. A avaliação foi realizada por meio de dados sobre indicadores previamente selecionados e obtidos por observações de campo, monitoramento de unidades de produção e entrevistas diretas semestrais com agricultores. Os autores concluíram que o novo sistema de manejo do solo conduziu a um uso mais sustentável da terra por meio da melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo; gerou aumento de rendimentos e manutenção do emprego familiar, beneficiando também a sustentabilidade econômica e social (Tabela 3).

Tabela 3. Análise do modelo orgânico de produção adotado em Jatobá do Piauí, PI.

Principais benefícios
Aumentos de produtividade, peso, diâmetro e comprimento de fruto
Melhor custo/benefício, trazendo rentabilidade ao sistema
Redução do tempo gasto com tratamentos culturais
Manutenção dos recursos naturais; melhoria dos serviços ambientais e conservação da biodiversidade; redução da perda de solo e nutrientes
Melhoria da agregação e porosidade do solo, bem como da capacidade de retenção hídrica pela manutenção da cobertura do solo
Ganhos em fertilidade em longo prazo pelo aporte de material orgânico no sistema
Aumento do teor de matéria orgânica, impactando positivamente na biomassa microbiana do solo
Aumento do sequestro de carbono e mitigação dos efeitos do dióxido de carbono
Melhoria da subsistência dos agricultores

Fonte: Oliveira et al. (2013).

Recentemente, a região denominada de Matopiba, uma referência aos estados do Maranhão, do Tocantins, do Piauí e da Bahia, foi alçada ao status de principal fronteira agrícola brasileira. Essencial ao desenvolvimento agrícola e à segurança alimentar do Nordeste e do País, a região busca implementar uma agricultura tecnificada, de alta produtividade e sustentável. Trata-se de uma região complexa (transição entre os biomas Caatinga e Cerrado), com limitações edafoclimáticas a serem suplantadas. A maior parte da ocupação resulta de mudanças no uso do solo, cuja vegetação nativa foi substituída por cultivos irrigados e agricultura de precisão.

A expansão agropecuária no Matopiba é resguardada por políticas públicas e soluções tecnológicas que visam ao desenvolvimento econômico por meio de atividades que tragam melhorias na qualidade de vida da população, a conservação dos recursos naturais e a obtenção de materiais genéticos resistentes e produtivos, isto é, adaptados às condições locais, especialmente no que diz respeito à incidência de pragas e doenças. A maior fronteira agrícola nacional tem um crescimento diferenciado, comprovado por dados econômicos, com destaque para a evolução do agronegócio (Brasil, 2015). Ainda, a produção de grãos constitui um fator de segurança alimentar e será essencial na manutenção da produção animal de ovos, frangos, suínos e leite; a região ganha com o desenvolvimento equilibrado e com a geração de emprego e renda para os seus habitantes (Lorensini et al., 2015).

Os casos descritos só puderam ser bem-sucedidos ao integrarem as inovações e soluções viáveis recomendadas para atingir o desenvolvimento ambiental, econômico e social sustentável, manter a saúde do solo e mitigar as mudanças climáticas. Houve profunda transformação nos sistemas produtivos e na forma de pensar dos envolvidos, que compreenderam a importância do respaldo político-tecnológico para o aprimoramento de suas unidades de produção. Casos como esses demonstram que é possível remodelar todas as esferas que se relacionam com a produção alimentar, para que se adequem ao objetivo maior de garantir a segurança alimentar às futuras gerações, bem como ecossistemas conservados e regenerados quanto a sua biodiversidade e capazes de desempenhar serviços e funções ecossistêmicas primordiais para a manutenção da vida.

Referências

- ALVARENGA, R. C.; GONTIJO NETO, M. M. Integração Lavoura-Pecuária-Floresta. **Cultivar**, 13 ago. 2009. Disponível em: <http://www.grupocultivar.com.br/artigos/integracao-lavoura-pecuaria-floresta>. Acesso em: 12 nov. 2017.
- ASSIS, P. C. R.; STONE, L. F.; MEDEIROS, J. C.; MADARI, B. E.; OLIVEIRA, J. de M.; WRUCK, F. J. Atributos físicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 9, p. 309-316, 2015. DOI: 0.1590/1807-1929/agriambi.v19n4p309-316.
- BADEJO, M. A. Agroecological restoration of savanna ecosystems. **Ecological Engineering**, v. 10, n. 2, p. 209-219, 1998. DOI: 10.1016/S0925-8574(98)00012-3.
- BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; PORFIRIO-DA-SILVA, V.; MORAES, A. de; MARTINEZ, G. B.; ALVARENGA, R. C.; KICHEL, A. N.; FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P. dos; FRANCHINI, J. C.; GALERANI, P. R. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. i-xii, out. 2011. Prefácio. DOI: 10.1590/S0100-204X2011001000001.
- BENDER, S. F.; WAGG, C.; HEIJDEN, M. G. van der. An underground revolution: biodiversity and soil ecological engineering for agricultural sustainability. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 6, p. 440-452, 2016. DOI: 10.1016/j.tree.2016.02.016.
- BOMMARCO, R.; VICO, G.; HALLIN, S. Exploiting ecosystem services in agriculture for increased food security. **Global Food Security**, v. 17, p. 57-63, 2018. DOI: 10.1016/j.gfs.2018.04.001.
- BONINI, C. dos S. B.; LUPATINI, G. C.; ANDRIGHETTO, C.; MATEUS, G. P.; HEINRICH, R.; ARANHA, A. S.; SANTANA, E. A. R. de; MEIRELLES, G. C. Produção de forragem e atributos químicos e físicos do solo em sistemas integrados de produção agropecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1695-1698, set. 2016. Notas científicas. Título em inglês: Forage production and soil chemical and physical attributes in integrated agricultural systems. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900070.
- BOUMA, J.; MCBRATNEY, A. Farming soils as an actor when dealing with wicked environmental problems. **Geoderma**, v. 200-201, p. 130-139, June 2013. DOI: 10.1016/j.geoderma.2013.02.011.
- BRANCA, G.; LIPPER, L.; MCCARTHY, N.; JOLEJOLE, M. C. Food security, climate change, and sustainable land management. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 4, p. 635-660, 2013. DOI: 10.1007/s13593-013-0133-1.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Integração Lavoura, Pecuária e Floresta – ILPF**. Brasília, DF, dez. 2016. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/integracao-lavoura-pecuaria-e-floresta-ilpf>. Acesso em: 12 nov. 2017.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Projeções do agronegócio: Brasil 2014/2015 a 2024/2025**. Brasília, DF: Assessoria de Gestão Estratégica, 2015. 133 p.

BRASILEIRO, R. S. Alternativas ao desenvolvimento sustentável no semiárido nordestino: da degradação à conservação. **Scientia Plena**, v. 5, n. 5, p. 1-12, 2009.

BUSBY, P. E.; SOMAN, C.; WAGNER, M. R.; FRIESEN, M. L.; KREMER, J.; BENNETT, A.; MORSY, M.; EISEN, J. A.; LEACH, J. E.; DANGL, J. L. Research priorities for harnessing plant microbiomes in sustainable agriculture. **PLOS Biology**, v. 15, n. 3, p. e2001793, 2017. DOI: 10.1371/journal.pbio.2001793.

CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; BRASIL, E. L.; IWATA, B. de F. Estoques e frações de carbono orgânico em Latossolo Amarelo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 3, p. 304-312, mar. 2013.

CARNAÚBA - Copernicia prunifera. **Natureza Bela**, 4 nov. 2011. Disponível em: <http://www.naturezabela.com.br/2011/11/carnauba-copernicia-prunifera.html>. Acesso em: 20 jul. 2017.

CHEN, J. Rapid urbanization in China: a real challenge to soil protection and food security. **Catena**, v. 69, n. 1, p. 1-15, 2007. DOI: 10.1016/j.catena.2006.04.019.

CHENG, A.; MAYES, S.; DALLE, G.; DEMISSEW, S.; MASSAWE, F. Diversifying crops for food and nutrition security: a case of teff. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 188-198, 2017. DOI: 10.1111/brv.12225.

CROWDER, D. W.; REGANOLD, J. P. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 7611-7616, 2015. DOI: 10.1073/pnas.1423674112.

CRUZ-GARCIA, G. S.; SANCHET, E.; VANEGAS, M.; PIISPANEN, K. Are the major imperatives of food security missing in ecosystem services research? **Ecosystem Services**, v. 19, p. 19-31, June 2016. DOI: 10.1016/j.ecoser.2016.04.001.

DOMENECH, L.; TESFATSION, S.; RINGLER C.; THEIS, S. Resilience building in Ethiopia: analysis of key informant interviews. In: KOO, J.; THURLOW, J.; ELDIDI, H.; RINGLER, C.; de PINTO, A. (ed.). **Building resilience to climate shocks in Ethiopia**. Washington, DC: International Food Policy Research Institute: United Nations Development Programme, 2019. Chapter 2, p. 26-41. DOI: 10.2499/9780896293595.

DOMÍNGUEZ, A.; BEDANO, J. C. The adoption of no-till instead of reduced tillage does not improve some soil quality parameters in Argentinean Pampas. **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 166-176, Feb. 2016. DOI: 10.1016/j.apsoil.2015.10.014.

DOMÍNGUEZ, A.; BEDANO, J. C.; BECKER, A. R. Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. **Soil and Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 51-59, Sep. 2010. DOI: 10.1016/j.still.2010.06.008.

DORAN, J. W. Soil health and global sustainability: translating science into practice. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 88, n. 2, p. 119-127, Feb. 2002. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00246-8.

EDWARDS, C. A. Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes and ecosystems. **European Journal of Soil Biology**, v. 38, n. 3-4, p. 225-231, June/Dec. 2002. DOI: 10.1016/S1164-5563(02)01150-0.

EL MUJTAR, V.; MUÑOZ, N.; MCCORMICK, B. P.; PULLEMAN, M.; TITTONELL, P. Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand? **Global Food Security**, v. 20, p. 132-144, Mar. 2019. DOI: 10.1016/j.gfs.2019.01.007.

EMBRAPA. Espaço temático. **Integração Lavoura Pecuária Floresta - ILPF**. Brasília, DF, 2014? Nota técnica. Disponível em: <https://www.embrapa.br/tema-integracao-lavoura-pecuaria-floresta-ilpf/nota-tecnica>. Acesso em: 12 nov. 2017.

FAO. **An introduction to the basic concepts of food security**. Rome, 2008a. 3 p. (Food Security Information for Action. Practical Guides). Disponível em: <http://www.fao.org/3/al936e/al936e00.pdf>. Acesso em: 15 set. 2017.

FAO. **Climate-smart agriculture: sourcebook**. Rome, 2013. 557 p. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/018/i3325e/i3325e.pdf>. Acesso: 15 set. 2017.

FAO. **FAO statistical yearbook 2007-2008**. Rome, 2008b. Disponível em: <http://www.fao.org/economic/ess/ess-publications/ess-yearbook/fao-statistical-yearbook-2007-2008/pt/>. Acesso em: 15 set. 2017.

FAO. **The state of food insecurity in the world 2010: addressing food insecurity in protracted crisis**. Rome, 2010. 57 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i1683e.pdf>. Acesso em: 15 set. 2017

FAO. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture: managing systems at risk**. Rome: FAO; London: Earthscan, 2011. 285 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i1688e.pdf>. Acesso em: 15 set. 2017.

FAO. **The state of food insecurity in the world 2014: strengthening the enabling environment for food security and nutrition**. Rome: FAO; IFAD; WFP, 2014. 53 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4030e.pdf>. Acesso em: 15 set. 2017.

FERRANTI, P. Food sustainability, security, and effects of global change. In: REFERENCE module in food science. Amsterdam: Elsevier, 2016. 5 p. DOI: 10.1016/B978-0-08-100596-5.03332-1.

FORESIGHT. **The future of food and farming: challenges and choices for global sustainability**. London: The Government Office of Science, 2011. 208 p. Final Project Report. Disponível em: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/288329/11-546-future-of-food-and-farming-report.pdf. Acesso em: 20 set. 2017.

FRANZLUEBBERS, A. J. Integrated crop-livestock systems in the southeastern USA. **Agronomy Journal**, v. 99, n. 2, p. 361-372, Mar. 2007. DOI: 10.2134/agronj2006.0076.

FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. No-till farming and the environment: do no-till systems require more chemicals. **Outlooks on Pest Management**, v. 23, n. 4, p. 153-157, 2012. DOI: 10.1564/23aug02

GARBACH, K.; MILDER, J. C.; DECLERCK, F. A. J.; MONTENEGRO DE WIT, M.; DRISCOLL, L.; GEMMILL-HERREN, B. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. **International Journal of Agricultural Sustainability**, v. 15, n. 1, p. 11-28, 2017. DOI: 10.1080/14735903.2016.1174810.

- GARDI, C.; PANAGOS, P.; LIEDEKERKE, M. van; BOSCO, C.; BROGNIEZ, D. de. Land take and food security: assessment of land take on the agricultural production in Europe. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 58, n. 5, p. 898-912, 2015. DOI: 10.1080/09640568.2014.899490.
- GLIESSMAN, S. R. **Agroecology: the ecology of sustainable food system**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2007. 384 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. DOI: 10.1126/science.1185383.
- GOMIERO, T. Alternative land management strategies and their impact on soil conservation. **Agriculture**, v. 3, n. 3, p. 464-483, 2013. DOI: 10.3390/agriculture3030464.
- GOMIERO, T. Soil degradation, land scarcity and food security: reviewing a complex challenge. **Sustainability**, v. 8, n. 3, p. 281, 2016. DOI: 10.3390/su8030281.
- GOMIERO, T.; PIMENTEL, D.; PAOLETTI, M. G. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 30, n. 1-2, p. 95-124, 2011a. DOI: 10.1080/07352689.2011.554355.
- GOMIERO, T.; PIMENTEL, D.; PAOLETTI, M. G. Is there a need for a more sustainable agriculture? **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 30, n. 1-2, p. 6-23, 2011b. DOI: 10.1080/07352689.2011.553515.
- GREGORY, P. J.; INGRAM, J. S. I.; BRKLACICH, M. Climate change and food security. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 360, n. 1463, p. 2139-2148, Oct. 2005. DOI: 10.1098/rstb.2005.1745.
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de Carbono e Nitrogênio e Fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado Goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, p. 909-920, 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000300021.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.
- HANEY, R. L.; HANEY, E. B.; SMITH, D. R.; HARMEL, R. D.; WHITE, M. J. The soil health tool – theory and initial broad-scale application. **Applied Soil Ecology**, v. 125, p. 162-168, Apr. 2018. DOI: 10.1016/j.apsoil.2017.07.035.
- HARTMAN, K.; HEIJDEN, M. G. A. van der; WITWER, R. A.; BANERJEE, S.; WALSER, J. C.; SCHLAEPPI, K. Cropping practices manipulate abundance patterns of root and soil microbiome members paving the way to smart farming. **Microbiome**, v. 6, n. 1, p. 74, 2018. DOI: 10.1186/s40168-017-0389-9.
- HURNI, H.; GIGER, M.; LINIGER, H.; STUDER, R. M.; MESSERLI, P.; PORTNER, B.; SCHWILCH, G.; WOLFGRAMM, B.; BREU, T. Soils, agriculture and food security: the interplay between ecosys-

tem functioning and human well-being. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 15, p. 25-34, Aug. 2015. DOI: 10.1016/j.cosust.2015.07.009.

INTERNATIONAL CONFERENCE ON NUTRITION, 2., 2014, Rome. **Committing to a future free of malnutrition: better nutrition, better lives**. Rome: FAO: WHO, 2014. 23 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4465e.pdf>. Acesso em: 15 set. 2017.

JAHANGIR, M. M. R. Soil: a weapon for food security and climate change adaptation and mitigation. **Advances in Plants and Agriculture Research**, v. 3, n. 2, p. 00095, 2016. DOI: 10.15406/apar.2016.03.00095.

JANZEN, H. H.; FIXEN, P. E.; FRANZLUEBBERS, A. J.; HATTEY, J.; IZAURRALDE, E. C.; KETTERINGS, Q. M.; LOBB, D. A.; SCHLESINGER, W. H. Global prospects rooted in soil science. **Soil Science Society of America Journal**, v. 75, n. 1, p. 1-8, 2011. DOI: 10.2136/sssaj2009.0216.

KARLEN, D. L.; ANDREWS, S. S.; DORAN, J. W. Soil quality: current concepts and applications. **Advances in Agronomy**, v. 74, p. 1-40, Dec. 2001. DOI: 10.1016/S0065-2113(01)74029-1.

KARLEN, D. L.; RICE, C. W. Soil degradation: will humankind ever learn? **Sustainability**, v. 7, n. 9, p. 12490-12501, 2015. DOI: 10.3390/su70912490.

KHOURY, C. K.; BJORKMAN, A. D.; DEMPEWOLF, H.; RAMIREZ-VILLEGAS, J.; GUARINO, L.; JARVIS, A.; RIESEBERG, L. H.; STRUIK, P. C. Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 11, p. 4001-4006, 2014. DOI: 10.1073/pnas.1313490111.

KÖHL, L.; OEHL, F.; HEIJDEN, M. G. A. van der. Agricultural practices indirectly influence plant productivity and ecosystem services through effects on soil biota. **Ecological Applications**, v. 24, n. 7, p. 1842-1853, 2014. DOI: 10.1890/13-1821.1.

LAL, R. Climate strategic soil management. **Challenges**, v. 5, n. 1, p. 43-74, 2014. DOI: 10.3390/challe5010043.

LAL, R. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. **Crop Science Society of America**, v. 50, supl. 1, p. S120-S131, Mar./Apr. 2010a. DOI: 10.2135/cropsci2010.01.0012.

LAL, R. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. **Soil and Tillage Research**, v. 93, n. 1, p1-12, 2007. DOI:10.1016/j.still.2006.11.004.

LAL, R. Food security in a changing climate. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 13, n. 1, p. 8-21, 2013. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2013.03.006.

LAL, R. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. **BioScience**, v. 60, n. 9, p. 708-721, 2010b. DOI: 10.1525/bio.2010.60.9.8.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015. DOI: 10.3390/su7055875.

LAL, R.; GRIFFIN, M.; APT, J.; LAVE, L.; MORGAN, M. G. Managing soil carbon. **Science**, v. 304, n. 5669, p. 393, 2004. DOI: 10.1126/science.1093079.

LEITE, L. F. C.; IWATA, B. F.; ARAUJO, A. S. F. Soil organic matter pools in a tropical savanna under agroforestry system in northeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 711-723, Jul./Aug. 2014. DOI: 10.1590/S0100-67622014000400014.

LIANG, J.; CROWTHER, T. W.; PICARD, N.; WISER, S.; ZHOU, M.; ALBERTI, G.; SCHULZE, E. D.; MCGUIRE, A. D.; BOZZATO, F.; PRETZSCH, H.; MIGUEL, S. de; PAQUETTE, A.; HÉRAULT, B.; SCHERER-LORENZEN, M.; BARRET, C. B.; GLICK, H. B.; HENGEVELD, G. M.; NABUURS, G. J.; PFAUTSCH, S.; VIANA, H.; VIBRANS, A. C.; AMMER, C.; SCHALL, P.; VERBYLA, D.; TCHEBAKOVA, N.; FISCHER, M.; WATSON, J. V.; CHEN, H. Y. H.; LEI, X.; SCHELHAAS, M. J.; LU, H.; GIANELLE, D.; PARFENOVA, E. I.; SALAS, C.; LEE, E.; LEE, B.; KIM, H. S.; BRUELHEIDE, H.; COOMES, D. A.; PIOTTO, D.; SUNDERLAND, T.; SCHMID, B.; GOURLET-FLEURY, S.; SONKÉ, B.; TAVANI, R.; ZHU, J.; BRANDL, S.; VAYREDA, J.; KITAHARA, F.; SEARLE, E. B.; NELDNER, V. J.; NGUGI, M. R.; BARALOTO, C.; FRIZZERA, L.; BALAZY, R.; OLEKSYN, J.; ZAWILA-NIEDŹWIECKI, T.; BOURIAUD, O.; BUSSOTTI, F.; FINÉR, L.; JAROSZEWICZ, B.; JUCKER, T.; VALLADARES, F.; JAGODZINSKI, A. M.; PERI, P. L.; GONMADJE, C.; MARTHY, W.; O'BRIEN, T.; MARTIN, E. H.; MARSHALL, A. R.; ROVERO, F.; BITARIHO, R.; NIKLAUS, P. A.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; CHAMUYA, N.; VALENCIA, R.; MORTIER, F.; WORTEL, V.; ENGONE-OBIANG, N. L.; FERREIRA, L. V.; ODEKE, D. E.; VASQUEZ, R. M.; LEWIS, S. L.; REICH, P. B. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. **Science**, v. 354, n. 6309, p. 196-300, 2016. DOI: 10.1126/science.aaf8957.

LIU, H.; PROBST, A.; LIAO, B. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Human China). **Science of the Total Environment**, v. 339, n. 1-3, p. 153-166, 2005. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.07.030.

LORENSINI, C. L.; VICTORIA, D. de C.; VICENTE, L. E.; MAÇORANO, R. P. Mapeamento e identificação da época de desmatamento das áreas de expansão da agricultura no MATOPIBA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2015. p. 3542-3548.

MASSAWE, F.; MAYES, S.; CHENG, A. Crop diversity: an unexploited treasure trove for food security. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 5, p. 365-368, 2016. DOI: 10.1016/j.tplants.2016.02.006.

MAYES, S.; MASSAWE, F. J.; ALDERSON, P. G.; ROBERTS, J. A.; AZAM-ALI, S. N.; HERMANN, M. The potential of underutilized crops to improve food security of food production. **Journal of Experimental Botany**, v. 63, n. 3, p. 1075-1079, 2012. DOI: 10.1093/jxb/err396.

MENDONÇA-SANTOS, M. L.; SANTOS, H. G.; COELHO, M. R.; BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. A.; MANZATTO, C. V.; FIDALGO, E. C. C. Solos e ocupação de terras na Amazônia brasileira. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. cap. 3, p. 67-116.

MIAO, Y.; STEWART, R. A.; ZHANG, F. Long-term experiments for sustainable nutrient management in China: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 397-414, 2011. DOI: 10.1051/agro/2010034.

MONTGOMERY, D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 33, p. 13268-13272, 2007. DOI: 10.1073/pnas.0611508104.

MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A. Características do solo na restauração de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, RJ. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 2, p. 193-206, abr./jun. 2008. DOI: 10.5902/19805098457.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. 768 p.

MUELLER, N. D.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; RAY, D. K.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Closing yield gaps through nutrient and water management. **Nature**, v. 490, n. 7419, p. 254-257, 2012. DOI: 10.1038/nature11420.

NEWTON, A. C.; JOHNSON, S. N.; GREGORY, P. J. Implications of climate change for diseases, crop yields and food security. **Euphytica**, v. 179, n. 1, p. 3-18, 2011. DOI: 10.1007/s10681-011-0359-4.

OLIVEIRA, B. S.; CARVALHO, M. A. C.; LANGE, A.; WRUCK, F. J.; DALLACORT, R.; SILVA, V. P.; BAREIA, M. Atributos físicos do solo em Sistema integração lavoura-pecuária-floresta, na Região Amazônica. **Revista Espacios**, v. 38, n. 41, p. 8, 2017.

OLIVEIRA, F. C.; COLLADO, A. C.; LEITE, L. F. C. Autonomy and sustainability: an integrated analysis of the development of new approaches to agrosystem management in family-based farming in Carnaubais Territory, Piauí, Brazil. **Agricultural Systems**, v. 115, p. 1-9, Feb. 2013. DOI: 10.1016/j.agsy.2012.09.005.

OLIVEIRA, F. C.; LEITE, L. F. C. Evaluación de innovaciones em el manejo de los agroecosistemas agrícolas campesinos como subsidio al processo de transición agroecológica em el território de Carnaubais, Región Medio-Norte de Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, p. 2144-2148, 2009.

PROKOP, G.; JOBSTMANN, H.; SCHÖNBAUER, A. **Overview of best practices for limiting soil sealing or mitigating its effects in EU-27: final report**. Brussels: European Communities, 2011. 227 p. (Technical Report, 050).

PYWELL, R. F.; HEARD, M. S.; WOODCOCK, B. A.; HINSLEY, S.; RIDDING, L.; NOWAKOWSKI, M.; BULLOCK, J. M. Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 282, n. 1816, p. 1-8, 2015. DOI: 10.1098/rspb.2015.1740.

RENGASAMANY, P. World salinization with emphasis on Australia. **Journal of Experimental Botany**, v. 57, n. 5, p. 1017-1023, 2006. DOI: 10.1093/jxb/erj108.

RICHARDSON, R. B. Ecosystem services and food security: economic perspectives on environmental sustainability. **Sustainability**, v. 2, n. 12, p. 3520-3548, 2010. DOI: 10.3390/su2113520.

ROJAS, R. V.; ACHOURI, M.; MAROULIS, J.; CAON, L. Healthy soils: a prerequisite for sustainable food security. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 3, p. 1-10, 2016. DOI: 10.1007/s12665-015-5099-7.

SANTOS, A. E. N. **Agroecologia: respeito à terra**. 2006. Disponível em: http://www.terrazul.m2014.net/article.php?id_article=297. Acesso em: 08 nov. 2017.

SIMONS, N. K.; WEISSER, W. W. Agricultural intensification without biodiversity loss is possible in grassland landscapes. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 8, p. 1136-1145, 2017. DOI: 10.1038/s41559-017-0227-2.

SMITH, P.; HOUSE, J. I.; BUSTAMANTE, M.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P. C.; CLARK, J. M.; ADHYA, T.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P.; COTRUFO, M. F.; ELLIOTT, J. A.; MCDOWELL, R.; GRIFFITHS, R. I.; ASAKAWA, S.; BONDEAU, A.; JAIN, A. K.; MEERSMANS, J.; PUGH, T. A. M. Global change pressures on soils from land use and management. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 1008-1028, 2016. DOI: 10.1111/gcb.13068.

SPERA, S. T.; SANTOS, H. P.; FONTANELI, R. S.; TOMM, G. O. Efeito de integração entre lavoura e pecuária, sob plantio direto, em alguns atributos físicos do solo após dez anos. **Bragantia**, v. 69, n. 3, p. 695-704, 2010.

SPERA, S. T.; SANTOS, H. P.; FONTANELI, R. S.; TOMM, G. O. Integração lavoura e pecuária e os atributos físicos de solo manejado sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Solo**, v. 33, n. 1, p. 129-136, 2009. DOI: 10.1590/S0100-06832009000100014.

SRIVASTAVA, S. C.; SINGH, J. S. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: effects of alternate land-uses and nutrient flux. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, n. 2, p. 117-124, 1991. DOI: 10.1016/0038-0717(91)90122-Z.

SUSTAINABLE DEVELOPMENT SOLUTIONS NETWORK. Thematic Group on Sustainable Agriculture and Food Systems. **Solutions for sustainable agriculture and food systems**: technical report for the post 2015 development agenda. Geneva: Nutrition Connect, 2013. 108 p. Disponível em: <http://unsdsn.org/wp-content/uploads/2014/02/130919-TG07-Agriculture-Report-WEB.pdf>. Acesso em: 8 nov. 2017.

TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, n. 6898, p. 671-677, 2002. DOI: 10.1038/nature01014.

THIAW, I.; KUMAR, P.; YASHIRO, M.; MOLINERO, C. **Food and ecological security**: identifying synergy and trade-offs. Nairobi: UNEP, 2011. 11 p. (UNEP Policy Series. Ecosystem Management, n. 4).

UNITED NATIONS CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION. **A stronger UNCCD for a land-degradation neutral world**: issue brief. Boon: UNCCD secretariat, 2013. 15 p. Disponível em: http://catalogue.unccd.int/225_Stronger_UNCCD_LDNWorld_web.pdf. Acesso em: 8 no. 2017.

ZANELLA, M. A.; RAHMANIAN, M.; PERCH, L. N.; CALLENIUS, C.; RUBIO, J. L.; VUNINGOMA, F.; RIST, S.; MAPFUMO, P. Discussion: food security and sustainable food systems: the role of soil. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, n. 2, p. 154-159, 2015. DOI: 10.1016/j.iswcr.2015.06.001.

EVOLUÇÃO HISTÓRICA DA PEDOLOGIA NA REGIÃO NORDESTE DO BRASIL

José Coelho de Araújo Filho

Flávio Adriano Marques

André Júlio do Amaral

José Carlos Pereira dos Santos

Manoel Batista de Oliveira Neto

Roberto da Boa Viagem Parahyba

Paulo Klinger Tito Jacomine

Introdução

A palavra pedologia (do grego *pedon*: solo ou terra) tem três significados: a) sinônimo de Ciência do Solo; b) estudo científico do solo no seu habitat; e c) ramo da Ciência do Solo que se dedica aos estudos de morfologia, formação, classificação e levantamento de solos (Curi, 1993). No presente texto, o foco é direcionado para a parte da pedologia que trata dos levantamentos de solos e, mais especificamente, discute a trajetória histórica da pedologia na região Nordeste do Brasil. Para não parecer que os levantamentos de solos constituem apenas uma estreita faixa de conhecimentos no contexto pedológico, cabe fazer algumas considerações iniciais sobre esse ramo da pedologia. Embora sejam trabalhos desenvolvidos, essencialmente, para expressar a cartografia (mapeamento) dos solos, eles geram obrigatoriamente um número considerável de informações sobre atributos de solos e do ambiente. O volume de dados gerados depende do tamanho da área de estudo, da escala de trabalho e dos objetivos a serem alcançados.

Em geral, os levantamentos de solos compreendem quatro etapas:

- a) Uma primeira parte dedicada à caracterização ambiental da área de estudo (clima, vegetação, geologia, relevo e hidrografia).
- b) Uma segunda parte que trata dos métodos de trabalho (campo, laboratório e escritório).
- c) Uma terceira parte em que são concentradas as informações sobre a caracterização e cartografia de solos, incluindo a elaboração da legenda e do mapa de solos.
- d) Por fim, a organização de um apêndice com os dados morfológicos e analíticos dos perfis de solos gerados no levantamento em conformidade com a escala de trabalho.

Devido à natureza multidisciplinar dos levantamentos de solos, é necessário que as equipes técnicas formadas para essa finalidade também sejam constituídas por profissionais de variadas competências. Cabe destacar que os perfis de solos que integram os levantamentos pedológicos dispõem de um conjunto substancial de informações envolvendo atributos morfológicos, físicos, químicos e, quando necessário, mineralógicos e mesmo petrográficos dos solos e tipos de terrenos mapeados. Também constam na descrição dos perfis informações de atributos ambientais, tais como, a vegetação, o relevo, a drenagem, a erosão, a pedregosidade, a rochosidade, a geologia, o material de origem, o uso atual, entre outros. Tomando como referência os levantamentos de solos, por estado, realizados na região Nordeste do Brasil (Jacomine, 1986a, 1986b; Jacomine et al., 1971, 1972, 1973a, 1973b, 1975a, 1975b, 1976, 1979a, 1979b), as equipes multidisciplinares desses trabalhos exploratórios mobilizavam cerca de 40 a 60 profissionais em cada levantamento realizado para cobrir as etapas de campo, escritório e laboratório.

Com base nesse conjunto amplo de informações advindas dos levantamentos de solos, é que são realizadas as variadas interpretações, úteis aos mais diferentes ramos da Ciência do Solo e áreas afins. No contexto das atividades agrícolas, comumente são feitas interpretações relacionadas com a aptidão agrícola (Ramalho Filho; Beek, 1995), capacidade de uso das terras (Lepsch, 1983), potencial de terras para irrigação (Cavalcanti et al., 1994; Amaral, 2011) e ainda potencial pedológico por cultura que, juntamente com a aptidão climática, geram o potencial pedoclimático por cultura (Santos et

al., 2013; Silva et al., 2001). A partir dos mapas pedológicos, também podem ser derivados outros mapas temáticos sobre aspectos diversos dos solos e do ambiente. Como exemplos, podem ser citados temas como fertilidade natural, profundidade efetiva dos solos, textura, drenagem, capacidade de armazenamento de água no solo, estoque de carbono, entre outros atributos mapeados. Como avanço tecnológico, uma das grandes utilidades e aplicações mais recentes dos levantamentos detalhados de solos tem sido na prática da agricultura de precisão, orientando a distribuição de insumos agrícolas com doses variadas em conformidade com as “manchas” de solos. Portanto esse conjunto amplo de informações geradas nos estudos pedológicos constitui uma poderosa ferramenta para planejamento e gestão do uso, manejo e conservação das terras. Além da atividade agrícola, os levantamentos pedológicos apresentam muitas outras aplicações. Servem, por exemplo, para fins geotécnicos, geológicos, geofísicos e socioeconômicos.

Concernente à trajetória evolutiva histórica da pedologia na região Nordeste do Brasil, objetivo central deste estudo, pode-se dizer que ela está estreitamente ligada à história da Unidade de Execução de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Solos, situada em Recife, PE. Por isso, essas duas visões serão tratadas de forma inter-relacionadas ao longo deste capítulo. Como tudo isso aconteceu, é o que iremos destacar nas próximas sessões.

Como foi o início

A atual UEP Recife, como o próprio nome indica, fica sediada na cidade de Recife, PE, e teve sua criação na década de 1950. Porém, ao longo de sua existência, passou por várias denominações, sedes, vínculos e até mesmo por momentos de instabilidades sem, contudo, deixar de executar os levantamentos de solos. Tais mudanças se deram em reflexo à sua natureza institucional e à condição conjuntural do País. Conforme consta no livro que trata da sua história (Jacomine et al., 2016), a UEP Recife teve seu marco de origem em 1957, quando foi criada a Frente Regional Nordeste, uma das divisões da Comissão de Solos do Ministério da Agricultura. Essa frente foi estabelecida na seção de solos do Instituto Agrônomo do Nordeste (Iane), mais adiante denominado de Instituto de Pesquisa Agropecuária do Nordeste (Ipeane), localizado no Bairro do Curado, zona oeste de Recife, até 1966.

A comissão tinha como propósito elaborar a carta de solos do Brasil por meio de frentes regionais descentralizadas, cobrindo todo o território nacional. Além da Frente Regional do Nordeste, também foram estruturadas a Frente Regional Sul, com sede em Curitiba, PR; a Frente Regional Sudeste, sediada no Rio de Janeiro, RJ; a Frente Regional Centro-Oeste, em Campo Grande, no então estado do Mato Grosso, MT; e a Frente Regional Norte, localizada em Belém, PA.

Após a instalação da Frente Regional Nordeste, foi dado início aos grandes levantamentos de solos da região Nordeste, que se iniciou pelo Sertão pernambucano. Entretanto, por ser o primeiro levantamento da Comissão de Solos na região, os trabalhos tiveram início com extrema dificuldade e, sem sucesso, foram paralisados. Na época, havia falta de pessoal qualificado e de apoio financeiro e ainda se somava a dificuldade de gestão dos trabalhos, cuja coordenação ficava localizada no Rio de Janeiro.

Diante dessa situação e considerando o tamanho do território nacional, com dimensões continentais, a Comissão de Solos se deparava com dois problemas cruciais: de um lado, a falta de pedólogos e, de outro, a gigantesca carga de trabalho para gerar a carta de solos do Brasil. Para minimizar esses problemas, a comissão, muito apropriadamente, resolveu criar o primeiro “Curso sobre Morfologia, Classificação e Cartografia de Solos” em 1954. Nos mesmos moldes desse, seguiram-se mais três cursos em 1958, 1959 e 1966 (Jacomine et al., 2016). Essa estratégia de formação de recursos humanos especializados foi, sem dúvidas, um importante e decisivo passo para o desenvolvimento da pedologia brasileira.

Em razão do treinamento de recursos humanos em pedologia nos mencionados cursos, que contou com a participação de técnicos do Nordeste, foi possível formar uma equipe mínima para realizar os primeiros levantamentos de solos da região. Cabe destacar que a Comissão de Solos também enviou alguns de seus pedólogos para reforçar a equipe da Frente Regional Nordeste. Outro fato relevante foi que alguns desses pedólogos, a partir de 1964, resolveram permanecer definitivamente no Nordeste, como foi o caso do fluminense Paulo Klinger Tito Jacomine e do cearense Clotário Olivier da Silveira. É importante realçar que Paulo Klinger exerceu um papel decisivo

para o sucesso da pedologia da região, não somente pela sua capacidade técnica, mas também, sobretudo, pela sua forte capacidade de liderança na condução dos trabalhos. Isso contribuiu efetivamente para viabilizar a realização dos levantamentos de solos de toda a região a Nordeste e também do norte de Minas Gerais. Além disso, Paulo Klinger contribuiu decisivamente na elaboração do livro *Classes gerais de solos do Brasil*, obra de referência para a pedologia nacional (Oliveira et al., 1992).

Em 1962, pouco tempo após a Frente Regional Nordeste ter iniciado as suas atividades, o Ministério da Agricultura passou por uma reforma, que levou à extinção da Comissão de Solos. Em substituição a essa comissão, foi criada a Divisão de Pedologia e Fertilidade do Solo (DPFS), vinculada ao Departamento de Pesquisas e Experimentação Agropecuárias do referido ministério.

Sem haver quebra de continuação dos trabalhos, já em 1964 e 1965, Paulo Klinger e Clotário Silveira conseguiram coordenar e executar o mapeamento de solos (escala 1:500.000) abrangendo a zona úmida costeira nos estados de Pernambuco e Alagoas e, entre 1967 e 1968, os mapeamentos das zonas Agreste e Sertão de Pernambuco, também na mesma escala (Jacomine et al., 2016).

Formação e consolidação da equipe pioneira do Nordeste

Na época da DPFS, a Frente Regional Nordeste tinha como equipe os pioneiros João Wanderley da Costa Lima, Clotário Olivier da Silveira e Paulo Klinger Tito Jacomine. Somente após a realização do curso de pedologia, em 1966, no Rio de Janeiro, essa frente pôde ampliar o seu quadro. Receberam treinamento e passaram a fazer parte da equipe do Nordeste os seguintes técnicos: Antônio Cabral Cavalcanti, Fernando Barreto Rodrigues e Silva, Heráclio Fernandes Raposo de Mélo Filho, Jerônimo Cunha Almeida, Luiz Alberto Regueira de Medeiros, Mateus Rosas Ribeiro, Nivaldo Burgos e Sérgio Costa Pinto Pessoa. Em 1972, passou também a integrar a equipe do Nordeste o técnico Osvaldo Ferreira Lopes.

Destaca-se que, entre os instrutores do curso, estavam os eminentes pedólogos Marcelo Nunes Camargo e Paulo Klinger Tito Jacomine. O treina-

mento prático de campo e em serviço para essa turma foi realizado sob a orientação de Paulo Klinger e o treinamento de laboratório ficou a cargo do químico Luiz Bezerra de Oliveira junto com a equipe de solos do Ipeane. O treinamento de campo durou cerca de 8 meses (de abril a dezembro de 1966). Após o curso, os pedólogos tornaram-se aptos para atuar em toda a área de abrangência da Frente Regional Nordeste, sob a cuidadosa direção de Costa Lima. Esse administrador, com visão de futuro, foi quem deu o segundo passo mais importante para consolidar a equipe de pedólogos no Nordeste: o estabelecimento de convênios com a Superintendência de Desenvolvimento da Região Nordeste (Sudene) para viabilizar a realização de mapeamento de solos. Os convênios tinham como finalidade executar os levantamentos de solos e a sua interpretação para fins agropecuários em toda a região Nordeste e na porção norte do estado de Minas Gerais que, devido ao clima seco, também pertencia à área de abrangência do Polígono das Secas.

Ainda com relação ao pesquisador Costa Lima, merece destaque a sua geniosa consciência profissional e também o seu pioneirismo nos levantamentos pedológicos da região. Foi ele o responsável pelo primeiro mapeamento publicado, intitulado *Levantamento dos solos da Estação Experimental do Curado*, em 1954 e reeditado em 1957 (Lima, 1957; Oliveira et al., 2011). Além do seu pioneirismo na pedologia, Costa Lima também ministrava aulas na disciplina de solos da Universidade Rural de Pernambuco e foi o responsável por enviar a turma de discentes para fazer o curso de pedologia no Rio de Janeiro, o que deu origem aos pedólogos pioneiros da região Nordeste do Brasil (Figura 1), conforme anteriormente mencionado.

A fase áurea dos levantamentos pedológicos

A pedologia do Nordeste do Brasil atingiu o seu apogeu no período de 1966 a 1986. No início desse período, ainda em 1966, foram assinados os mais importantes convênios para viabilizar os mapeamentos de solos em toda a região Nordeste e no norte do estado de Minas Gerais. Os convênios foram celebrados entre o Ministério da Agricultura, por meio da DPFS (e seus órgãos sucessores) e o Departamento de Recursos Naturais (DRN) da Sudene. Esses convênios viabilizaram, além de recursos finan-

ceiros, treinamento e disponibilidade de pessoal, trabalhos de fotointerpretação e bases cartográficas (Figura 1) necessários aos mapeamentos. O objetivo dessa cooperação institucional foi ampliar e melhorar a qualidade das informações de solos produzidas.

Também foram realizados convênios entre o Ministério da Agricultura, o Conselho de Cooperação Técnica da Aliança para o Progresso (Contap) e a United States Agency for International Development (USAID), por intermédio do seu Escritório Técnico de Agricultura (ETA). Por meio de todos esses convênios, foram criadas as condições básicas para o desenvolvimento dos mapeamentos de solos com sustentabilidade.



Foto: Acervo Embrapa Solos, UEP Recife, de autor desconhecido

Figura 1. Equipe de pedologia na sede da Frente Regional Nordeste, da Divisão de Pedologia e Fertilidade do Solo (DPFS), vinculada ao Departamento de Pesquisas e Experimentação Agropecuárias (DPEA), do Ministério da Agricultura, na década de 1960.

Os principais levantamentos de solos

Não somente os convênios citados anteriormente, mas também, sobretudo, a competência da equipe técnica de pedólogos da Frente Regional Nordeste, que contou com a colaboração de especialistas da Sudene, foram fatores decisivos para a condução e conclusão dos mapeamentos de solos em toda a região Nordeste e no norte de Minas Gerais ao longo de 20 anos de trabalho. Foi uma jornada árdua e intensa de estudos, pois, além de haver muitas dificuldades tecnológicas e de logística, não existia um sistema taxonômico pronto para apoiar os levantamentos de solos. Ao contrário, os estudos pedológicos foram, passo a passo, gerando as informações necessárias ao desenvolvimento do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, cuja primeira edição foi publicada no final na década de 1990 (Sistema Brasileiro..., 1999).

Nessa fase inicial dos trabalhos, os levantamentos de solos de todos os estados do Nordeste e do norte de Minas Gerais foram executados em nível “exploratório-reconhecimento de solos” (Tabela 1), em escala que variou de 1:400.000 à 1:1.000.000, conforme o tamanho do estado mapeado (Jacomine, 1986a, 1986b; Jacomine et al., 1971, 1972, 1973a, 1973b, 1975a, 1975b, 1976, 1979a, 1979b, 1986a, 1986b). O fim dessa fase de estudos exploratórios de solos ocorreu em 1986, quando também foram encerrados os convênios e os levantamentos exploratório-reconhecimento de solos dos estados do Piauí e do Maranhão. Assim, terminou essa etapa de trabalhos mais generalizados de mapeamento dos estados da região Nordeste e do norte de Minas Gerais.

Cabe lembrar que, durante essa fase áurea dos levantamentos de solos, o Ministério de Agricultura passou por várias reformas. Em 1967, a DPFS foi substituída pela Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo (EPFS) que, em 1971, tornou-se a Divisão de Pesquisa Pedológica (DPP). Em 1972, ocorreu uma das mudanças mais significativas do Ministério da Agricultura, com a criação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), cuja efetivação se deu em 1973. Nesse contexto, a DPP, em 1974, mudou de denominação, passando a ser chamada de Centro de Pesquisas Pedoló-

gicas (CPP) e ficando vinculada à Embrapa. Entretanto o CPP teve duração muito efêmera e foi logo substituído pelo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (SNLCS) da Embrapa, em 1975, com sede no Rio de Janeiro (Jacomine et al., 2016). Com a criação do SNLCS, as Frentes Regionais receberam a denominação de Coordenadorias Regionais.

Tabela 1. Levantamentos de solos em nível exploratório-reconhecimento realizados na região Nordeste e no norte de Minas Gerais.

Estado	Escala	Área mapeada (km ²)	Ano da publicação
Rio Grande do Norte	1:500.000	53.015	1971
Paraíba	1:500.000	56.372	1972
Pernambuco	1:600.000	98.281	1972 (v.2) e 1973 (v.1)
Ceará	1:600.000	148.016	1973
Alagoas	1:400.000	27.731	1975
Sergipe	1:400.000	21.994	1975
Bahia ⁽¹⁾	1:1.000.000	170.772	1976
Bahia ⁽²⁾	1:1.000.000	389.179	1977 (v.1) e 1979 (v.2)
Norte de Minas Gerais	1:750.000	120.701	1979
Piauí	1:1.000.000	250.934	1986
Maranhão	1:1.000.000	328.663	1986

⁽¹⁾Margem esquerda do Rio São Francisco; ⁽²⁾Margem direita do Rio São Francisco.

Mesmo diante de tantas mudanças, a então Coordenadoria Regional Nordeste mantinha firme os seus compromissos com os levantamentos de solos, dando andamento aos convênios celebrados com a Sudene. Naquela época, devido à criação da Embrapa e à extinção do Ipeane, o pesquisador Luiz Bezerra de Oliveira foi transferido para o SNLCS, no Rio de Janeiro, ficando responsável pela rede de laboratórios de solos. Entretanto, somente em 1979, ele foi transferido para a Coordenadoria Regional Nordeste, em Recife.

Uma das mais importantes contribuições desse renomado pesquisador, não só para a região Nordeste, mas também para a Ciência do Solo do País, foi a organização e publicação do manual de métodos de análises de solo (Oliveira, 1979), que permitiu manter uniformes as metodologias adotadas nos estudos de solos no território nacional.

Apesar de tantas mudanças estruturais no Ministério de Agricultura, passando pelas modificações da Comissão de Solos até chegar às Coordenadorias Regionais, essa foi uma fase muito produtiva, pois o maior acervo de estudos pedológicos do Nordeste do Brasil, com alta qualidade técnica e uniformidade metodológica, foi gerado nesse período.

Também nessa fase áurea da pedologia, foram produzidos os levantamentos exploratórios (escala 1:1.000.000) realizados pelo Projeto RADAM (Radar na Amazônia), criado em 1970 com esse nome e, mais adiante, denominado de RADAMBRASIL, quando se estendeu para todo o território nacional. Naquela época, a Frente Regional Nordeste prestou serviços de grande relevância ao desenvolvimento e à definição de metodologias para execução dos estudos pedológicos do projeto, que teve início na Amazônia. Esse projeto foi considerado uma das mais ambiciosas e arrojadas iniciativas de levantamento de recursos naturais do Brasil e contemplava os seguintes temas: geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra.

Podem ser lembrados ainda, nesse período, os levantamentos detalhados de solos realizados pela Frente Regional Nordeste para atender às demandas de unidades de pesquisa, tais como, o da Estação Experimental de Itapirema, em Goiana, PE (Panoso, 1969); da Unidade de Execução de Pesquisa de Âmbito Estadual (Uepae) de Teresina, PI (Melo Filho et al., 1980); da Uepae de Aracaju, SE (Jacomine, 1982); da área de sequeiro da Embrapa Semiárido, em Petrolina, PE (Burgos; Cavalcanti, 1990); da área experimental da Embrapa Mandioca e Fruticultura, em Cruz das

Almas, BA (Melo Filho, 1993); e da área do campo experimental da Embrapa Algodão, em Patos, PB (Burgos et al., 2002).

Outros estudos pedológicos detalhados também foram realizados pela iniciativa privada, sobretudo na área de atuação da Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (Codevasf), de modo a contribuir para a implantação de projetos de irrigação na região Nordeste do Brasil (projetos Senador Nilo Coelho, Curaçá e Apolônio Sales) e no norte de Minas Gerais (projeto Jaíba).

A geografia dos solos dominantes

Graças ao acervo pedológico dos estados do Nordeste, hoje se conhece, de forma razoável, a geografia dos grandes domínios de solos na região (Figura 2).

A estimativa da área ocupada pelos grandes domínios de solos pode ser vista na Figura 3. Cabe salientar que esses domínios constituem associações de solos, que são combinações de duas ou mais classes taxonômicas distribuídas em padrões de áreas regularmente repetidas na paisagem (Santos et al., 1995). O componente dominante da associação é o que, de fato, está apresentado no mapa de solos (Figura 2) e que foi a base para a estimativa da área ocupada por cada classe de solo, apresentada na Figura 3.

Os solos, em ordem decrescente de área ocupada em seus domínios (Figura 2) são: Latossolos (30,4%), Neossolos (24,0%), Argissolos (18,0%), Planossolos (7,4%), Luvisolos (7,4%), Plintossolos (6,3%), Cambissolos (2,4%) e Gleissolos (1,3%). Essas sete ordens de solos estão contidas em domínios que ocupam 97,2% da área. Chernossolos (0,8%), Nitossolos (0,4%), Espodossolos (0,3%) e Vertissolos (0,3%) somam 1,8% da área. Dunas e águas superficiais ocupam em torno de 1% da região.

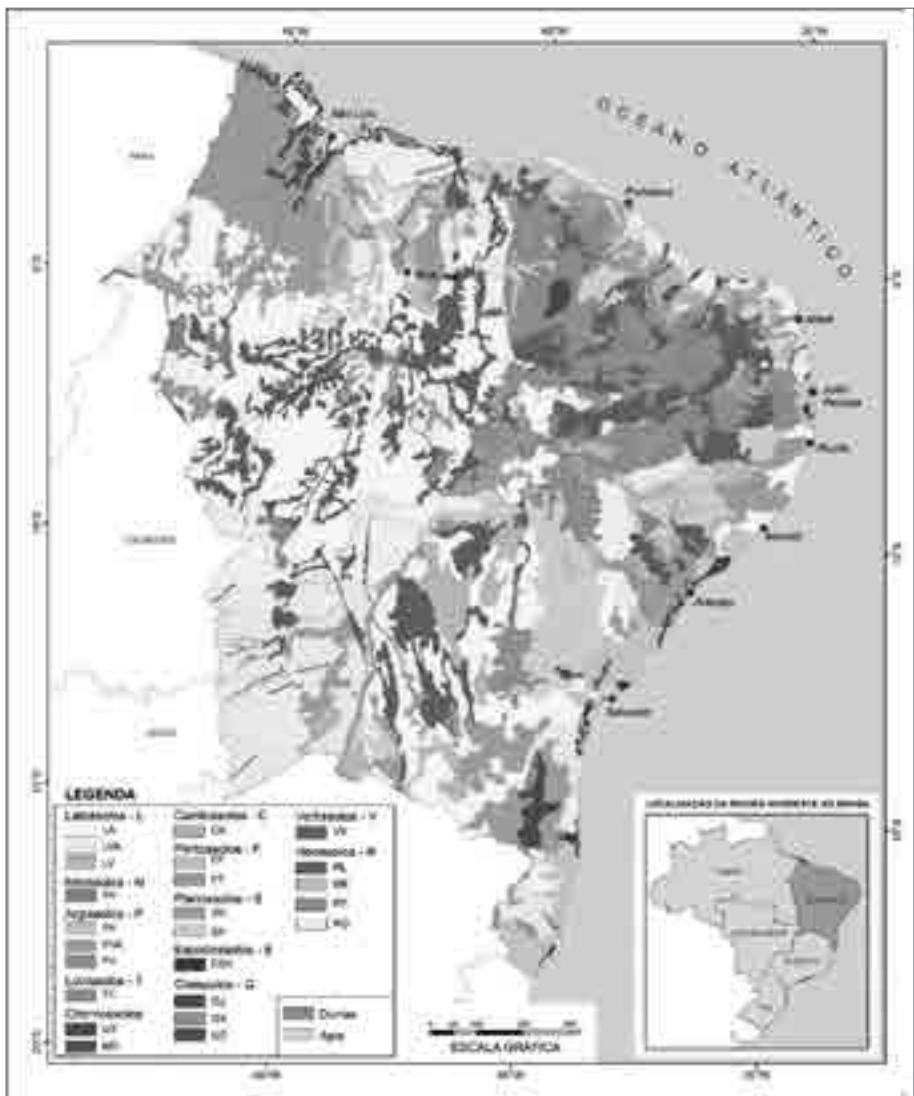


Figura 2. Mapa síntese de solos representativos da região Nordeste do Brasil. LA: Latossolo Amarelo; LVA: Latossolo Vermelho-Amarelo; LV: Latossolo Vermelho; NV: Nitossolo Vermelho; PA: Argissolo Amarelo; PVA: Argissolo Vermelho-Amarelo; PV: Argissolo Vermelho; TC: Luvisolo Crômico; MT: Chernossolo Argilúvico; MD: Chernossolo Rêndzico; CX: Cambissolo Háplico; FF: Plintossolo Pétrico; FT: Plintossolo Argilúvico; SN: Planossolo Nátrico; SX: Planossolo Háplico; ESK: Espodossolo Ferrihumilúvico; GJ: Gleissolo Tiomórfico; GX: Gleissolo Háplico; GZ: Gleissolo Sáfico; VX: Vertissolo Háplico; RL: Neossolo Litólico; RR: Neossolo Regolítico; RY: Neossolo Flúvico; RQ: Neossolo Quartzarênico. Obs: Cores das classes de solos conforme o Anexo H do SiBCS (Santos et al., 2018) com algumas adaptações para fins de clareza do mapa.

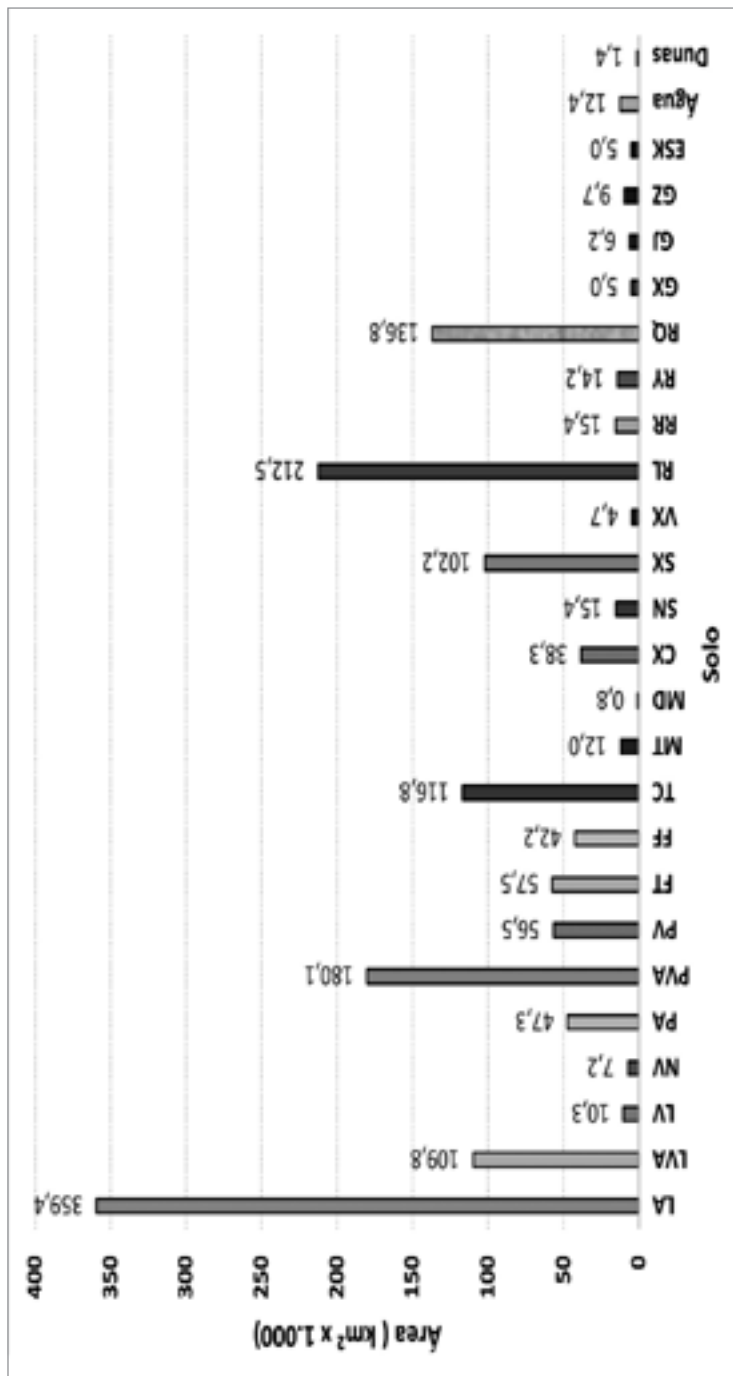


Figura 3. Estimativa da área total dos grandes domínios de solos representativos do Nordeste do Brasil espacializados na Figura 2. LA: Latossolo Amarelo; LVA: Latossolo Vermelho-Amarelo; LV: Latossolo Vermelho; NV: Nitossolo Vermelho; PA: Argissolo Amarelo; PVA: Argissolo Vermelho-Amarelo; PV: Argissolo Vermelho; TC: Luvisso Crômico; MT: Chernossolo Argilúvico; MD: Chernossolo Rêndzico; CX: Cambissolo Háptico; FF: Plintossolo Pétrico; FT: Plintossolo Argilúvico; SN: Planossolo Nátrico; SX: Planossolo Háptico; ESK: Espodossolo Ferri-humilúvico; GJ: Gleissolo Tiomórfico; GX: Gleissolo Háptico; GZ: Gleissolo Sálico; VX: Vertissolo Háptico; RL: Neossolo Litóico; RR: Neossolo Litóico; RY: Neossolo Regolítico; RQ: Neossolo Flúvico; Neossolo Quartzarênico.

Uma visão sinótica da natureza química dos solos

Com base no acervo de dados analíticos de perfis vinculados aos levantamentos exploratório-reconhecimento de solos da região Nordeste, pode-se obter uma visão sinótica da natureza química dos seus principais solos. Utilizou-se, para isso, a soma de bases (SB: $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$), que é um atributo sensível às variações ambientais, sobretudo as de ordens climática e geológica, e que ainda se correlaciona estreitamente com a fertilidade natural dos solos (Tabela 2 e Figura 4).

Na zona mais úmida da região (porções oeste e leste da região Nordeste), onde o clima propicia alta lixiviação de bases, a SB, em geral, torna-se baixa (de $1 \text{ a } < 3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a muito baixa ($< 1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Nesse contexto, dominam Latossolos (LA, LVA e LV), Argissolos (PA, PVA e PV) e, em menor proporção, Neossolos Quartzarênicos (RQ), Espodossolos (ESK) e alguns Nitossolos (Figura 5).

Tabela 2. Classes de soma de bases (SB) utilizadas na interpretação da fertilidade natural dos solos.

Classe da SB ⁽¹⁾	Valores ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)
Muito baixa	< 1
Baixa	$1 \text{ a } < 3$
Média	$3 \text{ a } < 6$
Alta	$6 \text{ a } < 12$
Muito alta	≥ 12

⁽¹⁾Para a classe muito baixa, foram tomados como referência os Neossolos Quartzarênicos e, para a classe muito alta, os Vertissolos.

Fonte: Adaptado de Ramalho Filho e Beek (1995).

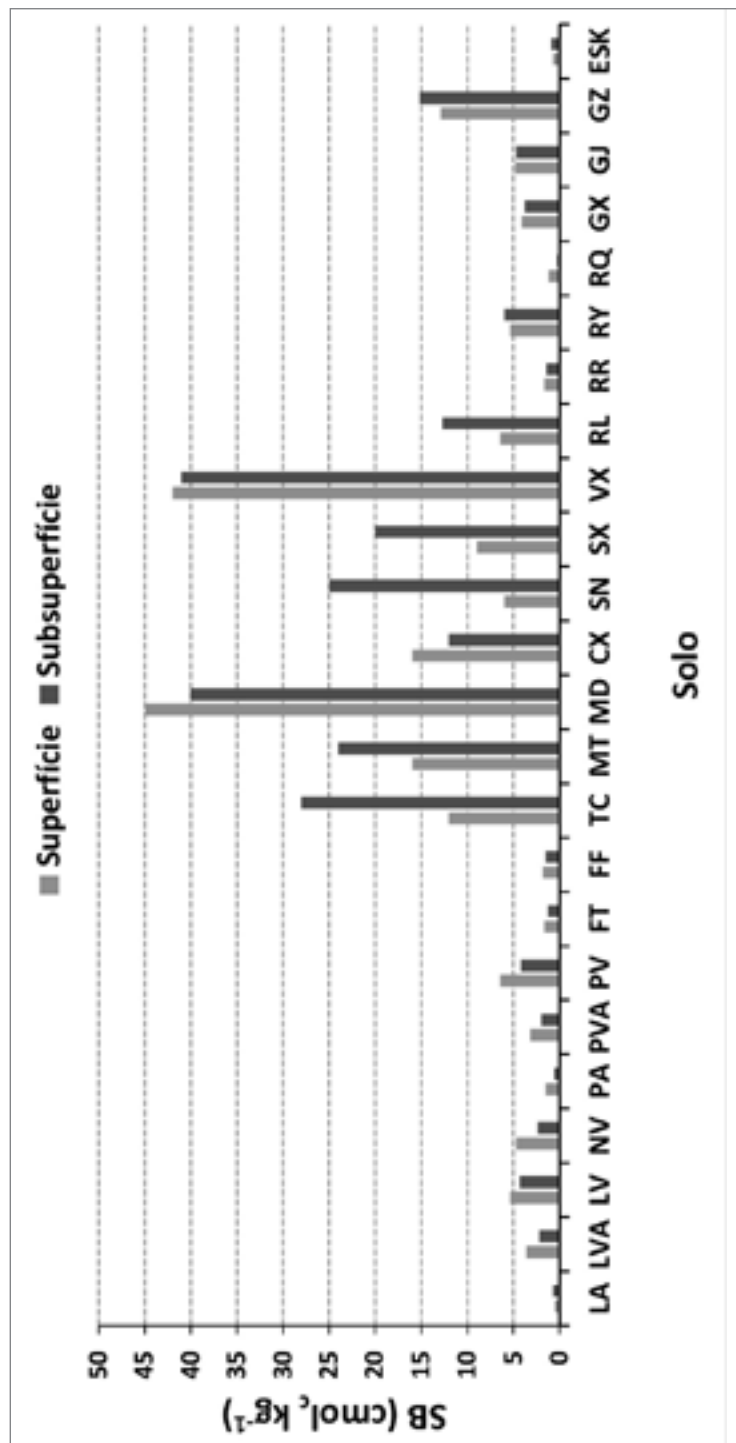


Figura 4. Valores da soma de bases (SB: $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$) em solos representativos da Região Nordeste do Brasil. LA: Latossolo Amarelo; LVA: Latossolo Vermelho-Amarelo; LV: Latossolo Vermelho; NV: Nitossolo Vermelho; PA: Argissolo Amarelo; PVA: Argissolo Vermelho-Amarelo; PV: Argissolo Vermelho; TC: Luvisso Crômico; MT: Chernossolo Argilúvico; MD: Chernossolo Rêndzico; CX: Cambissolo Háptico; FF: Plintossolo Pétrico; FT: Plintossolo Argilúvico; SN: Planossolo Nátrico; SX: Planossolo Háptico; ESK: Espodossolo Ferri-humilúvico; GJ: Gleissolo Tiomórfico; GX: Gleissolo Háptico; GZ: Gleissolo Sállico; VX: Vertissolo Háptico; RL: Neossolo Litóico; RR: Neossolo Flúvico; RQ: Neossolo Quartzarênico. O termo “superfície” refere-se ao horizonte A numa camada de 0-20 cm; e o termo “subsuperfície” refere-se ao horizonte B ou C numa camada entre 20 cm e 150 cm.

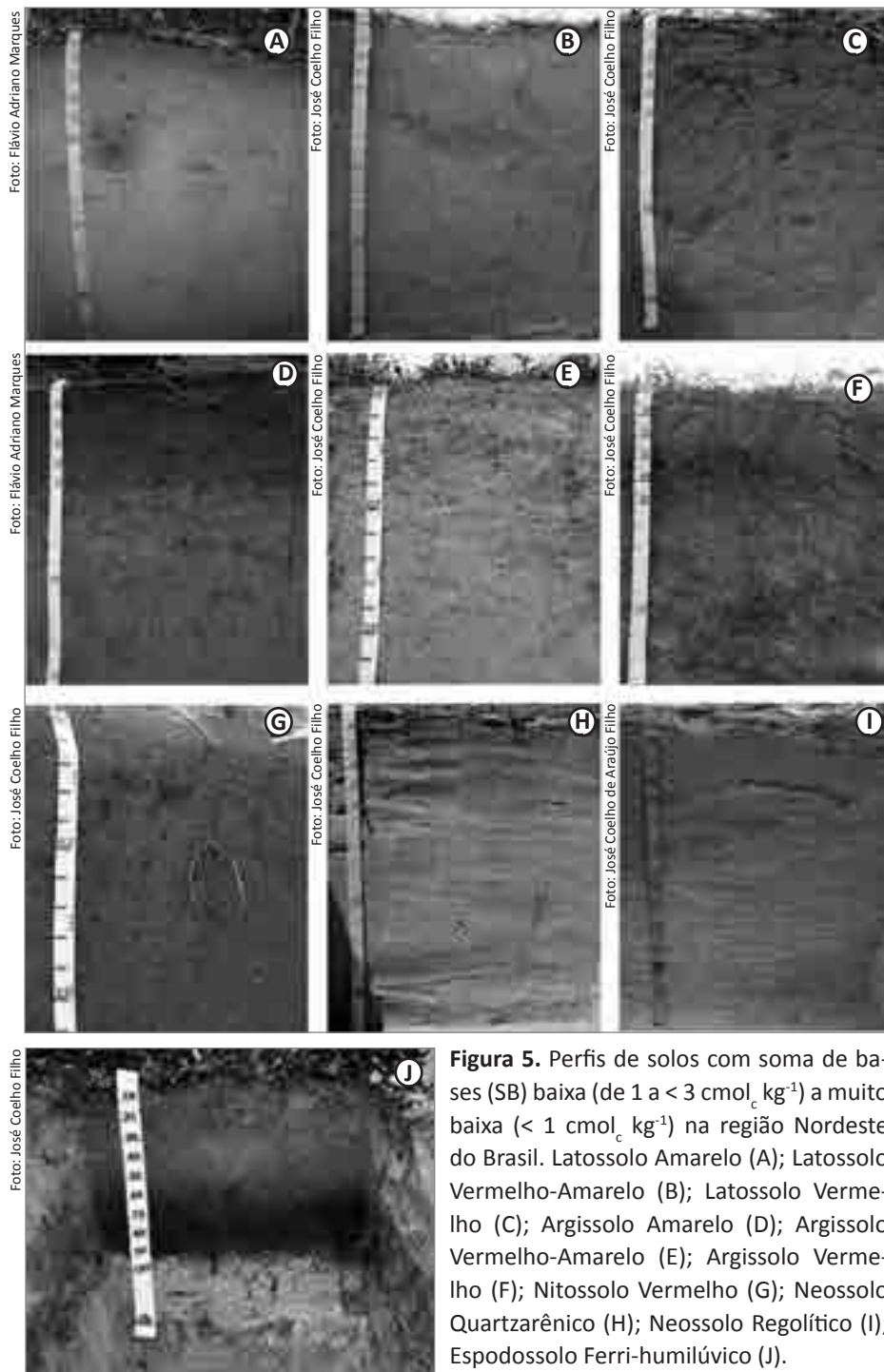


Figura 5. Perfis de solos com soma de bases (SB) baixa (de 1 a $3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a muito baixa ($< 1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) na região Nordeste do Brasil. Latossolo Amarelo (A); Latossolo Vermelho-Amarelo (B); Latossolo Vermelho (C); Argissolo Amarelo (D); Argissolo Vermelho-Amarelo (E); Argissolo Vermelho (F); Nitossolo Vermelho (G); Neossolo Quartzarênico (H); Neossolo Regolítico (I); Espodossolo Ferri-humilúvico (J).

No ambiente semiárido, ao contrário da zona úmida, a lixiviação de bases é pouco expressiva, mas, a despeito disso, a SB é muito variada. As causas que explicam as variações mais importantes desse atributo nesse ambiente relacionam-se à natureza do material de origem dos solos (fator geológico). Onde as rochas são mais ricas em minerais máficos (rochas básicas), a SB varia de alta (de 6 a $< 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a muito alta ($\geq 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), como se verifica nos Luvisolos, Chernossolos, Vertissolos e em alguns Cambissolos desenvolvidos de calcário (Figura 6). Já onde o material de origem é ácido (rochas félsicas), a SB cai drasticamente para valores baixos (de 1 a $< 3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Isso se verifica em solos desenvolvidos a partir de rochas graníticas, como os Neossolos Regolíticos (RR), e em solos arenosos formados a partir de rochas areníticas ou a partir de sedimentos essencialmente quartzosos, como é o caso dos Neossolos Quartzarênicos (RQ) e de alguns Latossolos (LA, LVA e LV) (Figura 5).

Em algumas classes de solos da região Nordeste, a SB torna-se muito variável em função do material de origem e/ou do clima onde os solos foram desenvolvidos. Esses solos pertencem às classes dos Neossolos Litólicos, Neossolos Flúvicos, Gleissolos, Planossolos e Plintossolos (Figura 7). No caso dos Neossolos Litólicos (RL), a SB é estreitamente correlacionada ao material de origem, podendo variar de muito baixa ($< 1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), como naqueles desenvolvidos de rochas areníticas, até muito alta ($\geq 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), a exemplo daqueles formados a partir de calcários. Nos terraços aluvionares, por serem áreas de baixadas e coletoras de sedimentos e nutrientes provenientes das partes circundantes mais elevadas, a SB varia conforme a natureza dos sedimentos e do aporte de nutrientes, sendo, em geral, mais elevada no Semiárido. Os principais solos desenvolvidos nesses ambientes, os Neossolos Flúvicos (RY), comumente apresentam SB na faixa de média (de 3 a $< 6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a alta (de 6 a $< 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Já nas várzeas de regiões úmidas, onde predominam os Gleissolos, os valores da SB normalmente variam de médios (de 3 a $< 6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a baixos (de 1 a $< 3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$), exceto nos Gleissolos Sálidos (GZ), onde os valores, em geral, são altos (de 6 a $< 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a muito altos ($\geq 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Outros solos de larga abrangência territorial no contexto do Nordeste do Brasil são os Planossolos, com SB muito variada, tanto no pedon (Figura 3) como nos ambientes, onde eles foram desenvolvidos. Nos horizontes superficiais desses solos, de textura

mais arenosa que os subsuperficiais, a SB é baixa (de 1 a $< 3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a muito baixa ($< 1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Em subsuperfície, por outro lado, a SB normalmente assume valores médios (de 3 a $< 6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a muito altos ($\geq 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$). Em ambientes onde ocorrem (ou ocorreram) fenômenos repetitivos de oxirredução, como a oscilação do lençol freático, a exemplo da grande Baixada Maranhense, é comum a formação de solos com concentração diferencial expressiva de ferro. Tais concentrações ocorrem na forma de mosqueados, plintita e/ou concreções ferruginosas. Os solos desses ambientes comumente pertencem à classe dos Plintossolos Argilúvicos (FT) e Plintossolos Pétricos (FF), cuja SB é geralmente baixa e dependente da natureza do material de origem.

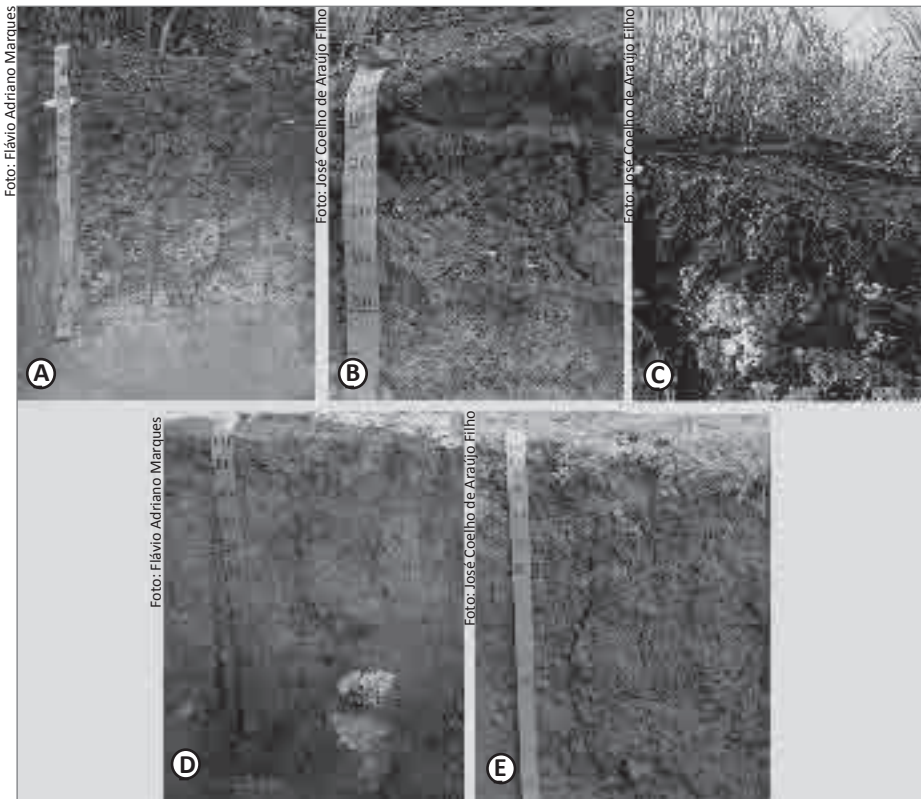


Figura 6. Perfis de solos com soma de bases (SB) alta (de 6 a $< 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) a muito alta ($\geq 12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) na região Nordeste do Brasil. Luvissole Crômico (A); Chernossolo Argilúvico (B); Chernossolo Rêndzico (C); Cambissolo Háplico (desenvolvido de calcário) (D); Vertissolo Háplico (E).

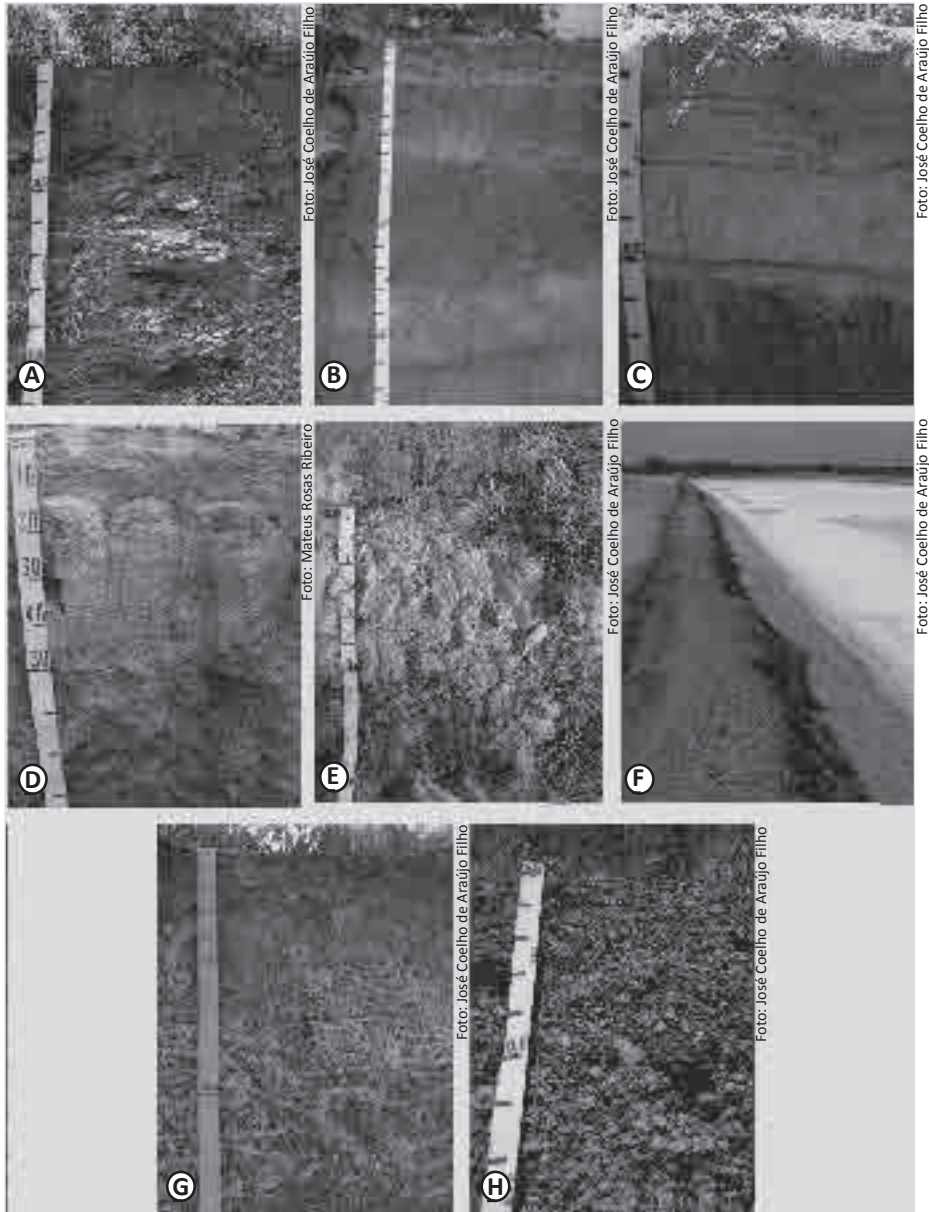


Figura 7. Perfis de solos com soma de bases (SB) variável na região Nordeste do Brasil. Neossolo Litólico (A); Neossolo Flúvico (B); Planossolo Háptico (C); Planossolo Nátrico (D); Gleissolo Háptico (E); Gleissolo Sálico (F); Plintossolo Argilúvico (G); Plintossolo Pétrico (H).

O declínio dos levantamentos pedológicos

Vários fatos importantes marcaram uma nova fase dos estudos pedológicos, não apenas no Nordeste do Brasil, mas também em todo o País. Em 1985, o Projeto Radambrasil foi extinto e todo o corpo técnico e o seu acervo de publicações foram incorporados ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), onde permanecem até os dias atuais. Logo em seguida, em 1986, foram encerrados os convênios da Coordenadoria Regional Nordeste da Embrapa com a Sudene. Com isso, as atividades de levantamento de solos entraram numa fase de muitas dificuldades. Mesmo assim, o SNLCS, da Embrapa, realizou um concurso público em 1989, visando selecionar técnicos para reforçar as equipes de pedólogos do Brasil, uma vez que muitos profissionais da equipe pioneira já estavam próximos de se aposentar. Porém, em 1993, aconteceu a extinção do SNLCS, que foi substituído pelo Centro Nacional de Pesquisa de Solos (CNPS). Cabe destacar que logo após a mudança do SNLCS para CNPS, em 1994, todas as Coordenadorias Regionais foram extintas e suas equipes de pedólogos foram redistribuídas para diversos centros de pesquisa da Embrapa. A única exceção foi a Coordenadoria Regional Nordeste, que não teve a sua equipe desfeita e foi transformada na Unidade de Execução de Pesquisa e Desenvolvimento de Recife (UEP Recife), porém mudou o seu vínculo do CNPS para o CPATSA (atual Embrapa Semiárido), sediado em Petrolina, PE. Nessa época, apesar de todos esses contratempos, os pesquisadores da UEP Recife, juntamente com os do CPATSA e mais alguns consultores internacionais, reuniram-se e elaboraram o Zoneamento Agroecológico do Nordeste (Zane) (Silva et al., 1993), tendo como alicerce os levantamentos exploratório-reconhecimento de solos dos estados do Nordeste do Brasil e do norte do estado de Minas Gerais. Em 1997, a UEP Recife deixou a Embrapa Semiárido e retornou o seu vínculo à Embrapa Solos, onde permanece até os dias atuais. Cabe destacar que a criação, em 1994, do CNPS implicou mudanças significativas no rumo das pesquisas conduzidas anteriormente pelo então SNLCS. Isso tirou o foco dos trabalhos tradicionais de morfologia, formação, classificação e levantamento de solos, ao diversificar substancialmente a sua equipe técnica e, conseqüentemente, as atividades de pesquisas, direcionando suas ações também para outros ramos da Ciência do Solo, além da pedologia.

Em razão de todas essas mudanças, a produção de levantamentos de solos entrou numa fase de declínio, se comparada à fase anterior. Mesmo assim, a UEP Recife manteve-se firme em seus compromissos de trabalho e realizou importantes levantamentos de solos na escala 1:100.000, visando à elaboração de zoneamentos agroecológicos estaduais. Nessa linha, foram executados e publicados os levantamentos de reconhecimento de média intensidade de solos, cobrindo integralmente a superfície dos estados de Pernambuco (Araújo Filho et al., 2000) e de Alagoas (Santos et al., 2013), além da zona úmida costeira de Sergipe (Araújo Filho et al., 1999) e de uma parte do estado do Ceará, na denominada mesorregião do sul cearense (Oliveira et al., 2012). O estado de Pernambuco teve o seu zoneamento agroecológico publicado em 2001 (Silva et al., 2001) e o de Alagoas em 2013 (Santos et al., 2013) (Figura 8). Em escala de maior detalhe, a UEP Recife também executou levantamentos de solos para reassentamento de colonos na região atingida pelas águas de barragens no Vale do Rio São Francisco, mais especificamente nos municípios de Tacaratu, PE (Silva et al., 2007) e Glória, BA (Santos et al., 2006).



Foto: José Coelho de Araújo Filho

Figura 8. Visão global dos relatórios técnicos e mapas componentes do *Zoneamento Agroecológico do Estado de Alagoas (ZAAL)*.

O início de uma nova era: surge o Programa PronaSolos

A ideia de se criar, de forma efetiva, um novo programa nacional visando retomar as atividades de levantamentos de solos e suas interpretações para o setor agrícola do País não veio nem da Embrapa Solos, nem da Sociedade Brasileira de Ciência do Solos (SBCS). Por incrível e estranho que possa parecer, veio do Tribunal de Contas da União (TCU).

O TCU esteve representado na *Segunda Semana Global do Solo (Second Global Soil Week)*, em Berlim, Alemanha, no período de 27 a 31 de outubro de 2013, por meio do ministro Aroldo Cedraz (então vice-presidente do TCU), que participou de discussão sobre “perdas de solo e suas consequências para segurança alimentar, água e energia”. Foi a partir das informações discutidas no âmbito desse evento que Aroldo Cedraz percebeu a importância do solo como recurso natural e, claro, a necessidade de adoção de cuidados especiais para o seu uso, manejo e conservação no Brasil.

Após esse evento, o TCU decidiu, em 2015, organizar uma conferência sobre a governança de solos no País, coincidindo com o “Ano Internacional do Solo” instituído pela Organização das Nações Unidas (ONU) em reconhecimento à importância mundial do recurso solo para a sustentabilidade da vida no planeta.

A *Conferência Governança do Solo* foi realizada em Brasília, no período de 25 a 27 de março de 2015. Participaram do evento o diretor-geral da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), José Graziano da Silva; o diretor-executivo do Institute for Advanced Sustainability Studies (IASS) baseado na Alemanha, Klaus Töpfer; o presidente da Embrapa, Maurício Antônio Lopes, entre outras autoridades. O objetivo foi gerar subsídios para o TCU fazer suas recomendações, porventura necessárias à ampliação do conhecimento dos solos do Brasil. Como não poderia ser diferente, uma das principais conclusões da conferência, relatada na denominada “Carta de Brasília”, foi que: “No Brasil, não existe uma política nacional específica para os solos”. Essa constatação, evidentemente, guarda uma relação direta com as extinções do então SNLCS da Embrapa e do Programa Nacional de Pesquisa de Levantamento de Solos (Embrapa, 1981), ocorridas há duas décadas.

Além da Carta de Brasília, o TCU, por meio de sua auditoria, também constatou, de forma mais específica, entre outros aspectos, a insuficiência

de conhecimentos e a falta de organização das informações geradas sobre os solos brasileiros, de modo a permitir o planejamento, a execução e o monitoramento de políticas públicas para o uso sustentável das terras.

Diante dessa realidade, o TCU, dentro das suas atribuições legais, publicou em 5 de agosto de 2015 um acórdão com várias recomendações. Nesse documento, foi recomendado ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa) que, em conjunto com o Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, elaborasse um programa nacional de levantamentos e interpretação dos solos em escala compatível com a unidade de planejamento, de uso, de conservação e de recuperação do solo e da água, que é a microbacia hidrográfica. Mais especificamente, foi recomendado ao Mapa e à Embrapa que, de forma colaborativa e permanente, estabelecessem mecanismos para organização, sistematização e operacionalização de dados decorrentes de levantamentos de solos do Brasil realizados pelas diversas instituições públicas e privadas, a exemplo do National Soil Information System do United States Department of Agriculture (USDA).

Diante desses fatos, a Embrapa, por meio da Embrapa Solos, constituiu um grupo de trabalho (GT) com o objetivo de discutir e criar uma estrutura preliminar para um “Programa Nacional de Solos” (PronaSolos), bem como para sua governança. Para isso, foi realizado o I Workshop no Rio de Janeiro, no período de 7 a 9 de outubro de 2015. O GT, sob a liderança da Embrapa Solos, foi composto por diversas entidades parceiras – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS), Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) e Universidade Federal do Piauí (UFPI) – e contou com a participação de várias outras unidades da Embrapa (Cerrados, Semiárido, Monitoramento por Satélite, Meio Ambiente, Amazônia Oriental, Informática Agropecuária, Florestas e Agrossilvipastoril). Ainda no mesmo ano, de 9 a 11 de dezembro, foi realizado o II Workshop, no mesmo local, quando foi concluída a primeira versão do arcabouço do PronaSolos.

Em linhas gerais, o PronaSolos foi concebido para desenvolver atividades de levantamento de solos e suas interpretações em múltiplas escalas, a partir de 1:100.000 para escalas maiores, contemplando ações de curto (de 0 a 4 anos), médio (de 4 a 10 anos) e longo prazos (de 10 a 30 anos).

Foi estipulado que, em curto prazo, deveria ser realizada, no mínimo, a implantação da estrutura física e funcional do PronaSolos e também alguns levantamentos de solos, conforme demandas dos estados. Em médio prazo, a meta seria realizar mapeamento de solos de cerca de 1,3 milhão de km² de terras agricultáveis. Em longo prazo, a previsão seria mapear cerca de 7 milhões de km² de solos em escala 1:100.000, 1 milhão de km² em escala 1:50.000 e 250 mil km² em escala 1:25.000. Entretanto o atingimento dessas metas depende da disponibilidade de recursos humanos treinados, de recursos financeiros e da infraestrutura física e laboratorial compatível com as demandas do programa.

Considerações finais

Como relatado neste capítulo, a retrospectiva da pedologia na região Nordeste do Brasil, no que concerne aos levantamentos de solos, está estreitamente ligada à história da Unidade de Execução de Pesquisa e Desenvolvimento de Recife (UEP Recife), da Embrapa Solos. A UEP Recife, a partir de esforços para mapear os solos com linguagem e metodologias uniformizadas e sob lideranças competentes e fortes, produziu o maior acervo de informações de solos de toda a região Nordeste do Brasil, além do norte do estado de Minas Gerais. Esses levantamentos permitiram acumular, ao longo de seis décadas, uma das mais importantes bases de dados sobre solos tropicais, que compreende informações ambientais (clima, relevo, vegetação, hidrografia e geologia), classificação taxonômica dos solos e sua caracterização analítica. Os dados analíticos, obtidos de modo uniforme para todos os trabalhos, abrangem análises físicas, químicas e mineralógicas, complementadas ainda por análises de fertilidade dos solos e de dados petrográficos. Tais informações contribuíram decisivamente para a avaliação da aptidão agrícola das terras e serviram de alicerce para o desenvolvimento da Ciência do Solo não apenas na região Nordeste, mas também em todo o País. Essas contribuições também tiveram influência marcante sobre o desenvolvimento do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), que é uma publicação amplamente utilizada pela comunidade brasileira de Ciência do Solo. Muitas pesquisas desenvolvidas pelas universidades e institutos de pesquisa sediados na região Nordeste do Brasil foram e continuam sendo viabilizadas

ou, pelo menos, tomam como referência essa base de informações de solos da UEP Recife. Em última análise, esse acervo de informações geradas pelos levantamentos de solos contribuiu, direta ou indiretamente, para colocar o Brasil na fronteira do conhecimento em solos tropicais do mundo.

Entretanto, em meados da década de 1980, foram extintos o Projeto RadamBrasil e o SNLCS, que tinha sob sua responsabilidade um programa nacional de levantamento de solos, o que levou ao declínio da pedologia no Brasil.

Felizmente, nos últimos anos, surgiu a possibilidade de começar uma nova era para a pedologia brasileira. Trata-se da recente criação, por determinação do TCU, do PronaSolos, um programa para organizar as informações de solos do País e para dar sequência aos levantamentos de solos em escalas de 1:100.000 ou mais detalhadas.

Referências

- AMARAL, F. C. S. do (ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Terras para Irrigação: enfoque na região semiárida**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 164 p.
- ARAÚJO FILHO, J. C. de; BURGOS, N.; LOPES, O. F.; SILVA, F. H. B. B. da; MEDEIROS, L. A. R.; MELO FILHO, H. F. R. de; PARAHYBA, R. da B. V.; CAVALCANTI, A. C.; OLIVEIRA NETO, M. B. de; SILVA, F. B. R. e; LEITE, A. P.; SANTOS, J. C. P. dos; SOUSA NETO, N. C. de; SILVA, A. B. da; LUZ, L. R. Q. P. da; LIMA, P. C. de; REIS, R. M. G.; BARROS, A. H. C. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 378 p. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa, 11).
- ARAÚJO FILHO, J. C. de; LOPES, O. F.; OLIVEIRA NETO, M. B. de; NOGUEIRA, L. R. Q.; BARRETO, A. C. **Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos da região dos Tabuleiros Costeiros e da Baixada Litorânea do Estado de Sergipe**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 1 CD-ROM. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa, 4).
- BURGOS, N.; CAVALCANTI, A. C. **Levantamento detalhado dos solos da área de sequeiro do CPATSA, Petrolina, PE**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS; Petrolina: EMBRAPA-CPATSA, 1990. 2 v. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim de pesquisa, 38; EMBRAPA-CPATSA. Boletim de pesquisa).
- BURGOS, N.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B. da; OLIVEIRA NETO, M. B. de. **Solos do campo experimental da Embrapa Algodão, em Patos-PB: levantamento detalhado e potencial edáfico**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 112 p. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 17).
- CAVALCANTI, A. C.; RIBEIRO, M. R.; ARAÚJO FILHO, J. C. de; SILVA, F. B. R. e. **Avaliação do potencial das terras para irrigação no Nordeste (para compatibilização com os recursos hídricos)**. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 1994. 38 p.

CURI, N. (Coord.). **Vocabulário de ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. 89 p.

EMBRAPA. Departamento Técnico Científico. **Programa nacional de pesquisa de levantamento de solos**. Brasília, DF: EMBRAPA-DID, 1981. 37 p.

JACOMINE, P. K. T. (Coord.). **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Maranhão**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS/SUDENE-DRN, 1986a. 2 v. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim de pesquisa, 35; SUDENE-DRN. Recursos de solos, 17).

JACOMINE, P. K. T. (Coord.). **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Estado do Piauí**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS: SUDENE-DRN, 1986b. 2 v. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim de pesquisa, 36; SUDENE-DRN. Recursos de solos, 18).

JACOMINE, P. K. T. (Coord.). **Levantamento detalhado dos solos da Fazenda Caju, UE-PAE/Aracaju**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1982. 59 p. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico, 78).

JACOMINE, P. K. T.; ALMEIDA, J. C.; MEDEIROS, L. A. R. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Estado do Ceará**. Recife: SUDENE-DRN; Brasília, DF: Divisão de Pesquisa Pedológica, 1973. 2 v. (Brasil. Divisão de Pesquisa Pedológica. Boletim técnico, 28; SUDENE-DRN. Série Pedologia, 16).

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; BURGOS, N.; PESSOA, S. C. P.; SILVEIRA, C. O. da. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco**. Recife: Divisão de Pesquisa Pedológica: SUDENE-DRN, 1973. 2 v. (Brasil. Divisão de Pesquisa Pedológica. Boletim técnico, 26; SUDENE-DRN. Série Pedologia, 14).

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; FORMIGA, R. A.; SILVA, F. B. R. e; BURGOS, N.; MEDEIROS, L. A. R.; LOPES, O. F.; MÉLO FILHO, H. F. R. de; PESSÔA, S. C. P.; LIMA, P. C. de. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Norte de Minas Gerais**: área de atuação da SUDENE. Recife: EMBRAPA-SNLCS: SUDENE-DRN, 1979b. 407 p. il. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico, 60; SUDENE-DRN. Série recursos de solos, 12).

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; PESSÔA, S. C. P.; SILVEIRA, C. O. da. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado de Alagoas**. Recife: EMPBRAPA-CPP, 1975a. 532 p. (EMBRAPA-CPP. Boletim técnico, 35; SUDENE-DRN. Recursos de solos, 5).

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; RIBEIRO, M. R.; MONTENEGRO, J. O.; BURGOS, N.; MÉLO FILHO, H. F. R. de; FORMIGA, R. A. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos da margem esquerda do Rio São Francisco Estado da Bahia**. Recife: EMBRAPA-SNLCS: SUDENE-DRN, 1976. 404 p. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico, 38; SUDENE-DRN. Série Recursos de solos, 7).

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. B. R. e; MONTENEGRO, J. O.; FORMIGA, R. A.; BURGOS, N.; MELO FILHO, H. F. R. de. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos da margem direita do Rio São Francisco estado da Bahia**. Recife: EMBRAPA-SNLCS: SUDENE-DRN, 1977-1979a. 2 v. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico, 52; SUDENE-DRN. Série Recursos de solos, 10).

- JACOMINE, P. K. T.; MONTENEGRO, J. O.; RIBEIRO, M. R.; FORMIGA, R. A. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado de Sergipe**. Recife: EMBRAPA-CPP, 1975b. 506 p. (EMBRAPA-CPP. Boletim técnico, 36; SUDENE-DRN. Série Recursos de solos, 6).
- JACOMINE, P. K. T.; OLIVEIRA, L. B. de; SILVA JUNIOR, J. F. da; SILVA, M. S. L. da; TAVARES, S. C. C. de H. **História da Unidade de Pesquisa da Embrapa Solos no Nordeste do Brasil**. Brasília, DF: Embrapa, 2016. 316 p.
- JACOMINE, P. K. T.; RIBEIRO, M. R.; MONTENEGRO, J. O.; SILVA, A. P. da; MELO FILHO, H. F. R. de. **I. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado da Paraíba. II. Interpretação para uso agrícola dos solos do Estado da Paraíba**. Rio de Janeiro: Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo; Recife: SUDENE-DRN, 1972. 670 p. (Brasil. Ministério da Agricultura. Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo. Boletim técnico, 15; SUDENE-DRN. Série Pedologia, 8).
- JACOMINE, P. K. T.; SILVA, F. B. R. e; FORMIGA, R. A.; ALMEIDA, J. C.; BELTRÃO, V. de A.; PESSOA, S. C. P.; FERREIRA, R. C. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do Estado do Rio Grande do Norte**. Rio de Janeiro: Divisão de Pesquisa Pedológica, 1971. 531 p. (Brasil. Divisão de Pesquisa Pedológica. Boletim técnico, 21; DRN-SUDENE. Série Pedologia, 9).
- LEPSCH, I. F. (Coord.). **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: SBSC, 1983. 175 p.
- LIMA, J. W. C. **Levantamento dos solos da Estação Experimental de Curado**. Recife: IANE, 1957. 39 p. (IANE. Boletim técnico, 1).
- MELO FILHO, H. F. R. de (Coord.). **Levantamento detalhado dos solos do Centro Nacional de Pesquisa de Mandioca e Fruticultura Tropical, Cruz das Almas, Bahia**. Cruz das Almas: EMBRAPA-CNPMPF, 1993. 126 p. (EMBRAPA-CNPMPF. Boletim de pesquisa, 7).
- MELO FILHO, H. F. R. de; MEDEIROS, L. A. R.; JACOMINE, P. K. T. **Levantamento detalhado dos solos da área da UEPAE de Teresina, PI**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1980. 154 p. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico, 69).
- OLIVEIRA, J. B. de; JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. **Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento**. [Jaboticabal]: UNESP: Funep, 1992. 201 p.
- OLIVEIRA, L. B. de (Coord.). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1979. 1 v.
- OLIVEIRA, L. B. de; SILVA JUNIOR, J. F. da; SILVA, M. S. L. da. **IPEANE: uma história da pesquisa agropecuária no Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2011. 108 p.
- OLIVEIRA, S. B. P.; CARVALHO, M. S. B. S.; SILVA, F. H. B. B.; TAVARES, S. C. C. H. (Coord.). **Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos: mesorregião do sul cearense**. Fortaleza: Funceme, 2012. v. 1, 280 p.

PANOSO, L. A. (Coord.). **Levantamento detalhado dos solos da Estação Experimental de Itapirema**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura. Escritório de Pesquisa e Experimentação. Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo, 1969. 84 p. (Brasil. Ministério da Agricultura. Escritório de Pesquisas e Experimentação. Equipe de Pedologia e Fertilidade do Solo. Boletim técnico, n. 12).

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. rev. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1995. 65 p.

RESENDE, M.; CURTI, N.; REZENDE, S. B. de; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 6. ed. Lavras: Editora UFLA, 2014. 378 p.

SANTOS, H. G. dos; HOCHMÜLLER, D. P.; CAVALCANTI, A. C.; RÊGO, R. S.; KER, J. C.; PANOSO, L. A.; AMARAL, J. A. M. do. **Procedimentos normativos de levantamentos pedológicos**. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI; Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1995. 108 p.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p.

SANTOS, J. C. P. dos; ARAÚJO FILHO, J. C. de (ed.). **Avaliação detalhada do potencial de terras para Irrigação nas áreas de reassentamento de colonos do Projeto Jusante, Glória, BA**. Recife: Embrapa Solos - UEP Recife, 2006. 261 p.

SANTOS, J. C. P. dos; ARAUJO FILHO, J. C. de; SILVA, A. B. da; BARROS, A. H. C.; AMARAL, A. J. do; MARQUES, F. A.; SILVEIRA, H. L. F. da; ACCIOLY, L. J. de O.; SILVA JUNIOR, J. F. da. **Zoneamento agroecológico do Estado de Alagoas**. Recife: Embrapa Solos, 2013.

SILVA, F. B. R. e; RICHE, G. R.; TONNEAU, J. P.; SOUZA NETO, N. C. de; BRITO, L. T. de L.; CORREIA, R. C.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B. da; SILVA, A. B. da; ARAUJO FILHO, J. C. de; LEITE, A. P. **Zoneamento agroecológico do Nordeste: diagnóstico do quadro natural e agrosocioeconômico**. Petrolina: EMBRAPA-CPATSA; Recife: EMBRAPA-CNPQ, Coordenadoria Regional Nordeste, 1993. 2 v. (EMBRAPA-CPATSA. Documentos, 80).

SILVA, F. B. R.; SANTOS, J. C. P.; SILVA, A. B.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B.; BURGOS, N.; PARAHYBA, R. B. V.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SOUSA NETO, N. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; LOPES, O. F.; LUZ, L. R. Q. P.; LEITE, A. P.; SOUZA, L. G. M. C.; SILVA, C. P.; VAREJÃO-SILVA, M. A.; BARROS, A. H. C. **Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos-UEP Recife, 2001. 1 CD-ROM.

SILVA, F. H. B. B. da; LUZ, L. R. Q. P. da; ARAÚJO FILHO, J. C. de; SANTOS, J. C. P. dos (ed.). **Avaliação detalhada do potencial de terras para Irrigação nas áreas de reassentamento de colonos do projeto Barreiras - Bloco 2, Tacaratu, PE**. Recife: Embrapa Solos - UEP Recife, 2007. 153 p.

SISTEMA Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.

MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO INTEGRADOS NO NORDESTE BRASILEIRO

Vanderlise Giongo

Maria do Socorro Conceição de Freitas

Rita de Cássia Alves de Freitas

Ana Dolores Santiago de Freitas

Tatiana Ayako Taura

Luiz Fernando Carvalho Leite

Introdução

A região Nordeste, com 1,56 milhão de quilômetros quadrados, cobre 18,2% da superfície do País e tem a maior variabilidade de solos do Brasil e um mosaico de áreas de agricultura, pastagens e vegetação remanescente com diferentes tempos de regeneração. Assim, para descrever a importância e o manejo da matéria orgânica nos solos do Nordeste, inicialmente é preciso compreender como todos os elementos da diversidade impactam sobre a dinâmica desse atributo de solo.

Devido à diversidade edafoclimática, essa região pode ser subdividida em quatro subregiões (Agreste, Sertão, Meio-Norte e Zona da Mata) ou quatro biomas [Caatinga (817.510,51 km²), Cerrado (461.788,93 km²), Mata Atlântica (164.439,23 km²) e Amazônia (117.232,93 km²)], que ocupam, respectivamente, 52,4%, 29,6%, 10,5% e 7,5% do território nordestino (Figura 1) (IBGE, 2004).

Os biomas da região Nordeste têm significativa variabilidade, como pode ser observado por meio dos diferentes tipos de solo (Figura 2), clima (Figura 3) e tipologias de vegetação remanescente (Figura 4), o que se reflete nos teores e estoques de matéria orgânica do solo (MOS). Além disso, as diferentes possibilidades de uso e ocupação da terra (Figura 5) tornam os manejos do solo e da matéria orgânica um fator complexo e relevante para a sustentabilidade da agricultura no Nordeste.

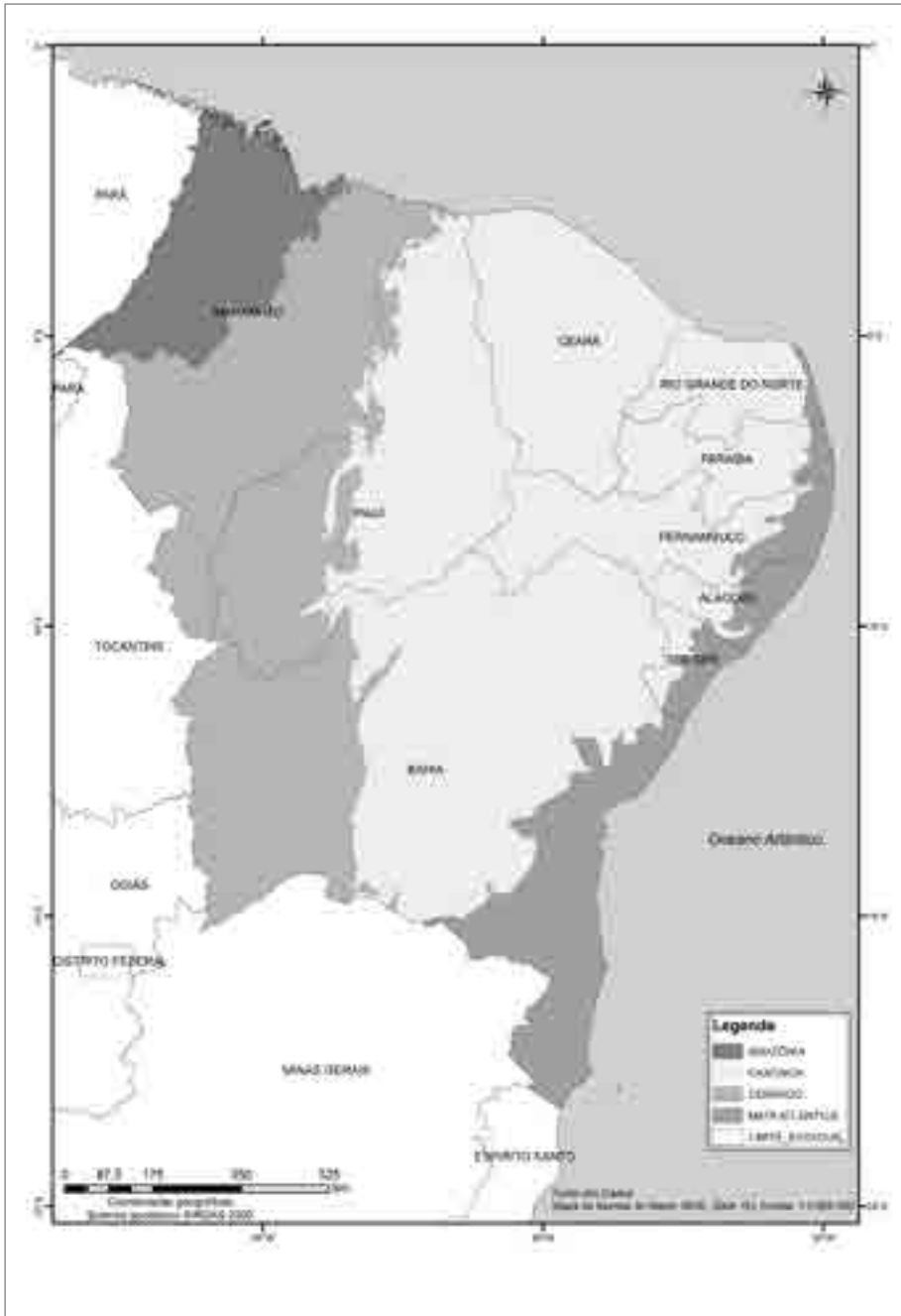


Figura 1. Mapa de biomas da região Nordeste.
 Fonte: IBGE (2004).

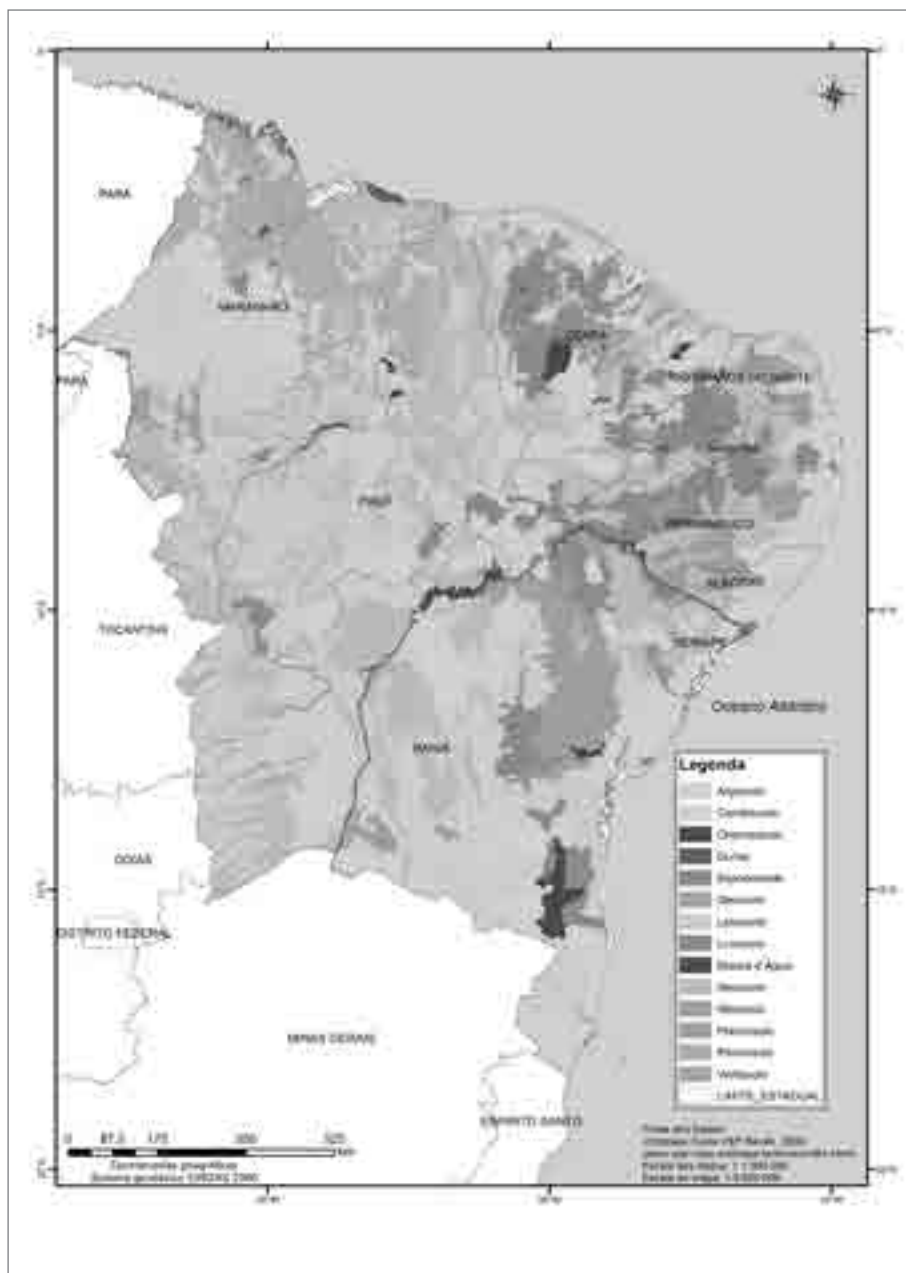


Figura 2. Mapa de solos da região Nordeste.

Fonte: Barros (2006).

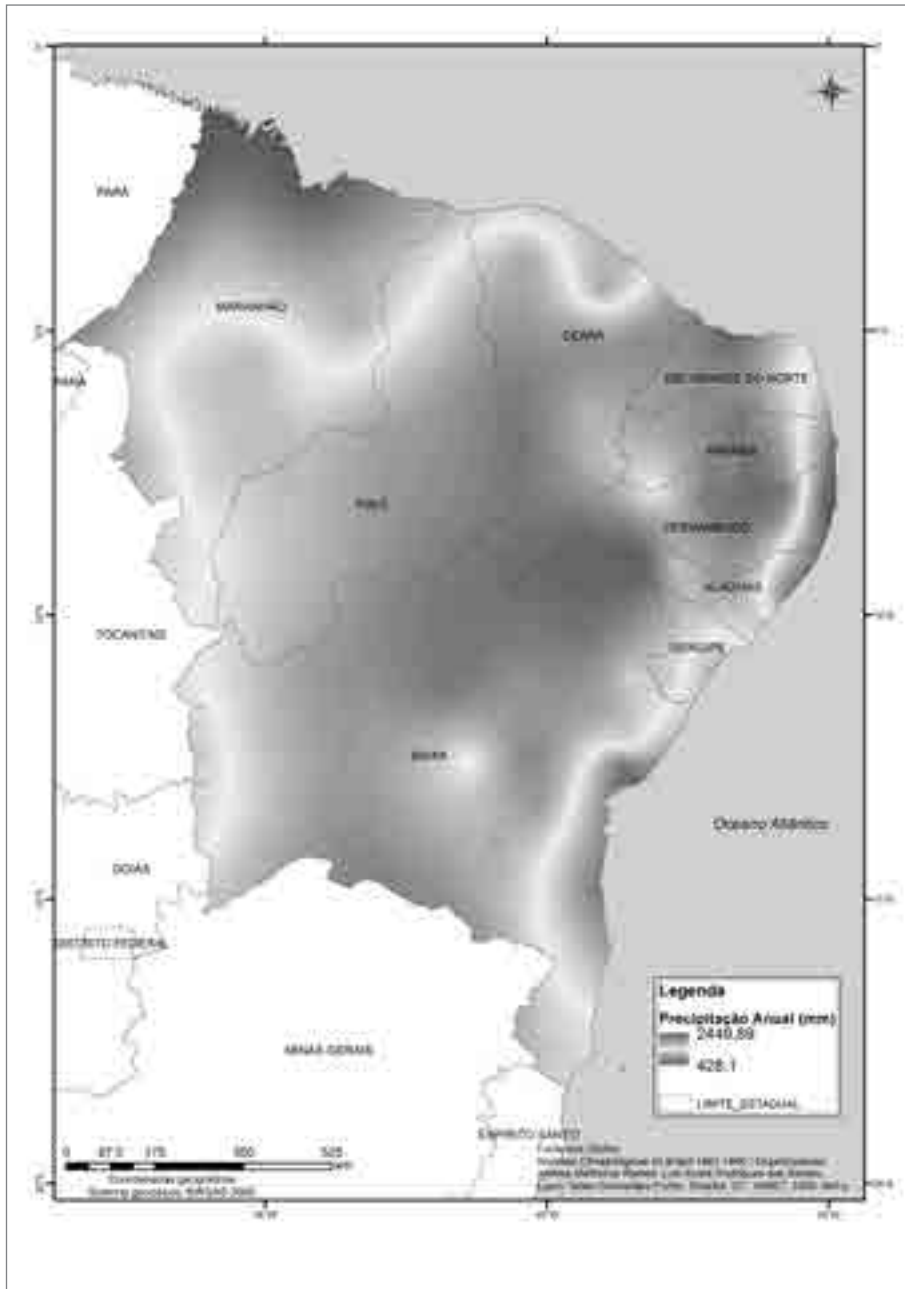


Figura 3. Mapa de precipitação média anual da região Nordeste.

Fonte: Ramos et al. (2009).

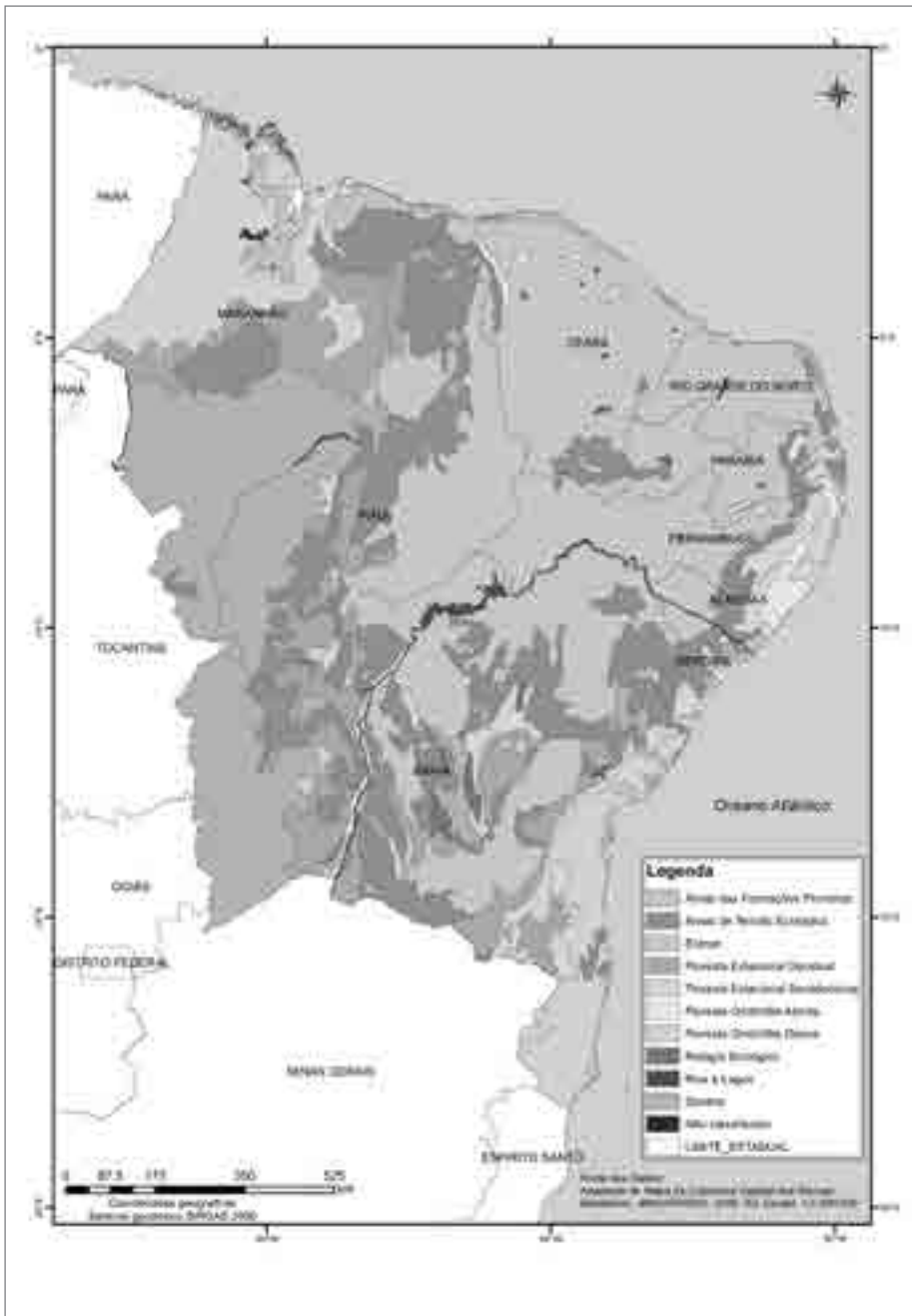


Figura 4. Mapa de vegetação da região Nordeste.

Fonte: Adaptado de Brasil (2006).

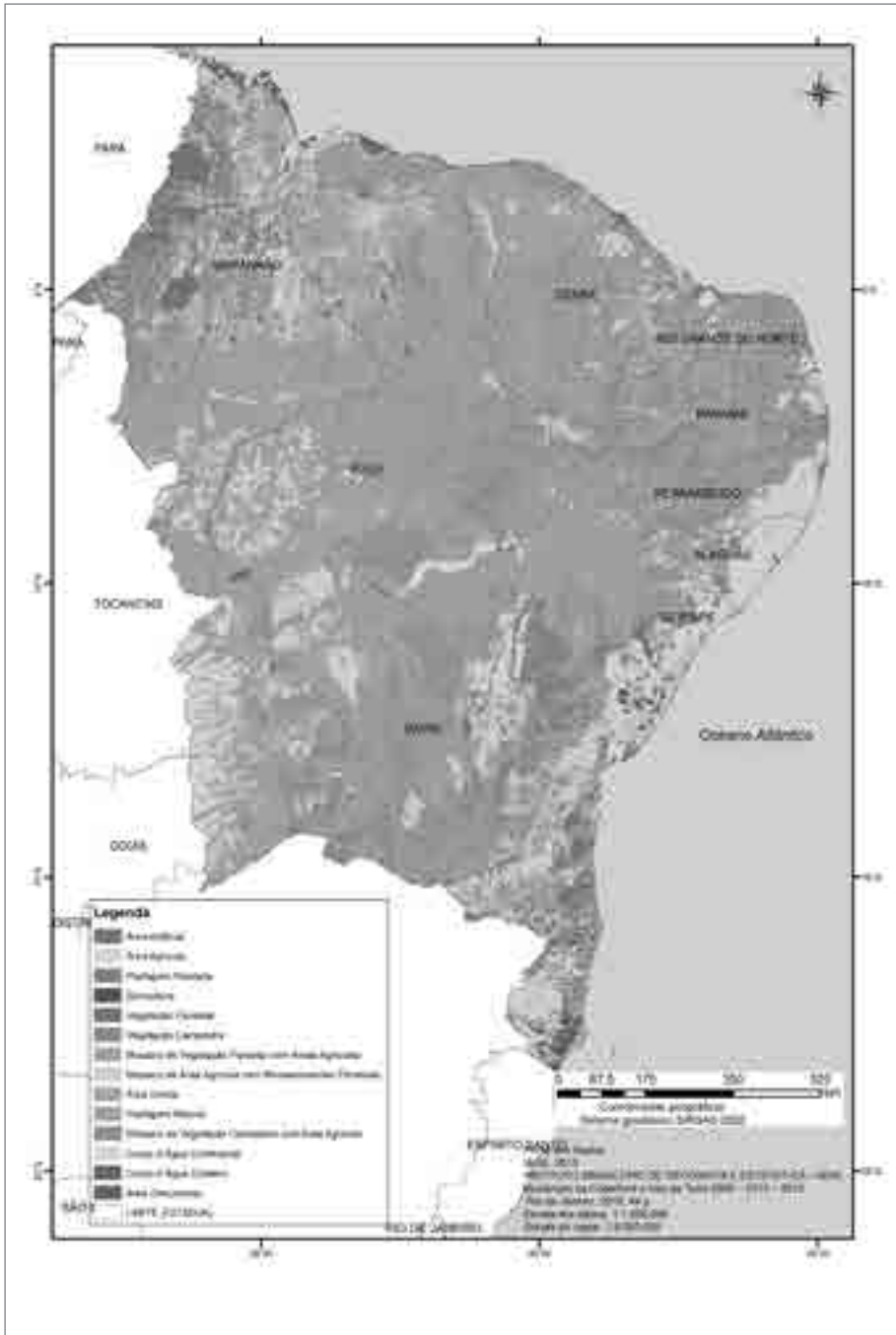


Figura 5. Mapa de uso do solo da região Nordeste.
Fonte: IBGE (2015).

Grande parte das áreas tem sido convertida em agricultura ou utilizada com práticas extrativistas, o que está associado à perda de biodiversidade e a processos de degradação ambiental. Nesse contexto, a mudança do uso da terra, que envolve alterar ecossistemas remanescentes para fins agrícolas (o que inclui agricultura e pecuária), tem demonstrado diminuir o teor de MOS.

Os cenários relativos à mudança climática global alteram o balanço de carbono (C) e nitrogênio (N) dos sistemas, o que causa mudanças nos estoques desses elementos no solo e, conseqüentemente, afeta diretamente o manejo da matéria orgânica. Assim, tanto o tipo de uso e o manejo do solo como as alterações de temperatura e de regime de chuvas podem influenciar os ganhos ou perdas da matéria orgânica, que é governada pelo balanço de C e N.

Os solos do Nordeste, de um modo geral, têm baixa fertilidade e podem ser facilmente degradados pelas atividades agrícolas e extrativistas, o que faz diminuir o teor de matéria orgânica e aumentar as quantidades de dióxido de carbono e de óxido nitroso liberadas para a atmosfera. Por isso, para discutir o manejo da MOS no Nordeste brasileiro, é necessário verificar a diversidade edafoclimática abrigada nessa região, o histórico de ocupação e de uso da terra, os modelos agrícolas vigentes, as propostas de manejo de solo e sistemas integrados de produção e os processos associados à degradação, como salinização, erosão e desertificação.

O uso sustentável dos solos do Nordeste pode mitigar as emissões de C e os processos de degradação e adaptar os sistemas produtivos aos impactos das mudanças climáticas globais, o que, em última análise, seria um meio para promover a segurança alimentar e a proteção da biodiversidade.

Pesquisas direcionadas à determinação do impacto da mudança do uso da terra e das mudanças climáticas sobre a MOS são realizadas nos diferentes biomas que compõem o Nordeste brasileiro, principalmente devido à grande variabilidade e distribuição em mosaicos de solos, vegetação e clima. Nesse contexto, o presente capítulo apresentará a caracterização, a importância e a dinâmica da MOS em áreas remanescentes e alteradas pela ação antrópica e os modelos tecnológicos agrícolas que promovem a sua manutenção ou o seu aumento nos dois principais biomas que compõem o Nordeste (Caatinga e Cerrado), os quais ocupam 82% do seu território.

Caracterização e importância da matéria orgânica

Evidencia-se a importância do ciclo biogeoquímico do C e da própria matéria orgânica, quando se considera a Terra como um “sistema fechado” com suprimento finito de elementos essenciais à vida, tais como, hidrogênio (H), oxigênio (O), C, N, enxofre (S) e fósforo (P). A ciclagem desses elementos e sua disponibilização em níveis considerados ótimos à manutenção da vida, como se conhece, perpassam, em algum momento, pelo compartimento orgânico do solo.

Todo material orgânico encontrado no solo, de origem vegetal ou animal, incluindo toda a fauna edáfica e o sistema radicular, vivo ou em diferentes fases de decomposição e com tamanho inferior a 2 mm, poderá ser determinado como MOS.

Embora se saiba que a MOS é composta, em maior proporção, por C, H, O, N, P e S, é difícil medir diretamente o seu conteúdo. A maioria dos métodos analíticos mede compostos orgânicos ou C orgânico partindo do pressuposto de que a matéria orgânica é constituída por 50% a 58% de C (SPARKS, 2003). Consequentemente, estima-se o teor de MOS por meio da multiplicação direta do teor de C por um fator de conversão que pode variar de 1,72 a 2. Assim, alterações no ciclo biogeoquímico do C podem alterar diretamente o conteúdo de MOS, visto que o compartimento “solo” contém mais C orgânico do que a soma dos compartimentos “atmosfera” e “vegetação”. A relevância dessa magnitude faz com que as previsões da dinâmica da MOS influenciem diretamente as previsões de mudanças climáticas globais e vice-versa (Lal, 2004; Ciais; Sabine, 2013).

Diversas classificações e métodos de fracionamento foram propostos para melhor compreender os processos que integram a dinâmica da MOS. Ao longo do tempo, também foram desenvolvidos alguns modelos conceituais para melhor compreender a complexidade da matéria orgânica e os processos de sua formação e decomposição. Entre esses modelos, destacam-se os de humificação, preservação seletiva e decomposição progressiva. Entretanto as modernas técnicas analíticas suportam a ideia de que a MOS é um *continuum* de compostos orgânicos em decomposição progressiva (Lehmann; Kleber, 2015) em detrimento, por exemplo, da teoria da humificação.

Por meio de estudos, ao longo do tempo, consolidou-se a grande importância da matéria orgânica para manter a produtividade e a sustentabilidade dos cultivos e a saúde do solo e dos agroecossistemas ou ecossistemas (Lal, 2004). Assim a matéria orgânica assume grande importância para o sistema solo por integrar processos químicos, físicos e biológicos que promovem a vida, a biodiversidade e o equilíbrio dos sistemas agrícolas ou remanescentes.

Com o início das discussões sobre o impacto da atividade antrópica sobre o sistema climático da Terra na década de 1970, durante a primeira *Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano*, realizada em Estocolmo, na Suécia, e posteriormente com a efetiva incorporação do tema nas agendas de pesquisa da comunidade científica brasileira em 1992, após a *Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento* (CNUMAD), também denominada *Eco 92* ou *Rio 92*, identificou-se rapidamente que o solo é um grande reservatório de C e que sua fração orgânica poderia mediar o equilíbrio entre as taxas de emissão e de sequestro de elementos como C e N constituintes de gases de efeito estufa (como CO₂, N₂O e CH₄). Paralelamente, desenvolveram-se estudos contendo desenhos de sistemas agrícolas e práticas de manejo, que poderiam colaborar no processo de mitigação dos impactos das mudanças climáticas por meio do aumento das taxas de adição e diminuição das taxas de perda, de modo a aumentar os estoques de C e N no solo.

No Brasil, as ações ligadas ao sistema solo e a importância dada à matéria orgânica no contexto das mudanças climáticas intensificaram-se quando o País instituiu, por meio da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) e estabeleceu “ações de mitigação das emissões de gases de efeito estufa, com vistas em reduzir entre 36,1% e 38,9% suas emissões projetadas até 2020” (Brasil, 2009). Para fortalecer as ações, em 2013, foi lançado o Plano Setorial ABC, também denominado Agricultura de Baixa Emissão de Carbono, cujas diretrizes estimulam o sistema de plantio direto, a recuperação de pastagens, a implantação de sistemas integrados de lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e pecuária-floresta (IPF), entre outros sistemas e práticas, que, em última análise, promoverão o

incremento do teor de MOS ou diminuirão as perdas, para que sejam equivalentes ao equilíbrio dinâmico das vegetações remanescentes (Brasil, 2012).

As pesquisas atuais estão mais voltadas ao sequestro de C e à dinâmica da matéria orgânica do que às suas funções e provisões de serviços essenciais ao ecossistema. Nesse sentido, Hartemink et al. (2014) destacaram a importância e as funções da matéria orgânica nos processos da rizosfera e salientaram sua influência sobre a adsorção, transferência e armazenamento de água e energia, sobre a ciclagem, absorção e liberação de nutrientes e sobre a agregação e cor do solo, entre outros. Sumarizam ainda que as principais áreas a serem abordadas pela pesquisa são: variabilidade do C no espaço e no tempo; propriedades e processos do C do solo; e uso e manejo do C do solo.

Avançando os estudos sobre as relações entre o aumento do teor de MOS, o aumento da produtividade dos cultivos, as funções ecossistêmicas do solo e a mitigação das mudanças climáticas, Wood et al. (2016) realizaram um estudo em 48 locais no Quênia, África, no qual correlacionaram a produtividade dos cultivos com frações físicas da matéria orgânica (matéria orgânica particulada, - MOP e matéria orgânica associada a minerais - MOAM). Os autores observaram uma relação negativa entre produtividade e estabilidade da matéria orgânica e sugeriram que será essencial para o manejo da MOS entender e direcionar os mecanismos que promovem os aumentos de C e N em cada compartimento dessa fração de solo (por exemplo, MOP e MOAM) e quantificar seus impactos em diferentes propriedades do ecossistema, relacionando-as com os serviços ecossistêmicos prestados pelo solo.

Matéria orgânica nos biomas do Nordeste

Solos sob vegetação remanescente contêm teores de MOS que se mantêm estáveis ao longo do tempo, pois se pressupõe que a adição de C orgânico (via deposição de resíduos de vegetais e animais) e a sua conversão em MOS são da mesma magnitude que as perdas causadas pela sua mine-

ralização, erosão e lixiviação (Sanchez, 1976). Porém, à medida que ocorre a mudança do uso da terra, as taxas de acúmulo ou perda de MOS modificam o equilíbrio (Olson, 2013) e podem variar de acordo com as características de cada tipo de solo, dos sistemas de cultivo, das culturas utilizadas e das condições climáticas, tendo a precipitação e a temperatura como fatores de destaque (Austin et al., 2004; Collins et al., 2008; Wu et al., 2011).

Na região Nordeste, devido às sazonalidades climáticas e à distribuição espacial do solo e do tipo de vegetação, há microclimas que podem gerar resultados muito variados com relação à MOS.

Bioma Caatinga

O bioma Caatinga está distribuído em uma área aproximada de 52% da região Nordeste. Nele, predominam o clima semiárido, as temperaturas relativamente altas e um regime de chuvas marcado pelas estiagens longas e pela irregularidade e concentração das precipitações pluviométricas em um curto período do ano. Os solos, em geral, são rasos, pouco férteis e susceptíveis a perdas por erosão. O relevo apresenta depressões, com chapadas, que são planaltos sedimentares residuais. A vegetação da Caatinga é bastante heterogênea: apresenta grande variedade de espécies, parte delas endêmicas e adaptadas às condições de semiaridez.

A Caatinga teve sua ocupação baseada no pastoreio extensivo e está entre as formações vegetais mais degradadas pela atividade humana, com casos de desertificação e de degradação dos solos que são acelerados pelos processos erosivos, de decomposição e mineralização da matéria orgânica, salinização e/ou sodificação devido às mudanças do uso da terra.

Processos de formação, estabilização e perda da MOS no bioma Caatinga

No solo, a serapilheira acumulada representa o reservatório potencial de C e de nutrientes, cuja liberação depende da taxa de decomposição e mineralização do material aportado (Gama-Rodrigues; Gama-Rodrigues, 2008), que, por sua vez, depende da quantidade e da qualidade do ma-

terial aportado ao solo, da atividade dos organismos do solo, das características do solo (física e química) e, principalmente, dos fatores climáticos (precipitação pluviométrica e temperatura).

As florestas em áreas semiáridas são frequentemente caracterizadas por vegetação “agrupada”, separada por grandes áreas abertas com pouco ou nenhum crescimento de plantas (Tongway; Ludwig, 1994), também conhecida como “vegetação irregular”. No Semiárido brasileiro, as florestas tropicais secas, denominadas de Caatinga, estão submetidas à sazonalidade climática marcante (precipitação pluviométrica concentrada em uma única época do ano e período seco de 5 a 8 meses), pelas temperaturas elevadas e pelo balanço hídrico deficitário, promovendo descontinuação dos processos de decomposição e renovação da serapilheira (Pereira Júnior et al., 2016). Essas características, associadas às características de solo, contribuem para uma produção primária baixa, quando comparada àquela de regiões tropicais úmidas. Isso influencia diretamente os reservatórios da MOS.

Devido à alta variabilidade espacial, não existe um consenso com relação aos dados anuais da produção de biomassa (tanto da parte aérea, quanto da radicular) que é adicionada ao solo no bioma Caatinga, de modo que os valores obtidos ficam concentrados em alguns locais. Na floresta tropical seca do Açú, RN, Costa et al. (2007) estimaram a produção de serapilheira em $2,98 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, destacando a baixa produção em relação a outras regiões de florestas no Brasil. Souto (2006), em uma reserva particular do patrimônio natural (RPPN) situada na Fazenda Tamanduá, no município de Santa Terezinha, PB, que não era explorada há 30 anos, estimou a produção da serapilheira em $3,24 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em área sob vegetação de caatinga, em diferentes períodos de regeneração (1, 15, 37 e 57 anos), Moura et al. (2016) observaram durante 2 anos fluxos de C na serapilheira que variavam de 115,7 a $1.726,7 \text{ kg C ha}^{-1}$, e mais de 50% deste C estava associado à adição pelas folhas

Salcedo e Sampaio (2008) destacaram que no bioma Caatinga, além da variabilidade espacial e temporal de disponibilidade hídrica, a

produção de biomassa e a formação da serapilheira são afetadas pela baixa fertilidade dos solos. Embora se afirme frequentemente que no Semiárido brasileiro os solos são férteis, existem muitas diferenças dentro das regiões, inclusive com solos de baixa fertilidade (Fraga; Salcedo, 2004). Além disso, ocorrem solos rasos que dificultam o desenvolvimento vegetal e têm predominância de areia, o que limita a formação e o acúmulo de MOS (Giongo et al., 2011).

Com relação aos processos de decomposição, mineralização e ciclagem do C no bioma Caatinga, destaca-se que na época seca os resíduos adicionados ao solo praticamente não sofrem ataque microbiano devido ao déficit hídrico que limita a atividade desses organismos. Quando se inicia o período de chuvas, os compartimentos de resíduos orgânicos e as concentrações de MOS são mantidos em níveis inferiores aos detectados durante a estação seca, pois os resíduos orgânicos adicionados ao solo são rapidamente decompostos. Isso ocorre porque a disponibilidade de água no solo, combinada com as altas temperaturas, favorece a atividade dos microrganismos decompositores e a rápida decomposição do material orgânico no solo (Cuevas et al., 2013). Assim a decomposição acelerada favorece uma rápida perda de C para a atmosfera.

No bioma Caatinga, a dinâmica da MOS também pode ser influenciada pela fotodegradação, como resultado da combinação de incidência de radiação solar e altas temperaturas (Parton et al., 2007). Austin e Vivanco (2006) apontaram que a perda por degradação fotoquímica de resíduos orgânicos é um processo importante no ciclo do C em regiões semiáridas, pois uma fração substancial desse elemento fixado pelas plantas e depositado na superfície do solo (via deposição dos resíduos da parte aérea) é perdida diretamente para a atmosfera por fotodegradação, sem passar pela ciclagem no solo. Esses autores destacaram que, na época seca, podem ser mais representativas as perdas de C pela fotodegradação do que pela decomposição.

Os solos do bioma Caatinga, geralmente, pouco intemperizados, com reduzida presença de óxidos de ferro (Fe) e de alumínio (Al) e com predominância de areia, também dificultam a proteção física do C. Com isso, há redução da estabilização da MOS, o que limita o tempo médio de residência do C no solo (Giongo et al., 2011).

A Caatinga também é um dos biomas brasileiros mais ameaçados pelos efeitos das mudanças climáticas, pois o aumento da temperatura e a baixa precipitação pluvial afetam fortemente os processos biogeoquímicos naturais de seus ambientes (Santos et al., 2014). Além disso, a intensificação das ações antrópicas, como a remoção da vegetação nativa, que aumenta a pressão sobre os solos e a biota das regiões semiáridas, aumenta os riscos de desertificação (Nobre, 2011).

Estima-se que, até 2009, 54% das áreas de Caatinga tenham sido desmatadas (Manual..., 2012). A mudança do uso da terra, na qual a vegetação nativa é retirada para a instalação de um sistema agrícola, pode diminuir a taxa de adição de biomassa no sistema ou intensificar o processo de mineralização da matéria orgânica, provocando modificações nos estoques de C e degradação dos solos (Barreto et al., 2006).

Santana (2015) observou o impacto da mudança do uso da terra em diferentes solos do estado de Pernambuco e verificou que as diferenças no teor e estoque de C entre os tipos de solos são decorrentes da estrutura específica de cada um. Solos jovens contêm argilas (que interagem mais com a matéria orgânica) e, por isso, tendem a ser mais sensíveis às mudanças dos usos na primeira camada (até 0,1 m), quando comparados aos solos mais arenosos. Também destacou que, de modo geral, ao comparar diferentes usos da terra, não houve diferenças nos estoques de C e N nas camadas de solo avaliadas. A baixa pluviosidade, aliada à extração de biomassa disponível pelos animais que pastejam por toda a área, faz com que os estoques sejam semelhantes em todos os usos (Tabela 1).

Nesse contexto, demonstra-se a necessidade de ampliar o conhecimento sobre os mecanismos e processos que envolvem a MOS no bioma Caatinga e, sobretudo, buscar estratégias para o manejo e a conservação do solo e da MOS nesse ambiente.

Tabela 1. Estoques de carbono ($t\ ha^{-1}$) no perfil do solo até 60 cm de profundidade, em classes de solo com diferentes coberturas vegetais, na região semiárida de Pernambuco.

Cobertura vegetal	Classe de solo			
	Argissolo	Latossolo	Neossolo	Planossolo
Caatinga densa	63,8(5,5) ⁽¹⁾	47,2(6,8)	54,5(11,8)	26,2(4,2)
Caatinga aberta	45,9(4,6)	39,7(6,7)	39,1(4,5)	26,2(3,1)
Pastagem	51,3(10,4)	39,4(4,6)	51,4(0,7)	17,6(2,8)
Agricultura	56,0(5,7)	34,4(5,6)	22,2(1,5)	13,3(0,7)

⁽¹⁾ Os valores entre parênteses indicam o erro-padrão da média.

Fonte: Adaptado de Santana (2015).

Bioma Cerrado

O Cerrado da região Nordeste do Brasil (Cerrado nordestino) ganhou destaque no cenário agropecuário brasileiro nos últimos anos. Com área de 46,2 milhões de hectares distribuída em três estados (Maranhão, Piauí e Bahia), o Cerrado nordestino inclui 248 municípios, representa 5,4% do território nacional, 22,7% do bioma Cerrado brasileiro e tornou-se a grande fronteira agrícola do Brasil (Garcia; Buainain, 2016).

A topografia plana, os solos profundos e o clima favorável ao cultivo das principais culturas de grãos e fibras possibilitaram o crescimento vertiginoso da região (Borghi et al., 2014). Em 1990, a área plantada de algodão (*Gossipium hirsutum* L.), milho (*Zea mays* L.) e soja (*Glicine max* L.) nas microrregiões que compõem o Cerrado nordestino era de 1.773.387 ha. Em 2000, passou para 2.074.088 ha; em 2010, aumentou para 3.446.078 ha; e em 2015, foram plantados 4.720.236 ha (IBGE, 2015), o que indica um crescimento intenso (de 270%) em 25 anos.

A transformação desses ambientes naturais em sistemas agrícolas (sobretudo nos casos de exploração inadequada com sistemas convencionais) tem provocado a degradação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, como a desestruturação e a compactação, a redução da fertilidade, a oxidação acelerada da matéria orgânica e a diminuição da quantidade e diversidade de organismos do solo (Sá; Lal, 2009; Leite et al., 2014). Nesse

contexto, o sequestro de C no solo passa a ser muito importante em razão da necessidade de recuperar solos e ecossistemas degradados e aumentar a biodiversidade e a produtividade agrícola para alcançar níveis adequados de segurança alimentar (Lal, 2006; Leite et al., 2015).

A conversão da vegetação nativa em agrossistemas (o que implica derrubada das árvores, queima do material vegetal e preparo do solo) e, principalmente, o uso e manejo subsequentes são fatores que controlam a redução, a manutenção ou o aumento do C no solo (Murty et al., 2002; Carvalho et al., 2014). Os sistemas produtivos convencionais atualmente em uso frequentemente contribuem com menos C ao solo em relação aos sistemas naturais, uma vez que o revolvimento do solo estimula a degradação da MOS e a liberação do C do solo na forma de CO₂. Entretanto, em áreas de Cerrado, a fertilidade natural do solo é baixa e a produção primária vegetal é limitada de tal forma que, após a aplicação adequada de calcário e adubos minerais aos sistemas agrícolas, pastagens ou florestas plantadas, a produção primária pode superar significativamente aquela da vegetação nativa (Jantalia et al., 2007; Boddey et al., 2012).

Tecnologias e desafios para manutenção e aumento da MOS

A agricultura e a pecuária são atividades de grande importância para a economia e segurança alimentar do Nordeste. Contudo, a pecuária extrativista, os monocultivos, o preparo excessivo do solo e a ausência de cobertura do solo, promovidos pela mudança do uso da terra, favorecem os processos erosivos, de decomposição e mineralização da matéria orgânica, salinização e/ou sodificação, ou seja, a degradação do solo. Os impactos previstos nos cenários de mudanças climáticas podem potencializar a perda de MOS. Assim, tecnologias e sistemas agropecuários, como o sistema de plantio direto associado à adubação verde, os sistemas agroflorestais e os sistemas integrados (ILPF, IPF e lavoura-pecuária – ILP), são alternativas que podem aumentar o teor de MOS, a segurança alimentar, a provisão dos serviços ecossistêmicos, a mitigação das emissões de gases de efeito estufa e o impacto das mudanças climáticas.

Caatinga

Sistemas integrados para a pecuária e agricultura dependentes de chuva

Os sistemas ILPF, ILP e IPF são eficientes para a melhoria da qualidade do solo, aumento do teor de matéria orgânica, segurança alimentar e promoção da sustentabilidade do sistema produtivo.

Campanha et al. (2009) observaram que o índice de manejo de C (IMC), calculado a partir do índice de estoque de C e do índice de labilidade com base em sistema de referência (Blair et al., 1995), é maior em sistema agrossilvipastoril (de 120% a 200%) do que em silvipastoril (de 0% a 60%) e em sistema tradicional (de 100% a 160%). O estudo permitiu inferir que o sistema agrossilvipastoril tem maior proporção de matéria orgânica estável. Entretanto Wood et al. (2016) afirmaram que o fato de aumentar o compartimento de matéria orgânica estável não garante a segurança alimentar, porque a produtividade tem correlação inversa com a fração “matéria orgânica”.

Em estudo realizado no Semiárido de Pernambuco por Santana (2015) para verificação de estoques semelhantes de C em diferentes usos da terra, observou-se que o fator “tipo de solo” foi mais importante do que o fator “mudança de uso da terra” para explicar alterações no estoque desse elemento. Esse estudo refletiu as características edafoclimáticas do Semiárido e as condições vigentes de pastagens degradadas e agricultura dependente de chuva, sem adoção de práticas conservacionistas, nas quais as taxas de adição de material orgânico são naturalmente baixas, o que não promove alterações nos estoques de C. Entretanto, em cultivo de cajueiro (*Anacardium occidentale* L.) dependente de chuva no município de Pacajus, CE (bioma Caatinga), cuja pluviosidade média anual é de 930 mm, Xavier et al. (2013) observaram que o uso de adubos verdes e sistemas de manejo de solo favoreceram sua cobertura e, desse modo, contribuíram para o aumento da matéria orgânica e dos nutrientes no solo. Assim é possível inferir que intervenções por meio de práticas conservacionistas têm potencial de aumentar o teor de matéria orgânica numa condição edafoclimática de semiaridez.

Aguiar et al. (2014) verificaram que, quando comparados aos sistemas convencionais ou tradicionais, o ILPF e IPF são eficientes em acumular C nos

compartimentos “solo, planta e serapilheira”; entretanto sua eficiência é inferior à da vegetação natural de Caatinga (Tabela 2). Analisando somente o estoque de C no solo, verifica-se que o sistema silvipastoril tem o maior estoque de C, ultrapassando inclusive a quantidade armazenada no solo de Caatinga. Em relação ao impacto global, Assis et al. (2011) destacaram a potencialidade do sistema silvipastoril de sequestrar C e sua importância para mitigar os impactos das mudanças climáticas.

Tabela 2. Estoque de carbono ($t\ ha^{-1}$) nos “compartimentos solo, serapilheira” e planta nos sistemas agrossilvipastoril, silvipastoril e cultivo tradicional e no bioma Caatinga, em Luvissole, Sobral, CE.

Compartimento	Sistema / bioma			
	Agrossilvipastoril	Silvipastoril	Cultivo tradicional	Caatinga
Solo (0-20 cm)	24,58	46,01	32,13	32,48
Serapilheira	0,98	0,92	0,18	1,21
Planta	17,04	10,57	3,59	67,51
Total	42,60	57,58	35,9	101,20

Fonte: Adaptado de Aguiar et al. (2014).

Sistemas integrados para a agricultura irrigada

Aumentar os estoques de MOS pelo aumento das adições e redução das perdas é uma estratégia importante para o desenvolvimento sustentável. A redução da perturbação do solo associada a uma maior ciclagem de resíduos orgânicos, tende a aumentar os teores de MOS e afetar diretamente os diferentes reservatórios desse atributo do solo (Corbeels et al., 2006; Sainju et al., 2008). Revela-se, assim, o impacto da ação humana sobre as fitofisionomias da Caatinga ou sobre os sistemas de produção (irrigados ou dependentes de chuva).

Nesse sentido, destacam-se os estudos de Brandão (2016) e Gonçalves et al. (2016), que avaliaram o cultivo simultâneo de diferentes adubos verdes

(chamado de coquetéis vegetais) e de dois sistemas de preparo do solo (fitomassa aérea deixada na superfície ou incorporada ao solo) em experimentos de longa duração. O primeiro utilizou a mangueira (*Mangifera indica* L.) (Figura 6) como modelo para frutícolas e o segundo, o meloeiro (*Cucumis melo* L.) (Figura 7) como modelo para hortícolas. Em as ambas condições, observou-se que, em relação à condição inicial do experimento, os sistemas de manejo adotados contribuíram para o aumento dos teores de C do solo na camada de 0 cm a 5 cm, principalmente no caso de sistemas em que se adotou o cultivo sem revolvimento do solo. Além desses aportes de C, a adoção da tecnologia propicia uma importante entrada de N no sistema por meio da fixação biológica mediada por microrganismos em associação com as leguminosas presentes nesses coquetéis.

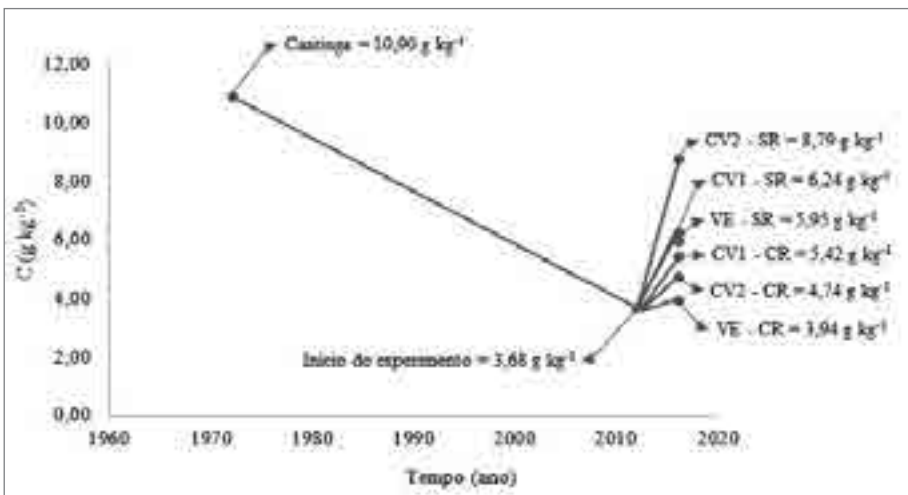


Figura 6. Carbono total do solo na camada de 0 cm a 5 cm na entrelinha de cultivo de manga (*Mangifera indica* L.), em dois sistemas de preparo do solo (SR = sem revolvimento do solo; CR = com revolvimento do solo) e três tipos de coquetéis vegetais (CV1 = coquetel vegetal com 75% de leguminosas + 25% de gramíneas e oleaginosas; CV2 = coquetel vegetal com 25% de leguminosas + 75% de gramíneas e oleaginosas; VE = vegetação espontânea), em um Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico plíntico, na região de Petrolina, PE, submetido a manejo convencional durante 32 anos.

Fonte: Adaptado de Brandão (2016).

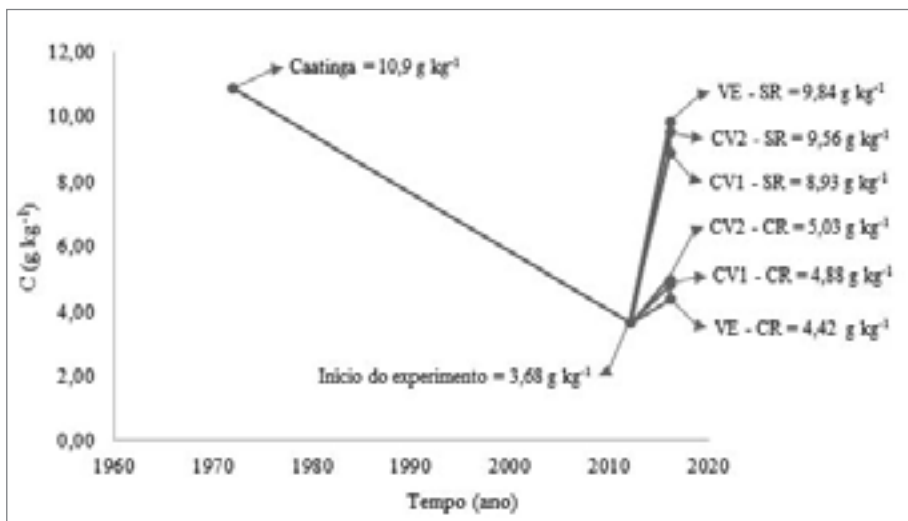


Figura 7. Carbono total do solo na camada de 0 cm a 5 cm, em cultivo de meloeiro (*Cucumis melo* L.), dois sistemas de preparo do solo (SR = sem revolvimento do solo; CR = com revolvimento do solo) e três tipos de coquetéis vegetais (CV1 = coquetel vegetal com 75% de leguminosas + 25% de gramíneas e oleaginosas; CV2 = coquetel vegetal com 25% de leguminosas + 75% de gramíneas e oleaginosas; VE = vegetação espontânea) em um Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico plíntico, na região de Petrolina, PE, submetido a manejo convencional durante 32 anos.

Fonte: Adaptado de Gonçalves et al. (2016).

Cerrado

Sistema plantio direto

A adoção de tecnologias fundamentadas em bases conservacionistas, como o sistema plantio direto (SPD), tem-se tornado essencial à recuperação e manutenção da qualidade dos solos do Cerrado. A manutenção da palha na superfície do solo e a rotação de cultura, somadas à ausência de revolvimento do solo, são princípios básicos da adoção do SPD, os quais, além de reduzirem a emissão de CO₂ para a atmosfera, atuam no aumento do estoque de C no solo, o que traz ainda outros benefícios às culturas, como: aumento da diversidade microbiana, melhoria da fertilidade e dos atributos físicos do solo (Six et al., 2002; Foley et al., 2005; Araújo et al., 2016) e uma expressiva redução da erosão hídrica (Almeida et al., 2016).

Na região do Cerrado do Piauí, Leite et al. (2010) avaliaram o estoque de C no solo em diferentes sistemas de manejo, numa área de Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argiloarenosa (430 g kg⁻¹ de argila). Amostras de solo (camadas entre 0 m e 0,40 m de profundidade) foram retiradas de dois sistemas de preparo do solo (convencional, com uso de uma grade pesada e duas grades leves, e plantio direto, com 2, 4 e 6 anos de implantação) em uma área de Cerrado nativo. Os autores verificaram que a adoção do SPD aumentou o estoque de C em relação ao estoque do Cerrado nativo. O SPD com 6 anos de implantação apresentou estoque de C de aproximadamente 110 t ha⁻¹, sendo 39% e 57% superior aos estoques de C no plantio convencional e no Cerrado nativo, respectivamente. A taxa de acúmulo de C foi, em média, 5 t ha⁻¹ ano⁻¹ durante os 6 anos desde o estabelecimento do SPD. Os aumentos foram em razão da maior taxa de adição de C ao solo, que resultou no aumento de produtividade primária do ecossistema causado pelo menor revolvimento do solo.

Em estudo similar, realizado por Campos et al. (2013) em um Latossolo Amarelo Distrófico com textura franco-argilo-arenosa (288 g kg⁻¹ de argila), foi verificado que, após 9 anos de implantação do SPD, na camada de 0 m a 0,40 m de profundidade, o estoque de C aumentou a uma taxa de 0,88 t ha⁻¹ ano⁻¹, superando em 9,8% e 11,6% os estoques de C do Cerrado nativo e do plantio convencional, respectivamente. Os autores ainda observaram maiores teores de C nas substâncias húmicas e maiores índices de humificação nos solos em SPD. Assim afirmaram que o SPD, associado ao uso de forrageira, tem capacidade de estocar e sequestrar C em profundidade e pode ser considerado como alternativa sustentável para a mitigação das emissões de CO₂.

O acúmulo de C pode variar regionalmente devido às condições climáticas, ao tipo de solo, ao manejo aplicado e, principalmente, ao tempo de implantação do SPD (Carvalho et al., 2010). Matias et al. (2009) observaram que a substituição do Cerrado nativo por culturas anuais em SPD promoveu alterações nos estoques de C na camada superficial do solo (entre 0 m e 0,05 m). Já a comparação entre o SPD e o plantio convencional revelou valores de C em profundidade semelhantes, o que pode estar relacionado ao tempo de adoção do SPD (apenas 4 anos), que não foi suficiente para promover alte-

rações positivas no estoque de C em profundidade. Pragana et al. (2012), ao avaliarem a dinâmica da matéria orgânica em Latossolos Amarelos Distróficos típicos cultivados com soja, em função de diferentes tempos de implantação do SPD, constataram que tempo de implantação inferior a 4 anos é insuficiente para melhorar a qualidade da MOS.

Além do conteúdo total de C, várias ferramentas podem ser usadas para avaliar alterações na MOS. Um exemplo é o C associado à biomassa microbiana (Cmic), que representa de 2% a 4% do C orgânico total do solo, porém por ser uma fração ativa da MOS, é mais sensível do que os teores de C orgânico total para aferir alterações causadas por práticas de manejo ou usos do solo (Gama-Rodrigues; Gama-Rodrigues, 2008). Em áreas de Cerrado nordestino, Matias et al. (2009) relataram incrementos de 41% e 85% no Cmic em áreas com SPD em relação aos índices encontrados na vegetação nativa e no preparo convencional, respectivamente, na profundidade de 0 m a 0,10 m.

Resultados semelhantes foram obtidos por Leite et al. (2010) que, ao avaliarem áreas em SPD com diferentes tempos de implantação, relataram valores de Cmic superiores em 16% e 104% em relação aos da vegetação nativa e do plantio convencional, respectivamente. Já Pragana et al. (2012) observaram reduções de 50% nos valores de Cmic dos solos cultivados em SPD em relação aos do Cerrado nativo na camada de 0 a 0,10 m. Essas reduções foram superiores às observadas nos estoques de C, o que realça o Cmic como medida mais sensível às alterações da matéria orgânica relacionadas com o manejo.

A rotação de culturas, outro princípio básico do SPD, aumenta a biodiversidade do solo devido à adição de diversos materiais orgânicos e permite a absorção e o acúmulo de mais C em relação a ambientes com menor biodiversidade (Lal, 2004). Santos et al. (2016) caracterizaram a macrofauna edáfica em sistemas de produção de grãos em plantios direto e convencional no sudoeste do Piauí, na região do Cerrado nordestino, e concluíram que os sistemas de manejo do solo alteram a estrutura da comunidade de macroinvertebrados edáficos em relação à condição natural de Cerrado. Nas quatro áreas avaliadas, os autores verificaram que o SPD proporciona maior abundância e riqueza de espécies do que o preparo convencional e minimiza o impacto de sistemas agrícolas sobre a biodiversidade da macrofauna edáfica.

Integração lavoura-pecuária-floresta

A ILPF é uma estratégia de produção sustentável, que integra atividades agrícolas, pecuárias e florestais realizadas na mesma área, em cultivo consorciado, sequencial ou rotacionado, que busca efeitos sinérgicos entre os componentes do sistema produtivo, de modo a contemplar a adequação ambiental e a viabilidade econômica da atividade agropecuária (Balbino et al., 2011).

Em virtude do papel reconhecido das árvores para sequestrar C e, conseqüentemente, mitigar a emissão de gases do efeito estufa, os sistemas de ILPF são considerados relevantes para a produção sustentável. Estudos com diferentes arranjos de sistemas de ILPF demonstraram que o componente florestal propicia muitos benefícios que se refletem em melhoria na eficiência de uso do solo (Macedo, 2009; Lisboa et al., 2014). Entretanto são os impactos positivos sobre variáveis microclimáticas e sobre o sequestro de C que ampliam as possibilidades de seu uso em cenários de mudanças climáticas. Em solos do bioma Cerrado, observou-se que o plantio de eucalipto (*Eucalyptus*) por várias décadas, em solos anteriormente sob pastagens degradadas, resultou em maior estoque de C em várias frações da MOS (Lima et al., 2008). Esse incremento, realçado com a associação do SPD, conforme estabelecido por alguns autores (Carvalho et al., 2010; Balbino et al., 2012), chega a taxas de acúmulo no solo que variam de 0,6 t ha⁻¹ ano⁻¹ a 2,8 t ha⁻¹ ano⁻¹, que são superiores às observadas em lavouras de SPD. Carvalho et al. (2014) mostraram que, após 11 anos de implantação, a ILP promoveu um aumento de 0,6 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C e uma taxa de sequestro (que considera todas as emissões de gases de efeito estufa na ILP) de 0,24 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C. Além disso, a diversificação das espécies vegetais em sistemas de ILPF promove maior diversidade de espécies de fungos micorrízicos arbusculares (Miranda et al., 2005) e de grupos da macrofauna invertebrada do solo (Marchão et al., 2009).

No Cerrado nordestino, Leite et al. (2014) quantificaram o estoque de C e suas frações em um Argissolo Vermelho-Amarelo, em sistemas agroflorestais com 6 e 13 anos de implantação, agricultura de corte e queima, e vegetação nativa. As maiores reservas de C total, C da fração lábil, substâncias húmicas e conteúdo de C microbiano foram observadas no sistema

agroflorestal com 13 anos de implantação em todas as profundidades. Em média, os estoques de C no sistema agroflorestal com 13 anos de implantação, foram 53% e 64% superiores aos apresentados na vegetação nativa nos períodos seco e chuvoso, respectivamente, na profundidade de 0 m a 0,40 m. No mesmo estudo, os autores verificaram um incremento do IMC nas áreas de integração em função do tempo de cultivo. O IMC foi maior no sistema agroflorestal com 13 anos (IMC de 158 e 86 na camada de 0 m a 0,05 m e de 171 e 67 na camada de 0,05 m a 0,10 m, nas estações seca e chuvosa, respectivamente), especialmente quando comparado com os índices da agricultura de corte e queima (IMC de 5,6 e 5,4 na camada de 0 m a 0,05 m e de 5,3 e 5,8 na camada de 0,05 m a 0,10 m, nas estações seca e chuvosa, respectivamente). Os sistemas de manejo mais conservacionistas, que apresentam IMC igual ou superior ao da área de referência (100), são responsáveis pela sustentabilidade do agroecossistema em regiões tropicais devido à manutenção do C no sistema agrícola (Silva et al., 2011). Assim o fato de o sistema agroflorestal aumentar o IMC em função do tempo de implantação da cultura evidencia seu potencial de melhorar a qualidade da MOS em longo prazo pela manutenção da labilidade da MOS em forma semelhante ou superior à da área referência.

Assim os resultados obtidos com a ILPF apontam que ela é uma alternativa economicamente viável, ambientalmente correta e socialmente justa para o aumento da produção de alimentos seguros, fibras e agroenergia, de modo a possibilitar a diversificação de atividades na propriedade, a redução dos riscos climáticos e de mercado e a contribuir para a mitigação do desmatamento, para a redução da erosão e para o sequestro de C, com vistas a uma produção sustentável. Entretanto os diferentes sistemas de ILPF podem ser constituídos de grande diversidade de plantas de lavouras e de pastagens e de arranjos e densidades arbóreas. Assim o sequestro, o fluxo e o estoque de C dão-se de formas variáveis nos diferentes agrossistemas, ecorregiões e formas de manejo dos componentes dos sistemas. Embora haja exemplos de utilização da ILPF no Brasil, a diversidade de condições regionais do País indica a necessidade de estudos regionalizados para, assim, diminuir o grau de incertezas na estimativa do potencial de sequestro de C na fitomassa e no solo dos diferentes sistemas.

Considerações finais

Diante da necessidade de intensificar a produção agropecuária e preservar o ambiente, a pesquisa agropecuária deve atuar no sentido do desenvolvimento de modelos de produção que sejam eficientes em alcançar maiores produtividades, gerar produtos de boa qualidade e contribuir para a preservação ambiental.

Porém, apesar dos esforços das pesquisas de várias instituições, no Nordeste brasileiro, ainda são escassos os estudos que quantificam o acúmulo e sequestro de C nos solos dos biomas Caatinga e Cerrado, especialmente em sistemas integrados, SPD e outros modelos baseados na diversidade estrutural de um agroecossistema sustentável.

Nesse sentido, o presente capítulo apresentou a importância da MOS nos dois principais biomas que compõem o Nordeste brasileiro, com destaque para o impacto da mudança do uso da terra e dos modelos tecnológicos agrícolas que promovem aumento do estoque de MOS. Foram apresentados os principais processos de degradação dos biomas Caatinga e Cerrado, os impactos da mudança do uso da terra, o potencial de sequestro de C de sistemas integrados (como SPD, sistemas ILPF e IPF) e a utilização de adubos verdes, frutícolas e olerícolas. Considerando a atual fase de expansão agrícola nos biomas do Nordeste, essas informações são relevantes, pois podem ser utilizadas para minimizar impactos ambientais da mudança de uso e manejo do solo.

Referências

AGUIAR, M. I.; FIALHO, J. S.; CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, T. S. Carbon sequestration and nutrient reserves under different land use systems. *Revista Árvore*, v. 38, n. 1, p. 81-93, jan./fev. 2014. DOI: 10.1590/S0100-67622014000100008.

ALMEIDA, W. S. de; CARVALHO, D. F. de; PANACHUKI, E.; VALIM, W. C.; RODRIGUES, S. A.; VARELLA, C. A. A. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1110-1119, set. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900010.

ARAÚJO, A. S. F. de; LEITE, L. F. C.; MIRANDA, A. R. L.; NUNES, L. A. P. L.; SOUSA, R. S. de; ARAÚJO, F. F. de; MELO, W. J. de. Different soil tillage systems influence accumulation of soil organic matter in organic agriculture. *African Journal of Agricultural Research*, v. 11, n. 51, p. 5109-5115, Dec. 2016. DOI: 10.5897/AJAR2016.11598.

ASSIS, C. P. de; XAVIER, F. A. da S.; MAIA, S. M. F.; NOGUEIRA, R. S.; ALENCAR, G. V. de; OLIVEIRA, T. S. de. Soil organic matter changes in agroforestry and organic farming in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, v. 5, n. 1, p. 36-44, Apr. 2011. Special issue.

AUSTIN, A. T.; VIVANCO, L. Plant litter decomposition in a semiarid ecosystem controlled by photodegradation. **Nature**, v. 442, n. 7102, p. 555-558, Aug. 2006. DOI: 10.1038/nature05038.

AUSTIN, A. T.; YAHDJIAN, L.; STARK, J. M.; BELNAP, J.; PORPORATO, A.; RAVETTA, D. A.; SCHAEFFER, S. M. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. **Oecologia**, v. 142, n. 2, p. 221-235, Oct. 2004. DOI: 10.1007/s00442-004-1519-1.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. de O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta = Reference document crop-livestock-forestry integration**. Brasília, DF: Embrapa, 2011. 130 p.

BALBINO, L. C.; KICHEL, A. N.; BUNGENSTAB, D. J.; ALMEIDA, R. G. de. Sistemas de integração: o que são, suas vantagens e limitações. In: BUNGENSTAB, D. J. (ed.). **Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta: a produção sustentável**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2012. Cap. 2, p. 11-18.

BARRETO, A. C.; LIMA, F. H. S.; FREIRE, M. B. G. dos S.; ARAÚJO, Q. R.; FREIRE, F. J. Características químicas e físicas de um solo sob floresta, sistema agroflorestal e pastagem no sul da Bahia. **Caatinga**, v. 19, n. 4, p. 415-425, out./dez. 2006.

BARROS, A. H. C. (Coord.). **Solos do Nordeste**. Recife: Embrapa Solos-UEP Recife, 2006. Disponível em: <http://solos.uep.cnps.embrapa.br>. Acesso em: 14 abr. 2015.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 46, n. 7, p. 1459-1466, 1995. DOI: 10.1071/AR9951459.

BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; MARTIN-NETO, L.; MADDARI, B. E.; MILORI, D. M. B. P.; MACHADO, P. L. O. de A. Estoques de carbono nos solos do Brasil: quantidade e mecanismos de acúmulo e preservação. In: LIMA, M. A.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; MACHADO, P. L. O. de A.; URQUIAGA, S. (ed.). **Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. p. 33-82.

BORGHI, E.; BORTOLON, L.; AVANZI, J. C.; BORTOLON, E. S. O.; UMMUS, M. E.; GONTIJO NETO, M. M.; COSTA, R. V. da. Desafios das novas fronteiras agrícolas de produção de milho e sorgo no Brasil: desafios da região do Matopiba. In: KARAM, D.; MAGALHÃES, P. C. (ed.). **Eficiência nas cadeias produtivas e o abastecimento global**. Sete Lagoas: Associação Brasileira de Milho e Sorgo, 2014. p. 263-278.

BRANDÃO, S. da S. **Coquetéis vegetais no cultivo de mangueira no Semiárido**: alterações nas propriedades químicas e físicas do solo e impactos na produção de manga. 2016. 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Vale do São Francisco, Juazeiro, BA.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a política nacional sobre mudança do clima - PNMC e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 29 dez. 2009. p. 109. Edição extra.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura**: Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília, DF, 2012. 172 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mapa de cobertura vegetal dos biomas brasileiros**. Brasília, DF: Probio, 2006. 1 mapa, color. Escala 1:5.000.000.

CAMPANHA, M. M.; NOGUEIRA, R. da S.; OLIVEIRA, T. S. de; TEIXEIRA, A. dos S.; ROMERO, R. E. **Teores e estoques de carbono no solo de sistemas agroflorestais e tradicionais no semiárido brasileiro**. Sobral: Embrapa Caprinos e Ovinos, 2009. 13 p. (Embrapa Caprinos e Ovinos. Circular Técnica, 42).

CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; BRASIL, E. L.; IWATA, B. de F. Estoques e frações de carbono orgânico em Latossolo Amarelo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 3, p. 304-312, mar. 2013. DOI: 10.1590/S0100-204X2013000300009.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R. de; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 277-289, mar./abr. 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000200001.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; FRAZÃO, L. A.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Crop-pasture rotation: a strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 183, p. 167-175, Jan. 2014. DOI: 10.1016/j.agee.2013.11.014.

CIAIS, P.; SABINE, C. Carbon and other biogeochemical cycles. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (ed.). **Climate change 2013: the physical science basis**. Cambridge: IPCC: Cambridge University Press, 2013. p. 465-570.

COLLINS, S. L.; SINSABAUGH, R. L.; CRENSHAW, C.; GREEN, L.; PORRAS-ALFARO, A.; STURSOVA, M.; ZGLIN, L. H. Pulse dynamics and microbial processes in aridland ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 3, p. 413-420, May 2008. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2008.01362.x.

CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; CARDOSO, A.; BERNOUX, M.; DOUZET, J. M.; SIQUEIRA NETO, M. Soil carbon storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrados of Brazil. **Global Change Biology**, v. 12, n. 9, p. 1773-1787, Sept. 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01233.x.

COSTA, C. C. A.; SOUZA, A. M.; SILVA, N. F. da; CAMACHO, R. G. V.; DANTAS, I. M. Produção de serapilheira na Caatinga da Floresta Nacional do Açu-RN. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 1, p. 246-248, jul. 2007.

CUEVAS, R. M.; HIDALGO, C.; PAYÁN, F.; ETCHEVERS, J. D.; CAMPO, J. Precipitation influences on active fractions of soil organic matter in karstic soils of the Yucatan: regional and seasonal patterns. **European Journal of Forest Research**, v. 132, n. 5-6, p. 667-677, Nov. 2013. DOI: 10.1007/s10342-013-0703-4.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, July 2005. DOI: 10.1126/science.1111772.

FRAGA, V. da S.; SALCEDO, I. H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 1, p. 215-224, 2004. DOI: 10.2136/sssaj2004.2150.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. de O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. rev. atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 159-170.

GARCIA, J. R.; BUAINAIN, A.M. Dinâmica de ocupação do Cerrado Nordestino pela agricultura: 1990 e 2012. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 54, n. 2, p. 319-338, abr./jun. 2016. DOI: 10.1590/1234.56781806-947900540207.

GIONGO, V.; GALVÃO, S. R. da S.; MENDES, A. M. S.; GAVA, C. A. T.; CUNHA, T. J. F. Soil organic carbon in the Brazilian semi-arid tropics. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, v. 5, n. 1, p. 12-20, 2011. Special issue.

GONÇALVES, M.; GIONGO, V.; JESUS, T. S. de; FREITAS, M. do S. C. de; ALMEIDA, L. E. da S. Carbono total do solo em área de cultivo de meloeiro sob diferentes sistemas de preparo do solo e coberturas vegetais. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA EMBRAPA SEMIÁRIDO, 11., 2016, Petrolina. **Anais...** Petrolina: Embrapa Semiárido, 2016. p. 81-87. (Embrapa Semiárido. Documentos, 271).

HARTEMINK, A. E.; GERZABEK, M. H.; LAL, R.; MCSWEENEY, K. Soil carbon research priorities. In: HARTEMINK, A. E.; MCSWEENEY, K. (ed.). **Soil carbon**. Berlin: Springer, 2014. p. 483-490. (Progress in soil science). DOI: 10.1007/978-3-319-04084-4_48.

IBGE. **Mapa de biomas do Brasil**: primeira aproximação. Rio de Janeiro: Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2004. 1 mapa, color. Escala 1:500.000.

IBGE. **Mudanças na cobertura e uso da terra 2000 – 2010 – 2012**. Rio de Janeiro, 2015. 44 p.

IBGE. **Produção agrícola municipal**, 2015. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 14 abr. 2015.

JANTALIA, C. P.; IBGERESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil and Tillage Research**, v. 95, n. 1-2, p. 97-109, Sept. 2007. DOI: 10.1016/j.still.2006.11.005.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, June 2004. DOI: 10.1126/science.1097396.

LAL, R. Soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth, 2006. p. 49-64.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 60-68, 2015. DOI: 10.1038/nature16069.

LEITE, L. F. C.; FERREIRA, J. da S.; VELOSO, M. E. da C.; MOUSINHO, F. E. P.; ROCHA JUNIOR, A. F. R. Variabilidade espacial das frações da matéria orgânica do solo em área degradada sob recuperação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 394-401, mar. 2015. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v19n4p394-401.

LEITE, L. F. C.; GALVÃO, S. R. S.; HOLANDA NETO, M. R.; ARAÚJO, F. S.; IWATA, B. F. Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no cerrado do Piauí. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1273-1280, dec. 2010. DOI: 10.1590/S1415-43662010001200004.

LEITE, L. F. C.; IWATA, B. de F.; ARAÚJO, A. S. F. Soil organic matter pools in a tropical savanna under agroforestry system in Northeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 711-723, July/Ago. 2014. DOI: 10.1590/S0100-67622014000400014.

LIMA, A. M. N.; SILVA, I. R. da; NEVES, J. C. L.; NOVAIS, R. F. de; BARROS, N. F. de; MENDONÇA, E. de S.; DEMOLINARI, M. de S. M.; LEITE, F. P. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1053-1063, maio/jun. 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000300014.

LISBOA, F. J. G.; CHAER, G. M.; FERNANDES, M. F.; BERBARA, R. L. L.; MADARI, B. E. The match between microbial community structure and soil properties is modulated by

land use types and sample origin within an integrated agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 78, p. 97-108, Nov. 2014. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.07.017.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, nesp., p. 133-146, Jul. 2009. DOI: 10.1590/S1516-35982009001300015.

MANUAL técnico da vegetação brasileira. 2. ed. rev. ampl. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 274 p. il. color. Acompanha CD-ROM. (Manuais técnicos em geociências, n. 1).

MARCHÃO, R. L.; LAVELLE, P.; CELINE, L.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 8, p. 1011-1020, ago. 2009. DOI: 10.1590/S0100-204X2009000800033.

MATIAS, M. da C. B. da S.; SALVIANO, A. A. C.; LEITE, L. F. de C.; ARAÚJO, A. S. F. de. Biomassa microbiana e estoques de C e N do solo em diferentes sistemas de manejo, no cerrado do estado do Piauí. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 31, n. 3, p. 517-521, 2009. DOI: 10.4025/actasciagron.v31i3.687.

MIRANDA, J. C. C. de; VILELA, L.; MIRANDA, L. N. de. Dinâmica e contribuição da micorriza arbuscular em sistemas de produção com rotação de culturas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 10, p. 1005-1014, out. 2005. DOI: 10.1590/S0100-204X2005001000009.

MOURA, P. M.; ALTHOFF, T. D.; OLIVEIRA, R. A.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 105, n. 1, p. 25-38, Mar. 2016. DOI: 10.1007/s10705-016-9771-4.

MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; MCMURTRIE, R. E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. **Global Change Biology**, v. 8, n. 2, p. 105-123, Feb. 2002. DOI: 10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x.

NOBRE, P. Mudanças climáticas e desertificação: os desafios para o Estado brasileiro. In: LIMA, R. C. C.; CAVALCANTE, A. de M. B.; MARIN, A. M. P. (ed.). **Desertificação e mudanças climáticas no Semiárido brasileiro**. Campina Grande: INSA, 2011. p. 25-34.

OLSON, K. R. Soil organic carbon, storage, retention and loss in U.S. croplands: issues paper for protocol development. **Geoderma**, v. 195-196, p. 201-206, Mar. 2013. DOI: 10.1016/j.geoderma.2012.12.004.

PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSENS, L.; HARMON, M. E.; CURRE, W. S.; KING, J. Y.; ADAIR, E. C.; BRANDT, L. A.; HART, S. C.; FASTH, B. Global-scale simila-

rities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. **Science**, v. 315, n. 5810, p. 361-364, Jan. 2007. DOI: 10.1126/science.1134853.

PEREIRA JÚNIOR, L. R.; ANDRADE, E. M. de; PALÁCIO, H. A. de Q.; RAYMER, P. C. L.; RIBEIRO FILHO, J. C.; PEREIRA, F. J. S. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 47, n. 1, p. 32-40, jan./mar. 2016. DOI: 10.5935/1806-6690.20160004.

PRAGANA, R. B.; NÓBREGA, R. S. A.; RIBEIRO, M. R.; LUSTOSA FILHO, J. F. Atributos biológicos e dinâmica da matéria orgânica em Latossolos Amarelos na região do Cerrado piauiense sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, p. 851-858, maio/jun. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000300015.

RAMOS, A. M.; SANTOS, L. A. R. dos; FORTES, L. T. G. (Org.). **Normais climatológicas do Brasil 1961-1990**. rev. e ampl. Brasília, DF: INMET, 2009. 465 p.

SÁ, J. C. M.; LAL, R. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 1, p. 46-56, Apr. 2009. DOI: 10.1016/j.still.2008.09.003.

SAINJU, U. M.; JABRO, J. D.; STEVENS, W. B. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 1, p. 98-106, 2008. DOI: 10.2134/jeq2006.0392.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Matéria orgânica do solo no bioma caatinga. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. de O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. rev. atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. v. 2, p. 419-441.

SANCHEZ, P. A. **Properties and management of soils in the tropics**. New York: J. Wiley, 1976. 618 p.

SANTANA, M. **Estoque de carbono e nitrogênio estoques de carbono e nitrogênio em solos do sertão Pernambuco sob diferentes usos**. 2015. 61 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

SANTOS, D. P.; SANTOS, G. G.; SANTOS, I. L. dos; SCHOSSLER, T. R.; NIVA, C. C.; MARCHÃO, R. L. Caracterização da macrofauna edáfica em sistemas de produção de grãos no Sudoeste do Piauí. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1466-1475, set. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900045.

SANTOS, M. G.; OLIVEIRA, M. T.; FIGUEIREDO, K. V.; FALCAO, H. M.; ARRUDA, E.; ALMEIDA-CORTEZ, J.; SAMPAIO, E. V. S. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MENEZES, R. S. C.; OLIVEIRA, A. F. M.; POMPELLI, M. F.; ANTONINO, A. C. D. Caatinga, the Brazilian dry tropical fo-

rest: can it tolerate climate changes?. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 26, n. 1, p. 83-99, Feb. 2014. DOI: 10.1007/s40626-014-0008-0.

SILVA, E. F. da; LOURENTE, E. P. R.; MARCHETTI, M. E.; MERCANTE, F. M.; FERREIRA, A. K. T.; FUJII, G. C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1321-1331, out. 2011. DOI: 10.1590/S0100-204X2011001000028.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; SA, J. C. de M.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, n. 7-8, p. 755-775, Nov./Dec. 2002. DOI: 10.1051/agro:2002043.

SOUTO, P. C. **Acumulação e decomposição da serrapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de Caatinga na Paraíba, Brasil**. 2006. 150 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB.

SPARKS, D. L. The chemistry of soil acidity. In: SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. 2nd ed. San Diego: Elsevier, 2003. Cap. 9, p. 267-283. DOI: 10.1016/B978-012656446-4/50009-8.

TONGWAY, D. J.; LUDWIG, J. A. Small-scale resource heterogeneity in semi-arid landscapes. **Pacific Conservation Biology**, v. 1, n. 3, p. 201-208, 1994. DOI: 10.1071/PC940201.

WOOD, S. A.; SOKOL, N.; BELL, C. W.; BRADFORD, M. A.; NAEEM, S.; WALLESTEIN, M. D.; PALM, C. A. Opposing effects of different soil organic matter fractions on crop yields. **Ecological Applications**, v. 26, n. 7, p. 2072-2085, Oct. 2016. DOI: 10.1890/16-0024.1.

WU, Z.; DIJKSTRA, P.; KOCH, G. W.; PEÑUELAS, J.; HUNGATE, B. A. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. **Global Change Biology**, v. 17, n. 2, p. 927-942, Feb. 2011. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02302.x.

XAVIER, F. A. da S.; MAIA, S. M. F.; RIBEIRO, K. A.; MENDONÇA, E. de S.; OLIVEIRA, T. S. de. Effect of cover plants on soil C and N dynamics in different soil management systems in dwarf cashew culture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 165, p. 173-183, Jan. 2013. DOI: 10.1016/j.agee.2012.12.003.

Capítulo 4

POLUIÇÃO E VALORES ORIENTADORES DA QUALIDADE DOS SOLOS NO NORDESTE BRASILEIRO

Clístenes Williams Araújo do Nascimento

Fernando Bruno Vieira da Silva

Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva

Caroline Miranda Biondi

Introdução

O presente capítulo objetiva apresentar os conceitos básicos sobre poluição e contaminação do solo, a situação atual do desenvolvimento de resoluções ambientais sobre qualidade do solo (valores orientadores) nos estados do Nordeste do Brasil e os principais casos de solos contaminados na região. Para tanto, tenta-se apresentar o estado da arte do tema e as referências consideradas mais relevantes para cada um desses tópicos, com especial ênfase na poluição de solos no Nordeste e no fornecimento de informações comparativas em perspectivas nacional e internacional. Evidentemente, explorar esses temas em apenas um capítulo de livro requer algum grau de generalização da discussão. Para aprofundamento dos tópicos, o leitor é remetido para as várias referências citadas no texto. Dada essa complexidade, é importante esclarecer alguns conceitos básicos que deveriam ser conhecidos por todos que lidam com essa área da Ciência Ambiental, os quais são introdutoriamente apresentados na seção seguinte.

Conceitos básicos sobre poluição do solo

A poluição do solo é entendida como qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e/ou biológicas do solo oriundas da introdução de substâncias orgânicas e/ou inorgânicas (no estado sólido, líquido ou gasoso), em concentrações suficientemente elevadas para causar danos aos organismos vivos (Günther, 2005). Os termos “contaminação do solo” e “poluição do solo” são, muitas vezes, utilizados como sinônimos, embora conceitualmente essa generalização seja inapropriada. Um solo é considerado contaminado quando a concentração de uma substância ou elemento é maior do que aquela que ocorre naturalmente (ou seja, a contaminação decorre do material de origem do solo e do processo pedogenético de adição), porém sem causar danos aos organismos vivos. Por sua vez, um solo é considerado poluído quando a concentração de uma substância ou elemento, além de estar acima dos teores naturalmente encontrados, também pode causar algum dano à saúde humana, animal ou vegetal (Pierzynski et al., 2005).

A poluição do solo, quanto à identificação da sua fonte, pode ser classificada como pontual ou difusa. Na poluição pontual, a fonte do poluente é facilmente identificável, o que facilita seu controle e tratamento, a exemplo da descarga inadequada de águas residuais de estações de tratamento e da emissão de gases tóxicos por chaminés industriais. Já na poluição difusa, também denominada de “não pontual”, apresentam-se vários pontos de origem do poluente, comumente disseminados em grandes áreas, a exemplo da aplicação excessiva de fertilizantes nitrogenados e fosfatados na agricultura. Nesse caso, o monitoramento do poluente e o controle da poluição tornam-se muito mais complexos (Pierzynski et al., 2005).

Poluentes do solo

O rápido crescimento industrial, urbano e agrícola tem aumentado consideravelmente a liberação de poluentes orgânicos e inorgânicos em solos, o que representa uma séria ameaça ao ambiente e à saúde humana (Sun et al., 2016; Li et al., 2017). É importante ressaltar que o solo desempenha um papel fundamental na dinâmica desses poluentes devido à sua capacidade de retenção, o que, em longo prazo, pode afetar negativamente a qualidade dos solos (Peng et al., 2013; Wang et al., 2015) a ponto de inclusive, o

solo passar a atuar como fonte de poluição, com possibilidade de causar efeitos nocivos aos ecossistemas e à saúde humana. Abaixo, apresenta-se uma breve abordagem dos principais poluentes orgânicos e inorgânicos em solos.

Substâncias orgânicas

Substâncias derivadas do petróleo, recurso não renovável mais explorado do mundo, estão entre os poluentes orgânicos mais comuns em solos. Aproximadamente 34% da demanda mundial de energia é satisfeita pelos produtos petrolíferos (World Oil Outlook, 2011). A Agência Europeia do Ambiente estimou que o petróleo é o segundo mais importante poluente em solos, seguindo-se aos metais pesados (European Environment Agency, 2007). Caso não haja controle rígido dos órgãos ambientais, a poluição do solo por essas substâncias orgânicas tende a aumentar, uma vez que a demanda global de petróleo deverá atingir 110 milhões de barris por dia em 2035 (World Oil Outlook, 2011).

Entre as substâncias orgânicas mais perigosas e amplamente estudadas em solos, os poluentes orgânicos persistentes (POPs) e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HAPs) se destacam pela alta persistência no ambiente, assim como por suas características tóxicas, mutagênicas e carcinogênicas (Ma et al., 2009; Cachada et al., 2012; Zheng et al., 2016). Devido a esses efeitos adversos, os HAPs foram identificados como poluentes prioritários pela United States Environmental Protection Agency (Manoli et al., 2000). Por meio das revisões feitas por Jennings (2012a, 2012b), é possível observar os valores orientadores regulamentares para exposição aos HAPs ao redor do mundo.

Metais pesados

Entre os principais poluentes do solo, os metais pesados se destacam pelo seu alto potencial tóxico, além de serem persistentes, não degradáveis, teratogênicos, mutagênicos e carcinogênicos (Alloway, 1990; Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007; Kabata-Pendias, 2011). O termo “metal pesado”, ampla e mundialmente difundido, é adotado para um grupo de metais e metaloides que têm densidade maior do que 5 g cm^{-3} (Oves et al., 2012). Meta-

loides, tais como arsênio (As), são, algumas vezes, classificados como metais pesados devido às semelhanças em suas propriedades químicas e comportamento ambiental (Chen et al., 1999). O solo é o reservatório mais importante de metais pesados no ecossistema terrestre; logo, o teor desses elementos na pedosfera é um importante indicador da qualidade ambiental (Integrated Risk..., 1999).

Embora a contaminação por metais pesados possa ocorrer naturalmente no solo, as atividades antrópicas são as principais fontes de poluição do solo por esses poluentes, tais como: agricultura, urbanização, industrialização e mineração (Facchinelli et al., 2001). É importante ressaltar que as concentrações de metais pesados em solos oriundas de fontes naturais (mediante a ocorrência de erupções vulcânicas, por exemplo) encontram-se principalmente em formas que não são facilmente biodisponíveis para as plantas. Já os metais introduzidos no solo por fontes antropogênicas comumente apresentam alta biodisponibilidade (Lamb et al., 2009), o que apresenta maior risco à saúde humana e aos sistemas ecológicos.

A aplicação intensiva de insumos agrícolas (fertilizantes minerais, adubos orgânicos e defensivos agrícolas) para aumentar a produtividade agrícola tem adicionado metais pesados ao solo (Campos et al., 2005; Wuana; Okieimen, 2011; Mandal; Suzuki, 2012; Mar; Okazaki, 2012). De acordo com Silva et al. (2016b), a aplicação regular e prolongada de fertilizantes fosfatados em cultivos de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) no Nordeste do Brasil resultou em risco ambiental, pois o teor médio de cádmio (Cd) no solo ($1,5 \text{ mg kg}^{-1}$) excedeu o valor de prevenção ($1,3 \text{ mg kg}^{-1}$) estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama (Brasil, 2009).

O desenvolvimento urbano acelerado é um fenômeno global. De acordo com as Nações Unidas (World urbanization..., 2010), mais da metade da população mundial vive em áreas urbanas, com previsão de alcançar 68,7% da população até 2050. Esse crescimento das atividades antrópicas tem provocado grande aporte de metais pesados em solos urbanos. As principais fontes desses poluentes em solos urbanos são as emissões de tráfego (gases e partículas liberados pelos escapes dos automóveis, partículas de desgastes de pneus, partículas de desgastes de freio, etc.), as emissões industriais (usinas, combustão de carvão, indústrias metalúrgicas, oficinas de reparação,

fábricas de produtos químicos, etc.) e os resíduos das atividades municipais (Wong et al., 2006).

A atividade de mineração é um dos alicerces da economia brasileira. Existem ao redor de 33 mil minas ativas no Brasil, que extraem aproximadamente 72 tipos de minerais (Anuário Mineral..., 2011). Estimativas indicam que o valor da produção mineral brasileira atingiu R\$ 41,9 bilhões no primeiro semestre de 2016 (Informe Mineral, 2016). Contudo a extração do minério de forma não sustentável tem gerado crescente preocupação quanto aos impactos ambientais provocados pelos rejeitos de mineração.

Análise de risco

O termo “risco” é definido como a chance de ocorrerem efeitos adversos à saúde humana ou aos sistemas ecológicos como resultado da exposição a um estressor ambiental (United States Environmental Protection Agency, 2017). A United States Environmental Protection Agency utiliza a análise de risco para caracterizar a natureza e a magnitude dos riscos para a saúde dos seres humanos e para receptores ecológicos em relação a contaminantes químicos e outros estressores que possam estar presentes no ambiente. A análise de risco para a saúde humana é um processo que estima a natureza e a probabilidade de ocorrerem efeitos adversos para a saúde dos seres humanos expostos a elementos ou substâncias químicas em ambientes contaminados agora ou no futuro. A análise de risco ecológico, por sua vez, avalia a probabilidade de o ambiente ser afetado como resultado da exposição a um ou mais estressores ambientais, como elementos ou substâncias químicas, mudanças no uso de terras, doenças, espécies invasoras e mudanças climáticas (Pierzynski et al., 2005; United States Environmental Protection Agency, 2017).

O processo de análise de risco divide-se em três etapas (avaliação do risco, gerenciamento do risco e comunicação do risco), as quais envolvem um conjunto de decisões técnicas, econômicas, sociais e políticas. É comum observar que a população em geral tem uma percepção de risco bem diferente da análise de risco da comunidade científica. Riscos menores, mas com alto apelo emocional ou midiático, podem ser superestimados pela população, enquanto causas mais frequentes de mortes ou danos são comumente

subestimadas (Slovik et al., 1979). Nesse contexto, os órgãos ambientais são responsáveis por estabelecer o denominado “risco aceitável”, que é aquele em que a probabilidade de dano é tão rara, ou minimamente nociva, que as implicações provenientes são aceitáveis. Isso é essencial especialmente em países pobres e em desenvolvimento para se estabelecerem prioridades na alocação de recursos. Para maior detalhamento e aprofundamento sobre análise de risco, sugerem-se aos leitores os trabalhos de Pierzynski et al. (2005), United States Environmental Protection Agency (2017) e, em língua portuguesa, Guilherme (2005).

Valores orientadores da qualidade em solos do Nordeste

A proteção ao solo, na maioria das legislações ambientais do mundo, foi estabelecida mais tardiamente em comparação à proteção aos demais compartimentos do ecossistema. Considerava-se que não havia necessidade de regulações específicas para proteção do solo devido à proteção que tangencialmente recebia das legislações existentes. Essa tendência começou a mudar na década de 1980 com as publicações de legislações específicas para solo na Holanda e na Alemanha (Swartjes et al., 2012). Essas publicações iniciaram um movimento pela proteção do solo, que foi acompanhado pelo estabelecimento de legislações específicas para o solo em países como Áustria, Bélgica, Dinamarca, Finlândia, França, Noruega, Espanha, Suécia, Suíça, Reino Unido e Itália (Ferguson et al., 1998; Sousa, 2001; Jennings, 2013). Na década de 1990, nos Estados Unidos, foram implementadas medidas para avaliação/mitigação de solos urbanos contaminados por atividades industriais com o intuito de devolvê-los aos usos residencial, comercial ou industrial seguro (Soil Screening..., 1996).

No Brasil, apesar de mais tardiamente, a elaboração de leis ambientais transcorreu de modo similar. As primeiras normativas do Conama relacionadas à regulamentação da entrada de resíduos potencialmente contaminantes no solo estabeleciam proteção de modo secundário, como verificado nas resoluções Conama nº 308/2002 e Conama nº 375/2006, que se referem à disposição final dos resíduos sólidos urbanos e aos procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto, respectivamente (Brasil, 2002, 2006). Essas legislações tornaram-se instrumentos limitados de pro-

teção, já que eram direcionados a situações específicas. A construção de uma legislação mais abrangente iniciou com a publicação, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), da primeira lista de valores orientadores para solos e águas subterrâneas para o Estado de São Paulo (Alonso, 2001), baseada nas experiências da Holanda e da Alemanha. Essa lista foi depois ampliada e revisada (São Paulo, 2005, 2014) e foi pioneira no País ao legitimar uma preocupação crescente com a qualidade do recurso solo. Com base nesse trabalho, o Conama dotou o País de sua primeira legislação nacional específica para proteção do solo e gerenciamento de áreas contaminadas: a Resolução Conama nº 420/2009 (Brasil, 2009), que estabelece critérios para avaliação e gerenciamento de solos e água subterrânea contaminada por substâncias orgânicas e inorgânicas.

Na categoria “substância orgânica”, estão elencadas moléculas sintéticas (como pesticidas organoclorados) e derivados de petróleo e/ou carvão mineral (como os naftalenos e hidrocarbonetos aromáticos), cuja presença não ocorre naturalmente no solo. Por isso a verificação da presença dessas substâncias no solo, mesmo em teores traços, é indicativo suficiente de contaminação e dispensa a determinação dos valores de referência de qualidade (VRQs). Já os elementos categorizados na resolução como “substâncias inorgânicas” [como antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se) e zinco (Zn)], por ocorrerem de forma natural na constituição de minerais e por terem teores variados em função dos fatores de formação e processos pedogenéticos, necessitam ser dosados em condições de nenhuma ou mínima interferência antrópica para determinação dos teores naturalmente encontrados.

A Resolução nº 420/2009 foi constituída com a dupla função de determinar valores de referência (que possibilitem a classificação de um solo como livre de contaminação ou contaminado em diferentes níveis) e regulamentar os processos de gerenciamento de áreas com solos contaminados (mediante a definição de diretrizes). Para tanto, a resolução prevê três valores orientadores (Tabela 1), considerando o nível do risco relacionado, desde um risco negligenciável (que, por definição, corresponde ao teor natural do elemento no solo) até um risco potencialmente inaceitável (relacionado à condição adversa para um determinado uso do solo), situação

que exige ação para proteção da saúde humana e/ou do ecossistema. Os valores são os seguintes:

a) Valor de referência de qualidade (VRQ): “é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos.” Os valores são definidos pela determinação do percentil 75 ou 90 dos teores observados após sua normalização em amostras de solos com mínima interferência antrópica e que representem a diversidade litopedológica de cada estado. Portanto esse valor define um solo não contaminado e deve ser determinado por cada um dos 26 estados da Federação e pelo Distrito Federal.

b) Valor de prevenção (VP): é o “valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas principais funções”. Esse valor, portanto, indica a existência de adição antropogênica do elemento e representa um alerta para evitar o aumento da contaminação com consequente comprometimento das funções ecológicas do solo e risco à saúde humana. É um parâmetro efetivamente aplicado a cenários agrícolas, pois os teores são definidos a partir da concentração do metal que causa alguma fitotoxicidade.

c) **Valor de investigação (VI):** “é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado”. Uma vez que a concentração de um metal no solo exceda o VI, existe risco potencial à saúde humana e medidas devem ser adotadas, incluindo-se: investigação detalhada, isolamento da área, contenção da contaminação e remediação do solo. Os VIs apresentados na Resolução Conama nº 420/2009 foram adotados a partir dos valores de intervenção para o estado de São Paulo (São Paulo, 2005), que foram, por sua vez, obtidos a partir de modelagem de avaliação de risco utilizando o programa C-SOIL. Nessas simulações, foram consideradas as exposições ao metal pelo uso do solo em três cenários distintos: agrícola, residencial ou industrial.

Tabela 1. Valores de prevenção e de investigação adotados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama).

Metal	Valor de referência de qualidade ¹	Valor de prevenção ² (mg kg ⁻¹)	Valor de investigação ^{2, 3} (mg kg ⁻¹)		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Antimônio	E	2	5	10	25
Arsênio	E	15	35	55	150
Bário	E	150	300	500	750
Cádmio	E	1,3	3	8	20
Chumbo	E	72	180	300	900
Cobalto	E	25	35	65	90
Cobre	E	60	200	400	600
Cromo(total)	E	75	150	300	400
Mercúrio	E	0,5	12	36	70
Molibdênio	E	30	50	100	120
Níquel	E	30	70	100	130
Prata	E	2	25	50	100
Selênio	E	5	ND	ND	ND
Zinco	E	300	450	1.000	2.000

¹E: valor que deve ser estabelecido por cada estado da Federação. ²Conama nº 420/2009. ³ND: Valor não determinado.

Fonte: Conama (2009).

De acordo com a resolução, dependendo das concentrações encontradas, os seguintes procedimentos devem ser adotados:

- Concentração ≤ VRQ: nenhuma ação é requerida.
- Concentração > VRQ mas ≤ VP: requer avaliação do órgão ambiental e verificação da possibilidade de ocorrência natural da substância ou da existência de fontes de poluição, com indicativos de ações preventivas de controle, quando couber, não envolvendo necessariamente investigação.
- Concentração > VP mas ≤ VI: requer identificação da fonte potencial de contaminação, avaliação da ocorrência natural da substância, controle das

fontes de contaminação e monitoramento da qualidade do solo e da água subterrânea.

- Concentração > VI: a área é considerada contaminada e requer gerenciamento, o qual incluirá ações para eliminar o perigo ou reduzir o risco à saúde humana, eliminar ou minimizar os riscos ao meio ambiente, evitar danos aos demais bens a proteger, evitar danos ao bem-estar público durante a execução de ações para reabilitação e, por fim, possibilitar o uso declarado ou futuro da área, observando o planejamento de uso e ocupação do solo.

Determinações de valores de referência de qualidade

A Resolução Conama nº 420/2009, no seu artigo 8º, estipula que os VRQs para substâncias químicas naturalmente presentes no solo deveriam ser estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes dos estados e do Distrito Federal em até 4 anos após a publicação da resolução, ou seja, até dezembro de 2013. No entanto o primeiro prazo exigido foi cumprido apenas pelos estados de São Paulo (Alonso, 2001) e Minas Gerais (Minas Gerais, 2011). Em virtude disso, a Resolução Conama nº 460/2013 (Brasil, 2013) ampliou o prazo para dezembro de 2014. Mesmo com a prorrogação, apenas mais três estados da Federação cumpriram o determinado pelo Conama e publicaram os seus valores de referência de qualidade: Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2014), Paraíba (Paraíba, 2014) e Pernambuco (Agência Estadual de Meio Ambiente, 2014). O Rio Grande do Sul estabeleceu VRQs para apenas nove elementos e, ao contrário dos demais estados que indicaram VRQ único, os VRQs são variáveis com as diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do estado.

A determinação dos valores naturais é o primeiro passo para a definição de VRQs em solos e é essencial para a construção de uma legislação para o gerenciamento de áreas contaminadas condizente com a realidade local, o que evita intervenções inadequadas que incorram em prejuízos financeiros e sociais (Baize; Sterckeman, 2001). Os valores naturais dependem da composição do material de origem, dos processos pedogenéticos e do grau de

desenvolvimento dos solos, características essas específicas para cada ambiente, o que torna inadequada a extrapolação de valores para situações diferentes do local de obtenção dos dados.

Recomenda-se que o VRQ de um metal no solo seja definido como um parâmetro para a distribuição de frequência dos teores usualmente encontrados, ou seja, dos teores naturais desse elemento no solo (International Organization for Standardization, 2005; Zhao et al., 2007). Nesse sentido, em atendimento ao que define a Resolução Conama nº 420/2009, é fundamental a definição de um plano de amostragem de solos representativo de cada estado da Federação. A coleta, portanto, deve contemplar a diversidade geológica e pedológica do estado, a qual condiciona a variabilidade dos teores de metais nos solos. Para isso, duas abordagens têm sido utilizadas: definir uma malha de amostragem em áreas com nenhuma ou pouca influência antrópica, com pontos distribuídos ao longo do território e considerando a diversidade e abrangência lito-pedológica (Figuras 1 e 2); ou utilizar solos de referência representativos do estado [por exemplo, conforme realizado para a determinação dos VRQs do estado de Pernambuco (Biondi, 2010; Biondi et al., 2011a)].

Após a etapa de amostragem, os solos deverão ser submetidos a um dos métodos de digestão ou abertura da amostra indicados para a determinação dos teores naturais dos metais no solo. A Resolução Conama nº 420/2009 recomenda os métodos USEPA 3050B (United States Environmental Protection Agency, 1996) ou USEPA 3051A (United States Environmental Protection Agency, 1998) e suas atualizações. Esses métodos avaliam apenas os teores ambientalmente disponíveis dos metais no solo, ou seja, aqueles responsáveis pela manutenção do equilíbrio do metal no sistema e que estão em formas trocáveis e adsorvidas, precipitadas com carbonatos, ligadas a óxidos e componentes de estruturas silicatadas menos resistentes ao processo de intemperismo (apenas métodos mais agressivos, utilizando ácido fluorídrico, podem digerir completamente silicatos) e de menor estabilidade no solo.

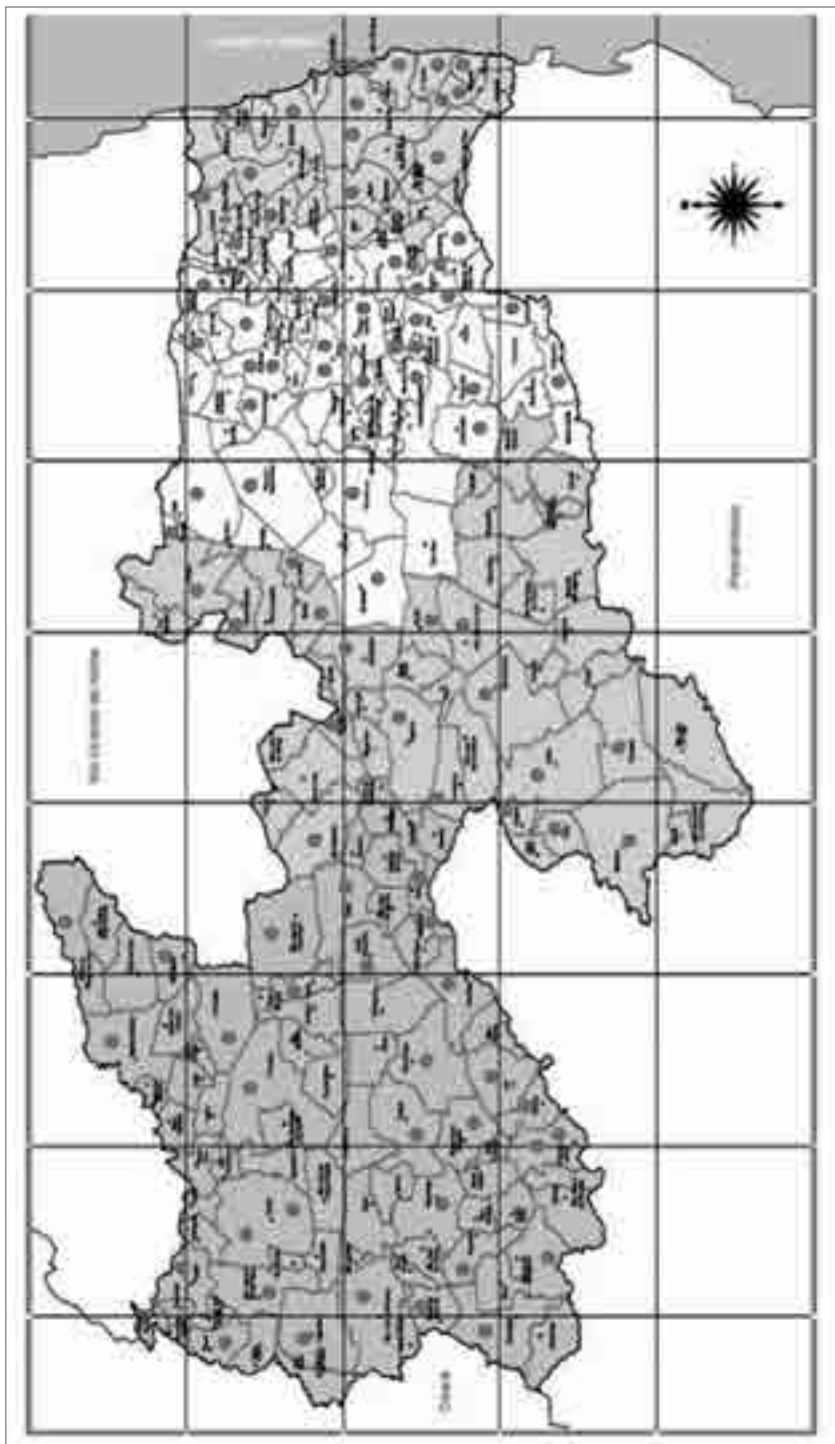


Figura 1. Localização das áreas de coleta de solos para determinação de valor de referência de qualidade (VRQ) do estado da Paraíba.

Fonte: Almeida Júnior (2014).

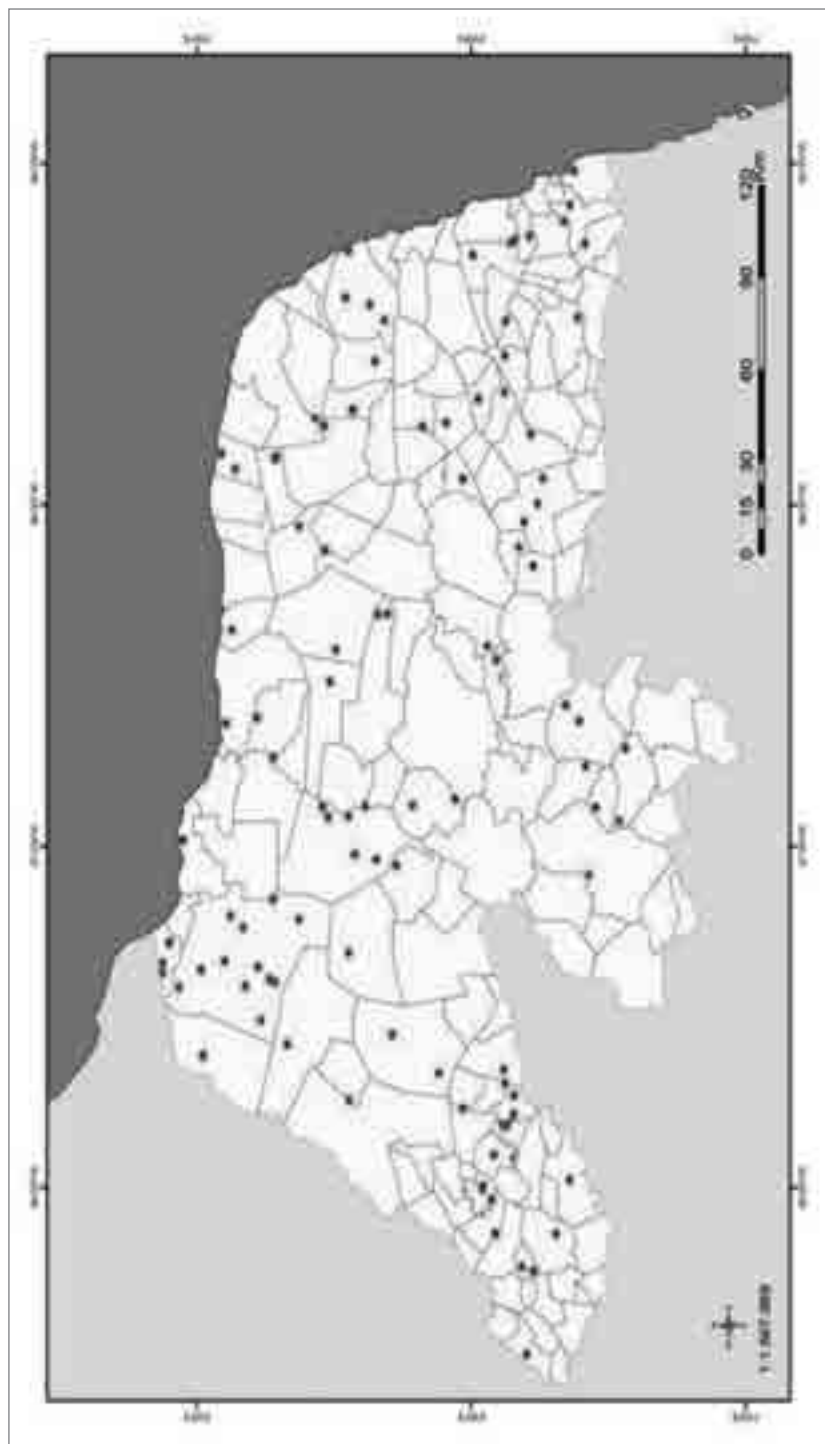


Figura 2. Localização das áreas de coleta de solos para determinação de valor de referência de qualidade (VRQ) do estado do Rio Grande do Norte.

Fonte: Preston et al. (2014).

O método USEPA 3050B apresenta desvios-padrões altos (até 30%) para recuperação de metais. Esses desvios decorrem das variações de temperatura na chapa aquecedora durante a digestão, do longo tempo de digestão e da adição de ácidos durante a análise (Chen; Ma, 1998). Silva et al. (2014) verificaram altas correlações ($p = 0,01$) entre os teores dos metais Hg (0,99%), Ni (0,92%), Cu (0,94%), Pb (0,87%) e Zn (0,77%) obtidos pelos dois métodos para amostras superficiais de dez classes de solos do Brasil; em relação ao Cd, a correlação obtida ($p = 0,05$) foi mais baixa (54%). Todos os metais, com exceção do Hg, apresentaram maiores recuperações com uso do método USEPA 3051A, que foi recomendado pelos autores devido ao menor tempo requerido, ao uso reduzido de ácidos e à diminuição de contaminações ou perdas de elementos durante a digestão. Os trabalhos realizados com geoquímica de solos no País demonstram uma tendência de uso predominante desse extrator (Biondi et al., 2011a, 2011b; Santos; Alleoni, 2012; Preston et al., 2014), o que seria importante para padronização e intercâmbio de informações.

Após a determinação dos teores naturais dos metais nos solos, são obtidos os VRQs para cada um dos metais. A Resolução Conama nº 420/2009 considera duas possibilidades distintas para essa obtenção: um VRQ para cada tipo de solo ou um único VRQ para todos os solos do estado. A primeira opção, porém, é pouco prática para o monitoramento ambiental efetuado pelos órgãos ambientais estaduais, pois a necessidade de classificação de solos em um levantamento preliminar de áreas suspeitas de contaminação tornaria o processo desnecessariamente complexo e oneroso. Por essa razão, em todos os estados que determinaram seus VRQs até o momento (São Paulo, Minas Gerais, Paraíba e Pernambuco), foram utilizados VRQs únicos para cada metal e para todos os solos do estado.

O processo para obtenção dos VRQs a partir dos teores naturais de uma população de solos compreende tratamento estatístico para normalização dos dados (com exclusão de valores atípicos ou anômalos) e definição de um percentil na planilha de dados que representará o valor de referência em questão. Para excluir da matriz de dados os valores anô-

malos (*outliers* e extremos *outliers*), pode-se usar a representação gráfica do *boxplot*. Após a exclusão dos valores anômalos, aplica-se aos dados restantes o percentil 90 ou 75, o que gera, respectivamente, exclusão de 10% ou 25% dos valores mais elevados e resulta em VRQs menos ou mais restritivos, respectivamente. As duas situações são previstas pela Resolução Conama nº 420/2009. Os VRQs das resoluções dos estados de Pernambuco e da Paraíba, bem como os dados gerados para o estado do Rio Grande do Norte (Preston et al., 2014) mas ainda não transformados em resolução estadual, podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores de referência de qualidade (VRQ) dos solos (mg kg^{-1}) em estados do Nordeste (Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte).

Metal	Pernambuco (BIONDI, 2010)	Paraíba (ALMEIDA JR., 2013)	Rio Grande do Norte (PRESTON et al., 2014)		
	P (75)	P (75)	P(90)	P (75)	P(90)
Arsênio (As)	0,6	ND	ND	ND	ND
Prata (Ag)	0,5	<0,53	<0,88	0,88	1,43
Bário (Ba)	84	87,96	117,41	58,91	114,06
Cádmio (Cd)	0,5	0,06	0,08	0,10	0,13
Cobalto (Co)	4	7,93	13,14	15,41	23,41
Cromo (Cr)	35	28,81	48,35	30,94	53,75
Cobre (Cu)	5	11,22	20,82	13,69	23,50
Mercúrio (Hg)	0,1	ND	ND	ND	ND
Molibdênio (Mo)	0,5	<0,24	<0,33	ND	ND
Níquel (Ni)	9	9,12	14,44	19,84	32,91
Chumbo (Pb)	13	10,01	14,62	16,18	25,55
Antimônio (Sb)	0,2	0,39	0,61	0,18	0,25
Zinco (Zn)	35	23,46	33,65	23,85	42,44

P(75)= VRQ estabelecido a partir do percentil 75; P(90)= VRQ estabelecido a partir do percentil 90; ND= Valor não determinado.

Contaminação por chumbo em solos de Santo Amaro, Bahia

A poluição do solo por metais, principalmente Pb, no município de Santo Amaro, BA, é o caso mais sério verificado no País (Niemeyer et al., 2015; Santos et al., 2017). O problema teve início em 1956, com a instalação de uma metalúrgica de Pb próxima à zona urbana que esteve ativa até 1993. Como consequência de suas atividades, foram produzidas grandes quantidades de escória que continha 4% em peso de óxido de chumbo (PbO), 9% de óxido de zinco (ZnO), além de Sb, As, Cd e outros metais em menores quantidades (Lima; Bernadez, 2011). A falta de conhecimento, o gerenciamento inadequado dos resíduos e a regulamentação ineficiente na época de funcionamento da metalúrgica foram as principais razões que levaram à contaminação do solo, da água, da fauna e da flora do município e das regiões adjacentes. A escória metalúrgica foi utilizada inapropriadamente na pavimentação da cidade e em aterros, até mesmo nos quintais de casas. Estima-se que de 55 mil metros cúbicos a 180 mil metros cúbicos de escória tenham sido distribuídos pela cidade e no entorno da metalúrgica (Magna et al., 2014). Além disso, nas duas primeiras décadas de funcionamento da indústria, não existia controle eficiente sobre as emissões atmosféricas e, com isso, poeira contaminada foi disseminada no ar e pôde alcançar um raio de influência de pelo menos 3 km a partir da chaminé (Machado et al., 2004).

Estudos epidemiológicos feitos no período de funcionamento da metalúrgica demonstraram que a maioria das crianças com idades entre 1 e 9 anos, que viviam a uma distância menor do que 900 m da chaminé, tinha concentrações de Cd e Pb no sangue que excediam os limites de referência estabelecidos pelo Center for Disease Control and Prevention dos Estados Unidos, que eram de $1,0 \mu\text{g dL}^{-1}$ e $35,0 \mu\text{g dL}^{-1}$, respectivamente (Carvalho et al., 1986; Silvano-Neto et al., 1989). Com o encerramento das atividades da metalúrgica no início na década de 1990, as concentrações de Pb no sangue das crianças reduziram-se. Porém o teor médio permaneceu alto ($17,9 \mu\text{g}$

dL^{-1}) e três vezes superior ao nível de referência adotado pela instituição norte-americana (Centers for Disease Control and Prevention, 2013). Estima-se que mais de 18 mil habitantes da região tenham sido vítimas de saturnismo, patologia indicativa da intoxicação por Pb (Silvany-Neto et al., 1996). Estudos ambientais mais recentes em Santo Amaro têm demonstrado que, além do contato direto com o solo poluído, outras rotas de exposição humana a metais são significativas, a exemplo de culturas alimentares (Machado et al., 2013; Magna et al., 2013). Magna et al. (2014) verificaram que as doses diárias de Pb e Cd ingeridas via consumo de vegetais cultivados em hortas urbanas excedem os limites preconizados pela Organização Mundial da Saúde (OMS), com valores máximos de exposição de $166,0 \mu\text{g dia}^{-1}$ e $2,95 \mu\text{g dia}^{-1}$, respectivamente.

Em recente avaliação dos solos (em profundidade de 0 m a 0,2 m) nas adjacências da metalúrgica (a menos de 150 m da chaminé e próximo à zona urbana), foram verificados os teores ambientalmente disponíveis médios de As ($77,9 \text{ mg kg}^{-1}$), Zn ($1.551,0 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd ($92,1 \text{ mg kg}^{-1}$) e Pb ($5.515,0 \text{ mg kg}^{-1}$) (Silva, 2017). Esses resultados excedem os respectivos VIs para esses elementos no cenário residencial estabelecidos pela legislação brasileira (Brasil, 2009). Outros trabalhos realizados na região têm confirmado a poluição do solo e verificado que têm variado as concentrações de Cd (entre 46 mg kg^{-1} e 62 mg kg^{-1}), Pb (entre 1.264 mg kg^{-1} e 4.233 mg kg^{-1}) e Zn (entre 840 mg kg^{-1} e 3.800 mg kg^{-1}) (Machado et al., 2004; Niemeyer et al., 2010; Kede et al., 2014). Quando a contaminação do solo por As, Zn, Cd e Pb em Santo Amaro é comparada com resultados de outros estudos similares no Brasil e no mundo (Tabela 3), observa-se a magnitude do passivo ambiental deixado pela metalúrgica, mesmo após duas décadas do encerramento das atividades, e o risco potencial à saúde da população local.

Tabela 3. Teores médios de metais [cádmio (Cd), chumbo (Pb) e zinco (Zn)] e arsênio (As) em solos afetados pela atividade de metalúrgicas em várias partes do mundo.

Operação	Localidade	----- (mg kg ⁻¹) -----				Referência
		As	Cd	Pb	Zn	
Fundição Zn/Pb	Norte da França	22,4	17,1	971,0	2.508,4	Douay et al. (2008)
Fundição Zn/Pb	Norte da França	nd	15,0	984,0	1.941,0	Roussel et al. (2010)
Fundição Cu	Copperbelt/Zâmbia	3,2	nd	15,3	34,4	Ettler et al. (2012)
Fundição Zn/Pb	Norte da França	nd	5,9	279,0	486,0	Pelfrêne et al. (2011)
Fundição Zn/Pb	Norte da República do Kosovo	90,0	3,3	1.300,0	520,0	Šajin et al. (2013)
Fundição de metais não ferrosos	Huan/China	nd	7,9	578,3	243,3	Zhou et al. (2013)
Fundição Zn/Pb	Sudoeste da China	29,9	12,8	712,0	1.688,0	Li et al. (2015)
Fundição Zn	Minas Gerais/Brasil	nd	115,4	4.496,4	24.281,4	Lopes et al. (2015)
Fundição Cu	Leste da Sérvia	368	4,4	142,5	287,2	Dimitrijević et al. (2016)
Fundição Pb	Santo Amaro/Bahia/Brasil	77,9	92,1	5.515,0	1.551,0	Silva (2017)

nd - Informação não disponível.

Contaminação do solo por atividades de reciclagem de baterias automotivas em Rio Tinto, Paraíba

De forma inapropriada, por um longo período, escória e carcaças de baterias do alto-forno da fundição (enriquecida em Pb) localizada na cidade de Rio Tinto, PB, foram descartadas a céu aberto sobre o solo adjacente à empresa recicladora de baterias. Além disso, efluentes gasosos e líquidos não tinham captação adequada e contribuíram para a contaminação. Estudos que avaliaram as concentrações ambientalmente disponíveis de Pb nos solos (em profundidade de 0 m a 0,2 m), nas adjacências da indústria, encontraram valores na faixa de 1.554,0 mg kg⁻¹ a 3.821,0 mg kg⁻¹ (Araújo; Nascimento, 2010; Freitas et al., 2013; Schneider et al., 2016). O valor máximo de Pb obtido nesses solos foi quatro vezes superior ao VI industrial (900 mg kg⁻¹) (Brasil, 2009).

Quando o problema ambiental no local tornou-se público, a empresa foi responsabilizada pelos órgãos ambientais e intimada a remediar a poluição dos solos, como previsto no artigo 34, § III, da Resolução Conama nº 420/2009. Nesse contexto, estudos sobre a fitorremediação do Pb no solo do local foram desenvolvidos na área afetada com o objetivo de avaliar a potencial viabilidade da técnica para recuperação da área quimicamente degradada (Freitas et al., 2013, 2014; Nascimento et al., 2016). As maiores remoções de Pb foram obtidas quando se cultivou o milho (*Zea mays*) ou ve-tiver (*Chrysopogon zizanioides*) no espaçamento de 0,8 m entre linhas, após correção e adubação do solo associadas à aplicação de um agente quelante (ácido cítrico) para solubilizar o Pb no solo (fitoextração induzida). Nessas condições, foi estimado um tempo médio de 20 anos de aplicação da técnica para mitigar a poluição (Freitas et al., 2013).

Contaminação de solos agrícolas por metais pesados em Pernambuco

Solos contaminados por metais pesados em cenários agrícolas representam um risco potencial elevado aos seres humanos, que ficam sujeitos à ingestão de produtos agrícolas contaminados e à exposição ocupacional (no caso de agricultores). No Nordeste brasileiro, investigações realizadas entre 2006 e 2016 apontam para a contaminação de solos por metais pesados pro-

veniente principalmente de fertilizantes fosfatados (Silva et al., 2016b), água de irrigação (Cunha et al., 2014), adubação orgânica (Cunha Filho, 2013), fungicidas e pesticidas (Silva et al., 2012; Preston et al., 2016).

Um dos estudos em solos agrícolas do Nordeste investigou os teores de metais pesados em solos sob cultivo de cana-de-açúcar em Pernambuco (Silva et al., 2016b). Observaram-se teores médios de 1,9 mg kg⁻¹ de Cd; 18,8 mg kg⁻¹ de Cr; 6,4 mg kg⁻¹ de Cu; 4,9 mg kg⁻¹ de Ni; 11,2 mg kg⁻¹ de Pb; e 16,2 mg kg⁻¹ de Zn. Concentrações de todos os metais analisados superaram os VRQs para solos de Pernambuco (Agência Estadual de Meio Ambiente, 2014) em, pelo menos, três das áreas avaliadas (Figura 4). Isso torna claro que há contribuição antropogênica de metais nesses solos advinda da aplicação contínua de insumos agrícolas.

A alteração dos teores de Cd nos solos em relação ao VRQ foi verificada em todos os 60 locais avaliados. A contaminação por Cd foi proveniente do uso sucessivo e em longo prazo de fertilizantes fosfatados que contêm o metal como impureza. Seis locais investigados apresentaram valores de Cd superiores à concentração máxima indicada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama (Brasil, 2009) para solos agrícolas do Brasil (3 mg kg⁻¹). Essas áreas representam potencial risco à saúde humana e aos ecossistemas.

Estudos realizados em áreas de cultivo de manga (*Mangifera indica* L.) e uva (*Vitis vinifera* L.) na região do Vale do São Francisco, uma das principais áreas produtoras de frutas do Nordeste, indicaram contaminação por Cu e Zn derivada do uso intensivo de fungicidas cúpricos e fertilizantes (Silva et al., 2012; Preston et al., 2016). A contaminação por Cu em solos sob videira foi comprovada por meio de comparação com áreas circunvizinhas não cultivadas e de observação de teores mais elevados dos metais na camada superficial (de 0 m a 0,2 m), diminuindo em profundidade. Além disso, o grau de contaminação foi maior em áreas com uso mais intensivo de pesticidas, geralmente com produção destinada à exportação (Preston et al., 2016). Em pomares de manga, observou-se uma tendência de aumento dos teores de Cu em função do maior tempo de cultivo e, de maneira semelhante à que ocorre em cultivos de uva, os solos da camada superficial (de 0 m a 0,2 m) apresentaram os teores mais elevados do metal. Segundo os autores, embora a contaminação por Cu seja observada em alguns pomares, não houve registro de teores acima dos valores orientadores do Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama (Brasil, 2009) para o cenário agrícola (Silva et al., 2012).

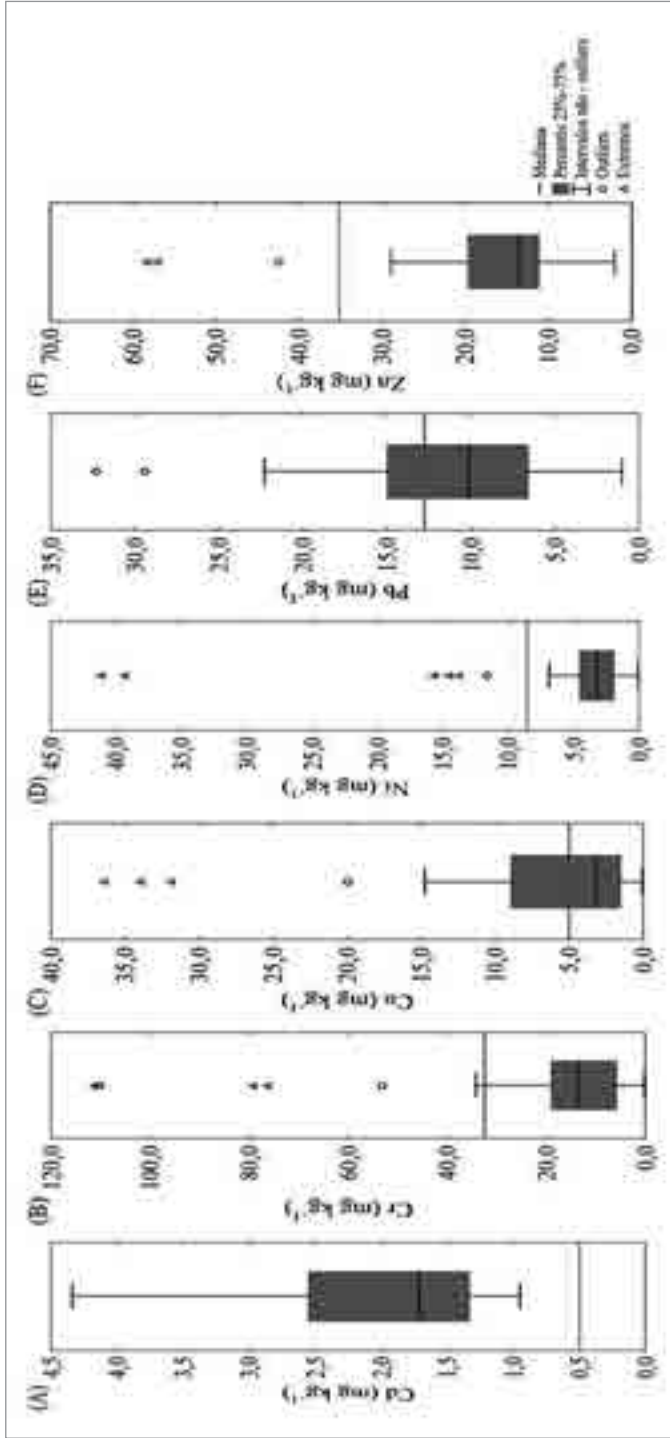


Figura 4. Concentrações de metais pesados em solos superficiais (de 0 m a 0,2 m) cultivados com cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) no estado de Pernambuco. A linha vermelha representa os valores de referência de qualidade (VRQs) para os metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nos solos de Pernambuco.

Fonte: Silva et al. (2016b).

Contaminação por metais pesados em solos urbanos

São escassas as investigações sobre contaminação de solos urbanos por metais pesados no Nordeste. Um dos poucos estudos realizados desse caso, na Região Metropolitana do Recife (RMR), foi recentemente publicado (Silva et al., 2016a). Nesse trabalho, os autores investigaram a contaminação dos solos superficiais (de 0 m a 0,2m) em 258 amostras de áreas distribuídas pela RMR e coletadas em diferentes ambientes (parques públicos, margens das vias rodoviárias, áreas de preservação ambiental e locais de agricultura periurbana). Além de investigar as concentrações dos contaminantes no solo, os autores mapearam a variabilidade espacial dos metais e estimaram o potencial risco ecológico para o ambiente.

Entre os principais resultados obtidos no estudo, observou-se que os teores médios de Cu, Pb e Zn foram maiores nos solos das vias rodoviárias e que esses resultados superaram os respectivos VRQs (Figura 5) (Agência Estadual de Meio Ambiente, 2014). Os autores inferiram que a contaminação dos solos urbanos da RMR por esses metais estaria relacionada à queima de combustíveis fósseis, ao uso pretérito de gasolina com Pb, ao desgaste de componentes automotivos e ao derramamento de óleos lubrificantes nos solos às margens das vias.

De acordo com os autores, o Cd foi o metal mais preocupante quanto à qualidade dos solos, porque, mesmo em concentrações baixas, seus efeitos toxicológicos a organismos vivos superam os de outros metais em maiores concentrações. A concentração de Cd excedeu o VRQ ($0,5 \text{ mg kg}^{-1}$) para os solos da região (Agência Estadual de Meio Ambiente, 2014) em mais de 91% das amostras avaliadas. Pela análise do mapeamento espacial de Cd nos solos da RMR, foi possível verificar que a área localizada na parte sudeste da RMR teve o maior acúmulo de Cd (Figura 6). Os autores mencionaram a deposição atmosférica pela exaustão veicular (fluxo médio de 70 mil veículos por dia) e pelas indústrias metalúrgicas e produtoras de cimento como as prováveis fontes de contaminação dos solos por Cd. A estimativa de risco com o índice do potencial risco ecológico (IPRE) foi realizada de acordo com metodologia proposta por Hakanson (1980), e os riscos estimados foram modelados espacialmente para toda a RMR. De acordo com o mapa de variabilidade espacial, aproximadamente 70% dos solos apresentaram alto potencial de risco ($100 \leq \text{IPRE} < 200$), enquanto 20% apresentaram moderado risco ecológico (Figura 7), e as áreas com maiores riscos coincidiram com as de altos valores de Cd (Figura 6).

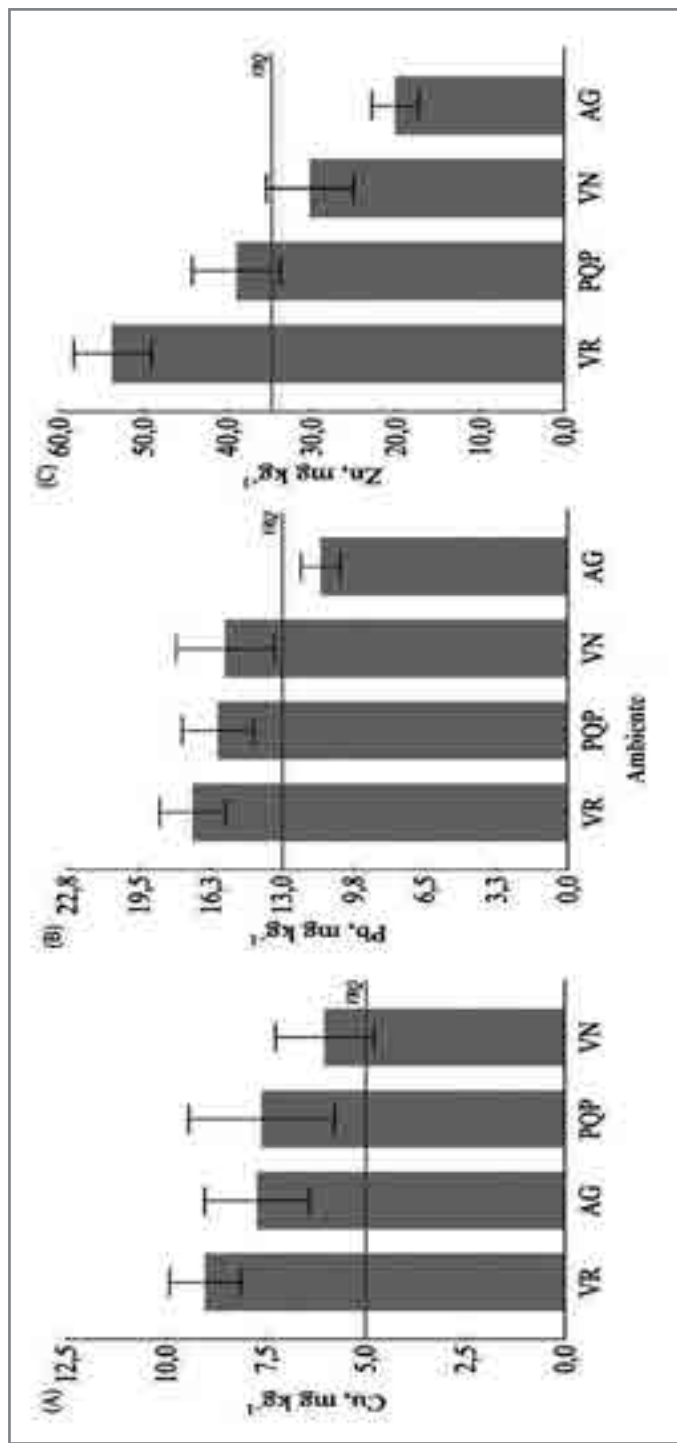


Figura 5. Teor médio (\pm desvio-padrão) de cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn) em solos superficiais (de 0 a 0,2 m) de diferentes ambientes da Região Metropolitana do Recife. VR: via rodoviária; PQP: parque público; VN: vegetação natural; AG: agricultura periurbana; e VRQ: valor de referência de qualidade para os solos do estado de Pernambuco.

Fonte: Silva et al. (2016a).

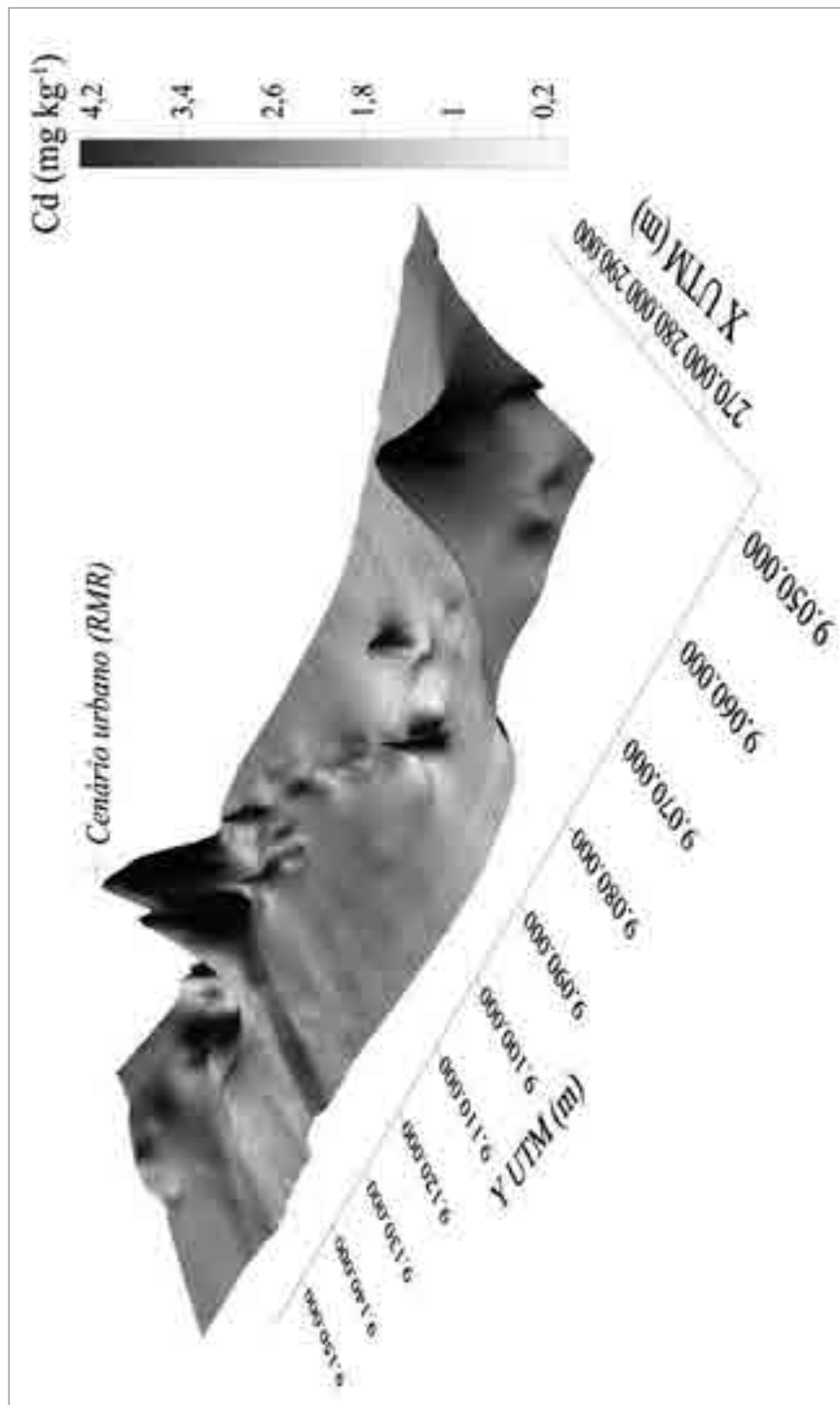


Figura 6. Variabilidade espacial de cádmio (Cd) nos solos superficiais (de 0 m a 0,2 m) da Região Metropolitana do Recife (RMR).

Fonte: Silva et al. (2016a).

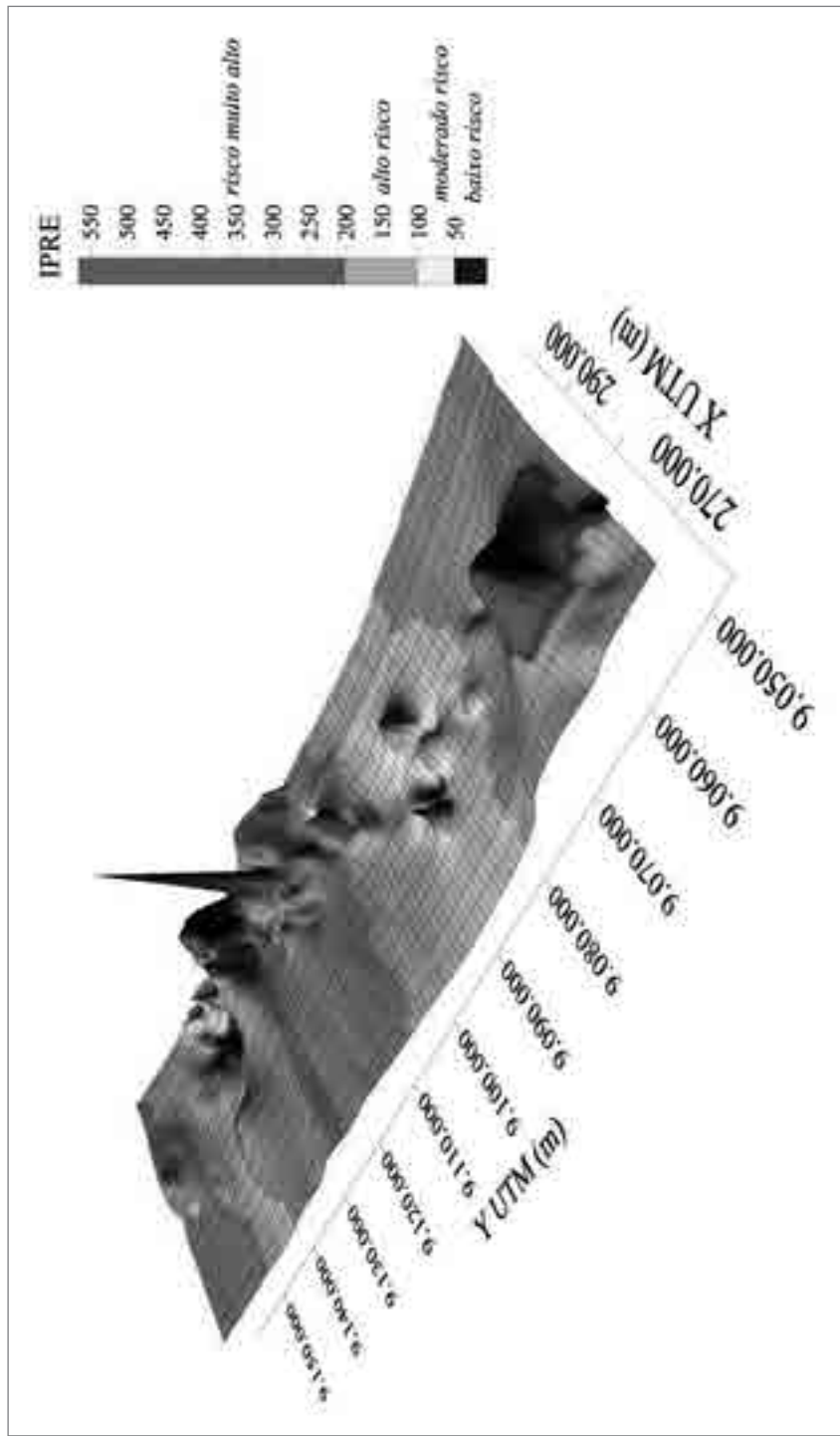


Figura 7. Variabilidade espacial do índice de potencial risco ecológico (IPRE) do bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) nos solos superficiais (de 0 m a 0,2 m) da Região Metropolitana do Recife.

Fonte: Silva et al. (2016a).

Considerações finais

Apesar da importância do tema e dos impactos ambientais, econômicos e sociais, ainda faltam clareza e ações efetivas acerca do problema da contaminação de solos no Nordeste. Nesse contexto, a formação de redes de pesquisa e o fortalecimento de grupos de pesquisa na região são passos essenciais para a adoção de práticas científicas e de monitoramento ambiental em um contexto regional. Dadas a complexidade das questões envolvidas e a abrangência de especialidades relacionadas (Agronomia, Engenharia, Geologia, Saúde, Direito, entre outras), é fundamental firmar parcerias entre os órgãos ambientais e os pesquisadores para assegurar a correta implementação de políticas públicas na área, incluindo o monitoramento e a definição de valores orientadores da qualidade do solo.

A construção de uma legislação protetiva de solo (que preveja, por exemplo, a contribuição dos representantes estaduais e das secretarias de meio ambiente e/ou agências ambientais na definição dos VRQs) tem-se mostrado um desafio. O contexto, verificado quando da publicação da Resolução Conama nº 420/2009 e que até hoje se mantém, indica a dificuldade de se construir os VRQs nos estados devido aos seguintes empecilhos principais: falta de subsídios para o desenvolvimento do projeto e carência de corpo técnico nas agências ambientais para execução do trabalho. O cumprimento das normativas estaduais ocorreu à margem da atividade dos órgãos ambientais. Nesses casos, as etapas de concepção do projeto, captação de recursos junto aos órgãos de fomento à pesquisa (estaduais ou federais), coleta e análise dos solos e tratamento estatístico dos dados foram realizadas por grupos de pesquisas da área de solos das universidades, caso dos dois únicos estados do Nordeste (Paraíba e Pernambuco) que tiveram seus VRQs oficializados até este momento (2017).

Referências

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (Pernambuco). Instrução Normativa nº 7, de 7 de julho de 2014. Estabelece os valores de referência da qualidade do solo (VRQ) do Estado de Pernambuco quanto à presença de substâncias químicas para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias. **Diário Oficial [do] Estado de Pernambuco**, 31 dez. 2014. p. 13. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=279789>. Acesso em: 5 jan. 2017.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. Glasgow: Blackie Academic and Professional, 1990. 339 p.

ALMEIDA JÚNIOR, A. B. **Teores naturais e valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Estado da Paraíba**. 2014. 93 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

ALONSO, C. D. (Coord.). **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: Cetesb, 2001. 247 p. (Série Relatórios Ambientais). Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/wp-content/uploads/sites/13/2013/11/aguas_final.zip. Acesso em: 21 jan. 2017.

ANUÁRIO MINERAL BRASILEIRO 2010, v. 35, 2011.

ARAÚJO, J. do C. T. de; NASCIMENTO, C. W. A. do. Phytoextraction of lead from soil a battery recycling site: the use of citric acid and NTA. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 211, n. 1-4, p. 113-120, Sept. 2010. DOI: 10.1007/s11270-009-0285-4.

BAIZE, D.; STERCKEMAN, T. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content in the evaluation of the contamination of soils by trace elements. **Science of the Total Environment**, v. 264, n. 1-2, p. 127-139, Jan. 2001. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00615-X.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco**. 2010. 67 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A. do; FABRÍCIA NETA, A. de B. Teores naturais de bário em solos de referência do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1819-1826, set./out. 2011a. DOI: 10.1590/S0100-06832011000500036.

BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A. do; FABRÍCIA NETA, A. de B.; RIBEIRO, M. R. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 1057-1066, maio/jun. 2011b. DOI: 10.1590/S0100-06832011000300039.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 460, de 30 de dezembro de 2013. Altera a Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e dá outras providências. **Diário Oficial da**

União, 31 dez. 2013. Seção 1, p. 153. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1>. Acesso em: 21 Jan. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, n. 249, 30 dez. 2009. p. 81-84. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 21 Jan. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 359, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 30 ago. 2006. Seção 1, p. 141. Disponível em: <https://www.jusbrasil.com.br/diarios/706625/pg-141-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-30-08-2006?ref=goto>. Acesso em: 21 jan. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 308, de 21 de março de 2002. Dispõe sobre Licenciamento Ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte. **Diário Oficial da União**, n. 144, 29 jul. 2002. p. 77-78. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=330>. Acesso em: 13 jan. 2015.

CACHADA, A.; PATO, P.; ROCHA-SANTOS, T.; SILVA, E. F. da; DUARTE, A. C. Levels, sources and potential human health risks of organic pollutants in urban soils. **Science of the Total Environment**, v. 430, p. 184-192, July 2012. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.04.075.

CAMPOS, M. L.; SILVA, F. N. da; FURTINI NETO, A. E.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; ANTUNES, A. S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 361-367, abr. 2005. DOI: 10.1590/S0100-204X2005000400007.

CARVALHO, F. M.; TAVAREZ, T. M.; SILVANY-NETO, A. M.; LIMA, M. E. C.; ALT, F. Cadmium concentrations in blood of children living near a lead smelter in Bahia, Brazil. **Environmental Research**, v. 40, n. 2, p. 437-449, Aug. 1986. DOI: 10.1016/S0013-9351(86)80119-0.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention. **Guidelines for measuring lead in blood using point of care instruments**. Atlanta, 2013. 16 p. (Guidelines for POC Blood Lead Measurements). Disponível em: https://www.cdc.gov/nceh/lead/ACCLPP/20131024_POCguidelines_final.pdf. Acesso em: 5 jan. 2017.

CHEN, H. M.; ZHENG, C. R.; TU, C.; ZHU, Y. G. Heavy metal pollution in soils in China: status and countermeasures. **Ambio**, v. 28, n. 2, p. 130-134, Mar. 1999.

CHEN, M.; MA, L. Q. Comparison of four USEPA digestion methods for trace metal analysis using certified and Florida Soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 6, p. 1294-1300, 1998. DOI: 10.2134/jeq1998.00472425002700060004x.

CUNHA, C. S. M.; HERNADEZ, F. F. F.; SILVA, F. N. da; ESCOBAR, M. E. O.; MAGALHÃES, D. R.; ANJOS, D. C. dos. Relação entre solos afetados por sais e concentração de metais pesados em quatro perímetros irrigados no Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, supl. 0, p. S80-S85, 2014. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v18nsupps80-s85.

CUNHA FILHO, F. F. da. **Metais pesados em solo, água e hortaliças em áreas produtoras de olerícolas na Zona da Mata de Pernambuco**. 2013. 79 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

DIMITRIJEVIĆ, M. D.; NUJKIĆ, M. M.; ALAGIĆ, S. Č.; MILIĆ, S. M.; TOŠIĆ, S. B. Heavy metal contamination of topsoil and parts of peach-tree growing at different distances from a smelting complex. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, n. 2, p. 615-630, Feb. 2016. DOI: 10.1007/s13762-015-0905-z.

DING, Z.; HU, X. Ecological and human health risks from metal(loid)s in peri-urban soil in Nanjing, China. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, n. 3, p. 399-408, June 2014. DOI: 10.1007/s10653-013-9568-1.

DOUAY, F.; PRUVOT, C.; ROUSSEL, H.; CIESIELSKI, H.; FOURRIER, H.; PROIX, N.; WATERLOT, C. Contamination of urban soils in an area of north France polluted by dust emissions of two smelters. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 188, n. 1-4, p. 247-260, Feb. 2008. DOI: 10.1007/s11270-007-9541-7.

ETTLER, V.; KRÍBEK, B.; MAJER, V.; KNÉSL, I.; MIHALJEVIČ, M. Differences in the bioaccessibility of metals/metalloids in soils from mining and smelting areas (Copperbelt, Zambia). **Journal of Geochemical Exploration**, v. 113, p. 68-75, Feb. 2012. DOI: 10.1016/j.gexplo.2011.08.001.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Progress in management of contaminated sites**. Copenhagen, 2007. (CSI 015). Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment>. Acesso em: 14 nov. 2017.

FACCHINELLI, A.; SACCHI, E.; MALLEEN, L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 3, p. 313-324, Oct. 2001. DOI: 10.1016/S0269-7491(00)00243-8.

FERGUSON, C.; DARMENDRAIL, D.; FREIER, K.; JENSEN, B. K.; JENSEN, J.; KASAMAS, H.; URZELAI, A.; VEGTER, J. **Risk assessment for contaminated sites in Europe**: volume 1: scientific basis. Nottingham: LQM, 1998. 175 p.

FREITAS, E. V.; NASCIMENTO, C. W.; SILVA, W. M. Citric acid-assisted phytoextraction of lead in the field: the use of soil amendments. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 225, n. 1, p. 1796, 2014. DOI: 10.1007/s11270-013-1796-6.

FREITAS, E. V.; NASCIMENTO, C. W.; SOUZA, A.; SILVA, F. B. Citric acid-assisted Phytoextraction of lead: a field experiment. **Chemosphere**, v. 92, n. 2, p. 213-217, June 2013. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.103.

GUILHERME, L. R. G. Fundamentos da análise de risco: conceitos em análise de risco ecológica e para a saúde humana. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, ano 8, n. 34, p. 43-55, jan./jun. 2005.

GÜNTHER, W. M. R. Poluição do solo. In: PHILIPPI JÚNIOR, A.; PELICIONI, M. C. F. (ed.). **Educação ambiental e sustentabilidade**. Barueri: Manole, 2005. p. 195-215. (Coleção ambiental, v. 3).

HAKANSON, L. Na ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975-1001, 1980. DOI: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.

INFORME MINERAL, v. 1, p. 3, jan./jun. 2016. Disponível em: http://www.dnpm.gov.br/dnpm/informes/informe_mineral_2_2016. Acesso em: 17 jul. 2017.

INTEGRATED Risk Information System (IRIS). Washington, DC: National Center for Environmental Assessment, 1999.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 19258:2005**: soil quality: guidance on the determination of background values. Vernier: ISO, 2005. 24 p.

JENNINGS, A. A. Analysis of worldwide regulatory guidance values for the most commonly regulated elemental surface soil contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 118, p. 72-95, Mar. 2013. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.12.032.

JENNINGS, A. A. Worldwide regulatory guidance values for surface soil exposure to carcinogenic or mutagenic polycyclic aromatic hydrocarbons. **Journal of Environmental Management**, v. 110, p. 82-102, Nov. 2012a. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.05.015.

JENNINGS, A. A. Worldwide regulatory guidance values for surface soil exposure to non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. **Journal of Environmental Management**, v. 101, p. 173-190, June 2012b. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.02.011.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Boca Raton: CRC, 2011. 505 p.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to human**. New York: Springer, 2007. 450 p. DOI: 10.1007/978-3-540-32714-1.

KEDE, M. L. F. M.; CORREIA, F. V.; CONCEIÇÃO, P. F.; SALLES JUNIOR, S. F.; MARQUES, M.; MOREIRA, J. C.; PÉREZ, D. V. Evaluation of mobility, bioavailability and toxicity of Pb and Cd in contamination soil using TCLP, BCR and earthworms. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 11, p. 11528-11540, 2014. DOI: 10.3390/ijerph111111528.

LAMB, D. T.; MING, H.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. Heavy metal (Cu, Zn Cd and Pb) partitioning and bioaccessibility in uncontaminated and long-term contaminated soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 171, n. 1-3, p. 1150-1158, Nov. 2009. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.06.124.

LI, K.; GAO, P.; XIANG, P.; ZHANG, X.; CUI, X.; MA, L. Q. Molecular mechanisms of PFOA-induced toxicity in animals and humans: implications for health risks. **Environment International**, v. 99, p. 43-54, Feb. 2017. DOI: 10.1016/j.envint.2016.11.014.

LI, P.; LIN, C.; CHENG, H.; DUAN, X.; LEI, K. Contamination and health risks of soil heavy metals around a lead/zinc smelter in southwestern China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 391-399, Mar. 2015. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.12.025.

LIMA, L. R. P. de A.; BERNARDEZ, L. A. Characterization of the lead smelter slag in Santo Amaro, Bahia, Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 189, n. 3, p. 692-699, May 2011. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.02.091.

LOPES, G.; COSTA, E. T. S.; PENIDO, E. S.; SPARKS, D. L.; GUILHERME, L. R. G. Binding intensity and metal partitioning in soils affected by mining and smelting activities in Minas Gerais, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 17, p. 13442-13452, Sept. 2015. DOI: 10.1007/s11356-015-4613-5.

MA, W. L.; LI, Y. F.; SUN, D. Z.; QI, H. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in topsoils of Harbin, China. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 57, n. 4, p. 670-678, Nov. 2009. DOI: 10.1007/s00244-009-9314-y.

MACHADO, S.; RABELO, T. S.; PORTELLA, R. B.; CARVALHO, M. de F.; MAGNA, G. A. M. A study of the routes of contamination by lead and cadmium in Santo Amaro, Brazil. **Environmental Technology**, v. 34, n. 5, p. 559-571, 2013. DOI: 10.1080/09593330.2012.692717.

MACHADO, S. L.; RIBEIRO, L. D.; KIPERSTOK, A.; BOTELHO, M. A. B.; CARVALHO, M. de F. Diagnóstico da contaminação por metais pesados em Santo Amaro – BA. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 140-155, abr./jun. 2004.

MAGNA, G. A. M.; MACHADO, S. L.; PORTELLA, R. B.; CARVALHO, M. de F. Avaliação da exposição ao Pb e Cd em crianças de 0 a 17 anos por consumo de alimentos vegetais cultivados em solos contaminados no município de Santo Amaro (BA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, nesp, p. 3-12, 2014. DOI: 10.1590/S1413-41522014019010000430.

MAGNA, G. A. M.; MACHADO, S. L.; PORTELLA, R. B.; CARVALHO, M. de F. Chumbo e cádmio detectados em alimentos vegetais e gramíneas no município de Santo Amaro-Bahia. **Química Nova**, v. 36, n. 7, p. 989-997, 2013. DOI: 10.1590/S0100-40422013000700012.

MANDAL, B. K.; SUZUKI, K. T. Arsenic round the world: a review. **Talanta**, v. 58, n. 1, p. 201-235, Aug. 2012. DOI: 10.1016/S0039-9140(02)00268-0.

MANOLI, E.; SAMARA, C.; KONSTANTINOOU, I.; ALBANIS, T. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface waters of Northern Greece. **Chemosphere**, v. 41, n. 12, p. 1845-1855, Dec. 2000. DOI: 10.1016/S0045-6535(00)00134-X.

MAR, S. S.; OKAZAKI, M. Investigation of Cd contents in several phosphate rocks used for the production of fertilizer. **Microchemical Journal**, v. 104, p. 17-21, Sept. 2012. DOI: 10.1016/j.microc.2012.03.020.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa nº 166, de 29 de junho de 2011. Estabelece Valores de Referência de Qualidade dos Solos para o Estado de Minas Gerais. **Diário do Executivo [do Estado] de Minas Gerais**, 27 jul. 2011. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=18414#_ftn1. Acesso em: 21 jan. 2017.

NASCIMENTO, S. M. de S. G.; SOUZA, A. P. de; LIMA, V. L. A. de; NASCIMENTO, C. W. A. do; NASCIMENTO, J. J. V. R. do. Phytoextractor potential of cultivated species in industrial area contaminated by lead. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0140805, dez. 2016. DOI: 10.1590/18069657rbcS20140805.

NIEMEYER, J. C.; MOREIRA-SANTOS, M.; NOGUEIRA, M. A.; CARVALHO, G. M.; RIBEIRO, R.; SILVA, E. M. da; SOUSA, J. P. Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the tropics. Tier I: screening phase. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 8, p. 1557-1571, 2010. DOI: 10.1007/s11368-010-0255-x.

NIEMEYER, J. C.; MOREIRA-SANTOS, M.; RIBEIRO, R.; RUTGERS, M.; NOGUEIRA, M. A.; SILVA, E. M. da; SOUSA, J. P. Ecological risk of a metal-contaminated area in the tropics. Tier II: detailed assessment. **Plos One**, v. 10, n. 11, e0141772, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0141772.

OVES, M.; KHAN, M. S.; ZAIDI, A.; AHMAD, E. Soil contamination, nutritive value, and human health risk assessment of heavy metals: an overview. In: ZAIDI, A.; WANI, P. A.; KHAN, M. S. (ed.). **Toxicity of heavy metals to legumes and bioremediation**. Vienna: Springer, 2012. p. 1-27. DOI: 10.1007/978-3-7091-0730-0_1.

PARAÍBA. Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos, do Meio Ambiente e da Ciência e Tecnologia. Conselho de Proteção Ambiental. Deliberação 3602, de 18 de dezembro de 2014. Estabelece os Valores Orientadores de Qualidade do Solo do Estado da Paraíba quanto à presença de Metais Pesados. **Diário Oficial do Estado da Paraíba**, n. 15713, p. 15-16, 18 dez. 2014. Disponível em: <http://static.paraiba.pb.gov.br/2014/12/Diario-Oficial-18-12-2014.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2017.

PELFRÊNE, A.; WATERLOT, C.; MAZZUCA, M.; NISSE, C.; BIDAR, G.; DOUAY, F. Assessing Cd, Pb, Zn human bioaccessibility in smelter-contaminated agricultural topsoils (northern France). **Environmental Geochemistry and Health**, v. 33, n. 5, p. 477-493, Oct. 2011. DOI: 10.1007/s10653-010-9365-z.

PENG, C.; OUYANG, Z.; WANG, M.; CHEN, W.; LI, X.; CRITTENDEN, J. C. Assessing the combined risks of PAHs and metals in urban soils by urbanization indicators. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 426-432, July 2013. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.03.058.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and environmental quality**. 3rd ed. Boca Raton: CRC: Taylor and Francis, 2005. 569 p.

PRESTON, W.; NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M.; SOUZA JUNIOR, V. S. de; SILVA, W. R. da; FERREIRA, H. A. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. 1028-1037, maio/jun. 2014. DOI: 10.1590/S0100-06832014000300035.

PRESTON, W.; SILVA, Y. J. A. B. da; NASCIMENTO, C. W. A. do; CUNHA, K. P. V. da; SILVA, D. J.; FERREIRA, H. A. Soil contamination by heavy metals in vineyard of a semi-arid region: an approach using multivariate analysis. **Geoderma Regional**, v. 7, n. 4, p. 357-365, Dec. 2016. DOI: 10.1016/j.geodrs.2016.11.002.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler/RS. **Resolução nº 85**, de 05 de setembro de 2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2014. 7 p. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/legislacao/arq/Portaria085-2014.pdf>. Acesso em: 16 Jul. 2019.

ROUSSEL, H.; WATERLOT, C.; PELFRÊNE, A.; PRUVOT, C.; MAZZUCA, M.; DOUAY, F. Cd, Pb and Zn oral bioaccessibility of urban soils contaminated in the past by atmospheric emissions from two lead and zinc smelters. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 58, n. 4, p. 945-954, May 2010. DOI: 10.1007/s00244-009-9425-5.

ŠAJN, R.; ALIU, M.; STAFILOV, T.; ALIJAGIĆ, J. Heavy metal contamination of topsoil around a lead and zinc smelter in Kosovska Mitrovica/Mitrovicë, Kosovo/Kosovë. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 134, p. 1-16, Nov. 2013. DOI: 10.1016/j.gexplo.2013.06.018.

SANTOS, N. M. dos; NASCIMENTO, C. W. A. do; MATSCHULLAT, J.; OLINDA, R. A. de. Assessment of the spatial distribution of metal(oid)s in soils around an abandoned Pb-smelter plant. **Environmental Management**, v. 59, n. 3, p. 522-530, Mar. 2017. DOI: 10.1007/s00267-016-0796-x.

SANTOS, S. N. dos; ALLEONI, L. R. F. Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 7, p. 5737-5748, July 2012. DOI: 10.1007/s10661-012-2980-7.

SÃO PAULO. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Decisão de Diretoria n. 195**, de 23 de novembro de 2005. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo, 2005. 4 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/18/2015/03/tabela_valores_2005.pdf. Acesso em: 21 jan. 2017.

SÃO PAULO. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Decisão de Diretoria n. 045, de 20 de fevereiro de 2014. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo – 2014, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 21 fev. 2014. Seção 1, v. 124, n. 35, p. 53. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/18/2014/12/DD-045-2014-P53.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2017.

SCHNEIDER, J.; BUNDSCHUH, J.; NASCIMENTO, C. W. A. Arbuscular mycorrhizal fungi-assisted phytoremediation of a lead-contaminated site. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 86-97, Dec. 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.185.

SILVA, F. B. V. da; NASCIMENTO, C. W. A. do; ARAÚJO, P. R. M.; SILVA, F. L. da; LIMA, L. H. V. Soil contamination by metals with high ecological risk in urban and rural areas. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, n. 3, p. 553-562, Mar. 2016a. DOI: 10.1007/s13762-016-1170-5.

SILVA, F. B. V. da; NASCIMENTO, C. W. A. do; ARAÚJO, P. R. M.; SILVA, L. H. V. da; SILVA, R. F. da. Assessing heavy metal sources in sugarcane Brazilian soils: an approach using multivariate analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 8, p. 457, 2016b. DOI: 10.1007/s10661-016-5409-x.

SILVA, J. P. S. da; NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M.; CUNHA, K. P. V. da. Heavy metals in soils and plants in mango orchards in Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1343-1353, jul./ago. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000400028.

SILVA, W. R. da; SILVA, F. B. V. da; ARAÚJO, P. R. M.; NASCIMENTO, C. W. A. do. Assessing human health risks and strategies for phytoremediation in soils contaminated with As, Cd, Pb and Zn by slag disposal. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 144, p. 522-530, Oct. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.068>.

SILVA, Y. J. A. B. da; NASCIMENTO, C. W. A. do; BIONDI, C. M. Comparison of USEPA digestion methods to heavy metals in soil samples. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 1, p. 47-53, Jan. 2014. DOI: 10.1007/s10661-013-3354-5.

SILVANY-NETO, A. M.; CARVALHO, F. M.; CHAVES, M. E. C.; BRANDÃO, A. M.; TAVARES, T. M. Repeated surveillance of lead poisoning among children. **Science of the Total Environment**, v. 78, p. 179-186, Jan. 1989. DOI: 10.1016/0048-9697(89)90032-6.

SILVANY-NETO, A. M.; CARVALHO, F. M.; TAVARES, T. M.; GUIMARÃES, G. C.; AMORIM, C. J. B.; PERES, M. F. T.; LOPES, R. S.; ROCHA, C. M.; RAÑA, C. Lead poisoning among children of Santo Amaro, Bahia, Brazil in 1980, 1985, and 1992. **Bulletin of Pan American Health Organization**, v. 30, n. 1, p. 51-62, Mar. 1996.

SLOVIK, P.; FISCHHOFF, B.; LICHTENSTEIN, S. Rating the risks. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 21, n. 3, p. 14-39, 1979. DOI: 10.1080/00139157.1979.9933091.

SOIL screening guidance: guider's use. 2nd ed. Washington, DC: United States. Environmental Protection Agency, 1996. 49 p. (Publication 9355.4-23). Disponível em: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/175238.pdf>. Acesso em: 5 mar. 2017.

SOUSA, C. de. Contaminated sites: the Canadian situation in an international context. **Journal of Environmental Management**, v. 62, n. 2, p. 131-154, June 2001. DOI: 10.1006/jema.2001.0431.

SUN, H. J.; XIANG, P.; LUO, J.; HONG, H.; LIN, H.; LI, H. B.; MA, L. Q. Mechanisms of arsenic disruption on gonadal, adrenal and thyroid endocrine systems in humans: a review. **Environment International**, v. 95, p. 61-68, Oct. 2016. DOI: 10.1016/j.envint.2016.07.020.

SWARTJES, F. A.; RUTGERS, M.; LIJZEN, J. P. A.; JANSSEN, P. J. C. M.; OTTE, P. F.; WINTERSEN, A.; BRAND, E.; POSTHUMA, E. State of the art of contaminated site management in the Netherlands: policy framework and risk assessment tools. **Science of the Total Environment**, v. 427-428, p. 1-10, June 2012. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.02.078.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency. **Method 3050B**: acid digestion of sediments, sludges, and soils. Washington, DC, 1996. 12 p. Disponível em: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2017.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency. **Method 3051A**: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Washington, DC, 1998. 30 p. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2017.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency. **Risk assessment**. Washington, DC, 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk>. Acesso em: 5 mar. 2017.

WANG, C.; WU, S.; ZHOU, S.; WANG, H.; LI, B.; CHEN, H.; YU, Y.; SHI, Y. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk. **Science of the Total Environment**, v. 527-528, p. 375-383, Sept. 2015. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.025.

WONG, C. S. C.; LI, X. D.; THORNTON, I. Urban environmental geochemistry of trace metals. **Environmental Pollution**, v. 142, n. 1, p. 1-16, July 2006. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.09.004.

WORLD oil outlook. Vienna: Organization of the Petroleum Exporting Countries, 2011. 287 p. Disponível em: http://www.opec.org/opec_web/static_files_project/media/downloads/publications/WOO_2011.pdf. Acesso em: 14 fev. 2017.

WORLD urbanization prospects: the 2009 revision. New York: United Nations, 2010. 47 p.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **International Scholarly Research Notices**, v. 2011, Article ID 402647, 20 p., 2011. DOI: 10.5402/2011/402647.

ZHAO, F. J.; MCGRATH, S. P.; MERRINGTON, G. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soil for risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 1, p. 221-229, July 2007. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.10.041.

ZHENG, B.; WANG, L.; LEI, K.; NAN, B. Distribution and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, suspended particulate matter and sediment from Daliao River estuary and the adjacent area, China. **Chemosphere**, v. 149, p. 91-100, Apr. 2016. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.039.

ZHOU, H.; ZENG, M.; ZHOU, X.; LIAO, B. H.; LIU, J.; LEI, M.; ZHONG, Q. Y.; ZENG, H. Assessment of heavy metal contamination and bioaccumulation in soybean plants from mining and smelting areas of southern Hunan Province, China. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 32, n. 12, p. 2719-2727, Dec. 2013. DOI: 10.1002/etc.2389.

EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMAS PRODUTIVOS NO NORDESTE BRASILEIRO¹

*Diana Signor
Salette Alves de Moraes*

Introdução

Apesar de o efeito estufa ser um fenômeno que ocorre naturalmente na atmosfera terrestre e que está associado à manutenção da temperatura média do planeta em uma faixa adequada às formas de vida que se conhece, o crescente aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEEs) na atmosfera em função de atividades humanas, intensificado desde o início da Revolução Industrial, tem elevado a temperatura média no planeta e pode ter consequências econômicas e ambientais desastrosas.

As emissões brasileiras de GEEs em 2017 foram estimadas em 2.070 Mt de CO₂-eq (SEEG, 2018). Desse valor, 23,9% são oriundos da atividade agropecuária, principalmente em função da criação de animais em pastagens e do uso de fertilizantes sintéticos.

¹ Os autores agradecem ao professor Carlos Clemente Cerri (in memoriam) por toda sua dedicação à ciência e por seu grande esforço e pioneirismo no estudo de emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Ao professor Cerri, dedicam este capítulo.

As contribuições da agropecuária brasileira para as emissões de GEEs ainda não estão completamente elucidadas para todas as regiões do País. Na região Nordeste, por exemplo, os estudos ainda são incipientes e os dados sobre as emissões de GEEs são estimados e não medidos in situ. A determinação das emissões em diferentes regiões implica na contribuição de cada uma para a tomada de decisões no que tange à mudança no manejo do solo e a políticas públicas relacionadas às mudanças climáticas, a fim de maximizar o uso dos recursos naturais com menores impactos ambientais. Assim a geração de informações contribui para a mitigação das emissões de GEEs, além de trazer benefícios ao meio ambiente e proporcionar maior produtividade e rentabilidade para a agropecuária nacional.

Efeito estufa

Os principais gases que compõem a atmosfera do planeta Terra – nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2) – praticamente não estão relacionados ao efeito estufa, que pode ser atribuído a moléculas mais complexas e menos abundantes, como vapor d'água, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), ozônio (O_3), halocarbonetos e aerossóis (Le Treut et al., 2007). Embora o vapor d'água seja o principal GEE, ele é pouco afetado por atividades humanas (FORSTER et al., 2007) e, por isso, CO_2 , CH_4 e N_2O são considerados os principais GEEs, que representam juntos mais de 80% da força radiativa promovida por todos os GEEs da atmosfera terrestre (Ciais et al., 2013).

A concentração atmosférica de CO_2 era de aproximadamente 280 partes por milhão (ppm) até o início da Revolução Industrial, enquanto os níveis de CH_4 na atmosfera variavam entre 400 partes por bilhão (ppb) e 700 ppb nos períodos glaciais e interglaciais, respectivamente (Forster et al., 2007). Atualmente, as concentrações atmosféricas de CO_2 , CH_4 e N_2O são da ordem de 390,5 ppm, 1.803 ppb e 324,2 ppb, respectivamente (Hartmann et al., 2013).

Em termos globais, o aumento das concentrações atmosféricas de CO_2 deve-se principalmente à queima de combustíveis fósseis e às mudanças de uso da terra, enquanto o aumento da concentração atmosférica de CH_4 tem origem nas áreas naturalmente alagadas, corpos d'água, áreas agrícolas e

aterros sanitários, na queima de combustíveis fósseis, de biocombustíveis e de biomassa e nos fluxos geológicos (Ciais et al., 2013). Já o aumento da concentração atmosférica de N_2O , que ocorreu a uma taxa de 0,73 ppb por ano ao longo dos últimos 30 anos, pode ser explicado por uso de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas, queima de combustíveis fósseis e atividades industriais, queima de biomassa e de biocombustíveis e deposição atmosférica de N (Ciais et al., 2013).

A fim de quantificar e comparar a capacidade de cada GEE de afetar a força radiativa e, portanto, o clima do planeta, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC) criou um índice chamado de potencial de aquecimento global (PAG ou GWP, sigla em inglês para *global warming potential*), que expressa informações sobre qualquer GEE em relação ao CO_2 ; levando em consideração as propriedades radiativas do GEE em questão e seu tempo de residência na atmosfera. O PAG de determinado gás consiste, portanto, na integração matemática da força radiativa de 1 kg desse gás, em um determinado horizonte de tempo, em comparação à força radiativa de 1 kg de CO_2 (Shine et al., 1990). O PAG é usado para padronizar os cálculos das emissões de todos os GEEs em uma mesma unidade: CO_2 -equivalente (CO_2 -eq), que representa a concentração de CO_2 que causaria a mesma força radiativa que esse determinado gás em um dado horizonte de tempo. Considerando um horizonte de tempo de 100 anos, o quinto relatório do IPCC mostra que o CH_4 tem um tempo de vida na atmosfera de 12,4 anos e um PAG de 28, enquanto o N_2O tem um tempo de vida de 121 anos e um PAG de 265 (Myhre et al., 2013), ou seja, mesmo em menores concentrações na atmosfera do que o CO_2 , o CH_4 e o N_2O têm potenciais de aquecimento global respectivamente de 28 e 265 vezes superiores ao do CO_2 .

Emissões de gases de efeito estufa pela agropecuária brasileira

O Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG) do Brasil tem divulgado as informações sobre os inventários nacionais de emissões de GEEs, considerando as estimativas a partir do ano de 1970. Em 2017, os principais responsáveis pelas emissões brasileiras de GEEs foram os

setores de mudança de uso da terra e florestas (955.152,4Gg de CO₂-eq, 46,1% das emissões nacionais), energia (495.418,6 Gg de CO₂-eq, 20,8% das emissões nacionais) e agropecuária (446.154 Gg de CO₂-eq, 23,9% das emissões nacionais). Ainda em 2017, os tratamentos de resíduos e os processos industriais corresponderam a 4,4% e 4,8%, respectivamente, das emissões nacionais de GEEs (Seeg, 2018).

As principais origens das emissões de GEEs relacionadas à agropecuária brasileira são a fermentação entérica dos ruminantes (64,8%) e os solos agrícolas (27%) (Seeg, 2018).

O CH₄ é produzido no sistema digestório dos ruminantes e emitido para a atmosfera por meio da eructação desses animais. A produção de CH₄ por fermentação entérica é parte natural do processo de digestão dos herbívoros ruminantes e varia de acordo com a quantidade e a qualidade do alimento ingerido. Geralmente, quanto maior for o consumo de alimento, maior será a emissão de CH₄ e, quanto melhor for a qualidade da dieta, menor será a emissão por unidade de alimento ingerido (Segunda..., 2010).

As emissões pelos solos agrícolas, que são representadas principalmente por emissões de N₂O, estão relacionadas ao ciclo do N e aos processos de nitrificação e desnitrificação que esse elemento sofre no solo. A nitrificação é a oxidação aeróbica de NH₄⁺ a NO₃⁻ mediada por bactérias quimioautotróficas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Já o processo de desnitrificação consiste na redução do NO₃⁻ a N₂, reação que é mediada por bactérias anaeróbicas facultativas (Moreira; Siqueira, 2006). A desnitrificação pode ser completa, resultando em N₂, ou incompleta, quando uma porção variável de N pode ser emitida para a atmosfera na forma de NO ou N₂O (Figura 1). Apesar de a desnitrificação ser o principal processo de formação de N₂O em solos, em condições de anaerobiose, a concentração de nitrito no solo aumenta e alguns microrganismos nitrificadores podem usar esse composto como aceptor de elétrons, produzindo NO ou N₂O por nitrificação (Snyder et al., 2009).

Assim o uso de fertilizantes nitrogenados (minerais ou orgânicos) e a deposição de resíduos sobre o solo, seja na forma de adubação orgânica, seja simplesmente pela deposição de resíduos excretados pelos animais nas pastagens, relacionam-se diretamente às emissões de N₂O pelos solos agrícolas, pois aumentam a disponibilidade de N no solo (nas formas de NH₄⁺ e NO₃⁻).

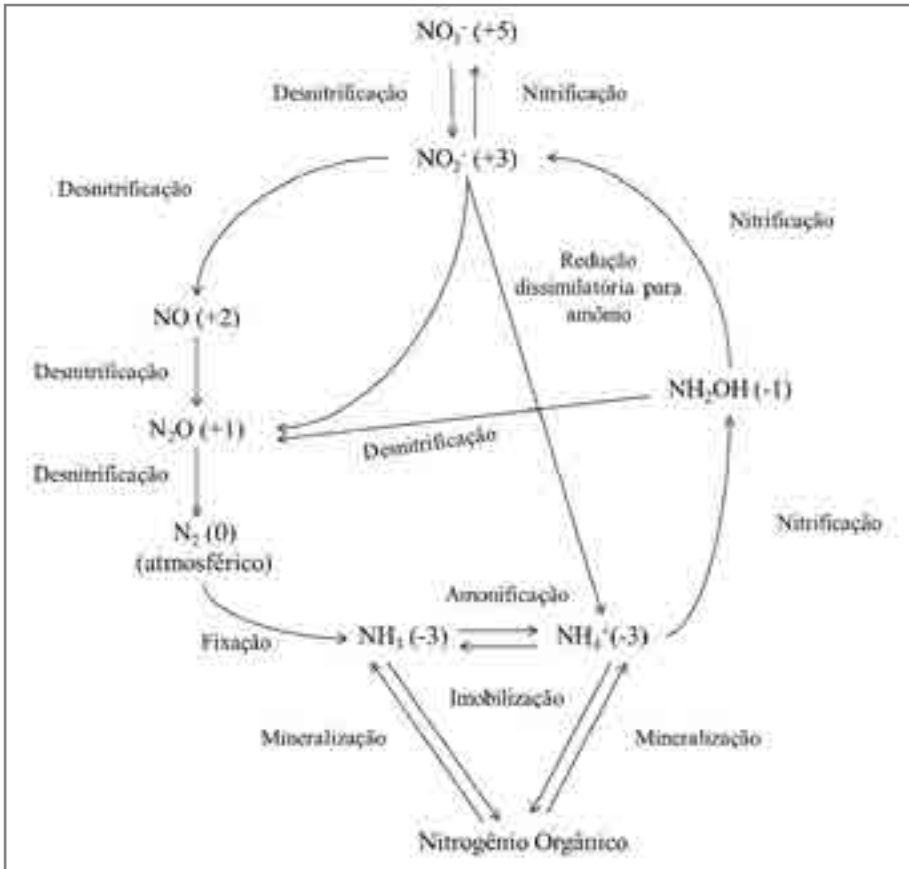


Figura 1. Ciclo do nitrogênio, cujos estados de oxidação são indicados entre parênteses e cujos processos estão identificados pelos nomes.

Fonte: Signor e Cerri (2013).

Estimativas das emissões para o Nordeste brasileiro

A região Nordeste é responsável por 2,7% das emissões brasileiras de CH₄ e 1,44% das emissões de N₂O (Tabela 1). Considerando apenas o setor agropecuário, a região Nordeste é responsável por 1,54% e 0,33% das emissões nacionais de CH₄ e N₂O, respectivamente (Tabela 2). Para esses dois GEEs, as maiores emissões ocorrem nos estados da Bahia, do Maranhão, do Ceará, de Pernambuco e do Piauí (Tabela 1), que são justamente os estados

da região Nordeste com os maiores rebanhos de bovinos, caprinos e ovinos (Tabela 2), ou seja, boa parte das emissões estimadas desses gases na região se deve a esses rebanhos, já que, nas condições de sequeiro (maior parte do Nordeste), a pecuária é a atividade agrícola predominante. No Maranhão, os rebanhos de caprinos e de ovinos correspondem a cerca de 8% do rebanho de bovinos e, na Bahia, os rebanhos de caprinos e ovinos somados correspondem a aproximadamente metade (64%) do rebanho bovino. Já nos estados do Piauí, de Pernambuco e do Ceará, em razão das condições climáticas, que dificultam a produção de pastagem, a situação se inverte: a quantidade de caprinos e ovinos é bem maior, superando em 145%, 98% e 42%, respectivamente, a quantidade de bovinos.

Apesar da relevância das estimativas das emissões de GEEs apresentadas nos inventários brasileiros de emissões de gases, os valores para os estados da região Nordeste foram calculados com base em valores tabelados e em fatores de emissão que não foram medidos nas condições específicas do Nordeste brasileiro. Isso se justifica pelo fato de os trabalhos de avaliação de emissão de GEEs na região ainda serem incipientes, embora a região englobe importantes áreas agrícolas [como os polos de produção de grãos entre Maranhão, Bahia e Piauí e entre Sergipe, Alagoas e Bahia; as áreas de fruticultura irrigada no Semiárido (polo Petrolina-Juazeiro); e as áreas de produção de cana-de-açúcar (*S. officinarum*) próximas ao litoral], além das áreas onde a pecuária é a principal atividade agrícola, como no Semiárido (criações de caprinos, ovinos e bovinos) e nas regiões mais úmidas no Maranhão (principalmente bovinocultura). Em razão dessa diversidade (atrelada ao fornecimento de alimentos tanto para o mercado interno quanto para exportação) e da importância da região no contexto das mudanças climáticas globais, há grande necessidade de expansão dos estudos relacionados à emissão de GEEs no Nordeste brasileiro. Com relação às mudanças climáticas, há que se ressaltar que os cenários de previsão indicam que os eventos de seca e a redução na precipitação serão cada vez mais intensos em vários pontos do Brasil, o que torna os conhecimentos gerados na região semiárida cada vez mais estratégicos para a adaptação de práticas de manejo para outras regiões do País. A seguir, serão comentados resultados de pesquisas já realizadas com a avaliação da emissão de GEEs no Nordeste brasileiro.

Tabela 1. Emissões de todos os setores e do setor agropecuário, de metano (CH₄) e de óxido nítrico (N₂O), pelos estados da região Nordeste do Brasil em 2017.

Estado	Emissões de todos os setores					
	Emissões de CH ₄ em 2017			Emissões de N ₂ O em 2017		
	(t)	% do Nordeste	% do Brasil	(t)	% do Nordeste	% do Brasil
Alagoas	21.447,8	4,4	0,1	328,4	3,6	0,1
Bahia	136.468,1	27,9	0,8	2.276,3	24,7	0,4
Ceará	75.756,3	15,5	0,4	1.742,1	18,9	0,3
Maranhão	94.966,4	19,4	0,5	1.718,5	18,7	0,3
Paraíba	24.940,6	5,1	0,1	478,6	5,2	0,1
Pernambuco	54.587,3	11,1	0,3	1.015,6	11,0	0,2
Piauí	39.689,5	8,1	0,2	980,6	10,7	0,2
Rio Grande do Norte	23.430,8	4,8	0,1	449,1	4,9	0,1
Sergipe	18.386,3	3,8	0,1	213,5	2,3	0,0
Nordeste	489.673,0	100,0	2,7	9.202,5	100,0	1,4
Brasil	18.165.281,2		100,0	640.801,6		100,0

Continua...

Tabela 1. Continuação.

Estado	Emissões do setor agropecuário					
	Emissões de CH ₄ em 2017			Emissões de N ₂ O em 2017		
	(t)	% do Nordeste	% do Brasil	(t)	% do Nordeste	% do Brasil
Alagoas	12.014,6	6,2	0,10	152,2	8,5	0,03
Bahia	63.181,1	32,6	0,50	553,9	30,8	0,10
Ceará	16.592,5	8,5	0,13	171,7	9,6	0,03
Maranhão	47.416,7	24,4	0,38	295,3	16,4	0,06
Paraíba	9.003,8	4,6	0,07	94,9	5,3	0,02
Pernambuco	16.762,5	8,6	0,13	232,6	12,9	0,04
Piauí	12.952,1	6,7	0,10	149,7	8,3	0,03
Rio Grande do Norte	7.173,7	3,7	0,06	76,4	4,3	0,01
Sergipe	8.983,8	4,6	0,07	69,6	3,9	0,01
Nordeste	194.080,8	100,0	1,54	1.796,2	100,0	0,33
Brasil	12.614.110,2		100,00	536.692,6		100,00

Fonte: Seeg (2018).

Tabela 2. Efetivo dos rebanhos bovino, caprino e ovino no Brasil, em 2017.

Unidade territorial	Bovinos		Caprinos		Ovinos	
	Número de cabeças	%	Número de cabeças	%	Número de cabeças	%
Brasil	117.858168,00	100,0	8.254.561,00	100,0	13.770.906,00	100,0
Norte	35.563.948,00	20,7	188.900,00	2,3	408.462,00	3,0
Sudeste	31.449.257,00	18,3	143.502,00	1,7	429.749,00	3,1
Sul	23.564.736,00	13,7	152.550,00	1,8	3.304.397,00	24,0
Centro-Oeste	59.609.744,00	34,7	108.894,00	1,3	595.628,00	4,3
Nordeste	21.670.483,00	12,6	7.660.715,00	92,8	9.032.670,00	65,6
Maranhão	5.412.019,00	3,1	250.931,00	3,0	193.141,00	1,4
Piauí	1.428.093,00	0,8	1.847.919,00	22,4	1.665.125,00	12,1
Ceará	1.895.053,00	1,1	880.097,00	10,7	1.813.979,00	13,2
Rio Grande do Norte	757.945,00	0,4	281.795,00	3,4	532.179,00	3,9
Paraíba	1.050.021,00	0,6	545.994,00	6,6	506.190,00	3,7
Pernambuco	1.283.872,00	0,7	1.415.553,00	17,1	1.133.056,00	8,2
Alagoas	785.836,00	0,5	35.581,00	0,4	192.299,00	1,4
Sergipe	886.459,00	0,5	19.242,00	0,2	136.269,00	1,0
Bahia	8.171.185,00	4,8	2.383.603,00	28,9	2.860.432,00	20,8

Fonte: IBGE (2017).

Sistemas produtivos no Nordeste brasileiro

Sistemas de produção animal no Semiárido brasileiro

Em função das características climáticas, nas áreas dependentes de chuva, a criação animal é a grande vocação do Semiárido brasileiro. Apesar de a maior parte do efetivo da pecuária brasileira ser representada por bovinos, no Semiárido, uma parcela significativa é composta por pequenos ruminantes como ovinos e caprinos (Tabela 2), criados basicamente em sistemas de produção extensivos baseados em pastejo em áreas de Caatinga. Entretanto, nos locais onde a precipitação é um pouco maior, é possível também desenvolver a bovinocultura.

Os sistemas de produção animal desenvolvidos na região semiárida têm uma base fundamentada em ambientes silvipastoris, nos quais pastagens nativas da Caatinga são utilizadas como alimento para os animais. Durante o período das chuvas, a fitomassa ofertada pela Caatinga é diversificada em todos os estratos, mas normalmente diminui no período de estiagem. Dessa forma, os sistemas de produção animal no Semiárido associam o pastejo nas áreas nativas, na época chuvosa, ao uso de pastagens cultivadas adaptadas às condições climáticas da região, a exemplo do capim-buffel (*Cenchrus ciliaris* L.), na época seca (Voltolini et al., 2011).

Historicamente, os sistemas de produção animal no Brasil se desenvolveram por expansões de fronteiras agrícolas, com características extensivas de baixa infraestrutura, alta utilização dos recursos e esgotamento dos solos pelo superpastejo. Atualmente, vislumbra-se um processo de modernização das práticas de manejo, com adoção de tecnologias econômica e ambientalmente viáveis e que conferem maior sustentabilidade aos sistemas agrícolas, principalmente no que diz respeito ao maior acúmulo de carbono (C) e à menor emissão de GEEs.

Voltolini et al. (2011) indicaram que, no Semiárido brasileiro, o cultivo de leguminosas para a produção de fenos ou silagens, visando à alimentação dos animais na época seca do ano, também é uma importante estratégia de convivência desses sistemas de produção com a seca. Alternativas como essa podem traduzir-se em pecuária de baixa emissão de C, quando feitas as intervenções devidas com objetivos de diminuir emissões de GEEs, alinhando-se, portanto, ao processo de modernização das práticas de manejo que já se observam em outras regiões do Brasil.

Emissões de metano entérico

Fatores climáticos são preponderantes no aumento de emissões de GEEs. As mudanças climáticas, por exemplo, já têm afetado negativamente a disponibilidade de chuvas no Semiárido brasileiro e podem ocasionar falta de alimento, assim como queda na sua qualidade para os animais criados nessa região, o que pode causar aumento significativo das emissões de CH₄ entérico.

Em áreas de Caatinga pastejada por ovinos no Semiárido cearense, por exemplo, foram observadas variações no consumo e na produção de CH₄ em função da época do ano (períodos seco e chuvoso) e das áreas estudadas (Mota, 2013). No período chuvoso, foram observados maiores consumos de alimento em relação ao período seco. Entretanto as emissões de CH₄ entérico (grama por animal por dia) não foram maiores do que aquelas observadas no período seco do ano. Isso pode acontecer pelo fato de que a emissão de CH₄ diminui, quando o teor de fibra na dieta é mais baixo e os teores de energia digestível e proteína bruta são maiores, como ocorre com os alimentos fornecidos aos animais na época chuvosa.

Com base no estudo de Mota (2013), pode-se afirmar que a suplementação com alimentos de melhor qualidade na época de maior emissão (período seco), além do ajuste dos animais à oferta de forragem, é uma ferramenta estratégica para a mitigação das emissões de CH₄ entérico no Semiárido.

Gordiano (2015) conduziu um estudo com caprinos de corte no Sertão de Pernambuco. Os animais foram alimentados exclusivamente na Caatinga, na época chuvosa, e receberam suplementação concentrada na época seca [(ração concentrada contendo milho (*Zea mays* L.), soja (*Glycine max* L.) e feno triturado de gliricídia (*Gliricidia sepium* L.)]. Os resultados de Gordiano (2015) mostraram não haver diferença na emissão de CH₄ entérico pelos animais nas duas épocas estudadas. Isso confirma a necessidade da suplementação dos rebanhos com alimentos de melhor qualidade nutricional em períodos de baixa disponibilidade alimentar nas épocas, secas visando à mitigação das emissões de GEEs dos sistemas de produção animal no Semiárido.

Emissões de gases de efeito estufa do solo

Medeiros (2016) avaliou as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O em Caatinga nativa, Caatinga pastejada e em pastagem de capim-buffel em Petrolina, PE, entre fevereiro de 2015 e fevereiro de 2016, englobando as estações seca e chuvosa no período.

Os fluxos de N_2O de todas as áreas foram maiores no período chuvoso em relação ao período seco do ano. Entretanto, mesmo no período chuvoso, o maior fluxo de N_2O foi observado na Caatinga pastejada, enquanto as áreas de Caatinga nativa e de capim-buffel pastejado tiveram fluxos negativos (embora maiores que na época seca) e estatisticamente semelhantes entre si.

As emissões acumuladas de N_2O ao longo do ano foram de $-330,67 \text{ mg N m}^{-2}$ na pastagem de capim-buffel, $-187,47 \text{ mg N m}^{-2}$ na Caatinga nativa e $-1.140,89 \text{ mg N m}^{-2}$ na Caatinga pastejada (Tabela 3). As emissões acumuladas de CH_4 do solo foram maiores na área de Caatinga nativa, enquanto as emissões de CO_2 foram semelhantes entre as áreas durante o período de avaliação, o que sugere que o consumo da vegetação pelos animais afeta a ciclagem de C no solo (Tabela 3).

No estudo de Medeiros (2016), também foram apresentados os fatores de emissão de N_2O em função da deposição de dejetos de caprinos sobre o solo nas estações seca e chuvosa de 2015. Em nenhuma das épocas, houve efeitos das doses de dejetos sobre as emissões de N_2O do solo, mesmo com a ocorrência de chuvas durante o experimento conduzido na estação chuvosa. Esse comportamento muito provavelmente está relacionado à umidade do solo, que, nesse caso, seria o fator que limitaria mais as emissões de N_2O do que a disponibilidade de N no solo.

Ribeiro et al. (2016) avaliaram os fluxos de CO_2 , CH_4 e N_2O em áreas de Caatinga nativa e de pastagem cultivada (*Urochloa* spp.) no Município de São João, PE, durante as estações seca e chuvosa dos anos de 2013 e 2014. Os fluxos de N_2O e de CO_2 em ambas as áreas foram semelhantes ao longo dos 2 anos de avaliação. As semelhanças nos fluxos de N_2O podem ser explicadas por semelhanças nos conteúdos de N no solo de Caatinga e no solo da pastagem cultivada.

Tabela 3. Emissões acumuladas de óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2) entre os meses de fevereiro de 2015 e fevereiro de 2016 em áreas de Caatinga nativa e pastejada e em área de capim-buffel (*Cenchrus ciliaris* L.).

Área	Emissão acumulada ⁽¹⁾		
	N_2O	CH_4	CO_2
	(mg N m ⁻²)	(mg C m ⁻²)	(g C m ⁻²)
Caatinga nativa	-187,47±229,49	224,83±63,60	271,87±59,11
Caatinga pastejada	-1.140,89±162,44	35,30±26,89	383,34±62,38
Capim-buffel	-330,67±97,59	38,69±14,85	278,90±36,16

⁽¹⁾Os valores representam a média e o erro-padrão da média (n=4).

Fonte: Adaptado de Medeiros (2016).

De forma geral, nesse estudo, os solos de Caatinga e de pastagem apresentaram consumo de CH_4 . Os fluxos de CH_4 foram maiores na área nativa apenas na estação chuvosa de 2014 e semelhantes entre Caatinga e pastagem em 2013 e na estação seca de 2014. As maiores emissões de CH_4 na estação chuvosa de 2014 estão associadas à umidade do solo e à menor disponibilidade de O_2 , condições em que microrganismos metanogênicos promovem a decomposição anaeróbica da matéria orgânica do solo e, assim, produzem CH_4 .

Os fluxos de N_2O não apresentaram correlação com a umidade do solo e, tanto em 2013 quanto em 2014, foram maiores na estação seca do que na estação chuvosa. Além disso, os fluxos de N_2O nesse estudo estiveram associados à temperatura do solo, o que mostra a influência da temperatura sobre a dinâmica do N no solo. Uma explicação para esse resultado seria que, com o aumento da temperatura, a atividade microbiana total do solo aumenta, o que faz aumentar a respiração do solo e gera alguns sítios de anaerobiose, onde o processo de desnitrificação é favorecido (Ribeiro et al., 2016).

Comparando os resultados de seu trabalho com os de outros trabalhos desenvolvidos no Brasil, Ribeiro et al. (2016) afirmaram que as emissões de GEEs na Caatinga são menores do que nos demais biomas brasileiros (Tabela 4). Contudo essa informação ainda precisa ser embasada em resultados de novas pesquisas desenvolvidas na região, já que os estudos sobre emissões de gases na Caatinga ainda são incipientes.

Tabela 4. Emissões de gases de efeito estufa [dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4)] em diferentes biomas brasileiros.

Bioma	Áreas nativas		
	CO_2	N_2O	CH_4
	($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	($\text{mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)
Cerrado	35,04	1,2	-3,2
Floresta Amazônica	13,58	2,5	0,0
Mata Atlântica	35,04	4,4	-15,8
Caatinga	22,26	0,9	1,0
Usos antrópicos			
Cerrado	26,28	0,8	2,9
Floresta Amazônica	23,72	3,2	0,0
Mata Atlântica	60,44	2,6	-5,3
Caatinga	22,08	1,1	1,5

Fonte: Adaptado de Ribeiro et al. (2016).

Sistemas agrícolas no Nordeste brasileiro

Melão irrigado

Silva (2015) avaliou as emissões de N_2O no sistema de produção de melão (*Cucumis melo*) com uso de cobertura (*mulching* plástico) e fertirrigação no estado do Ceará, em um Argissolo Vermelho-Amarelo de textura arenosa. O autor constatou que a emissão total de N_2O no ciclo foi de aproximadamente $212 \text{ g NN}_2\text{O ha}^{-1}$ (Tabela 5).

As emissões de N_2O do solo variaram em função da distância do ponto de aplicação do fertilizante (na linha de plantio, na lateral e no centro da entrelinha) (Tabela 5). Portanto, para a quantificação adequada das emissões de GEEs em sistemas agrícolas, é necessário que sejam avaliadas as emissões na linha e na entrelinha da cultura.

Silva (2015) também observou que, na cultura do melão cultivado no Nordeste brasileiro, o fator de emissão de N_2O foi de 0,15%, ou seja, abaixo do fator de emissão proposto pelo IPCC (1%), o que possivelmente

se deve ao fato de a umidade do solo não ser tão elevada, apesar do uso de irrigação no sistema de produção avaliado, associado ao parcelamento da aplicação do nitrogênio via fertirrigação.

Em área de cultivo de meloeiro irrigado em Petrolina, PE, Souza et al. (2018) avaliaram o efeito do preparo do solo e de coberturas mortas sobre as emissões de CO₂ e observaram que os fluxos desse gás são menores, quando não há revolvimento do solo antes do plantio. Esse resultado demonstra o potencial do sistema de plantio direto para a região semiárida como ferramenta para mitigação das emissões de GEEs.

Cana-de-açúcar

O cultivo de cana-de-açúcar no Brasil é feito em duas regiões distintas: Centro-Sul (que inclui estados do Sul, do Sudeste e do Centro-Oeste) e Nordeste. Diversos trabalhos já foram realizados para avaliação das emissões de GEEs em vários sistemas produtivos na região Centro-Sul, mas pouco se conhece sobre as emissões na região Nordeste. Alguns trabalhos já realizados serão discutidos a seguir.

Tabela 5. Emissões de óxido nitroso (N₂O) nas linhas de plantio, na lateral e no centro das entrelinhas no cultivo de melão (C. melo) fertirrigado no estado do Ceará.

Fase fenológica	Duração (dias)		Linha			Centro			Lateral			Centro			Emissão total (g N-N ₂ O ha ⁻¹)
	Linha	Lateral	Linha	Lateral	Centro	Linha	Lateral	Centro	Linha	Lateral	Centro	Linha	Lateral	Centro	
	(μg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)			(mg N-N ₂ O m ⁻²)			(mg N-N ₂ O m ⁻²)			(g N-N ₂ O ha ⁻¹)					
Plântula	20	28,8	17,3	13,8	9,4	8,3	4,5	87,8							
Floração	20	28,7	8,5	13,8	6,0	4,1	2,9	68,3							
Frutificação	10	27,9	13,0	6,7	7,0	3,1	1,7	38,0							
Amadurecimento	7	12,8	9,5	2,1	9,4	1,6	1,6	17,6							
Total no ciclo								211,7							

Fonte: Adaptado de Silva (2015).

Portela et al. (2018) avaliaram as emissões de N_2O em área de cana-de-açúcar cultivada com diferentes quantidades de palhada sobre a superfície (0%, 50% e 100% da quantidade produzida pela cultura) em um Plintossolo Flúvico de textura arenosa (70% de areia), no Município de União, PI. Apesar de os fluxos de todos os tratamentos terem aumentado após a adubação nitrogenada, não houve variação das emissões totais de N_2O acumuladas ao longo do ciclo da cultura, em função das diferentes quantidades de palhada sobre a superfície, o que sugere que esse sistema de cultivo funciona de forma similar às áreas de plantio direto com longo período de implantação. Adicionalmente, Portela (2015) comparou as emissões desse mesmo estudo, medidas em campo, com as emissões simuladas utilizando o modelo matemático *DeNitrification-DeComposition Model* (DNDC) e observou concordância entre os valores, o que indica que o modelo pode ser usado para simulação das emissões de N_2O nas condições de cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste brasileiro.

Outras avaliações em áreas cultivadas com cana-de-açúcar foram realizadas por Lopes (2016) e Lopes et al. (2018) em trabalho que avaliou o efeito da fertirrigação por gotejamento subsuperficial sobre as emissões de GEEs do solo, em área cultivada com cana-de-açúcar em Teresina, PI, e que não só é um dos primeiros a avaliar as emissões de GEEs da cana-de-açúcar no Nordeste brasileiro, mas também é um dos poucos trabalhos a avaliar o sistema de fertirrigação.

Lopes et al. (2018) mostraram que o parcelamento da dose de N aplicada via fertirrigação é uma estratégia eficaz para reduzir as emissões de N_2O do solo, porém o aumento da dose de N de 60 para 120 kg ha^{-1} aplicado via fertirrigação não afetou as emissões de N_2O . Após a aplicação de N (na forma de ureia) via fertirrigação, os fluxos de N_2O aumentaram rapidamente. Entretanto, 1 semana após a aplicação, os fluxos nos tratamentos fertirrigados já retornaram a níveis semelhantes ao do tratamento-controle, explicando por que os fatores de emissão de N_2O são menores via fertirrigação.

Nas condições do estudo de Lopes (2016), o solo também funcionou como dreno de CH_4 e os maiores valores de oxidação desse gás ocorreram nos tratamentos que receberam a maior dose de N. Como no solo CH_4 e NH_4^+ podem competir pela mesma enzima, na presença de maior

quantidade de N no solo, há uma competição enzimática. Por isso deveria haver menor oxidação de CH_4 e, portanto, maior emissão desse gás. Ainda segundo esse mesmo autor, o parcelamento da adubação nitrogenada não promoveu a competição enzimática e permitiu que o solo funcionasse como dreno de CH_4 .

Manguezal sob pressão antrópica

Queiroz et al. (2019) avaliaram as emissões de GEEs do solo no manguezal do Rio Jaguaribe, em Aracati, CE. Nesse trabalho, foram comparadas as emissões em áreas com e sem presença de dejetos de carcinicultura. Os fluxos de CO_2 e de N_2O foram maiores na área que recebe adição de dejetos da carcinicultura em comparação às áreas sem influência dos dejetos (93% e 125%, respectivamente). Isso ocorre porque os dejetos são ricos em matéria orgânica e estimulam a decomposição microbiana e a liberação dos gases em questão. Os fluxos de CH_4 foram semelhantes nas duas condições. Portanto, a partir das observações, os autores demonstraram que a carcinicultura reduz o papel do mangue de mitigar emissões de GEEs.

Outro trabalho conduzido em áreas de mangue foi desenvolvido por Nóbrega et al. (2016), que avaliaram as emissões de CO_2 e CH_4 em três manguezais do Nordeste brasileiro. De forma geral, solos de mangues do Semiárido brasileiro não são importantes fontes de GEEs e os impactos antrópicos sobre essas áreas consistem em menor estoque de C e maior emissão de CO_2 . Apesar da existência desses resultados, como ressaltado por Nóbrega et al. (2016), ainda há necessidade de avaliação de fluxos sazonais de GEEs nas áreas de manguezais brasileiros.

Estudos em andamento e perspectivas

Apesar de ainda incipientes, os estudos sobre as emissões de GEEs no Nordeste brasileiro têm sido intensificados nos últimos anos. Parcerias entre diversas instituições de pesquisa e universidades têm resultado no avanço das informações em diversos sistemas de cultivo e em condições nativas.

Entre os estudos que estão em andamento na região, podem ser citados:

- Avaliação das emissões de GEEs nos cultivos de manga (*Mangifera indica*) e melão (*C. melo*) irrigados na região do Submédio São Francisco.
- Avaliações em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta em Sergipe, em Pernambuco, no Maranhão e no Piauí.
- Avaliações em áreas de Caatinga nativa e Caatinga sob pastejo no Sertão de Pernambuco.
- Emissões de GEEs e fatores de emissão para vinhaça, adubos verdes, fertilizantes minerais e palhada de cana-de-açúcar em sistemas de cultivo de cana-de-açúcar em todo o Nordeste brasileiro.
- Considerando as variações edafoclimáticas dentro do ambiente semiárido, que condicionam a existência de sistemas de produção com características distintas, qualquer levantamento das emissões de GEEs e do balanço de C em sistemas de produção ou em condições naturais deve levar em conta as especificidades de cada ambiente. Assim alguns pontos importantes a serem abordados em estudos futuros na região são:
 - Variação das emissões de CH₄ e N₂O em função de tipo de solo, clima e vegetação dentro do Semiárido, na medida em que esses fatores interferem na disponibilidade de água e no aporte de resíduos vegetais, tanto nas áreas nativas quanto nas áreas cultivadas.
 - Variação intra e interanual das emissões de CH₄ e N₂O pelo solo, decorrentes da sucessão de estações seca e chuvosa, bem como da variação da quantidade de chuva ao longo dos anos.
 - Variação das emissões de CH₄ entérico em função da categoria e da espécie animal, bem como da variação da qualidade da alimentação fornecida aos animais.
- Emissões de diversos cultivos irrigados em função de fertirrigação e de uso de adubos verdes.
- Determinação de fatores de emissão de N₂O em sistemas agrícolas e pecuários no Semiárido.
- Relação das emissões de GEEs do solo com a diversidade microbiana.

Considerações finais

Os estudos de avaliação das emissões de GEEs na região Nordeste ainda são muito recentes e incipientes e, apesar das várias iniciativas em andamento, ainda não há informações conclusivas para os sistemas naturais e para os sistemas de produção da região. Entretanto, em um futuro próximo, a divulgação de novos resultados de pesquisa contribuirá para o avanço do conhecimento e para o desenvolvimento de ações de mitigação das emissões de GEEs na região. Em um contexto de mudanças climáticas e de aumento dos eventos extremos de seca em outras regiões do Brasil, essas informações torna-se-ão cada vez mais estratégicas para a sustentabilidade da agricultura não apenas no Nordeste, mas também em outras regiões do Brasil.

Referências

CIAIS, P.; SABINE, C.; BALA, G.; BOPP, L.; BROVKIN, V.; CANADELL, J.; CHHABRA, A.; DEFRIES, R.; GALLOWAY, J.; HEIMANN, M.; JONES, C.; LE QUÉRÉ, C.; MYNENI, R. B.; PIAO, S.; THORNTON, P. Carbon and other biogeochemical cycles. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MEDGLEY, P. M. (ed.). **Climate change 2013: the physical science basis**. Contribution of working group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. p. 465-570.

ESTIMATIVAS anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. 2. ed. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2014. 161 p. Disponível em: <<http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706227/Estimativas+2ed.pdf/0abe2683-e0a8-4563-b2cb-4c5cc536c336>>. Acesso em: 17 nov. 2014.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D. W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D. C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; VAN DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: 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**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p. 129-234.

GORDIANO, L. A. **Consumo e digestibilidade de nutrientes e emissão de metano por caprinos em pastejo na Caatinga**. 2015. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal do Vale do São Francisco, Petrolina.

HARTMANN, D. L.; KLEIN, A. M. G.; RUSTICUCCI, M.; ALEXANDER, L. V.; BRÖNNIMANN, S.; CHARABI, Y.; DENTENER, F. J.; DLUGOKENCKY, E. J.; EASTERLING, D. R.; KAPLAN, A.; SODEN, B. J.; THORNE, P. W.; WILD, M.; ZHAI, P. M. Observations: atmosphere and surface. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MEDGLEY, P. M. (ed.). **Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge: Cambridge University Press, 2013. p. 159-254.

IBGE. **Censo Agropecuário, 2017.** Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuaria/censo-agropecuaria-2017#pecuaria>>. Acesso em: 16 jul. 2019.

LE TREUT, H.; SOMERVILLE, R.; CUBASCH, U.; DING, Y.; MAURITZEN, C.; MOKSSIT, A.; PETERSON, T.; PRATHER, M. Historical overview of climate change. In: 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. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p. 93-127.

LOPES, A. da S.; ANDRADE JUNIOR, A. S. de; BASSOI, L. H.; SILVA, J. F.; BASTOS, E. A.; PAULO, V. de F. Nitrous oxide emission in response to N application in irrigated sugarcane. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 11, p.758-763, 2018.

LOPES, A. S. **Emissões de gases de efeito estufa em cana-de-açúcar fertirrigada por gotejamento subsuperficial.** 2016. 83 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Vale do São Francisco, Juazeiro.

MEDEIROS, T. A. F. **Gases de efeito estufa do solo em um sistema silvipastoril de caprinos de corte no sertão Pernambucano.** 2016. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Ciências Agrárias, Petrolina.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo.** 2. ed. atual. ampl. Lavras: Ed. da Ufla, 2006. 729 p.

MOTA, C. M. **Emissão de metano entérico por ovinos em diferentes sistemas de produção no semiárido.** 2013. 67 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual Vale do Acaraú, Sobral.

MYHRE, G., D. SHINDELL, F.-M. BRÉON, W. COLLINS, J. FUGLESTVEDT, J. HUANG, D. KOCH, J.-F. LAMARQUE, D. LEE, B. MENDOZA, T. NAKAJIMA, A. ROBOCK, G. STEPHENS, T. TAKEMURA AND H. ZHANG. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: STOCKER, T.F., D. QIN, G.-K. PLATTNER, M. TIGNOR, S.K. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX AND P.M. MIDGLEY (ed.). **Climate Change 2013: The Physical**

Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. p. 659-740.

NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; SIQUEIRA NETO, M.; QUEIROZ, H. M.; ARTUR, A. G.; MENDONÇA, E. DE S.; SILVA, E. DE O.; OTERO, X. L. Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO₂ and CH₄) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 542, Part A, p. 685-693, Jan. 2016.

PORTELA, M. G. T. **Fluxo de óxido nitroso e atributos microbiológicos do solo cultivado com cana-de-açúcar sob diferentes níveis de palhada**. 2015. 82 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Piauí, Teresina.

PORTELA, M. G. T.; LEITE, L. F. C.; SIGNOR, D.; ALVES, B. J. R.; SILVA, A. L. Emissões de óxido nitroso em solo com cultivo de cana-de-açúcar sobre palhada. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 3, e5564, 2018.

QUEIROZ, H. M. **Dinâmica do nitrogênio e emissão de gases de efeito estufa em solo de manguezal no semiárido**. 2016. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

QUEIROZ, HERMANO MELO ; ARTUR, ADRIANA GUIRADO ; KENJI TANIGUCHI, CARLOS ALBERTO ; SOUZA DA SILVEIRA, MARCIA RÉGIA ; COSTA DO NASCIMENTO, JULIANA ; NÓBREGA, GABRIEL NUTO ; OTERO, XOSÉ LUIS ; FERREIRA, TIAGO OSÓRIO . Hidden contribution of shrimp farming effluents to greenhouse gas emissions from mangrove soils. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 221, p. 8-14, May 2019.

RIBEIRO, K.; SOUZA-NETO, E. R.; CARVALHO JUNIOR, J. A.; LIMA, J. R. S.; MENEZES, R. S. C.; DUARTE-NETO, P. J.; GUERRA, G. S.; OMETTO, J. P. H. B. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 1048-1057, Nov. 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.095.

SEGUNDA comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2010. v. 2, 280 p.

SHINE, K. R. G.; DERWENT, D. ; WUEBBLES, J.; MORCRETTE, J. J. Radiative forcing of climate. In: HOUGHTON, J. T.; JENKINS, G. C.; EPHRAUMS, J. J. (ed.). **Climate change: the IPCC scientific assessment**. Cambridge: Cambridge University, 1990. Chapter 7.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, n. 3, p. 322-338, jul./set. 2013. DOI: 10.1590/S1983-40632013000300014.

SILVA, L. T. **Produção de melão no semiárido brasileiro: fator de emissão de óxido nitroso N₂O e qualidade pós-colheita**. 2015. 87 f. Tese (Doutorado em Agronomia) –

Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 133, n. 3-4, p. 247-266, Oct. 2009. DOI: 10.1016/j.agee.2009.04.021.

SOUZA, T. L. de; MACEDO, A. de; BARRETO, B. M. C.; SILVA, V. C. da; BARRO, M. N. de; MARTINS, A. S. da S.; BRITO, M. I. C. de; GIONGO, V.; SIGNOR, D. Efeitos de práticas conservacionistas sobre as emissões de CO₂ no cultivo do meloeiro irrigado no Submédio do Vale do São Francisco. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA EMBRAPA SEMIÁRIDO, 13., 2018, Petrolina. **Anais...** Petrolina: Embrapa Semiárido, 2018. p. 127-133. (Embrapa Semiárido. Documentos, 283)..

VOLTOLINI, T. V.; MORAES, S. A. de; ARAUJO, G. G. L. de; SANTOS, R. M. Principais modelos produtivos na criação de caprinos e ovinos. In: VOLTOLINI, T. V. (ed.). **Produção de caprinos e ovinos no Semiárido**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2011. p. 219-232.

Parte II

**Solos sustentáveis para a
agricultura do bioma Cerrado
do Nordeste**

Capítulo 1

MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA EM SISTEMAS AGRÍCOLAS NO BIOMA CERRADO DO NORDESTE BRASILEIRO

João Carlos Medeiros

Marcos Aurélio Carolino de Sá

Jaqueline Dalla Rosa

Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

Introdução

O bioma Cerrado tem participação importante na atual produção agrícola brasileira. Até o início da década de 1960, as regiões inseridas nesse bioma eram consideradas impróprias para a agricultura. No entanto, com as transformações socioeconômicas (impulsionadas pela expansão da atividade agrícola e relacionadas à ampliação da infraestrutura viária), com a melhoria no manejo do solo e com o aumento da demanda externa por produtos agrícolas, o Cerrado tornou-se uma das últimas grandes fronteiras agrícolas do mundo.

A transformação de ambientes naturais em sistemas agrícolas pode gerar degradação ambiental. Tal processo pode ser intensificado quando a exploração agrícola ocorre de forma inadequada, sem respeitar a capacidade de uso do solo. Com isso, são desencadeados os processos de degradação da qualidade do solo, como a compactação e a erosão.

Em pleno século 21, mesmo diante de grande volume de conhecimento e tecnologias conservacionistas disponíveis para o adequado manejo dos recursos naturais, há grande dificuldade em controlar a intensificação dos processos de erosão e degradação dos solos agrícolas associados, sobretudo, ao uso inadequado da terra (Dechen, 2016). Na região do Cerrado nordestino, não é diferente: o grande

desafio é a busca por sistemas de manejo do solo que, ao incorporarem os conhecimentos e tecnologias disponíveis, assegurem o desenvolvimento sustentável.

Para isso, os esforços no manejo e conservação do solo concentram-se principalmente em:

- a) Aumentar o aporte de palhada na superfície do solo para viabilizar o sistema de plantio direto e reduzir os processos erosivos.
- b) Aumentar o teor de matéria orgânica para melhorar a estrutura do solo e os indicadores microbiológicos.
- c) Utilizar práticas conservacionistas de forma associada.
- d) Evitar ou minimizar a degradação da estrutura do solo pelo tráfego de máquinas e revolvimento excessivo do solo.

Este capítulo detalha as formas de degradação dos solos na região do Cerrado nordestino e os principais desafios no estabelecimento de sistemas de manejo mais sustentáveis. Por fim, apresenta estratégias conservacionistas para a agricultura no Cerrado para aumentar a produtividade, preservação ambiental e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

A porção nordestina do bioma Cerrado – descrição, desafios e perspectivas

A porção do bioma Cerrado situada na região Nordeste do Brasil se estende por uma área de 456.780 km², que abrange o Maranhão, o sul do Piauí e o oeste da Bahia e cobre, respectivamente, 64%, 37% e 27% das áreas desses estados. Detalhes do uso atual dessa área em cada estado são apresentados na Tabela 1. Nessa região, predominam Latossolos de textura média associados a Neossolos Quartzarênicos, que são oriundos de arenitos das formações Itaperucu, Samambaia, Piauí e Terra Grande nos estados do Piauí e do Maranhão (PROJETO RADAMBRA-SIL, 1973a, 1973b) e de arenitos da formação Urucuia no estado da Bahia (PROJETO RADAMBRASIL, 1982). São solos típicos do Cerrado, que apresentam baixa fertilidade natural, textura predominantemente de média a arenosa e tamanho de partículas com alguma heterogeneidade, mas com predominância de areia fina e muito fina. Essas partículas tendem a ocupar os espaços vazios, o que proporciona o “fenômeno do empacotamento” (que torna esses solos bastante suscetíveis à compactação) e causa baixa retenção de água (Donagemma et al., 2016; Fontana et al., 2016).

Tabela 1. Distribuição das áreas de Cerrado e classes de uso/cobertura por estado.

Uso/cobertura	Maranhão		Piauí		Bahia	
	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)	(km ²)	(%)
Agricultura anual	7.480	3,5	8.100	8,7	21.970	14,5
Agricultura perene	620	0,3	170	0,2	250	0,2
Vegetação natural ⁽¹⁾	151.490	71,4	77.800	83,3	100.780	66,6
Pastagem plantada	33.740	15,9	6.030	6,5	24.500	16,2
Silvicultura	950	0,4	130	0,1	500	0,3
Outros ⁽²⁾	17.810	8,4	1.210	1,3	3.250	2,1
Área inserida no bioma Cerrado	212.090	100,0	93.440	100,0	151.250	100,0

⁽¹⁾Inclui áreas com vegetação nativa utilizada como pastagens extensivas. ⁽²⁾Corpos d'água, áreas de mineração, áreas não vegetadas, solo exposto, áreas urbanas e outras áreas não observadas.

Fonte: Mapeamento do uso e cobertura da terra do Cerrado (2015).

Outra particularidade dessa porção do bioma Cerrado é a proximidade com o bioma Caatinga e, conseqüentemente, com a região semiárida, o que torna essa região do Cerrado peculiar quanto à quantidade e distribuição de chuvas. Observe, na Figura 1, que a precipitação anual nas regiões de Balsas, MA, Bom Jesus, PI, e Barreiras, BA, é menor e a estação seca tende a ser um pouco mais estendida, quando comparadas à precipitação e duração da estação seca das outras regiões do Cerrado, como o Planalto Central (representado por Brasília, DF), o Cerrado de Mato Grosso (representado por Canarana, MT, onde predomina a influência amazônica) e o sudoeste de Goiás (representado por Jataí, GO, cujo clima sofre influência da região Centro-Sul do Brasil). Em todos os casos, a precipitação segue padrões sazonais que são contrastantes com os observados no sul do Brasil, representado por Campo Mourão, PR, região onde chove praticamente o ano todo e tradicionalmente se obtêm duas safras por ano (verão e inverno).

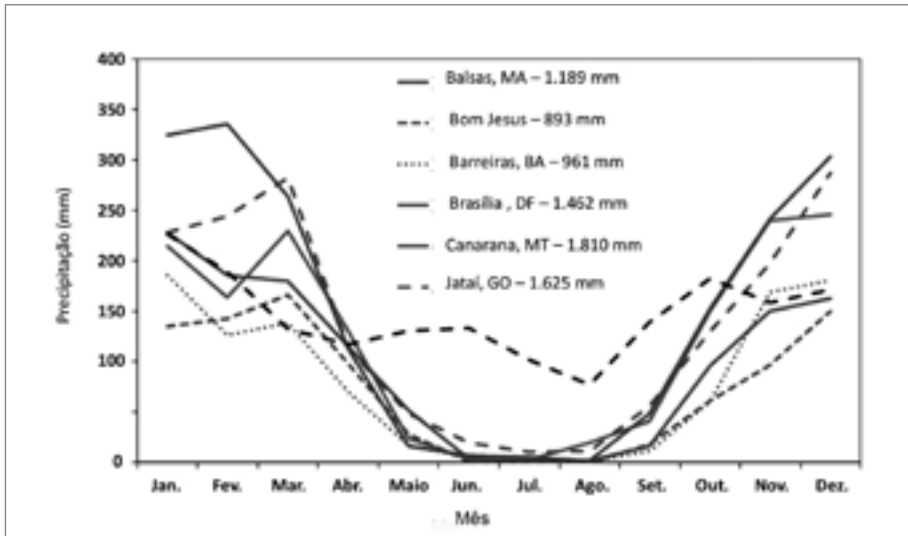


Figura 1. Distribuição média da precipitação pluviométrica anual durante o período 1996 a 2016 em seis localidades do bioma Cerrado (Balsas, MA; Bom Jesus, PI; Barreiras, BA; Brasília, DF; Canarana, MT; Jataí, GO) comparadas a uma localidade do sul do Brasil (Campo Mourão, PR). Os valores ao lado de cada nome de município dizem respeito à respectiva precipitação média total anual.

Fonte: Adaptado de INMET (2017).

Recentemente, com o advento de cultivares de soja (*Glycine max*) precoces (ciclo de 90 a 100 dias), tem sido possível, nas porções do Cerrado localizadas no Mato Grosso, sudoeste de Goiás e com alguma dificuldade no Planalto Central, a colheita de duas safras por ano: a primeira safra de soja e a

segunda de milho (*Zea mays*), sorgo (*Sorghum bicolor*) ou alguma planta de cobertura. Os sistemas integrados têm sido outra possibilidade, como integração lavoura-pecuária (ILP), mediante a qual se obtém uma safra de grãos (normalmente, milho consorciado com braquiária (*Brachiaria* sp.) e uma segunda safra (chamada de “safrinha”) de boi (Cordeiro et al., 2015). Onde a oferta hídrica é um pouco mais favorável, é possível conciliar uma safra de soja precoce com uma safrinha de milho consorciado com braquiária, seguida pela safrinha de boi. Nessas regiões (áreas de cerrado em Mato Grosso, sudoeste de Goiás e Planalto Central), tais possibilidades têm sido atribuídas ao fato de o início das chuvas ser um pouco antecipado em relação ao que ocorre na porção nordestina do bioma Cerrado (Figura 1). Isso permite antecipar o plantio da soja para outubro/novembro, de modo que restam, após a colheita (fevereiro/março), chuvas para implantação de uma segunda safra, o que, associado a solos mais argilosos e com maior retenção de água (que mantêm a “caixa cheia” por mais tempo), aumenta as chances de sucesso. Já na porção nordestina do bioma Cerrado (Figura 1), o início da estação chuvosa tende a se atrasar (e, em alguns anos, terminar antes), o que, associado ao menor volume precipitado e às características de baixa retenção de água pelos solos dessa região, aumenta muito o risco (ou mesmo impossibilita) da realização de uma segunda safra.

Em meados da década de 1970, teve início o processo de exploração agrícola na região do Cerrado nordestino. Incentivos fiscais e baixo custo de aquisição de terras com topografia suave e favoráveis à mecanização atraíram agricultores de outras regiões, principalmente do sul do Brasil. Inicialmente, a abertura das áreas, o preparo convencional do solo, a correção da acidez e a adubação química possibilitaram a exploração desses solos, que apresentavam baixa fertilidade natural e demonstraram o grande potencial agrícola dessa região, considerada na atualidade uma das últimas fronteiras agrícolas do mundo.

Conforme exposto anteriormente, os solos da porção nordestina do bioma Cerrado são, em geral, de textura média e arenosos, apresentam baixa retenção de água e elevada suscetibilidade à compactação (Donagemma et al., 2016; Fontana et al., 2016). Quando esses solos são submetidos ao revolvimento, a redução dos teores de matéria orgânica tende a ser acelerada.

No oeste da Bahia, Silva et al. (1994) demonstraram substancial redução do teor de matéria orgânica (Figura 2A) e, conseqüentemente, da capacidade de troca catiônica (CTC) a pH 7,0 em um período de 5 anos, em solos manejados com grade pesada (Figura 2B). Tal redução é ainda mais drástica nos Neossolos Quartzarênicos, os quais, após 5 anos, apresentaram um decréscimo de 61% na CTC. Embora esses resultados, aliados à necessidade de redução dos custos de produção, tenham estimulado a substituição do sistema de preparo convencional (SPC) pelo plantio direto (SPD) na região, ainda se verifica SPC em áreas cultivadas com algodão, sobretudo nas áreas de monocultivo, como será discutido mais adiante.

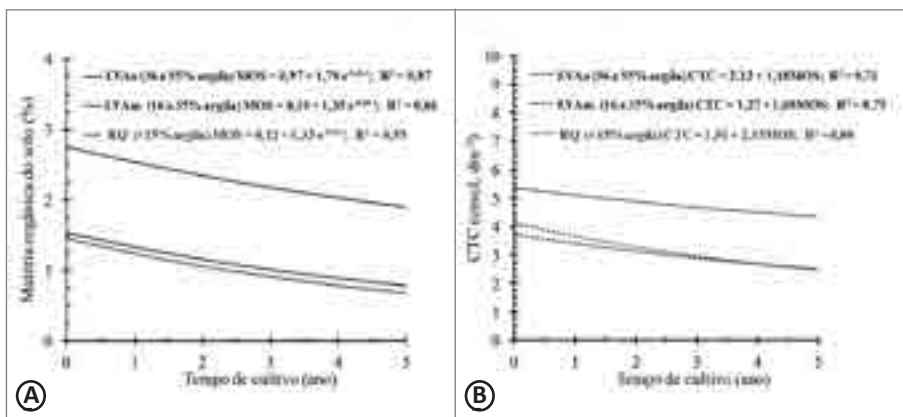


Figura 2. Redução dos teores de matéria orgânica no solo (A) e da capacidade de troca catiônica (CTC) sob pH 7,0 (B) ao longo do tempo, em solos do Cerrado do oeste da Bahia, cultivados com grade pesada. LVAa: Latossolo Vermelho-Amarelo com textura argilosa; LVAm: Latossolo Vermelho-Amarelo com textura média; e RQ: Neossolo Quartzarênico.

Fonte: Adaptado de Silva et al. (1994).

Mesmo no SPD adotado na região, há grande dificuldade de produção e manutenção de palha na superfície do solo, dada a oferta ambiental (anteriormente relatada) que dificulta a viabilização de uma segunda safra. Uma forma de aumentar o sucesso, mesmo na única safra anual, é o uso do gesso como condicionador de subsolo, que favorece o aprofundamento radicular e minimiza riscos de perdas por veranicos (Sousa; Lobato, 2004).

Assim, o grande desafio para o manejo sustentável dos solos da região, do qual depende uma agricultura produtiva e estável, é o desenvolvimento ou a adaptação de tecnologias que possibilitem, na prática, a aplicação de um princípio conservacionista considerado universal, postulado cerca de 80 anos atrás, que é: manter o solo coberto e permeado por raízes durante a maior parte do tempo, visando à proteção contra a erosão, ao aumento da infiltração de água e à manutenção dos teores de matéria orgânica e, conseqüentemente, da fertilidade e da atividade biológica (Bennett, 1939).

Manejo da compactação em solos do Cerrado nordestino

A crescente pressão antrópica e a modernização da agricultura pela mecanização acarretaram também o aumento da compactação do solo, cuja estrutura é alterada de forma negativa. A deformação resulta na elevação da densidade do solo e na resistência à penetração, com conseqüente redução da porosidade (Reichert et al., 2003). Solos compactados apresentam redução do crescimento das plantas (devido à redução do volume de solo explorado pelas raízes) e, conseqüentemente, da produtividade das culturas (Reichert et al., 2007).

A compactação dos solos do Cerrado, assim como de outras regiões do Brasil, está relacionada com as seguintes principais deficiências desencadeadoras: a) o sistema de cultivo e o grau de cobertura do solo; b) a relação solo-máquina; e c) a suscetibilidade dos solos à compactação (Bertol et al., 2016).

Sistema de cultivo e grau de cobertura do solo

O sistema de cultivo adotado tem influência sobre o estado de compactação das terras agrícolas. Em geral, sistemas de cultivo com baixa quantidade de cobertura do solo e sem utilização de práticas conservacionistas de suporte levam à maior suscetibilidade à ocorrência de compactação.

O estudo da compactação do solo ganhou destaque no Brasil na década de 1980, após a substituição do SPC pelo SPD. No cenário atual, em que o SPD é o sistema predominantemente adotado no País, com mínima mobilização

do solo e intenso tráfego de máquinas, um dos grandes desafios é manter a sustentabilidade dos solos agrícolas em SPD, buscando evitar ou minimizar a compactação do solo.

O SPD, quando bem-manejado, pode garantir a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (Santos et al., 2008). Entretanto um dos grandes desafios do manejo dos solos no Cerrado nordestino é estabelecer um SPD como forma de uso do solo para a produção de grãos devido à dificuldade na formação de palhada. Em partes do sul do Piauí e do oeste da Bahia, regiões já próximas da região semiárida, a precipitação anual é de cerca de 1.000 mm, porém é concentrada de novembro a março (Figura 1). Dessa forma, há chuva suficiente para o estabelecimento de uma safra principal com culturas anuais. Porém uma safrinha para produção de grãos ou mesmo de palhada para o SPD se torna limitada (Resck et al., 2008; Sá et al., 2009) tanto pela distribuição de chuvas quanto pela predominância de solos arenosos e de textura média (que retêm pouca água) (Donagemma et al., 2016). Mesmo no Maranhão, onde há condições ligeiramente mais favoráveis, o Cerrado nordestino não apresenta distribuição de chuvas favoráveis à realização de safrinha, diferentemente do Cerrado mato-grossense, que conta com influência amazônica, ou mesmo do sudoeste de Goiás (Figura 1), onde cerca de 10 a 15 dias a mais de chuva, associados ao plantio de cultivares de ciclo precoce, podem viabilizar a safrinha.

Relação solo-máquina

O tráfego de máquinas agrícolas é considerado a principal causa da compactação dos solos, além do pisoteio animal. Vale ressaltar que as vibrações causadas pelo arraste dos implementos e a patinagem das máquinas também geram compactação (Horn et al., 1995). Com a modernização da agricultura, observa-se um incremento do tamanho e do peso das máquinas e dos implementos, assim como a intensificação do tráfego de máquinas, o que tem contribuído para modificar as propriedades físicas dos solos e agravar os processos de compactação dos solos agrícolas (Fontana et al., 2016; Sá et al., 2009). Isso tem sido uma realidade no Cerrado, sobretudo em regiões com maior limitação hídrica, onde a “janela de plantio” tende a ser mais estreita. Mesmo que a eliminação das operações de preparo de solo, com o advento do SPD,

tenha ampliado essa janela, há a utilização de máquinas cada vez maiores para aumentar o rendimento operacional e a cobertura de grandes áreas, o que envolve, muitas vezes, trabalho dia e noite.

A razão entre a carga (peso) das máquinas e implementos e sua área de contato com a superfície determina a pressão aplicada e, conseqüentemente, a deformação sofrida pelo solo. Assim, a pressão de contato multiplicada pela área de contato deve ser igual à força vertical aplicada (Goering et al., 2003). Essa pressão da carga vertical total aplicada pelo eixo da máquina sobre o solo causa compactação subsuperficial, enquanto as pressões de inflação dos pneus causam compactação superficial (de 0 cm a 5 cm) sobre o solo. Os tipos de rodas ou esteiras utilizados também determinam o grau de compactação do solo. Pneus de banda diagonal que têm a parte lateral rígida, não se moldam ao solo e às irregularidades do terreno, o que faz reduzir a área de contato e aumentar a pressão na superfície do solo (Streck et al., 2004). Em contrapartida, a utilização de pneus com maior largura e tratores com tração nas quatro rodas proporciona menor compactação do solo.

O tráfego de máquinas é mais danoso para o solo e aumenta sua compactação quando coincide com umidade correspondente ao limite de plasticidade, que diminui a força de coesão do solo e, conseqüentemente, sua resistência às cargas externas e favorece a deformação da estrutura. A probabilidade de ocorrência dessa situação tem aumentado em regiões onde a colheita da safra principal (variedades precoces) tende a ser feita com solo úmido na tentativa de adiantar ao máximo o plantio da safrinha ou mesmo em regiões onde é realizada apenas uma safra de sequeiro, como no Cerrado nordestino, onde a estreita janela de plantio tende a forçar os produtores a correr contra o tempo para semear grandes áreas. Além disso, nessa condição de umidade do solo, aumenta a patinagem dos rodados tracionados, o que agrava o processo de compactação do solo.

Na região do Cerrado piauiense, há relatos de casos em que, no terceiro ano após a implantação do SPD, a compactação provocada pelo tráfego de máquinas reduziu expressivamente a produtividade das culturas, tornando-se necessário o uso de implementos mecânicos para descompactar o solo. Entretanto o efeito de tais medidas tem sido relatado como temporário (dura de poucos meses a 1 ano) em outras regiões tanto do Brasil (Silva et al., 2012) quanto do mundo (Tim Chamen et al., 2015), o que requer inter-

venções constantes, as quais, além de elevarem os custos de produção, contribuem para a desestruturação do solo e redução da matéria orgânica por mineralização.

O tráfego de máquinas em um Latossolo Amarelo de textura média no Cerrado piauiense aumentou a compactação do solo. Conforme se verifica na Figura 3, houve aumento de 55% da resistência à penetração do solo (que passou de 2,1 MPa para 3,3 MPa na camada de 0 cm a 10 cm) após sete passadas de trator (Barreira, 2017). Além disso, houve redução da infiltração de água acumulada no solo (Figura 4).

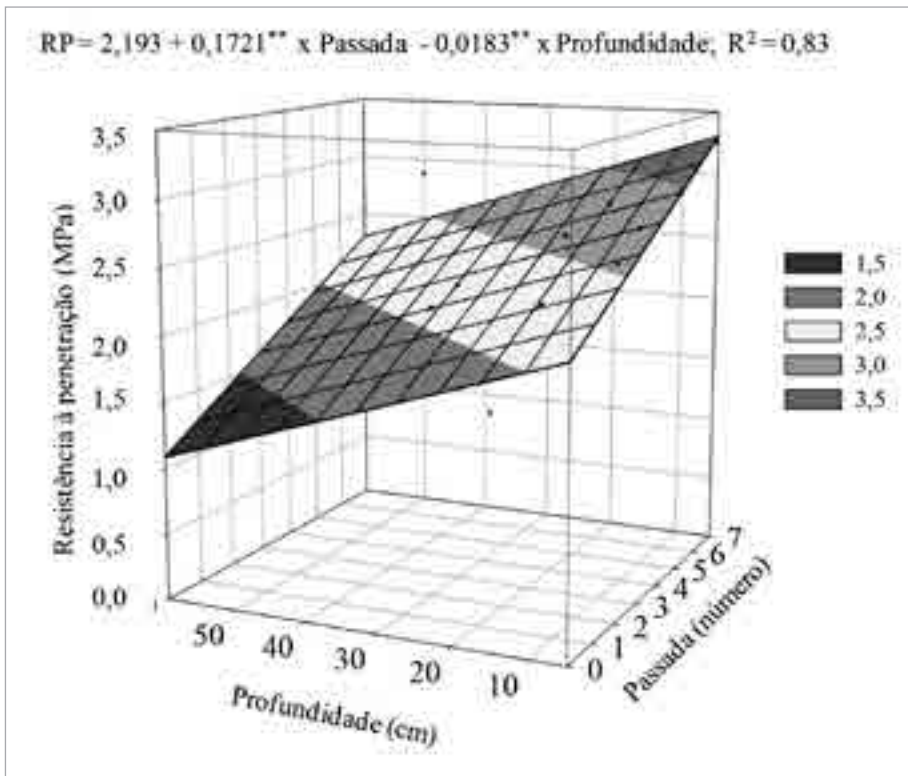


Figura 3. Resistência do solo à penetração (RP) em função do número de passadas de trator e profundidade do solo. ** significativo a 1% de probabilidade. As faixas coloridas no gráfico referem-se a níveis de RP.

Fonte: Barreira (2017).

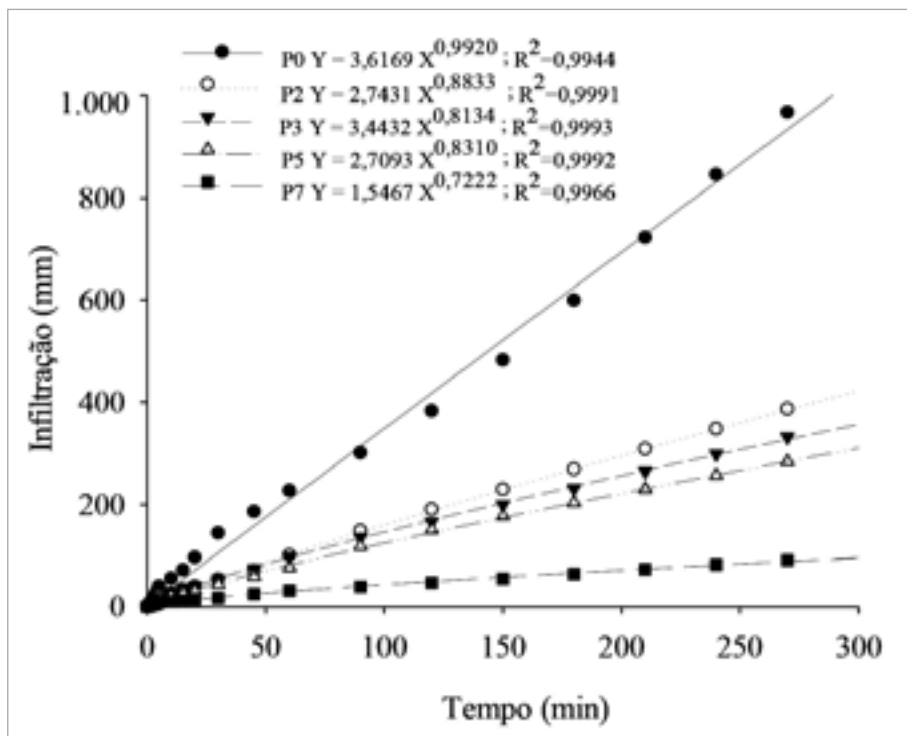


Figura 4. Infiltração de água em um Latossolo Amarelo de textura média em função do número de passadas de trator. P0: sem passada de trator; P2: duas passadas de trator; P3: três passadas de trator; P5: cinco passadas de trator; P7: sete passadas de trator.

Fonte: Barreira (2017).

Tais efeitos negativos sobre as propriedades físicas do solo afetam diretamente o desenvolvimento das culturas. Como observado na cultura da soja, o aumento do número de passadas de trator reduziu linearmente a altura de plantas (Figura 5A), a área foliar (Figura 5B) e a massa seca da parte aérea (Figura 5C).

O efeito negativo do maior número de passadas de trator no desenvolvimento da parte aérea da soja foi responsável pela redução de 26,5% da sua produtividade (Figura 6)¹

¹Observação: Os baixos valores de produtividade da soja apresentados nesta figura, mesmo sem tráfego de máquinas, são justificados pelo veranico ocorrido na safra 2015/2016.

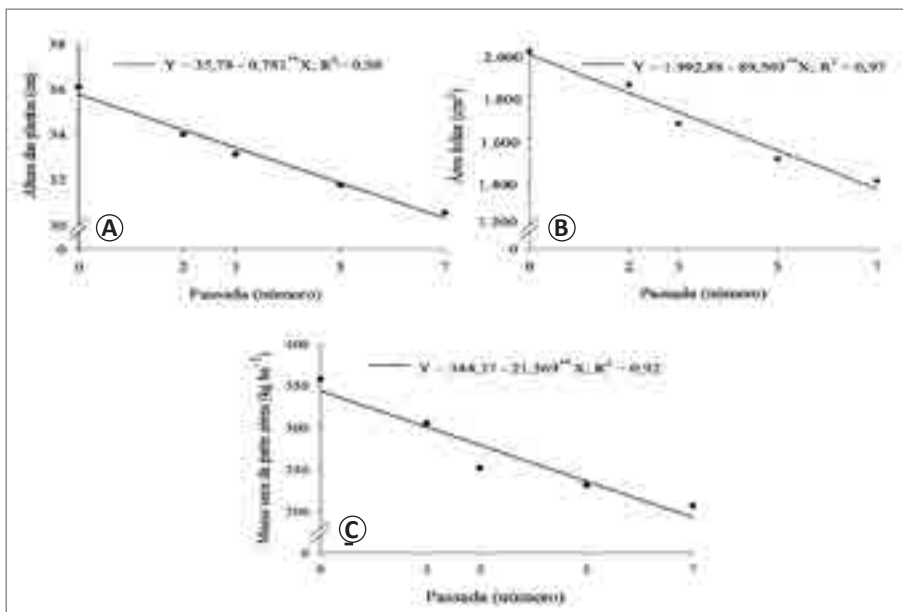


Figura 5. Desenvolvimento de plantas de soja (*Glycine max*), avaliado em relação à altura das plantas (A), área foliar (B) e massa seca da parte aérea (C), em função do número de passadas de trator. **Significativo a 1% de probabilidade.

Fonte: Barreira (2017).

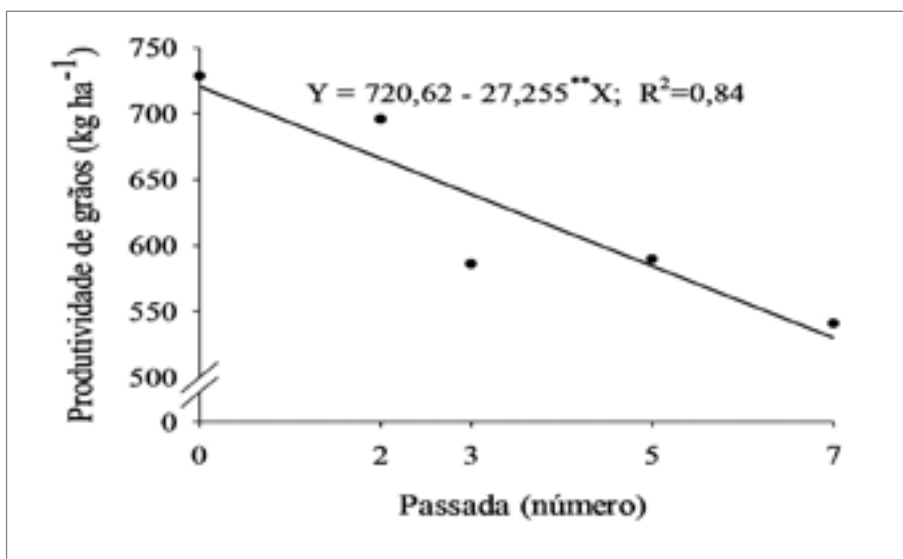


Figura 6. Produtividade de soja (*Glycine max*) após tráfego de máquinas no Cerrado piauiense. **Significativo a 1% de probabilidade

Fonte: Barreira (2017).

No oeste da Bahia, Fontana et al. (2016) relataram aumento de densidade e redução da condutividade hidráulica, o que resultou em estrutura maciça e coesa em áreas cultivadas de Latossolo de textura média, quando comparadas ao Cerrado nativo. De acordo com Donagemma et al. (2016), esse “empacotamento” se dá pelo preenchimento dos espaços vazios (poros) por partículas finas, sobretudo pela areia fina e muito fina, que é comum nesses solos. Apesar de ser um problema antigo, essa situação se intensificou com a modernização da agricultura, especialmente pelo aumento na intensidade de uso da terra, pela dificuldade de formação de palhada, pela degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, pela diminuição da pouca e fraca estrutura natural desses solos.

Embora Sá et al. (2007) não tenham verificado relação entre compactação do solo e produtividade da soja irrigada no oeste da Bahia, constataram valores mais elevados de densidade do solo e resistência à penetração na área cultivada em relação ao solo original de Cerrado, tanto em Latossolo Vermelho-Amarelo quanto em Neossolo Quartzarênico.

Uma forma de minimizar o problema da compactação do solo é com a adoção de práticas preventivas, que, segundo Tim Chamen et al. (2015), podem ser mais eficientes do que práticas mitigadoras. Assim, considerando a tecnologia atualmente disponível, sempre que possível, deve-se evitar o tráfego em condições de solo úmido (estado plástico). Já o uso de pneus de baixa pressão (ou alta flutuação) e rodados duplos para reduzir ou distribuir a pressão aplicada são técnicas nem sempre eficientes em condições de tráfego aleatório, o qual é hoje a realidade na maior parte das áreas agrícolas, mesmo as mais tecnificadas, tanto no Cerrado quanto no restante do Brasil. Entretanto há relatos de experiências de sucesso, com melhoria nas condições de solo e aumento de produtividade, após a adoção de tráfego controlado em cultivos de grãos na Austrália (Tullberg et al., 2007; Mchugh et al., 2009; Kingwell; Fuchsichler, 2011) e de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) no Brasil (Souza, 2012; Souza et al., 2015). Isso requer padronização na largura de bitolas e bandas de rodagem, uso de implementos que tenham faixas de trabalho com larguras múltiplas das bitolas e maquinários equipados com *Global Positioning System* (GPS) e *Real Time Kinematic* (RTK). Com esses procedimentos e tecnologias, é possível substancial redução da área trafegada, de modo a concentrar o tráfego em áreas específicas e pro-

porcionar melhorias na qualidade de solo e produtividade nas áreas não traçadas. Embora tais tecnologias ainda não estejam ao alcance da maioria dos agricultores no Brasil, espera-se que estejam disponíveis num futuro não muito distante.

Uma forma de amenizar os efeitos da compactação do solo sobre o desenvolvimento das culturas é manter os poros do solo (característica importante para manter as trocas gasosas e a infiltração de água no perfil) com o uso de plantas de cobertura e a utilização adequada de um sistema de rotação de culturas, em que o solo permanece, durante a maior parte do ano, coberto e permeado por raízes.

Suscetibilidade do solo à compactação

A classe textural, a mineralogia e o teor de matéria orgânica são algumas características do solo que podem afetar sua suscetibilidade à compactação, pois interferem na coesão entre as partículas e, assim, na determinação da resistência da estrutura do solo (estabilidade dos agregados).

O bioma Cerrado apresenta 200 milhões de hectares. Desse total, 125 milhões de hectares são apropriados para agricultura, dos quais 94 milhões de hectares são ocupados por Latossolos (46% da área total), 31 milhões de hectares por Neossolos Quartzarênicos (15,2% da área total) e aproximadamente 31 milhões de hectares por Argissolos (15,1% da área total). Os Latossolos e Neossolos Quartzarênicos ocupam posições na paisagem com declividades entre 0% e 8%, o que os torna bastante propícios à mecanização, e requerem práticas conservacionistas adequadas devido aos comprimentos de rampa elevados (Resck et al., 2008; Sá et al., 2009). Já os Argissolos, por apresentarem declividades mais elevadas, são menos propícios à mecanização, o que os torna mais indicados para culturas perenes e pastagens.

Entre os Latossolos do Cerrado, a classe mais representativa é a do Latossolo Vermelho-Amarelo, que ocupa 21,6% da área do Cerrado brasileiro. Entre esses solos, os de maiores problemas físicos têm textura média, predomínio de areia fina a muito fina e caulinita na fração argila. São muito propensos a selamento superficial e “empacotamento” (Donagemma et al., 2016). Assemelham-se, muitas vezes, aos Neossolos Quartzarênicos e são

muito suscetíveis à erosão, o que exige práticas conservacionistas adicionais e manejo compatível com o grau de suscetibilidade à erosão. A baixa capacidade de armazenamento de água dos Latossolos de textura média pode provocar grandes prejuízos no rendimento das culturas, especialmente no caso de plantios de sequeiro, devido à ocorrência de veranicos e ao período seco pronunciado, característico do bioma Cerrado. Com isso, para esses Latossolos, devem ser adotadas práticas de manejo que preconizem a cobertura do solo com resíduos para aumentar os teores de matéria orgânica e, conseqüentemente, incrementar a agregação e elevar a disponibilidade de água do solo (Spera et al., 2006).

Erosão (hídrica e eólica) em solos do Cerrado

A erosão do solo pode ser geológica, quando ocorre em áreas nativas sem a interferência humana (nesse caso, é considerada como um fator de formação do solo), ou antrópica, quando é acelerada pelo homem. Quanto à magnitude, a erosão pode remover quantidades que variam de poucos quilos a toneladas de solo por hectare por ano. Dependendo da fonte causadora, a erosão também pode ser classificada em hídrica (causada pela chuva) ou eólica (causada pelo vento). A erosão hídrica, que é o tipo mais comum no Brasil (Bertoni; Lombardi Neto, 1990), é resultante da força dos agentes ativos (por exemplo, enxurrada e gotas de chuva) e da resistência dos agentes passivos (solo, topografia, cobertura, manejo e práticas conservacionistas) (Bertol et al., 2016). Solo, chuva e topografia são os fatores naturais que afetam a erosão hídrica e não são passíveis de controle pelo homem. Já cobertura, manejo e práticas conservacionistas são os fatores antrópicos sobre os quais o homem desempenha papel importante para controlar a erosão hídrica.

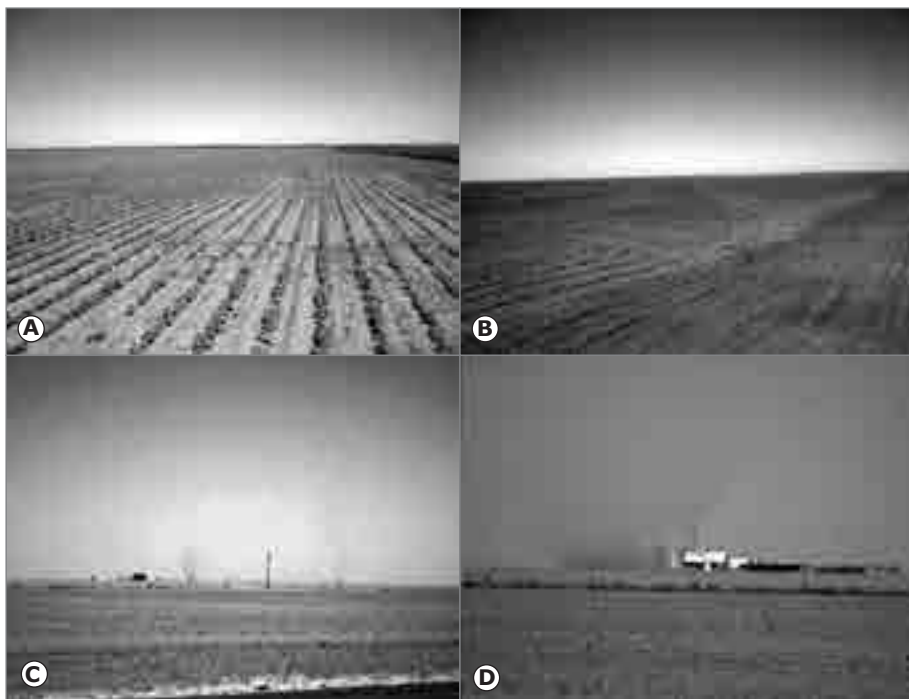
Ao longo da história da humanidade, a erosão tem sido a principal causa da degradação do solo em áreas agrícolas (Bennett, 1939; Bertoni; Lombardi Neto, 1990; Lal, 2001). Mesmo quando é feita a aplicação correta das tecnologias existentes, tais como, estudo da aptidão agrícola, terraceamento e cultivo em nível, locação adequada das estradas, redução do revolvimento do solo, adoção de SPD e/ou sistemas integrados que possibilitem a manu-

tenção da cobertura do solo, a erosão pode ocorrer acima dos limites de tolerância em decorrência de algum manejo inadequado do solo. Por exemplo, há relatos que demonstram que, tanto no Cerrado do Planalto Central em condições de relevo suavemente ondulado (Sá et al., 2009) quanto em outras regiões do País (Caviglione et al., 2010), há um aumento da erosão hídrica mesmo em SPD devido à substituição do terraceamento e da semeadura em contorno pela semeadura em linha reta, no sentido de maior comprimento dos talhões.

O Brasil perde, a cada ano, 600 milhões de toneladas de solo agrícola devido à erosão e ao mau uso do solo. Se essa perda fosse apenas na camada arável, de 20 cm, isso resultaria em perda de 2 mil toneladas de solo por hectare, o que significaria perda de 300 mil hectares anualmente, ou seja, cerca de 0,4% da área ocupada com lavouras permanentes e temporárias (Silva, 2016).

Na região oeste da Bahia, graças à topografia suave com relevo predominantemente plano (Figura 7 A e B), não são muito comuns relatos sobre a ocorrência de erosão por sulcos; são mais comuns relatos de erosão laminar ligeira em casos restritos. O que é comum, em períodos secos, é a formação de redemoinhos e nuvens de poeira (Figuras 7C e D). Entretanto faltam dados para quantificar as perdas de solo na região.

Tais nuvens de poeira tendem a ocorrer com maior intensidade em áreas de solo revolvido e exposto pelo SPC. Embora, na maior parte da área agrícola do bioma Cerrado, predomine o SPD, em alguns casos, na cultura do algodão (*Gossypium* sp.), ainda se utiliza a gradagem para destruição de soqueiras (Figura 7 C e D), cujos efeitos negativos foram discutidos na Figura 2. A destruição das soqueiras na cultura do algodão (por gradagem, herbicidas ou destruidores de soqueiras) seguida de vazão sanitário tem como objetivo o controle de pragas, como o bicudo (*Anthonomus grandis*), a lagarta-rosada (*Pectinophora gossypiella*) e a broca-da-raiz (*Eutinobothrus brasiliensis*), e de doenças, como ramulose (causada por *Colletotrichum gossypii*), mancha-angular (causada por *Xanthomonas axonopodis*) e doença-azul (causada por *Cotton leafroll dwarf virus*), e é prevista em lei, de modo que os casos omissos estão sujeitos a penalidades (Silva, 2008; Sofiatti et al., 2015; Andrade Junior; Souza, 2016).



Fotos: Marcos Aurélio Carolino de Sá

Figura 7. Ilustração de área cultivada com feijão (*Phaseolus vulgaris*) (A) e de solo preparado (B), ambas irrigadas por pivô no município de Jaborandi, BA, onde podem ser observados relevo plano e ausência de sulcos de erosão; (C e D) áreas cultivadas em sequeiro, onde podem ser visualizados os redemoinhos e a nuvem de poeira durante a estação seca, devido à gradagem para destruição de soqueiras de algodão (*Gossypium* sp.), no município de São Desidério, BA.

A utilização da gradagem para destruição de soqueiras na cultura do algodão tem sido uma preocupação com relação à erosão (hídrica ou eólica), bem como às perdas de matéria orgânica, pois torna o solo desagregado, descoberto e exposto aos agentes erosivos. Algumas alternativas à gradagem são discutidas a seguir, com o intuito de minimizar o problema. Na porção nordestina do Cerrado, a área apta para cultivo do algodão de sequeiro (Figura 8) abrange todo o oeste baiano e a porção sul do Piauí, próxima da divisa com a Bahia (Azevedo et al., 2008). Os casos mais preocupantes são os de monocultivo do algodão (Lamas, 2008), em que o agricultor planta, em todos os anos, na mesma área. Nesses casos, a eliminação da soqueira ocorre em período seco, quando o solo se encontra com baixa umidade e, conseqüentemente, as plantas estão com baixa atividade metabólica, o que faz com que os herbicidas sejam pouco eficientes (Andrade Junior;

Souza, 2016). Uma boa alternativa pode ser o uso de destruidores de soqueiras, pois apresentam boa eficiência e revolvem menos o solo, quando comparados à grade (Silva, 2008; Sofiatti et al., 2015).



Figura 8. Áreas aptas para cultivo de algodão (*Gossypium* sp.) de sequeiro no Cerrado.
Fonte: Adaptado de Azevedo et al. (2008).

Entretanto o ideal é que, em vez de plantar o algodão em monocultura, ele seja inserido em um sistema de produção onde seja cultivado a cada 2 ou 3 anos (Azevedo et al., 2008; Lamas, 2008). Considerando o tamanho das áreas, o ideal, se possível, seria adotar uma logística para colheita de cultivares mais precoces e, logo em seguida, destruir com herbicidas (caso haja umidade suficiente no solo) ou substituir a grada-

gem por destruidores de soqueiras. Pode ser utilizada em rotação com culturas que proporcionem boa cobertura de solo e bom aporte de resíduos para tentar compensar ao máximo as perdas de matéria orgânica em decorrência do revolvimento do solo. De acordo com Andrade Junior e Souza (2016), deve-se prestar muita atenção ao manejo de herbicidas das culturas subsequentes, caso tenha sido utilizado algodão transgênico resistente a herbicidas, para evitar que plantas voluntárias de algodão (tiguera ou guaxa) permaneçam na área, o que contribui para multiplicar pragas e doenças.

Na Figura 9, é apresentado um esquema de rotação de culturas em sistema de produção de algodão na região de São Desidério, BA, onde, após a colheita do algodão, é cultivada a soja, que apresenta como vantagem a rápida cobertura do solo (favorece o controle da tiguera e fixa nitrogênio). No ano seguinte, é cultivado milho consorciado com braquiária, que proporciona bom aporte de resíduos, cobertura do solo e utilização pelo gado (opcional). O algodão é semeado novamente no terceiro ano sobre a palhada da braquiária dessecada.



Figura 9. Sistema de rotação com soja (*Glycine max*), milho (*Zea mays*), braquiária (*Brachiaria* sp.), boi e algodão (*Gossypium* sp.), utilizado na região de São Desidério, BA.

Na região sudoeste do estado do Piauí, também se verifica erosão eólica, como demonstrado na Figuras 7 C e D no município de São Desidério, BA. Entretanto, no Piauí, a erosão hídrica é mais problemática e está associada ao regime pluviométrico concentrado em alguns meses do ano (de 3 a 4 meses), que faz com que o solo permaneça, durante a maior parte do tempo, com umidade elevada. Esse fato, associado à alta intensidade das chuvas, que tem capacidade de formar enxurradas, favorece o processo erosivo. Além disso, a utilização de práticas conservacionistas ainda incipientes agrava o problema.

De maneira geral, devido ao fato de a região do Cerrado nordestino fazer parte de uma fronteira agrícola recente, há grande necessidade de pesquisas sobre erosão do solo, especialmente para determinar as perdas de solo, água e nutrientes em condições de chuvas naturais nos diversos sistemas de manejo empregados na região. Estudos realizados para avaliar a perda de solo em sistemas de preparo com a utilização de chuva simulada (68 mm h^{-1}) demonstraram efeito positivo do não revolvimento do solo e da manutenção da palhada em superfície na redução da perda de um Latossolo Amarelo com 5% de declividade no Cerrado piauiense (Figuras 10 e 11). Da mesma forma, no Mato Grosso do Sul, a redução da erosão em um Argissolo Vermelho Distrófico típico com 3% de declividade foi associada à adoção de sistemas que não revolvem o solo e mantêm elevada cobertura vegetal (Almeida et al., 2016).

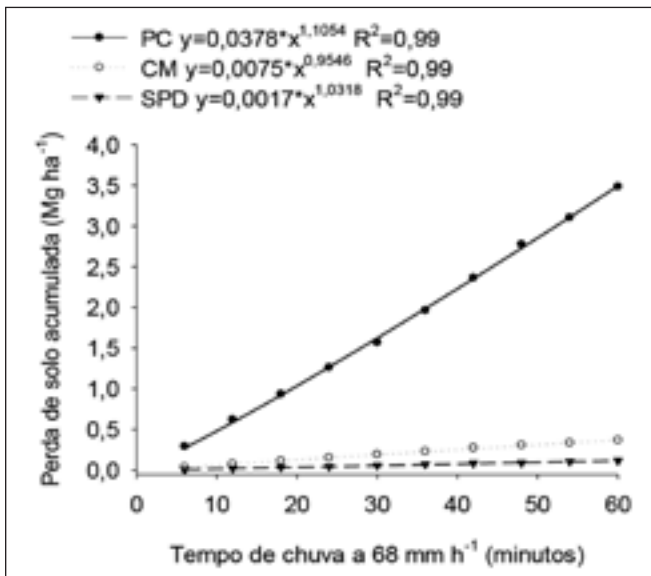


Figura 10. Perda de solo, após aplicação de chuva simulada (68 mm h^{-1}), em diferentes sistemas de preparo do solo no Cerrado piauiense. Preparo convencional (PC); cultivo mínimo (CM); e sistema de plantio direto (SPD).

Fonte: Os autores.



Fotos: João Lucas da Silva Pereira

Figura 11. Experimento para avaliar perda de solo em sistemas de manejo, sob chuva simulada, no Cerrado piauiense. Sistema de plantio direto (A); simulador de chuvas (B); preparo convencional do solo (C e D).

Estratégias conservacionistas para evitar degradação dos solos no Cerrado

As práticas conservacionistas são técnicas utilizadas para minimizar o impacto dos processos de degradação do solo ou qualquer outro que cause o esgotamento do solo, seja químico, físico ou biológico (Sá et al., 2009).

Portanto o uso dessas práticas é imprescindível para aumentar a sustentabilidade das terras agrícolas do Cerrado e manter a viabilidade econômica e ambiental dos sistemas de produção. Além do uso de práticas conservacionistas, Sá et al. (2009) elencaram mais três fatores relacionados ao manejo do solo considerados fundamentais para o sucesso de sistemas agrícolas nas condições do Cerrado: a) correção da acidez superficial e subsuperficial; b) adubação corretiva e de manutenção; e c) dinâmica de sistemas de preparo do solo. Esta última diz respeito ao preparo do solo na fase anterior à conversão da área para SPD, que tem por objetivo “construir o perfil do solo”, ou seja, incorporar corretivos e fertilizantes e eliminar camadas compactadas, caso existam. Os autores enfatizam ainda que tais fatores interagem entre si e têm importância igualitária, para que o manejo das terras agrícolas seja adequado.

Considerando a oferta ambiental da porção do bioma Cerrado localizada na região Nordeste do Brasil (caracterizada pelo clima sazonal, cuja estação chuvosa tende a ser concentrada nos meses de novembro a março, associada a temperaturas médias anuais elevadas e a solos com textura de média a arenosa e topografia de plana a suavemente ondulada), é imprescindível a adoção de sistemas de manejo que proporcionem o mínimo revolvimento possível do solo, como o SPD. Além desse, algumas práticas conservacionistas indicadas para essa região, visando especialmente ao controle ou minimização dos principais processos de degradação (erosão e compactação), são: manejo da acidez e da fertilidade, uso de plantas de cobertura do solo, rotação de culturas, cultivo em contorno, terraceamento, uso de bacias de captação e dimensionamento adequado das estradas rurais.

Algumas dessas práticas, como o manejo da acidez e da fertilidade, já são comuns no Cerrado nordestino, pois os solos, em geral, são ácidos e têm baixa fertilidade natural, de modo que necessitam de correções para o cultivo (Figura 12). A prática da gessagem (Sousa; Lobato, 2004) pode contribuir para minimizar os riscos de perda de produtividade das culturas, causados por veranicos, e para aproveitar melhor a disponibilidade hídrica, pois propicia a exploração de camadas mais profundas do solo pelas raízes.

As demais práticas acima citadas ainda são pouco aplicadas. Seria importante haver mais utilização de sistemas de produção que propiciem boa cobertura do solo e aporte de resíduos, com o uso de plantas de cobertura

que produzam elevada quantidade de fitomassa verde e seca e cujos resíduos tenham rápido desenvolvimento e boa persistência na superfície do solo. Nesse caso, as plantas de cobertura podem ser utilizadas para esse fim, em consórcio, rotação ou sucessão de culturas (Amabile; Carvalho, 2006).



Fotos: Evaldo Lira

Figura 12. Aplicação (A,B) e incorporação de calcário (C,D) para correção da acidez do solo no município de Baixa Grande do Ribeiro, PI, na Fazenda Tropical, no Cerrado nordestino.

Em geral, na região do Cerrado, são priorizadas as espécies rústicas e de crescimento inicial rápido. A época adequada de semeadura é um dos principais fatores limitantes do uso de plantas de cobertura na região do Cerrado, porque o agricultor não pode deixar de cultivar sua área no período chuvoso com outras culturas que sejam econômicas. Conforme Amabile e Carvalho (2006), a introdução de plantas de cobertura em sistemas agrícolas no Cerrado pode ser feita de diferentes formas:

- Cultivo antecipado, em que as plantas de cobertura são introduzidas no início do período chuvoso, antes do cultivo principal. Após o desenvolvimento das plantas de cobertura, são realizadas a dessecação e a introdução da cultura principal.

- Cultivo em sucessão, em que as plantas de cobertura são introduzidas após a colheita da cultura principal, ou seja, na safrinha. Nesse caso, devem-se priorizar espécies tolerantes ao déficit hídrico como milheto (*Pennisetum glaucum*), sorgo (*Sorghum bicolor*) e feijão-guandu (*Cajanus cajan*).
- Sobressemeadura, em que as plantas de cobertura são introduzidas no final do ciclo da cultura principal. Essa forma tem a finalidade de aumentar o aporte de palhada.
- Consórcio com grandes culturas, em que as plantas de cobertura, principalmente braquiárias e crotalárias, são semeadas junto com o milho e desenvolvem-se simultaneamente a ele. O controle da competição entre a braquiária e a cultura do milho é realizado com herbicida seletivo para a braquiária.

A inclusão de braquiárias e milheto em rotação de culturas, seja como planta de cobertura, seja como forrageira em sistemas integrados, tem-se mostrado uma opção promissora para contribuir para a sustentabilidade da agricultura nessa porção do bioma Cerrado. No caso de sistemas integrados em que o componente animal esteja presente (ILP), especial atenção deve ser dada ao manejo da área pastejada, visando evitar superpastejo, de modo a proporcionar sobra de resíduos (palha) para proteger o solo no cultivo subsequente.

Resultados satisfatórios, como a melhoria na atividade biológica e na qualidade do solo, no bioma Cerrado, têm sido relatados com a introdução de braquiárias em sistemas de produção, seja em ILP, seja em consórcio/rotação em sistemas agrícolas sem a presença do componente animal (Cordeiro et al., 2015). Tais efeitos se devem à capacidade dessas plantas de vegetar e manter o solo coberto e permeado por raízes (mesmo durante o período seco) e de poder ser manejadas com herbicidas antes de um novo plantio (Figura 13). Resultados satisfatórios do crescimento das raízes de braquiária em solo compactado foram observados por Fontes et al. (2009) em testes realizados em laboratório (ou em condições controladas) com material de Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa de Planaltina, DF, em diferentes graus de compactação. Entretanto esses resultados ainda precisam ser validados em condições de campo, sobretudo no Cerrado nordestino. De forma geral, se houver condições químicas e umidade favorável e se a poro-

sidade do solo permitir que haja difusão de oxigênio, as raízes podem sofrer deformações morfológicas e crescer através de pontos de menor resistência (por exemplo, através de macroporos e canais formados após a morte de antigas raízes), mesmo em solo com valores elevados de resistência à penetração (Unger; Kaspar, 1994; Tavares Filho et al., 2001).



Foto: Lourival Vilela

Figura 13. Raízes de braquiária aos 8 meses após sementeira em área de produção de grãos no município de São Desidério, BA.

Essas questões ressaltam o potencial das braquiárias como plantas condicionadoras/melhoradoras de solo, quando inseridas em sistemas de produção no Cerrado, sobretudo no Cerrado nordestino, dada sua rusticidade, pois os canais e bioporos formados por suas raízes podem favorecer as culturas subsequentes. Como exemplo, Rocha et al. (2016) relataram melhoria da estrutura e capacidade de armazenamento de água no solo com a associação entre irrigação e braquiária (*Urochloa decumbens*) nas entrelinhas do cafezal (*Coffea* sp.), na região do Distrito Federal. Essa associação de café com braquiária já está sendo utilizada no Cerrado do oeste da Bahia (Figura 14).



Fotos: Marcos A. C. de Sá

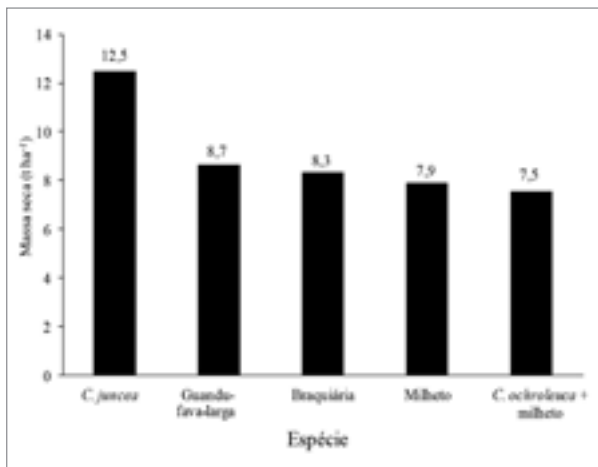
Figura 14. Entrelinha de cafezal (*Coffea* sp.) cultivado sob pivô em consórcio com braquiária (*Brachiaria* sp.) e detalhe da palhada cobrindo o solo na Fazenda Lagoa do Oeste, no município de Luís Eduardo Magalhães, BA.

No sudoeste do Piauí, também foram observados resultados satisfatórios do uso de plantas de cobertura em sistemas agrícolas. Foram testadas plantas de cobertura com potencial de utilização em rotação de culturas e observou-se que as seguintes espécies se destacaram quanto à produção de matéria seca: *Crotalaria juncea*, guandu-fava-larga (*Cajanus cajan*, cultivar comum), braquiária, milheto e consórcio de *Crotalaria ochroleuca* com milheto (Sousa, 2017) (Figuras 15 e 16)². Ainda no Cerrado piauiense, os usos de braquiária (*Urochloa ruziziensis*) e de milheto (*Pennisetum glaucum*) em sobressemeadura com a soja e de braquiária consorciada de forma simultânea com milho apresentaram-se como as melhores opções para a produção de fitomassa e o acúmulo e liberação de nutrientes em sistemas agrícolas (Pacheco et al., 2017).

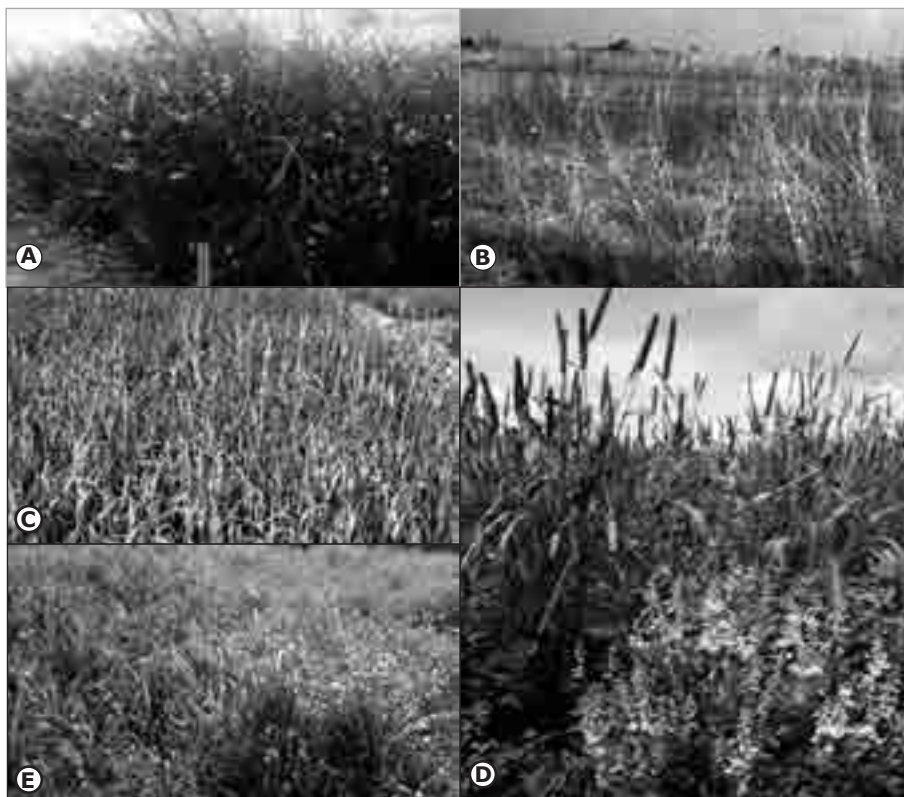
²Experimento realizado como parte de projeto financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (Processo nº 442506/2014-7).

Figura 15. Produção de matéria seca de espécies de plantas de cobertura no Cerrado piauiense, no município de Baixa Grande do Ribeiro, PI. Safra 2014/2015. *C. juncea*: *Crotalaria juncea*; Guandu-fava-larga: *Cajanus cajan*, cultivar comum; Braquiária: *Braquiaria ruziziensis*; Milheto: *Pennisetum glaucum*; *C. ochroleuca*: *Crotalaria ochroleuca*.

Fonte: Sousa (2017).



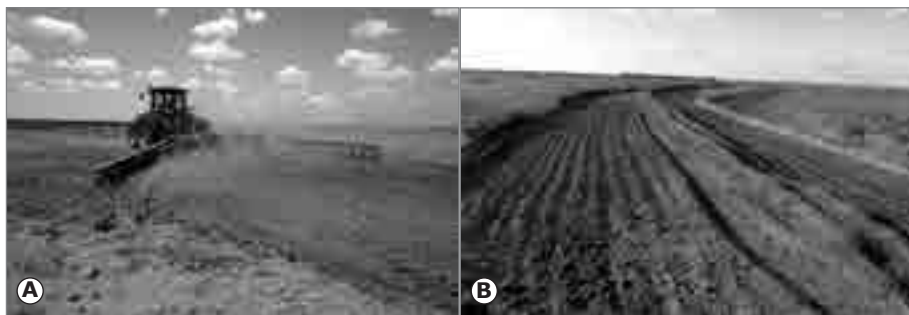
Fotos: Marcos A. C. de Sá.



Fotos: Daiane Conceição de Sousa

Figura 16. Desenvolvimento de espécies de plantas de cobertura testadas no Cerrado piauiense, no município de Baixa Grande do Ribeiro, PI. Safra 2014/2015. *Crotalaria juncea* (A e B), *Pennisetum glaucum* (C), consórcio de *Crotalaria ochroleuca* + *Pennisetum glaucum* (D) e *Braquiaria ruziziensis* (E).

O uso de práticas conservacionistas mecânicas é imprescindível, especialmente o terraceamento, pois, mesmo a topografia sendo considerada de plana a suavemente ondulada, na maioria dos casos com declividade entre 0% a 8%, o comprimento de rampa é elevado, o que favorece o aumento da velocidade do escoamento e, conseqüentemente, a erosão laminar. Alguns exemplos da instalação de terraços em fazendas agrícolas no Cerrado piauiense podem ser observados na Figura 17.



Fotos: Evaldo Lira

Figura 17. Construção de terraço com grade terraceadora (A) e terraço em fase inicial de construção (B), na Fazenda Tropical, no município de Baixa Grande do Ribeiro, PI.

A utilização de práticas isoladas não garante o sucesso no controle da erosão. Por isso devem-se utilizar práticas que complementem as funções entre si. Portanto, em associação com o terraceamento, além das práticas já descritas, recomenda-se o uso do cultivo em contorno, em que todas as operações de manejo do solo são realizadas perpendicularmente à direção natural de escoamento das águas, e não no sentido do comprimento do talhão. A eficácia do cultivo em contorno na redução da erosão hídrica está relacionada com o fato de que as marcas dos equipamentos, caracterizadas por pequenos sulcos no solo, executadas em contorno no declive, funcionam como miniterraços. Por isso aumentam o armazenamento superficial e a infiltração de água no solo, o que dificulta e diminui a enxurrada. No entanto a eficácia dessa técnica tem um limite definido pela inclinação (entre 3% e 8%) e pelo comprimento de rampa (no máximo, 122 m) e é influenciada ainda pela cobertura do solo, pela erosividade das chuvas e pelo tipo de solo (Bertol, 2009).

As estradas rurais e os carregadores também merecem atenção especial, pois, quando mal dimensionados ou danificados, podem favorecer a erosão pela condução da enxurrada para dentro das lavouras. Assim eles devem ser localizados nos divisores de enxurrada (cotas mais elevadas) do terreno, de maneira a dividir as águas de um lado e de outro da lavoura. Quando isso não for possível, ou quando houver excesso de enxurrada, devem ser implantadas outras práticas mecânicas complementares, como a utilização de bacias de captação que visam à condução e ao armazenamento da enxurrada excedente das estradas de forma segura, para evitar que a água chegue às lavouras (Bertol, 2009).

Atividade microbiológica e estoques de carbono em solos do Cerrado

O manejo do solo atua diretamente sobre a estrutura do solo e, como consequência, sobre o habitat da microbiota que é responsável por vários processos no solo. Assim a utilização de sistemas de manejo que priorizem a conservação do solo, tende também a favorecer a atividade biológica e aumentar a qualidade do solo.

Os componentes mais numerosos da fração biológica do solo são os microrganismos, cuja atividade promove efeitos diretos e indiretos na produtividade e na qualidade dos produtos agrícolas. Nesse sentido, os estudos e o entendimento desses processos tornam-se essenciais ao manejo adequado do solo como ferramenta importante ao aumento da produtividade com consequente preservação ambiental (Siqueira; Franco, 1988).

Segundo Colozzi Filho et al. (1999), os microrganismos promovem a decomposição de resíduos, a mineralização de determinados nutrientes pelas plantas, a agregação de partículas de solo e o crescimento das plantas. Conforme Doran et al. (1996), os principais papéis da microbiota do solo nos sistemas agrícolas são:

- Decomposição de resíduos orgânicos, que libera nutrientes.
- Formação de húmus pela decomposição de resíduos orgânicos e síntese de novos compostos.

- Liberação de nutrientes de formas inorgânicas insolúveis.
- Promoção do crescimento vegetal.
- Melhoria da nutrição vegetal por meio de relações simbióticas.
- Fixação biológica do nitrogênio atmosférico.
- Melhoria da agregação, aeração e infiltração de água no solo.
- Ação antagonista sobre insetos, patógenos e ervas daninhas.
- Degradação de pesticidas.

Nas regiões de Cerrado brasileiro, especialmente no Nordeste, a agricultura está baseada, em sua grande maioria, na prática da manutenção da cobertura vegetal (especialmente no SPD) oriunda dos resíduos das plantas na superfície. Essa prática favorece a manutenção de temperaturas e umidade mais adequadas às plantas e à microbiota do solo, evita perdas de água e nutrientes por erosão e mantém fontes de energia e nutrientes para os microrganismos (Oliveira et al., 2002). Na Figura 18, observam-se as principais diferenças entre sistemas com cobertura vegetal (SPD) e agricultura convencional. Esses sistemas são ambos adotados em áreas de Cerrado, embora o SPD ocupe a maioria das áreas agrícolas nessa região.

Em SPD, a permanência de cobertura permite o acúmulo de resíduos vegetais e, dessa forma, favorece o aumento em mais de 50% da quantidade da biomassa microbiana em relação à quantidade no preparo convencional (Wardle; Hungria, 1994). Trabalhos que avaliaram diferentes sistemas de manejo do solo do Cerrado, observaram que a manutenção da cobertura vegetal do SPD proporcionou maior conteúdo de carbono da biomassa microbiana do solo em relação ao conteúdo do sistema convencional (D'andréa et al., 2002; Perez et al., 2004). No Cerrado piauiense, Matias et al. (2009) encontraram valores de carbono da biomassa microbiana superiores no SPD em comparação com os do sistema convencional em todas as profundidades avaliadas (de 0 cm a 5 cm, de 5 cm a 10 cm e de 10 cm a 20 cm). Além disso, os autores afirmaram que, no SPD, com a utilização de sistemas de manejo conservacionistas, é possível aumentar e/ou conservar a biomassa microbiana.

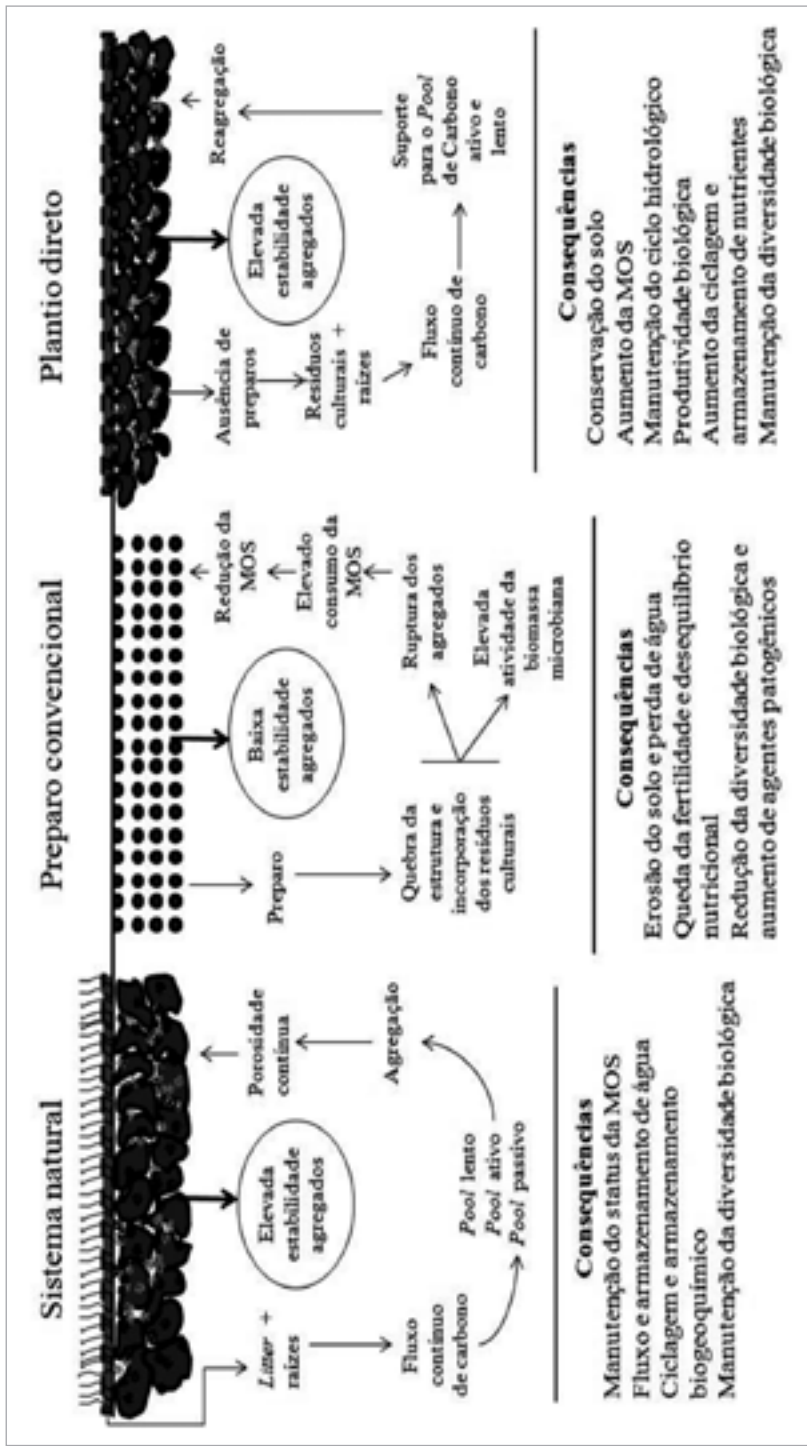


Figura 18. Diferenças básicas na estrutura do solo entre o sistema natural, o preparo convencional e o sistema de plantio direto (SPD).
MOS: matéria orgânica do solo.

Fonte: Sá (1999).

Os sistemas que mantêm a cobertura vegetal contribuem para o aumento dos teores de carbono orgânico no solo, o que é importante em solos tropicais, principalmente em áreas de Cerrado. De modo semelhante ao aumento da biomassa microbiana, Matias et al. (2009) encontraram, em SPD, valores e estoques de carbono orgânico aproximadamente 40% superiores aos observados em sistema convencional, o que está diretamente relacionado ao tempo de adoção do sistema conservacionista e contribui, da mesma forma, para o aumento da atividade biológica. Araújo (2002) avaliou a atividade enzimática medida pela hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e pela população de actinomicetos de um Latossolo Vermelho em sistema convencional e SPD (com 11 anos de implantação) e observou que a atividade biológica e a população de actinomicetos foi superior no solo em SPD (Figura 19).

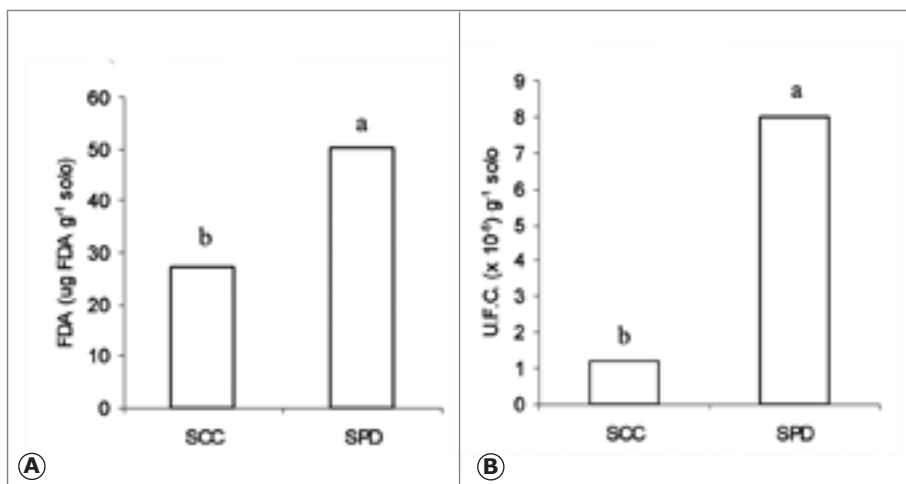


Figura 19. Atividade enzimática medida pela hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) (A) e unidades formadoras de colônias (UFC) (B) pela população de actinomicetos em Latossolo Vermelho em sistema de cultivo convencional (SCC) e plantio direto (SPD), após 11 anos de cultivo. Letras diferentes na mesma figura indicam diferenças entre sistemas de cultivo pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Araújo (2002).)

Do mesmo modo, Ferreira et al. (2011) avaliaram, em solo de Cerrado, os efeitos do tipo de manejo e do uso de plantas de cobertura sobre a atividade biológica e observaram aumento significativo (respectivamente de 35% e 13%) da biomassa microbiana e da atividade enzimática no caso do sistema conservacionista (SPD) em comparação com o sistema convencional.

Recentemente, o sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) tem ocupado boa parte das áreas de Cerrado. Como a fração biológica do solo torna-se importante nesse sistema, entender seu comportamento torna-se relevante. O ILPF representa um sistema que associa produção sustentável e preservação ambiental. Conceitualmente, o sistema visa à produção sustentável por meio de atividades agrícolas, pecuárias e florestais em uma mesma área em consorciação, sucessão ou rotação (Barcellos et al., 2011). Essa prática de manter, em uma mesma área, diferentes plantas e animais contribui para o aporte de diferentes resíduos com distintas propriedades, que influenciam positivamente a diversidade biológica no solo. Nesse sentido, Oliveira et al. (2016) avaliaram áreas com ILPF em comparação com pastagens convencionais. No geral, o solo com ILPF apresentou maiores valores de biomassa microbiana em comparação aos solos com pastagem após 2 anos de estabelecimento. Previamente, Muniz et al. (2011) verificaram o efeito da ILP sobre propriedades biológicas do solo de Cerrado em Goiás e observaram que a biomassa microbiana e os teores de carbono orgânico aumentaram gradativamente após 3 anos de implantação do sistema. Outros trabalhos recentes também têm mostrado que as práticas agrícolas conservacionistas de uso do solo no Cerrado têm contribuído para o aumento da atividade biológica e dos estoques de matéria orgânica. Esses resultados são importantes para o aumento da produtividade das plantas, além da preservação ambiental.

Considerações finais

Os solos do Cerrado nordestino são, na sua maioria, ácidos, de baixa fertilidade e de baixo conteúdo de carbono orgânico, associados aos baixos teores de argila. Os principais processos de degradação observados nesses solos são a compactação e a erosão. Devido à fragilidade dos solos, recomenda-se sua utilização conforme a capacidade de uso e o emprego de práticas conservacionistas. O aporte contínuo de biomassa no sistema é fundamental para manter ou aumentar os teores de carbono orgânico, melhorar atributos físicos, químicos e biológicos ligados à qualidade do solo e, conseqüentemente, aumentar a capacidade produtiva das terras.

O sucesso do uso de práticas conservacionistas está na sua utilização em conjunto. Algumas dessas práticas, como o uso de plantas de cobertura, principalmente milheto e braquiária para produção de biomassa, ciclagem de

nutrientes e melhoria da qualidade do solo, já são adotadas no Cerrado nordestino. Entretanto, em alguns casos, outras práticas conservacionistas ainda são necessárias para manter a sustentabilidade dos solos agrícolas como uso de terraços e bacias de captação, cultivo em contorno, controle do tráfego de máquinas, entre outras, de forma a conservar e aumentar a qualidade dos solos.

Os microrganismos desempenham papel importante no funcionamento do solo, porque promovem o desenvolvimento e a produtividade das culturas agrícolas e a manutenção da qualidade do solo. Nos Cerrados, os diferentes sistemas agrícolas que conservam a cobertura vegetal no solo, tais como SPD e ILP, contribuem para otimizar os processos microbiológicos e influenciar a sustentabilidade dos agrossistemas.

Referências

ALMEIDA, W. S.; CARVALHO, D. F.; PANACHUKI, E.; VALIM, W. C.; RODRIGUES, S. A.; VARELLA, C. A. A. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1110-1119, set. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900010.

AMABILE, R. F.; CARVALHO, A. M. Histórico de adubação verde. In: CARVALHO, A. M. de; AMABILE, R. F. (ed.). **Cerrado: adubação verde**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006. p. 32-33.

ANDRADE JUNIOR, E. R. de; SOUZA, M. **Vazio sanitário do algodoeiro em Mato Grosso**: principais pontos da instrução normativa 001/2016 do INDEA-MT. Cuiabá: IMAmt, 2016. 7 p. (IMAmt. Circular técnica, 24). Disponível em: https://imamt.org.br/wp-content/uploads/2019/03/circular_tecnica_edicao24_baixa.pdf. Acesso em: 8 nov. 2016.

ARAÚJO, A. S. F. **Biodegradação, extração e análise de glifosato em dois tipos de solos**. 2002. 78 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

AZEVEDO, D. M. P.; BELTRÃO, N. E. de M.; VIEIRA, D. J.; NÓBREGA, L. B. da; LEÃO, A. B. Manejo cultural. In: BELTRÃO, N. E. de M.; AZEVEDO, D. M. P. de. **O agronegócio do algodão no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Campina Grande: Embrapa Algodão, 2008. v. 2, p. 649-676.

BARCELLOS, A. O.; MEDRADO, M. J. S.; GRISE, M. M.; SKOPURA L. A.; ROCHA, W. S. D. Base conceitual, sistemas e benefícios da ILPF. In: BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial integração lavoura-pecuária-floresta**. Brasília, DF: Embrapa, 2011. p. 23-37.

BARREIRA, L. S. **Desenvolvimento e produtividade da soja afetada pela compactação e níveis de cobertura em solo de textura média**. 2017. 47 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal do Piauí, Campus Professora Cinobelina Elvas, Bom Jesus.

BENNETT, H. H. **Soil conservation**. New York: McGraw-Hill, 1939. 993 p.

BERTOL, I. **Práticas conservacionistas, manejo do solo e rotação de culturas**. Lages: Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2009. Apostila de aula.

BERTOL, I.; MAFRA, A. L.; COGO, N. P. Conservação do solo e da água: é necessário integrar estratégias para realizá-la. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 20., 2016, Foz do Iguaçu. **O solo sob ameaça: conexões necessárias ao manejo e conservação do solo e água: anais**. Curitiba: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Londrina: Iapar, 2016. p. 1192-1197.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 335 p.

CAVIGLIONE, J. H.; FIDALSKI, J.; ARAÚJO, A. G. de; BARBOSA, G. M. de C.; LLANILLO, R. F.; SOUTO, A. R. **Espaçamentos entre terraços em plantio direto**. Londrina: IAPAR, 2010. 59 p. (IAPAR. Boletim técnico, 71).

COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L.; ANDRADE, D. S. Microrganismos e processos biológicos no sistema plantio direto. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E.; CARVALHO, J. G. (ed.). **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa, MG: SBCS; Lavras: UFLA, 1999. p. 597-620.

CORDEIRO, L. A. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; KLUTHCOUSKI, J.; MARTHA JUNIOR, G. B. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciências & Tecnologia**, v. 32, n. 1/2, p. 15-43, jan./ago. 2015.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 4, p. 913-923, out./dez. 2002. DOI: 10.1590/S0100-06832002000400008.

DECHEN, S. C. F. A dificuldade de controle da erosão em solos agrícolas em pleno século XXI. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 20., 2016, Foz do Iguaçu. **O Solo sob ameaça: conexões necessárias ao manejo e conservação do solo e água: anais**. Curitiba: SBCS; Londrina: IAPAR, 2016. p. 1225.

DONAGEMMA, G. K.; FREITAS, P. L. de; BALIEIRO, F. de C.; FONTANA, A.; SPERA, S. T.; LUMBRERAS, J. F.; VIANA, J. H. M.; ARAUJO FILHO, J. C. de; SANTOS, F. C. dos; ALBUQUERQUE, M. R. de; MACEDO, M. C. M.; TEIXEIRA, P. C.; AMARAL, A. J.; BORTOLON, E.; BORTOLON, L. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo

de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1003-1020, set. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900001.

DORAN, J. W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M. Soil health and sustainability. In: SPARKS, D. L. (Org.). **Advances in agronomy**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 1-54. DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60178-9.

FERREIRA, E. P. de B.; WENDLAND, A.; DIDONET, A. D. Microbial biomass and enzyme activity of a Cerrado Oxisol under agroecological production system. **Bragantia**, v. 70, n. 4, p. 899-907, 2011. DOI: 10.1590/S0006-87052011000400024.

FONTANA, A.; TEIXEIRA W. G.; BALIEIRO F. de C.; MOURA, T. P. A. de; MENEZES, A. R. de; SANTANA, C. I. Características e atributos de Latossolos sob diferentes usos na região Oeste do Estado da Bahia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1457-1465, set. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900044.

FONTES, A. O.; BRAGA, L. M.; SA, M. A. C. de; SANTOS JÚNIOR, J. de D. G. dos. Compactação crítica do solo para o crescimento de raízes de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. In: ENCONTRO DE JOVENS TALENTOS DA EMBRAPA CERRADOS, 4., 2009, Planaltina, DF. **Resumos apresentados...** Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. p. 29-30. (Embrapa Cerrados. Documentos, 243).

GOERING, C. E.; STONE, M. L.; SMITH, D. W.; TURNQUIST, P. K. Traction and transport devices. In: OFF-ROAD vehicle engineering principles. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 2003. p. 351-382.

HORN, R.; DOMZZAL, H.; SLOWINSKA-JURKIEWICZ, A.; VAN OUWERKERK, C. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and environment. **Soil and Tillage Research**, v. 35, n. 1-2, p. 23-36, Aug. 1995. DOI: 10.1016/0167-1987(95)00479-C.

INMET (Brasil). **Base de dados meteorológicos**. Brasília, DF, [s.d.]. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: 20 mar. 2017.

KINGWELL, R.; FUCHSBICHLER, A. The whole-farm benefits of controlled traffic farming: an Australian appraisal. **Agricultural Systems**, v. 104, n. 7, p. 513-521, 2011. DOI: 10.1016/j.agsy.2011.04.001.

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation and Development**, v. 12, n. 6, p. 519-539, 2001. DOI: 10.1002/ldr.472.

LAMAS, F. M. Manejo cultural do algodoeiro nas condições do cerrado. In: BELTRÃO, N. E. de M.; AZEVEDO, D. M. P. de. (ed.). **O agronegócio do algodão no Brasil**. 2. ed. rev. amp. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Campina Grande: Embrapa Algodão, 2008. v. 2, p. 623-648.

MAPEAMENTO do uso e cobertura da terra do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80049/Cerrado/publicacoes/Livro%20EMBRAPA-WEB-1-TerraClass%20Cerrado.pdf>>. Acesso em: 8 nov. 2016.

MATIAS, M. da C. B.; SALVIANO, A. A. C.; LEITE, L. F. C.; GALVÃO, S. R. da S. Propriedades químicas em Latossolo Amarelo de Cerrado do Piauí sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 3, p. 356-362, jul./set. 2009.

MCHUGH, A. D.; TULLBERG, J. N.; FREEBAIRN, D. M. Controlled traffic farming restores soil structure. **Soil and Tillage Research**, v. 104, n. 1, p. 164-172, June 2009. DOI: 10.1016/j.still.2008.10.010.

MUNIZ, L. C.; MADARI, B. E.; TROVO, J. B. de F.; CANTANHÊDE, I. S. de L.; MACHADO, P. L. O. de A.; COBUCCI, T.; FRANÇA, A. F. de S. Soil biological attributes in pastures of different ages in a crop-livestock integrated system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1262-1268, Oct. 2011. DOI: 10.1590/S0100-204X2011001000021.

OLIVEIRA, F. H. T.; NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; CANTARUTTI, R. B.; BARROS, N. F. Fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: ALVAREZ V., V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2002. v. 2, p. 393-486.

OLIVEIRA, W. R. D. de; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M. de; COSER, T. R.; SILVA, A. M. M.; LACERDA, M. M.; SOUZA, K. W.; MARCHÃO, R. L.; VILELA, L.; PULROLNIK, K. Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1501-1510, Sept. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900049.

PACHECO, L. P.; MONTEIRO, M. M. de S.; PETTER, F. A.; NÓBREGA, J. C. A.; SANTOS, A. S. dos. Biomass and nutrient cycling by cover crops in Brazilian Cerrado in the state of Piauí. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 2, p. 13-23, jan./mar. 2017. DOI: 10.1590/1983-21252017v30n102rc.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; MCMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 6, p. 567-573, June 2004. DOI: 10.1590/S0100-204X2004000600008.

PROJETO RADAMBRASIL. **Folha SB-23 Teresina e parte da folha SB-24 Jaguaribe**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1973b. 357 p. (Levantamento de recursos naturais, 2).

PROJETO RADAMBRASIL. **Folha SD-23 Brasília**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1982. 660 p. (Levantamento de recursos naturais, 29).

PROJETO RADAMBRASIL. **Parte das folhas SC-23 Rio São Francisco e SC-24 Aracaju**: geologia, geomorfologia, solo, vegetação uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1973a. 251 p. (Levantamento de recursos naturais, 1).

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v. 14, n. 27, p. 29-48, jul./dez. 2003.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERRETA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. v. 5, p. 49-134.

RESCK, D. V. S.; FERREIRA, E. A. B.; SANTOS JUNIOR, J. D. G.; SÁ, M. A. C.; FIGUEIREDO, C. C. Manejo do solo sob um enfoque sistêmico. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. (Org.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 417-473.

ROCHA, O. C.; RAMOS, M. L. G.; VEIGA, A. D.; GUERRA, A. F.; BARTHOLO, G. F.; RODRIGUES, G. C.; SILVA, J. E. da. Chemical and hydrophysical attributes of an Oxisol under coffee intercropped with brachiaria in the Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1476-1483, set. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900046.

SÁ, J. C. M. Manejo da fertilidade do solo no sistema de plantio direto. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E.; CARVALHO, J. G. **Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas**. Viçosa, MG: SBCS; Lavras: UFLA, 1999. p. 267-320.

SÁ, M. A. C. de; SANTOS JUNIOR, J. de D. G. dos; FRANZ, C. A. B. **Manejo e conservação do solo e da água em sistema de plantio direto no Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. 53 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 258).

SÁ, M. A. C. de; SHIRATSUCHI, L. S.; FRANZ, C. A. B.; SANTOS JÚNIOR, J. de D. G. dos. **Compactação do solo e produtividade da cultura da soja em área irrigada no Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007. 31 p. (Embrapa Cerrados. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 177).

SANTOS, H. P. dos; SPERA, S. T.; TOMM, G. O.; KOCHHANN, R. A.; ÁVILA, A. Efeito de sistemas de manejo de solo e de rotação de culturas na fertilidade do solo, após vinte anos. **Bragantia**, v. 67, n. 2, p. 441-454, 2008. DOI: 10.1590/S0006-87052008000200020.

SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de cerrados do oeste baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, n. 3, p. 541-547, 1994.

SILVA, J. S. Projeto de lei: conservação do solo e da água no meio rural. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 20., 2016, Foz do Iguaçu. **O solo sob ameaça: conexões necessárias ao manejo e conservação do solo e água**: Palestra. Curitiba: SBCS; Londrina: IAPAR, 2016. Livro digital. Editado por Arnaldo Colozzi Filho, João Henrique Caviglione, Graziela Moraes de Cesare Barbosa, Luciano Grillo Gil, Tiago Santos Telles.

SILVA, O. R. R. F. Manejo dos restos culturais. In: BELTRÃO, N. E. de M.; AZEVEDO, D. M. P. de. (ed.). **O agronegócio do algodão no Brasil**. 2. ed. rev. amp. Brasília, DF:

Embrapa Informação Tecnológica; Campina Grande: Embrapa Algodão, 2008. v. 2, p. 857-874.

SILVA, S. G. C.; SILVA, Á. P. da; GIAROLA, N. F. B.; TORMENA, C. A.; SÁ, J. C. de M. Temporary effect of chiseling on the compaction of a Rhodic Hapludox under no-tillage. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 547-555, Mar./Apr. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000200024.

SIQUEIRA, J. O.; FRANCO, A. A. **Biotecnologia do solo**: fundamentos e perspectivas. Brasília, DF: MEC: ABEAS; Lavras: ESAL: FAEPE, 1988. 235 p.

SOFIATTI, V.; SILVA, O. R. R. F.; ANDRADE JUNIOR, E. R. de; FERREIRA, A. C. de B. **Destrução de restos culturais do algodoeiro**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2015. 20 p. (Embrapa Algodão. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 96).

SOUSA, D. C. de. **Desempenho de plantas de cobertura e alterações nos atributos químicos e microbianos do solo no Cerrado**. 2017. 73 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal do Piauí, Campus Professora Cinobelina Elvas, Bom Jesus, PI.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado**: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. 416 p.

SOUZA, G. S. de. **Controle de tráfego agrícola e seus efeitos nos atributos do solo e na cultura da cana-de-açúcar**. 2012. 98 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas.

SOUZA, G. S. de; SOUZA, Z. M. de; COOPER, M.; TORMENA, C. A. Controlled traffic and soil physical quality of an Oxisol under sugarcane cultivation. **Scientia Agricola**, v. 72, n. 3, p. 270-277, May/June 2015. DOI: 10.1590/0103-9016-2014-0078.

SPERA, S. T.; CORREIA, J. R.; REATTO, A. Solos do bioma Cerrado: propriedades químicas e físico-hídricas sob uso e manejo de adubos verdes. In: CARVALHO, A. M. de; AMABILE, R. F. (ed.). **Cerrado**: adubação verde. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2006. p. 41-45.

STRECK, C. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. **Ciência Rural**, v. 34, n. 3, p. 755-760, 2004.

TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G. M. C.; GUIMARÃES, M. F.; FONSECA, I. C. B. Resistência do solo à penetração e desenvolvimento do sistema radicular do milho (*Zea mays*) sob diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 725-730, 2001.

TIM CHAMEN, W. C.; MOXEY, A. P.; TOWERS, W.; BALANA, B.; HALLETT, P. D. Mitigating arable soil compaction: a review and analysis of available cost and benefit data. **Soil and Tillage Research**, v. 146, pt. A, p. 10-25, Mar. 2015.

TULLBERG, J. N.; YULE, D. F.; MCGARRY, D. Controlled traffic farming - from research to adoption in Australia. **Soil and Tillage Research**, v. 97, n. 2, p. 272-281, 2007.

UNGER, P. W.; KASPAR, T. C. Soil compaction and root growth: a review. **Agronomy Journal**, v. 86, n. 5, p. 759-766, Apr. 1994. DOI: 10.2134/agron-j1994.00021962008600050004x.

WARDLE, D. A.; HUNGRIA, M. A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAUJO, R. S.; HUNGRIA, M. (ed.). **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI; Goiânia: EMBRAPA-CNPAC; Londrina: EMBRAPA-CNPSo, 1994. p. 195-216. (EMBRAPA-CNPAC. Documentos, 44).

Capítulo 2

MANEJO DA FERTILIDADE DO SOLO EM SISTEMAS INTENSIVOS DE PRODUÇÃO DE GRÃOS E FIBRAS NO BIOMA CERRADO DO NORDESTE BRASILEIRO

Henrique Antunes de Souza

Rafael Felipe Ratke

Julio Cesar Bogiani

Dirceu Klepker

Adílson Oliveira Júnior

William Natale

Ana Luiza Dias Coelho Borin

Maria da Conceição Santana Carvalho

Gilvan Barbosa Ferreira

Introdução

A agricultura brasileira presenciou, nas últimas décadas, aumentos de produtividade advindos do uso de novas tecnologias, práticas e processos agropecuários, e a agricultura de larga escala assumiu papel de destaque no agronegócio nacional. Atualmente, o Brasil é um dos maiores produtores de grãos e carne do mundo, o que gera divisas não apenas para o setor agropecuário, mas também para outros setores da economia nacional, e tem participação importante para a balança comercial brasileira. Segundo o *Acompanhamento da safra brasileira [de] grãos* (2019), entre as principais culturas de grãos, destacam-se a soja (*Glycine max*) e o milho (*Zea mays*) (primeira e segunda safras), que ocupam aproximadamente 35 milhões de hectares e 17 milhões de hectares, respectivamente (safra 2018/2019), de um total de 62 milhões de hectares de áreas agricultáveis de área disponível no Brasil para

produção de grãos. Isso significa que 84% dessa área é ocupada por soja e milho. Com relação às fibrosas, destaca-se o algodão (*Gossypium hirsutum*), cuja área cultivada é de aproximadamente 1,6 milhão de hectares. Nesse contexto, a região do Matopiba (acrônimo formado pelas iniciais dos estados do Maranhão, do Tocantins, do Piauí e da Bahia) vem destacando-se como fronteira agrícola baseada em tecnologias voltadas para alta produtividade (Miranda et al., 2014). A porção do território do Matopiba situada na região Nordeste do País ocupa 62% da superfície agrícola dos estados do Piauí, do Maranhão e da Bahia, ou seja, 44 milhões de hectares (Miranda et al., 2014). Na última década, a região foi impulsionada pela expansão da atividade agrícola, que foi acompanhada da ampliação das infraestruturas viária, logística e energética, o que viabilizou o surgimento de polos de expansão (Lumbreras et al., 2015). Especificamente nos Cerrados da região Meio-Norte (Maranhão e Piauí), a estimativa do potencial de áreas aptas ao cultivo de grãos é de 5 milhões de hectares, dos quais 2 milhões de hectares estão no Maranhão e 3 milhões de hectares estão no Piauí (Klepker, 2014).

Os solos arenosos ocupam cerca de 8% do território brasileiro. Entretanto, na região do Matopiba, esses solos representam 20% da área total. Enquadram-se nas classes texturais areia e areia franca ou franco-arenosa até a profundidade de 0,75 m e são representados principalmente pelos Neossolos Quartzarênicos e, em menor escala, pelos Latossolos e Argissolos (Lumbreras et al., 2015; Donagemma et al., 2016).

Um dos critérios empregados para a delimitação do Matopiba é a presença do Cerrado (Miranda et al., 2014). Particularmente nas áreas ocupadas por esse bioma nos estados do Maranhão, do Piauí e da Bahia, a produção de grãos e fibras é praticada em larga escala. Com relação às áreas cultivadas de milho, de soja e de algodão, esses estados são protagonistas. Quanto ao milho, as áreas plantadas em primeira e segunda safras são de cerca de 410 mil hectares no Maranhão, cerca de 457 mil hectares no Piauí e cerca de 592 mil hectares na Bahia, com produtividades estimadas em torno de 4.300 kg ha⁻¹, 4.000 kg ha⁻¹ e 2.600 kg ha⁻¹, respectivamente, na safra 2018/2019 (Acompanhamento..., 2019). É importante lembrar que essas baixas produtividades observadas da cultura do milho incluem também a produtividade das lavouras de agricultores de subsistência e/ou com baixa capacidade de investimento. Já a cultura da soja ocupa, nesses mesmos estados, áreas de

992 mil hectares (Maranhão), 758 mil hectares (Piauí) e 1.599 mil hectares (Bahia), com produtividades estimadas próximas de 2.926 kg ha⁻¹, 3.063 kg ha⁻¹ e 3.360 kg ha⁻¹, respectivamente (safra 2018/2019) (Acompanhamento..., 2019). Com relação ao algodão, as áreas cultivadas são de aproximadamente 27,7 mil hectares (Maranhão), 16,1 mil hectares (Piauí) e 332 mil hectares (Bahia), com produtividades em torno de 4.135 kg ha⁻¹, 3.900 kg ha⁻¹ e 4.395 kg ha⁻¹, respectivamente (safra 2018/2019) (Acompanhamento..., 2019). De maneira análoga à produtividade da cultura do milho, o levantamento das produtividades da soja e do algodão inclui produtores com diferentes níveis tecnológicos presentes na região.

Algumas pesquisas atribuem a baixa produtividade na região à baixa fertilidade dos solos, pois grande parte dos solos da região apresenta textura arenosa, principalmente nas áreas de Cerrado e em áreas de transição desse bioma (Klepker et al., 2002; Francisco; Câmara, 2013; Resende et al., 2014; Matias et al., 2015), que, por isso, necessitam de correção da acidez e de aplicação de fósforo (P), potássio (K), enxofre (S) e micronutrientes para viabilizar economicamente a produção (Klepker, 2014).

Além da baixa fertilidade natural dos solos do Cerrado, existem alguns desafios, como o pouco aproveitamento de nutrientes pelas culturas devido ao manejo inadequado de corretivos e fertilizantes (Francisco; Câmara, 2013; Matias et al., 2015). Um exemplo de manejo praticado na região dos Cerrados pelos grandes produtores de grãos é a aplicação de fertilizantes a lanço. Alguns trabalhos indicam que a aplicação a lanço não compromete as produtividades (Sousa et al., 2004b; Oliveira Júnior et al., 2011), porque leva ao incremento do rendimento operacional da semeadura (devido à extensão das áreas), o que possibilita a antecipação da data de semeadura em função de problemas fitossanitários e, por consequência, permite maior janela de plantio da safrinha. No entanto, com a aplicação a lanço, sabe-se que há geração de gradiente de P no solo. A alternativa seria a aplicação no sulco, que, mesmo em áreas de fertilidade construída, proporciona maiores produtividades.

Outra situação corriqueira praticada por agricultores em áreas de Cerrados do Nordeste é a aplicação de doses de calcário acima de 6.000 kg ha⁻¹ (Donagemma et al., 2016), que são superiores às preconizadas em boletins de correção e adubação do solo utilizados na região (Sousa et al., 2004b).

Como justificativa para tal prática, tem sido usado o argumento de que a não utilização dessas quantidades pode não proporcionar produtividades compensatórias, principalmente quando o objetivo é corrigir a acidez do solo para o plantio de culturas mais exigentes (Donagemma et al., 2016). Considerando-se a intensa e crescente prática de incorporação do calcário ao processo produtivo, constata-se que há ainda escassez de pesquisas sobre calagem em solos arenosos (Donagemma et al., 2016). Outro insumo cujos efeitos ainda necessitam de maiores investigações na região é o gesso, que permite distribuir cálcio (Ca) e S em várias camadas do solo, porém pode promover a lixiviação de magnésio (Mg) e de K (Raij, 2008).

Entre os desafios para a prática da agricultura em solos arenosos, estão a aplicação de nitrogênio (N), P e K. Quanto ao N e ao K, há necessidade de cuidados, pois esses nutrientes podem contaminar águas subterrâneas graças a sua maior facilidade de lixiviação (Raij, 2011). Em áreas com aplicações (que podem ser realizadas integralmente antes da semeadura) de grandes quantidades de K a lanço, como em cultivos de algodão no oeste da Bahia, houve redução da lixiviação e não houve comprometimento dos rendimentos da lavoura (Donagemma et al., 2016). No caso do P, a aplicação a lanço, que é corriqueira nessas regiões, promove incremento nas concentrações desse nutriente no solo (Donagemma et al., 2016).

Após a incorporação de solos de Cerrado na produção de grãos, tem-se observado aumentos da produtividade até o quinto ano de cultivo e declínio a partir do oitavo ano. As justificativas para tal declínio se devem à perda da qualidade do solo decorrente do monocultivo da soja, aliado à diminuição da matéria orgânica do solo e à falta de rotação de culturas (Klepker, 2014). Tecnologias como integração lavoura-pecuária (ILP) e sistemas de plantio direto (SPD) são opções viáveis para a melhoria da qualidade do solo (Klepker, 2014). Nesse sentido, plantas de cobertura, como a sobressemeadura com milheto (*Pennisetum glaucum*) ou com braquiária (*Urochloa ruziziensis*) na soja e o consórcio de milho com *U. ruziziensis*, destacam-se em relação à produção de fitomassa seca, cobertura do solo e acúmulo de nutrientes na entressafra no Cerrado piauiense (Pacheco et al., 2013).

A seguir, são apresentados resultados de pesquisas em fertilidade do solo, fertilizantes e nutrição de plantas na região dos Cerrados no Nordeste brasileiro com as culturas de soja, de milho e de algodão.

Manejo da fertilidade do solo para a cultura da soja

Introdução

Em relação à adubação fosfatada, Oliveira Júnior et al. (2008) estudaram as fontes de P usadas em Balsas, MA, e verificaram que o método de aplicação do superfosfato triplo (a lanço em área total e incorporado ou no sulco de semeadura) não interferiu na produtividade da soja. Porém, com o fosfato natural reativo (de Arad, Israel), a aplicação a lanço deu resultados que superaram os da aplicação no sulco de semeadura. Além disso, os autores concluíram que maiores incrementos na eficiência agronômica relativa residual ocorreram, quando as fontes foram aplicadas a lanço e incorporadas. Em pesquisas com P na mesma região, Oliveira Júnior et al. (2011) mencionam que o uso associado de fontes com alta e baixa solubilidades em água foi também uma alternativa agronomicamente viável.

Borkert et al. (2005) estudaram a adubação potássica na cultura da soja em Balsas, MA, e em Bom Jesus, PI, e observaram aumentos lineares dos rendimentos em ambos os locais quando do incremento das quantidades de K aplicadas. Os autores comentaram que a resposta da soja à adubação potássica está relacionada à capacidade de exploração do K do solo pela planta e às quantidades exportadas pelos grãos. Assim, mesmo em solos muito pobres nesse nutriente, como os da região sul maranhense, o rendimento máximo foi observado após aplicações de K em quantidades equivalentes às das regiões tradicionais de cultivo da soja. Já no sul piauiense, onde a disponibilidade inicial de K trocável é muito baixa, houve necessidade de aplicar maior quantidade desse nutriente via fertilizantes.

Em trabalho sobre K na cultura da soja no sul piauiense, Petter et al. (2012) concluíram que a aplicação de K em cobertura proporciona maior eficiência agronômica e maior recuperação desse nutriente e que maiores índices de colheita de grãos, recuperação de K e produtividade foram verificados após a aplicação de 80 kg ha⁻¹ a 90 kg ha⁻¹ de K₂O.

Borkert et al. (2006) apresentaram valores de pH-SMP para as regiões sul do Maranhão e do Piauí e calcularam os valores de acidez potencial por meio da fórmula:

$$(H+Al) = 109,52 - 30,224 (SMP) + 2,0935 (SMP)^2$$

em que:

“H” = é hidrogênio.

“Al” = é alumínio.

Esses autores elaboraram ainda faixas de interpretação das relações entre Ca/Mg, Ca/K, Mg/K e (Ca+Mg)/K, cujas classes podem ser observadas na Tabela 1. Já Sfredo et al. (2006) estabeleceram níveis de suficiência de saturação de Ca e de Mg na capacidade de troca catiônica (CTC) e de saturação por bases (V) nas condições de solos do Centro-Oeste e do Nordeste brasileiros (Tabela 2).

Tabela 1. Relações entre cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K) na análise de solo em diferentes classes de interpretação para o Centro-Oeste e Nordeste brasileiros.

Classificação	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K	(Ca+Mg)/K
Baixo	< 1	< 10	< 5	< 16
Médio	1 a 2	10 a 20	5 a 10	16 a 32
Alto	> 2	> 20	> 10	> 32

Fonte: Borkert et al. (2006).

Tabela 2. Porcentagem de suficiência de saturação de cálcio (Ca) e de magnésio (Mg) na capacidade de troca catiônica (CTC) do solo e saturação por bases na análise de solo em diferentes classes de interpretação para o Centro-Oeste e Nordeste brasileiros.

Classificação	Ca (% CTC)	Mg (% CTC)	V (%)
Baixo	< 26	< 13	< 30
Médio	26 a 34	13 a 18	30 a 50
Alto	> 34	> 18	> 50

Fonte: Sfredo et al. (2006).

O manejo da fertilidade do solo na cultura da soja pode ser realizado conforme preconizado pela Embrapa (Tecnologias..., 2013) ou conforme consta nas tabelas de adubação geradas para regiões do bioma Cerrado (Raij et al., 1996; Ribeiro et al., 1999; Sousa; Lobato, 2004b).

Interpretação e recomendação de corretivos e fertilizantes para a cultura da soja

A análise química do solo permite determinar a dose de adubos fosfatado, potássico e com micronutrientes e a quantidade de calcário a serem aplicadas para corrigir a acidez e adicionar nutrientes ao solo, a fim de melhorar a fertilidade para a cultura da soja. Essa análise depende de experimentações de calibração com os elementos essenciais e o calcário. Os resultados apresentados a seguir buscam disponibilizar recomendações de adubação para as condições edafoclimáticas do sul do estado do Piauí, onde há grandes áreas cultivadas com soja. Para a geração das faixas de interpretação no solo, foram empregados resultados de pesquisa (dados não publicados) com doses de P e de K. Para a correção da acidez, gessagem e adubação com micronutrientes, sugerem-se as recomendações de boletins para a região dos Cerrados.

Correção da acidez do solo

A avaliação da necessidade de calagem é realizada a partir da interpretação dos resultados da análise do solo na camada de 0 m a 0,2 m de profundidade. O efeito residual da calagem é de 3 a 5 anos, dependendo do poder tampão do solo, do sistema de produção adotado e da quantidade de calcário aplicado (Tecnologias..., 2013).

Para a correção da acidez do solo, podem-se empregar diferentes métodos, como o da neutralização do Al^{3+} e suprimento de Ca^{2+} e Mg^{2+} ou o da saturação por bases. O primeiro visa eliminar o Al tóxico e aumentar os valores dos cátions básicos Ca e Mg; o segundo consiste na elevação da saturação por bases trocáveis e se fundamenta na correlação positiva existente entre o valor de pH e a saturação por bases (Tecnologias..., 2013).

Para a região Centro-Oeste do Brasil, onde predominam solos formados sob vegetação de Cerrados e ricos em óxidos de ferro (Fe) e de Al, sugere-se aplicar calcário com o objetivo de elevar a saturação por bases para o valor de 50% na cultura da soja (Tecnologias..., 2013).

Adubação fosfatada

Para determinar as faixas de suficiência do P, empregaram-se resultados de experimentos com a aplicação de P exclusivamente e de trabalho de interação entre doses de P e de calagem (dados não publicados), cujos dados de produção foram transformados em produtividade relativa (PR) (Tisdale et al., 1985). Os dados são apresentados na Figura 1.

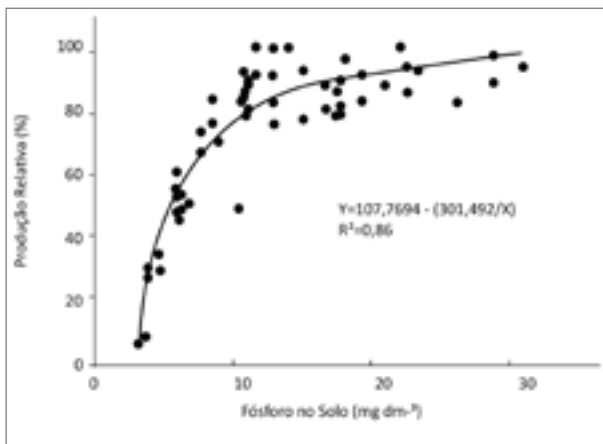


Figura 1. Produtividade relativa (PR) de grãos de soja (*Glycine max*) em função do fósforo no solo (método Mehlich1), em Bom Jesus, PI.

A equação ajustada na Figura 1 foi usada para determinar os intervalos de concentrações de P disponível (extraível), além de servir para calcular as doses de P em função da produtividade máxima agrônômica. Assim, as faixas de suficiência de P no solo foram estratificadas em cinco classes de fertilidade, conforme Raij (2011):

- Muito baixa: < 50% da PR.
- Baixa: entre 50% e 70% da PR.
- Média: entre 70% e 90% da PR.
- Adequada: entre 90% e 100% da PR
- Alta: > 100% da PR.

Os valores obtidos são semelhantes aos recomendados para a cultura da soja na região Centro-Oeste do Brasil (Tecnologias..., 2013). A Tabela 3 apresenta a interpretação das faixas de suficiência de P extraído pelo método Mehlich1 para solos de textura média e arenosa (até 35% de argila) coletados na camada de 0 m a 0,2 m na região sul do Piauí.

Tabela 3. Estratificação das faixas de suficiência de fósforo (P) extraído pelo método Mehlich1 em solos com até 35% de argila na cultura da soja (*Glycine max*) em condições de sequeiro no sul do Piauí.

Classificação				
Muito baixa	Baixa	Média	Adequada	Alta
----- P (mg dm ⁻³) -----				
< 5,2	5,3 a 8,0	8,1 a 17,0	17,1 a 38,7	≥ 38,8

Fonte: Os autores.

De acordo com Sousa et al. (2004b), a adubação corretiva tem por objetivo elevar a disponibilidade do nutriente para valores próximos ao nível crítico. Na Tabela 4, são apresentadas duas opções para a adubação fosfatada corretiva: a) a correção do solo com uma única aplicação; e b) a correção gradativa. Em ambos os casos, uma vez o solo corrigido, sugere-se a adubação de manutenção. Conforme Sousa et al. (2004b), a adubação corretiva com aplicação única pode ser empregada a lanço, com a incorporação do adubo na camada arável (de 0 m a 0,20 m). Nos casos em que a dose for inferior a 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅, deve-se aplicar o fertilizante de forma localizada, no sulco de semeadura.

Tabela 4. Recomendação de adubação fosfatada corretiva a lanço e adubação fosfatada corretiva gradual no sulco de semeadura, de acordo com a classe de disponibilidade de fósforo (P) e com o teor de argila em solos de Cerrados.

Teor de argila	Adubação fosfatada (kg ha ⁻¹ de P ₂ O ₅) ⁽¹⁾			
	Corretiva total ⁽²⁾		Corretiva gradual ⁽³⁾	
	P muito baixo ⁽⁴⁾	P baixo ⁽⁴⁾	P muito baixo ⁽⁴⁾	P baixo ⁽⁴⁾
> 60	240	120	100	90
40 a 60	180	90	90	80
20 a 40	120	60	80	70
≤ 20	100	50	70	60

⁽¹⁾P solúvel em citrato de amônio neutro + água para fosfatos acidulados; P solúvel em ácido cítrico a 2% (relação 1:100) para termofosfatos, fosfatos naturais e escórias.

⁽²⁾Além da dose de correção total, usar adubação de manutenção. ⁽³⁾No sulco de semeadura, em substituição à adubação de manutenção. ⁽⁴⁾Conforme Tabela 3.

Fonte: Tecnologias... (2013).

Para a adubação corretiva gradual, pode-se empregar a mesma recomendação de Sousa et al. (2004b), ou seja, quando da impossibilidade de fazer o aporte para a correção do solo em uma única vez, pode-se aplicar, no sulco de semeadura, quantidades de P superiores à faixa de interpretação adequada ou de manutenção até atingir, após alguns anos, a disponibilidade de P desejada. Pressupõe-se que o retorno devido à adubação corretiva ocorra num intervalo de 5 anos (Sousa et al., 2004b).

Considerando os resultados da Tabela 3 para as faixas de suficiência muito baixa e baixa (Tecnologias..., 2013), objetiva-se alcançar valores de P no solo na faixa de classificação adequada ou nível crítico (NC = 90% da PR). As sugestões de doses para as adubações fosfatadas corretiva e gradual apresentadas na Tabela 4 foram feitas a partir da reunião de resultados de diferentes classes texturais.

Para adubação fosfatada corretiva em única aplicação, pode-se dividir a dose, de modo que seja, em parte, a lanço (com fontes de menor solubilidade) e, em parte, no sulco de semeadura.

Quando o nível de P no solo estiver classificado como médio, adequado ou alto (Tabela 3), deve-se usar somente a adubação de manutenção, que corresponde a 20 kg ha⁻¹ de P₂O₅ para cada 1.000 kg de grãos produzidos (Tecnologias..., 2013).

Adubação potássica

Para a geração das faixas de suficiência de K, utilizaram-se dados de experimentação com doses do nutriente realizada no sul do Piauí com a cultura da soja (dados não publicados), empregando o modelo inverso de primeira ordem (Figura 2). As concentrações de K no solo foram estratificadas em quatro classes de fertilidade:

- Baixa: <70% da PR.
- Média: de 70% a 90% da PR.
- Adequada: de 90% a 100% da PR.
- Alta: > 100% da PR.

A interpretação das classes de concentração de K no solo encontra-se na Tabela 5.

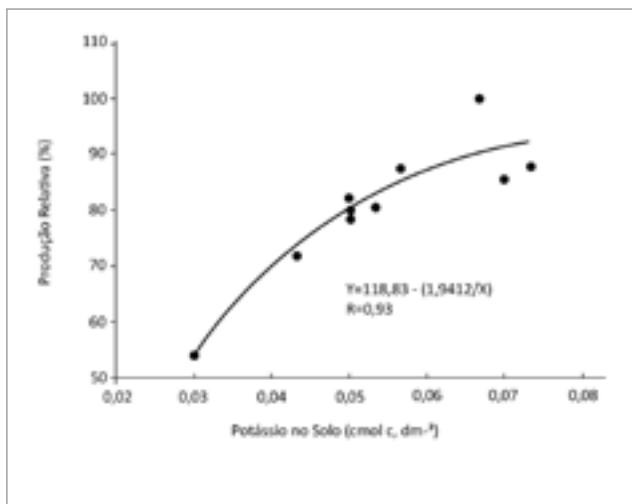


Figura 2. Produtividade relativa de grãos de soja (*Glycine max*) em função da concentração de potássio no solo (método Mehlich1), em Bom Jesus, PI.

Tabela 5. Classificação de concentração de potássio (K) em solos com até 35% de argila na cultura da soja (*Glycine max*) em condições de sequeiro no sul do Piauí.

Classificação	Faixa de concentração	
	K (mg dm ⁻³)	K (cmol _c dm ⁻³)
Baixa	< 15	< 0,04
Média	15 a 26	0,04 a 0,07
Adequada	27 a 40	0,07 a 0,10
Alta	≥ 41	≥ 0,10

Fonte: Os autores.

A recomendação das doses de adubo potássico está apresentada na Tabela 6, com sugestão de adubação corretiva para concentrações classificadas como baixa e média, similar ao procedimento adotado por Vilela et al. (2004). Para valores acima de 100 kg ha⁻¹ de K₂O, recomenda-se parcelar a adubação para evitar possíveis perdas por lixiviação ou lavagem superficial (Vilela et al., 2004).

Para as faixas adequada e alta, na semeadura da soja, deve-se aplicar adubação de manutenção de 20 kg de K₂O para cada 1.000 kg de grãos que se espera produzir (Tecnologias..., 2013).

Tabela 6. Recomendações de adubações potássicas corretiva e gradual para a cultura da soja (*Glycine max*) em condições de sequeiro.

Adubação potássica corretiva ¹		Adubação potássica corretiva gradual	
Baixa	Média	Baixa	Média
----- kg ha ⁻¹ de K ₂ O -----			
135	110	75	70

⁽¹⁾Há necessidade de adicionar aos valores de adubação corretiva a quantidade recomendada na adubação de manutenção.

Adubação com micronutrientes e enxofre

Para os micronutrientes, podem-se empregar as faixas de interpretação elaboradas por Galvão (2004), bem como as recomendações de aplicação que foram preconizadas por esse autor para a região do Cerrado (Galvão, 2004). A adubação com S pode ser realizada com o uso do gesso ou empregando-se fontes que contenham esse nutriente, como o superfosfato simples. Caso o gesso seja utilizado para a eliminação do Al tóxico, devem-se considerar os critérios e a recomendação de doses preconizados por Rein e Sousa (2004).

Considerações sobre a interpretação e a recomendação dos nutrientes fósforo e potássio para a cultura da soja no sul piauiense

É importante salientar que, da adubação corretiva (com P ou K) em única aplicação, não se deve esperar resposta superior a 3.000 kg ha⁻¹ de grãos, principalmente nas classes de interpretação muito baixa e baixa (Sousa; Lobato, 2004a; Tecnologias..., 2013).

Em relação à interpretação apresentada nas Tabelas 3 e 5, é oportuno relacionar as faixas com os boletins de recomendação de adubação e correção da acidez do solo mais empregados no Piauí, que são o boletim *Cerrado: correção do solo e adubação* (Sousa; Lobato, 2004a) e as *Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação* (Ribeiro et al., 1999). Em relação às classificações propostas para o P, as classes de interpretação estive-

ram próximas das faixas sugeridas pelo boletim da região do Cerrado (Sousa; Lobato, 2004a), porém a principal diferença está na maior amplitude da faixa de suficiência classificada como adequada. Ainda com relação ao P, as faixas apresentadas estiveram próximas daquelas publicadas na 5ª Aproximação de Minas Gerais (Ribeiro et al., 1999). Para o K, o raciocínio inverso pode ser empregado, ou seja, no boletim do Cerrado (Sousa; Lobato, 2004a), as faixas de suficiência apresentaram valores próximos para os solos com CTC (pH 7,0) menor do que $4,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Já na recomendação de Minas Gerais (Ribeiro et al., 1999), as classificações apresentadas estiveram abaixo do preconizado.

Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho

Introdução

A cultura do milho encontra-se amplamente difundida no Brasil devido à sua multiplicidade de usos na propriedade rural e devido à tradição de cultivo desse cereal pelos agricultores brasileiros (Magalhães et al., 2002). O milho é a segunda maior cultura de grãos produzida no Brasil. Na safra 2018/2019, foram plantados aproximadamente 17 milhões de hectares, sendo 4 milhões de hectares na primeira safra e 12 milhões de hectares na segunda safra (Acompanhamento..., 2017). A produção total de milho no País foi de aproximadamente 98,5 milhões de toneladas na safra 2018/2019. Desse total, 62 milhões de toneladas foram produzidos na segunda safra (Acompanhamento..., 2019). Dessa forma, verifica-se que a produção de milho em segunda safra hoje supera a do milho plantado em primeira safra (ou seja, no verão).

Os plantios dessa cultura no Brasil são realizados durante o período chuvoso, que varia entre as diferentes regiões do Brasil: na região Sul, inicia-se no final de agosto; no Sudeste e no Centro-Oeste, nos meses de outubro/novembro; no Nordeste, o plantio do milho ocorre de novembro a janeiro. Assim a safrinha refere-se ao milho de sequeiro (plantado extemporaneamente em fevereiro ou março, quase sempre depois da soja precoce), que é plantado predominantemente na região Centro-Oeste e nos estados do Paraná e de São Paulo.

A produção nordestina de safrinha é muito menor do que a do restante da principal área produtora dos Cerrados. Enquanto no Nordeste a safrinha responde por 0% a 40% da produção de milho, em todo o Brasil, a safrinha é responsável, em média, por 65% do milho produzido (Acompanhamento..., 2017).

O milho tem potencial produtivo acima de 10.000 kg ha⁻¹ de grãos e pode alcançar até 22.000 kg ha⁻¹ (Ferreira, 2009). Porém nem sempre os valores chegam a tanto; por exemplo, a média de produtividade de grãos de milho na safra 2015/2016 foi de aproximadamente 4.000 kg ha⁻¹ (Acompanhamento..., 2017). O milho é cultivado com diferentes níveis de tecnologia no Brasil, seja por agricultores familiares (que produzem para sua alimentação e de suas criações), seja por aqueles que exploram de forma comercial. Os agricultores que investem em tecnologia na produção de milho esperam elevados retornos produtivo e financeiro, pois essa cultura tem grande potencial de produção proporcionado pelo melhoramento genético. Entretanto, além do clima, a fertilidade do solo pode limitar a produção de milho, principalmente em sistemas intensivos de cultivo.

O manejo da fertilidade do solo em sistemas integrados de produção envolvendo milho deve priorizar a qualidade do solo e a melhoria dos seus atributos químicos, físicos e biológicos, e não somente a reposição dos elementos minerais para a nutrição de plantas. Dependendo do manejo empregado, quando o milho é cultivado em consórcio, sucessão ou rotação, ele pode exaurir o solo caso não haja a reposição adequada de nutrientes (Nicolodi; Gianello, 2015). Entretanto há de se considerar que sistemas integrados podem aumentar a capacidade de troca de cátions e os ciclos biológicos do solo, o que favorece o acúmulo e a reposição de nutrientes, que podem resultar em diminuição do emprego de fertilizantes ao longo dos anos de adoção.

Exigências nutricionais do milho

A cultura do milho é exigente em relação à fertilidade do solo e, em sistemas consorciados, não se pode menosprezar as exigências nutricionais da planta (Alvarenga et al., 2006). O plantio dessa gramínea é geralmente realizado em solos de elevada fertilidade ou de fertilidade construída. Solos recém-desbravados do Cerrado não são recomendados para o cultivo do milho devido à sua baixa

fertilidade natural, o que é característico desse bioma nas regiões tropicais. Ademais, o milho é sensível à acidez do solo e à presença de Al, características também corriqueiras em solos naturais do Cerrado.

A adição de nutrientes nos sistemas produtivos integrados com milho deve ser baseada em análise de solo, diagnóstico nutricional e suas interpretações. A destinação do cultivo – produção de grãos ou de forragem (silagem e fenação) – também deve ser considerada no planejamento da adubação, pois a extração e a exportação de nutrientes diferem, dependendo do objetivo do cultivo (Ueno et al., 2013). A extração e a exportação de nutrientes no milho estão relacionadas também com seu potencial produtivo (Ferreira, 2009). As quantidades de macronutrientes extraídas pela planta e exportadas pelos grãos estão de acordo com as seguintes ordens decrescentes: N>K>P>Mg>Ca>S e N>K>P>Mg>Ca, respectivamente. Já as quantidades de micronutrientes estão de acordo com estas ordens³: Fe>Mn>Zn>Cu>B e Zn>Fe>Mn>Cu>B, respectivamente (Ferreira, 2009).

Os sistemas Barreirão (Magalhães et al., 2001) e Santa Fé (Kluthcouski et al., 2000) são utilizados para recuperar pastagens degradadas e, para amenizar o custo da implantação, utilizam-se do milho (Alvarenga et al., 2006). Entretanto, como as áreas degradadas apresentam baixa fertilidade do solo, é necessário ter melhoria inicial dos atributos químicos, o que exige maiores investimentos. Esses investimentos iniciais incluem a adequada correção da acidez do solo e, se necessário, o uso da gessagem, fosfatagem e potassagem antes da introdução do milho no sistema integrado de produção.

As interpretações das análises e as recomendações de adubação para a cultura do milho devem ser feitas por meio de manuais de fertilidade para a região dos Cerrados (Sousa; Lobato, 2004a; Flores; Cunha, 2016), que apresentam informações sobre a correta nutrição do milho em sistemas integrados de produção. No manejo de solos com fertilidade já construída, que são ideais para a agricultura intensiva e para o uso de sistemas integrados de produção, recomenda-se manter os níveis críticos de elementos do solo descritos por Resende et al. (2016), conforme Tabela 7.

⁽⁴⁾Mn: manganês; Zn: zinco; Cu: cobre; B: boro.

Tabela 7. Valores de referência para atributos da fertilidade do solo, na camada de 0 m a 0,20 m de profundidade, para o estabelecimento de ambientes de produção intensiva no Cerrado. Níveis críticos correspondem ao maior valor para cada atributo, considerando-se subdivisões relacionadas à textura/capacidade de troca catiônica.

Atributos associados à fertilidade do solo ⁽¹⁾											
Teor de argila	Matéria orgânica	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Mn	Zn	V
%	g kg ⁻¹	-- mg dm ⁻³ --		-- cmol _c dm ⁻³ --		----- mg dm ⁻³ -----					- % -
< 15	8-10	18-25	30-40								
16-35	16-20	15-20	70-80	1,5-2,4	0,5-1,0	5,0-9,0	0,3-0,5	0,5-0,8	2,0-5,0	1,1-1,6	40-50
36-60	24-30	8-12	70-80								
> 60	28-35	4-6	70-80								

⁽¹⁾Ca: cálcio. Mg: magnésio. Teores de fósforo (P) e de potássio (K) determinados com o extrator Mehlich1. Teor de enxofre (S) determinado por extração com Ca(H₂PO₄)₂ e interpretação considerando a média dos valores obtidos em amostras coletadas nas profundidades de 0 m a 0,2 m e de 0,2 m a 0,4 m. Teor de boro (B) determinado por extração com água quente. Teores de cobre (Cu), de manganês (Mn) e de zinco (Zn) determinados com o extrator Mehlich1, com interpretação considerando o pH (água) do solo próximo de 6,0. Para o K, os teores críticos de 40 mg dm⁻³ e 80 mg dm⁻³ referem-se a solo com CTC_{pH 7,0} < 4,0 e > 4,0 cmol_c dm⁻³, respectivamente. Saturação por bases (V) do solo desejada para o cultivo de milho.

Fonte: Resende et al. (2016).

Correção da acidez do solo

A correção da acidez do solo em sistemas integrados deve considerar as exigências em relação ao pH e saturação por bases, bem como a tolerância da cultura principal à saturação por Al (nesse caso, o milho ou a cultura de maior exigência nutricional envolvida no sistema). Segundo Alvarenga et al. (2006), para elevada produtividade de milho, os atributos químicos do solo devem apresentar os seguintes valores: pH = 6,0; Ca = 2,2 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; Mg = 0,8 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$; saturação por bases = 55%; e saturação por Al = 0%.

Os materiais corretivos são classificados pelas suas reatividades e concentrações de CaO e de MgO e suas eficiências são avaliadas pelo poder relativo de neutralização total (PRNT). O valor de PRNT do calcário indica quanto desse insumo reagirá no solo no período de 90 dias. Os cálculos de calagem revelam a quantidade de calcário (em t ha^{-1}) a ser incorporada na profundidade de 0,20 m. Os métodos de cálculo da calagem para a região dos Cerrados são: o método da neutralização do Al^{3+} e elevação do Ca^{2+} e do Mg^{2+} e o método da saturação por bases. Os cálculos baseiam-se na concentração de argila, CTC, saturação por bases da análise e quantidades de Al, de Ca e de Mg do solo que será cultivado, além da saturação de 60%, indicada para a cultura do milho (Sousa; Lobato, 2004a). Considerando que os sistemas intensivos normalmente empregam o SPD, um dos desafios é efetuar as correções químicas sem o revolvimento do solo (que é uma premissa para a adoção de sistemas conservacionistas). Por isso, em áreas de abertura (primeiro ano de cultivo) ou com pastagens degradadas, a aplicação do calcário e sua incorporação devem ser realizadas antes da adoção dos sistemas integrados. Em solos com fertilidade construída, devem-se observar as análises químicas do solo; se não houver problemas de acidez, podem-se adotar os sistemas integrados de produção sem a aplicação de calcário.

As regiões tropicais são caracterizadas por elevadas temperatura e precipitação. Diante desse cenário, a condição inicial do solo na implantação do sistema é extremamente importante para a obtenção de elevadas produtividades. O maior desafio para a implantação dos sistemas integrados nas condições tropicais é a acidez elevada associada ao baixo poder tampão dos solos, os quais, após os primeiros anos de cultivo, necessitam de calagem em intervalos menores.

A alternativa para evitar a reaplicação de corretivo em períodos curtos é a utilização de calcários com maiores granulometrias no momento da implantação do sistema integrado de produção com milho. Ratke et al. (2014) relataram que a maior produtividade de milho (9.000 kg ha^{-1}) no primeiro ano de cultivo foi proporcionada com o uso de $6,5 \text{ t ha}^{-1}$ de calcário com granulometria de 0,8 mm a 2,0 mm, incorporado ao solo até a profundidade de 0,20 m. Ainda segundo esses autores, a incorporação e a granulometria do calcário promoveram maior desenvolvimento radicular e melhor distribuição de raízes no solo.

Adubação nitrogenada

As adubações com N são frequentes na cultura do milho, principalmente na região dos Cerrados, os quais normalmente apresentam baixo conteúdo de matéria orgânica (Andrade et al., 2004). As adubações com N fertilizante no milho ocorrem na semeadura e em cobertura. Na semeadura, recomenda-se utilizar de 30 kg ha^{-1} a 50 kg ha^{-1} de N (Fancelli, 2010) e, em cobertura, o N deve ser fornecido até o estágio V6, que é a fase de maior demanda do nutriente pela cultura (Pinho et al., 2009). As doses de N em cobertura são definidas pelo potencial produtivo da cultivar ou híbrido de milho. Segundo Fancelli (2010), em sistemas integrados de produção ou em solos com intensivo cultivo, o N em cobertura deve ser parcelado em três aplicações: a primeira nas fases V3 e V4; a segunda nas fases de V6 a V8; e a terceira nas fases de V10 a V12.

Os sistemas integrados de produção preconizam a redução das adubações nitrogenadas em função da ciclagem de nutrientes e da fixação biológica do N, principalmente por leguminosas (fabáceas). A utilização de gramíneas (poáceas) dos gêneros *Pennisetum* (milheto), *Urochloa* (braquiária), *Megathyrus* (tanzânia) em consórcio, em sucessão ou em rotação com o milho promove a ciclagem de N, o que faz diminuir suas perdas no sistema produtivo (Borghi et al., 2006; Pacheco et al., 2011; Mendonça et al., 2014).

Os cultivos de milho em sistemas integrados devem ser precedidos do cultivo de fabáceas, as quais têm baixa relação C:N e estabelecem a simbiose com bactérias que fixam o N. As fabáceas mais utilizadas nesses sistemas

são a soja, a crotalária (*Crotalaria juncea*) e o feijão-guandu (*Cajanus cajan*). Na região Nordeste, é comum o consórcio entre milho e feijão-caupi (*Vigna unguiculata*) (Blanco et al., 2011). O milho pode ser semeado com poáceas e fabáceas em consórcios triplos, que favorecem a manutenção e o aumento de N na biomassa (Silva, 2016). O N contido na biomassa, em condições edafoclimáticas do Cerrado nordestino, passa a ser disponibilizado rapidamente depois da senescência de plantas de cobertura e adubos verdes (Leite et al., 2010; Pacheco et al., 2017), o que leva à diminuição da dependência dos fertilizantes nitrogenados (Pacheco et al., 2013). Fancelli (2010) recomenda também a aplicação de inoculantes que contenham os gêneros *Azospirillum* e *Pseudomonas* para promover a fixação biológica de N, que pode contribuir com 30 kg ha⁻¹ a 50 kg ha⁻¹ de N, e assim reduzir o uso de fertilizante mineral. Porém deve-se ressaltar que a inoculação não é suficiente para atender às necessidades de N pela cultura do milho, necessitando de adubações nitrogenadas.

Para a definição da dose de N fertilizante para a cultura do milho em sistemas integrados de produção, devem-se considerar os aportes prévios promovidos pela ciclagem da biomassa e pela fixação biológica de N (Damin; Silva, 2016), além dos aportes de N promovidos pelos cultivos anteriores (Fancelli, 2010). Assim a quantidade de N recomendada será menor do que aquelas recomendadas para o cultivo do milho em manuais de fertilidade do solo.

Adubação fosfatada

Na cultura do milho, são frequentes as adubações com P em quantidades acima de 100 kg ha⁻¹ de P₂O₅ em solos de Cerrado devido ao baixo aproveitamento do nutriente (de 20% a 30%) (Blanco et al., 2011), que é consequência de sua forte adsorção pelos componentes minerais das argilas em solos caulíníticos e oxídicos.

O SPD e o consórcio com *Urochloa* favorecem a disponibilidade de P no solo e possibilitam maior absorção desse elemento pela planta de milho (Cruz et al., 2008). Essas práticas de manejo são amplamente disseminadas nas áreas de agricultura intensiva do Nordeste brasileiro. Além disso, o aumento da matéria orgânica do solo, promovido pela adoção de sistemas integrados de produção, proporciona menor fixação do P às partículas coloidais

do solo e maior ciclagem do elemento por microrganismos (Pacheco et al., 2013, 2017). As adubações sucessivas com P aumentam também a concentração do nutriente no solo, o que faz diminuir sua fixação devido à saturação dos sítios de adsorção. Outra alternativa para a disponibilização de P na implantação de sistemas produtivos de milho é empregar fontes naturais de P com menor solubilidade, tais como, fosfatos naturais, os quais reduzem a fixação de P e promovem efeito residual do elemento por longos períodos.

Adubação potássica

Recomenda-se que as adubações potássicas no milho sejam parceladas devido à grande quantidade de K recomendado para a cultura e à facilidade de sua perda por lixiviação. O parcelamento deve ser feito em função das características edáficas da região, bem como da época de maior absorção de K pela cultura. Petter et al. (2016) relataram que a dose de 53 kg ha⁻¹ de K₂O promoveu maior produtividade de milho (6.607 kg ha⁻¹) no Cerrado piauiense, quando sua aplicação foi dividida em 50% no plantio e 50% em cobertura (fase V6).

O uso de plantas como o *P. glaucum* e as do gênero *Urochloa* é uma forma de manter o K no solo em sistemas produtivos integrados (Pacheco et al., 2013). O consórcio entre milho e *U. ruziziensis* promove aportes superiores a 100 kg ha⁻¹ de K ao solo. Já os sistemas com *P. glaucum* e *U. ruziziensis* em cultivo sucessivo à soja aumentam os aportes de K, quando comparados ao monocultivo de soja. Essas plantas têm grande desenvolvimento radicular, o que permite recuperar o K lixiviado das camadas superficiais do solo onde os fertilizantes são aplicados e promover aporte de K ao sistema produtivo.

Adubação com micronutrientes e enxofre

Os micronutrientes B, cloro (Cl), Cu, Fe, Mn, molibdênio (Mo) e Zn são fundamentais à cultura do milho (Coelho, 2006). Entre esses, o milho extrai maiores quantidades de Fe, de Mn e de Zn e exporta grande quantidade de Zn (Ferreira, 2009). Porém os solos do Cerrado têm baixas concentrações de micronutrientes, com exceção do Fe e do Mn (Moraes et al., 2016).

A matéria orgânica é fonte de micronutrientes, que são liberados durante a mineralização, o que pode suprir as necessidades das culturas. Como a dinâmica dos micronutrientes no solo depende de vários fatores edáficos e climáticos, é preciso verificar como ela opera em cada sistema integrado de produção, para que o manejo das adubações seja realizado conforme a necessidade. Por exemplo, Teixeira et al. (2008) relataram que as poáceas acumulam maiores quantidades de Cu e de Zn, as fabáceas acumulam mais B e o consórcio entre milho e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*) foi o que proporcionou maior acúmulo de micronutrientes em suas palhadas. No Brasil, essas informações são escassas. Por isso devem-se promover pesquisas regionais para quantificar os teores de micronutrientes (nos sistemas de sucessão, de rotação e de consórcio de plantas), identificar deficiências e suprir o micronutriente que está ausente ou abaixo do nível crítico no sistema produtivo de milho, de modo a culminar na efetiva recomendação de adubação com micronutrientes. Para os sistemas integrados de produção, necessita-se ainda conhecer o aspecto nutricional e as interações entre as diferentes plantas cultivadas.

O cultivo consorciado de plantas gera competição por nutrientes no solo. Cury et al. (2012) descreveram que a presença de *Urochloa brizantha* reduziu severamente a extração de micronutrientes pela cultura do milho. Nesses casos, as adubações com micronutrientes em sistemas consorciados poderão ser maiores. A estratégia para recomendar aplicação de micronutrientes na cultura do milho deve ser estabelecida com base na interpretação das análises conjuntas de solo e de tecido vegetal.

O enxofre (S), que tem no gesso uma de suas fontes para as plantas, é um elemento essencial à produção vegetal. As principais vias de aporte desse nutriente são o superfosfato simples e o sulfato de amônio. Segundo Pinho et al. (2009), a absorção de S pelo milho é contínua desde sua emergência e seu acúmulo na planta é linear; assim observa-se que, no final do ciclo de desenvolvimento da planta, ocorre maior acúmulo desse elemento. Esses autores relataram também que é necessário 1,9 kg de S para produzir 1.000 kg de grãos de milho e 0,8 kg de S para produzir 1 t de massa seca de milho (sem grão). O consumo de S é maior em sistemas integrados de produção devido ao consórcio entre plantas, sucessões e rotações de culturas.

Como o fornecimento de S somente por meio da gessagem pode não ser suficiente para atender às exigências das culturas, deve-se analisar a demanda das culturas de forma integrada.

Segundo Alvarenga et al. (2006), a mistura de calcário e gesso na proporção de 60:40 ou 40:60 promoveu os melhores rendimentos de grãos de milho e massa seca de *Urochloa brizantha*. À medida que aumenta a dose de gesso, melhora a distribuição de Ca no solo, o que promove maior desenvolvimento radicular das plantas e, conseqüentemente, faz aumentar o volume de solo explorado, evitar possíveis deficits hídricos causados por veranicos na condição de cultivo de sequeiro e favorecer a nutrição e a produtividade do milho (Ratke et al., 2014).

Manejo da fertilidade do solo para a cultura do algodão

Introdução

Os solos da região Nordeste apresentam grande variabilidade quanto à sua fertilidade. De modo geral, solos de áreas com predominância de clima mais seco normalmente têm maiores teores de Ca, de Mg e de K; apresentam, no entanto, fortes restrições quanto aos teores de P e de N. Nas áreas dos Cerrados nordestinos, onde estão instaladas as maiores lavouras de algodão da região, os solos são, em sua maioria, naturalmente de baixa fertilidade e a reserva de nutrientes não é suficiente para suprir a quantidade extraída e exportada pelas culturas ao longo de várias colheitas. Assim a correção e a adubação desses solos são essenciais.

As produtividades nessa região de Cerrado podem alcançar 6.000 kg ha⁻¹ de algodão em caroço ou valores ainda maiores em função das condições dadas para o desenvolvimento da cultura e do elevado nível tecnológico adotado. Especialmente nas condições de maior produtividade, a adubação deve atender à demanda do sistema de produção usado e à expectativa de produtividade local, levando-se em consideração a necessidade de uso racional dos fertilizantes com sustentabilidade e responsabilidade ambiental.

Extração e exportação de nutrientes pelo algodoeiro

O algodoeiro é uma planta que extrai grandes quantidades de nutrientes do solo durante o seu ciclo e pode exportar cerca de 50% do total absorvido por meio das fibras e do caroço. A adubação deve considerar as quantidades exigidas pela cultura e a capacidade de fornecimento pelo solo e deve suplementar os nutrientes por meio de adubação mineral e, se possível, orgânica. Caso contrário, a planta poderá manifestar sintomas de deficiências nutricionais. Quando isso ocorre, o crescimento e a produção podem estar comprometidos, pois a planta sofre de “fome oculta” antes de manifestar a carência.

Nas regiões dos Cerrados brasileiros, Carvalho et al. (2011) têm mostrado que, para cada tonelada de algodão em caroço produzida, as extrações totais médias são de 66 kg de N, 20 kg de P_2O_5 , 59 kg de K_2O , 29 kg de CaO, 9 kg de MgO e 6 kg de S, enquanto as exportações médias são de 29 kg de N, 8 kg de P_2O_5 , 19 kg de K_2O , 4 kg de CaO, 4 kg de MgO e 4 kg de S. No caso dos micronutrientes, são extraídos cerca de 120g de B, 43 g de Cu, de 60 g a 1.200 g de Fe, de 52 g a 92 g de Mn, 1 g de Mo e de 43 g a 62 g de Zn para cada tonelada de algodão em caroço produzida e são exportados de 16 g a 27 g de B, de 6 g a 9 g de Cu, de 7 g a 200 g de Fe, de 10 g a 15 g de Mn e de 11 g a 44 g de Zn.

Marcha de absorção de nutrientes

O crescimento e o acúmulo de matéria seca do algodoeiro são lentos na fase inicial do seu ciclo, mas aumentam a partir de 25 a 30 dias após a emergência (DAE), tendem a reduzir aos 60 a 90 DAE e a se estabilizar a partir dos 90 DAE (Figura 3). A absorção dos nutrientes pela planta segue esse mesmo padrão: aumenta a partir dos 30 DAE (fase de emissão dos primeiros botões florais) e alcança a máxima absorção diária entre 60 e 90 DAE. Nesse período, as taxas de absorção de N e de K são altas. Na fase de enchimento dos frutos, a taxa de absorção de N pode variar de cerca de 2,5 quilogramas por hectare por dia a 3,6 quilogramas por hectare por dia; próximo ao pico do florescimento, a absorção de K pode variar entre 3,6 quilogramas por hec-

tare por dia e 4,8 quilogramas por hectare por dia. Cerca de 60% do acúmulo total de K ocorre entre o aparecimento da primeira flor e a maturidade do capulho. Na proximidade do máximo florescimento, um terço do total acumulado é absorvido em um período de 12 a 14 dias, época em que a deficiência de K pode comprometer a produtividade (Silva, 1999).

Quanto mais precoce é a cultivar ou mais adensado é o plantio, mais cedo ocorrem os picos de absorção e maior atenção deve ser dada à adubação. As aplicações em cobertura devem ser programadas conforme a realidade de cada lavoura em função do tipo de solo, da intensidade de chuvas e da disponibilidade de máquinas e implementos. Em solos mais arenosos, os riscos de perda do nutriente por lixiviação são maiores, principalmente os de maior mobilidade, como o K.

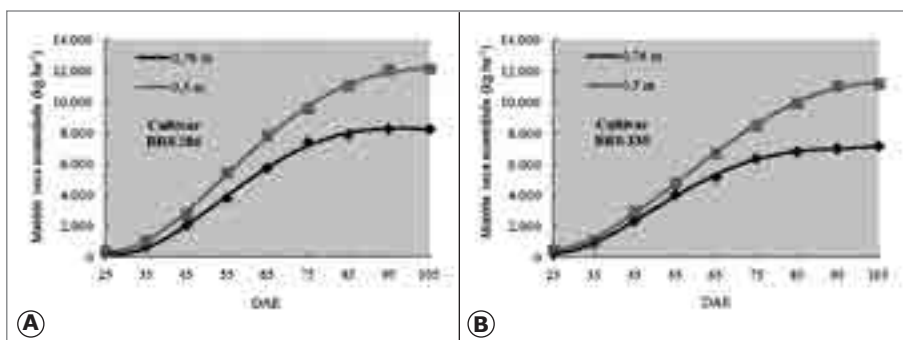


Figura 3. Matéria seca acumulada pelo algodoeiro (*Gossypium hirsutum* L.) cultivado até os 105 dias após a emergência (DAE) em entrelinhas, nos espaçamentos de 0,5 m e 0,76 m com as cultivares BRS 286 (A) e BRS 335 (B).

Correção da acidez do solo

O algodoeiro apresenta grande sensibilidade ao Al em níveis tóxicos, o que acontece quando o solo apresenta saturação por bases menor do que 45% (Rosolem, 2010). Em solos ácidos, com presença de Al tóxico e/ou baixos teores de Ca e de Mg, pode haver menor desenvolvimento radicular, o que acaba afetando todo o processo de absorção de nutrientes e água, resultando em menor crescimento da planta e redução de produtividade. O pH em água ideal para o cultivo do algodoeiro é próximo a 6,0; em pH de valores menores do que 5,5, pode haver redução de produtividade (Borin et al., 2015).

Em áreas de Cerrado do Nordeste, é comum empregar o método da saturação por bases para determinar a quantidade de calcário. Porém, em solos arenosos (teor de argila menor do que 15%), são mais apropriados os critérios de neutralização do Al e/ou de aumento dos teores de Ca e de Mg trocáveis, considerando o maior valor encontrado em uma das seguintes equações (Sousa; Lobato, 2004a):

$$NC = (2 \times Al) \times f$$

ou

$$NC = 2 - (Ca + Mg) \times f$$

em que:

NC = necessidade de calcário (dada em $t \text{ ha}^{-1}$).

Al = concentração de Al no solo (dada em $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

f = fator de correção para qualidade do calcário.

Ca = concentração de Ca no solo (dada em $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

Mg = concentração de Mg no solo (dada em $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$).

O fator f é calculado pela expressão:

$$f = 100/\text{PRNT}$$

em que PRNT = valor do calcário utilizado poder relativo de neutralização total.

O algodoeiro produz bem em solos cuja saturação por bases varia de 45% a 80%. Em geral, saturações de 50% a 60% e pH em água máximo de 6,5 (Ferreira et al., 2009) são suficientes para obter boas produtividades, embora existam cultivares que respondem a saturações de 70% a 80%. A sensibilidade do algodoeiro ao Mn pode explicar essa exigência diferenciada de algumas cultivares. A calagem deve ser feita para atender à cultura mais sensível usada no sistema de rotação (que é o algodoeiro) e deve-se reaplicar o corretivo sempre que o limite inferior da faixa de saturação adequada for atingido.

Adubação nitrogenada

Com relação às adubações nitrogenadas, sugerem-se, na Tabela 8, quantidades a serem aplicadas no sulco de semeadura e em cobertura em função da expectativa de produtividade de algodão em caroço, especialmen-

te para o cultivo em solos com textura de média a argilosa. Para solos com textura arenosa (teor de argila menor do que 15%), admite-se aumento de 10% a 20% da dose indicada para a adubação de cobertura, especialmente se a cultura anterior tiver sido gramínea.

Tabela 8. Sugestões da quantidade de nitrogênio (N) a se aplicar na cultura do algodão (*Gossypium hirsutum* L.) em função da produtividade esperada de algodão em caroço.

Expectativa de produtividade ⁽¹⁾ kg ha ⁻¹	Dose de N ⁽²⁾	
	Plantio	Cobertura
	----- kg ha ⁻¹ -----	
Até 3.000	15 a 20	60 a 80
4.000	15 a 20	80 a 100
5.000 ⁽³⁾	15 a 20	100 a 120
6.000 ⁽³⁾	15 a 20	120 a 140

⁽¹⁾Expectativa de produtividade com base na maior produtividade alcançada na região ou nos melhores talhões da propriedade para condições similares de solo, cultivar e manejo. ⁽²⁾Os maiores valores correspondem às áreas com elevado potencial de resposta a N: solos com baixo teor de matéria orgânica (MO); primeiros anos de plantio direto, cuja cultura antecessora ao algodão é uma gramínea. Os menores valores correspondem às áreas com baixo potencial de resposta a N: rotação de culturas com leguminosa (soja ou cultura de cobertura); solos com vários anos de sistema de plantio direto e alto teor de MO; cultivos sucessivos com algodão.

⁽³⁾É pouco provável alcançar esse nível de produtividade em solos em processo de correção de sua fertilidade ou em locais com pluviosidade inferior a 1.200 mm, bem-distribuídos nos primeiros 160 dias do ciclo da cultura.

Fonte: Carvalho et al. (2011).

Em regiões com menor frequência de veranico, elevada precipitação pluviométrica e potencial produtivo superior a 4.500 kg ha⁻¹ de algodão em pluma, assim como em áreas irrigadas, pode haver resposta a doses de N superiores a 180 kg ha⁻¹. A aplicação de 35 kg ha⁻¹ a 40 kg ha⁻¹ de N para cada tonelada de algodão em caroço que se espera produzir na área também é um critério que pode ser considerado.

Em solos com maior teor de matéria orgânica, o algodoeiro responde menos à adubação nitrogenada. Porém, em sistemas integrados com em-

prego de plantas de cobertura, o algodoeiro tende a ser mais responsivo, quando se aumenta a palhada sobre o solo. Parte da adubação nitrogenada pode ser aplicada a lanço na cultura de cobertura que antecede o cultivo do algodoeiro ou na palhada seca das plantas de cobertura até o limite de um terço da dose prevista. O restante deve ser aplicado preferencialmente de forma incorporada na entrelinha, dividido em uma ou duas coberturas aos 25 DAE e aos 45 DAE. Em solos arenosos, recomenda-se fazer duas aplicações. Em cultivos com espaçamento adensado, pode-se fazer uma única aplicação aos 30 DAE. Em locais com chuvas frequentes, pode-se aplicar o adubo a lanço tanto na forma de ureia como de sulfato de amônio, especialmente quando se usam produtos com tecnologia de redução de volatilização e de queima das plantas.

Adubação fosfatada

O P é um dos nutrientes aplicados em maiores quantidades nas adubações devido à sua adsorção no solo. Sua recuperação pelas culturas anuais é inferior a 35%, o que é considerado um índice baixo (Borin et al., 2015). A interpretação dos resultados da análise de solo para P na região do Cerrado do Nordeste é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9. Rendimento potencial e interpretação da análise de solo para o fósforo (P) extraído pelo método de Mehlich1, de acordo com o teor de argila, para recomendação de adubação fosfatada em sistema de sequeiro com culturas anuais no Cerrado.

Teor de argila %	Rendimento potencial da cultura (%)				
	0-40	41-60	61-80	81-90	> 90
	P no solo				
	Muito baixo	Baixo	Médio	Adequado	Alto
	----- mg dm ⁻³ -----				
≤ 16	0,0 a 6,0	6,1 a 12,0	12,1 a 18,0	18,1 a 25,0	> 25,0
16-35	0,0 a 5,0	5,1 a 10,0	10,1 a 15,0	15,1 a 20,0	> 20,0
36-60	0,0 a 3,0	3,1 a 5,0	5,1 a 8,0	8,1 a 12,0	> 12,0
> 60	0,0 a 2,0	2,1 a 3,0	3,1 a 4,0	4,1 a 6,0	> 6,0

Fonte: Adaptado de Sousa et al. (2004b).

Para que o algodoeiro alcance produtividades satisfatórias, a adubação com P é imprescindível. Por isso, em áreas novas ou com teores de P considerados muito baixos ou médios, o ideal é realizar a adubação de correção para a elevação das concentrações de P aos níveis de adequado a alto.

Na maioria das áreas cultivadas com algodoeiro, os solos já se encontram com a fertilidade corrigida quanto ao P, apresentando valores classificados como médio, adequado, bom ou alto, de acordo com as tabelas de interpretação de análise de solos. Nessas condições, deve-se fazer apenas adubação de manutenção baseada na quantidade de nutrientes extraídos e exportados pela cultura (Tabela 10).

Tabela 10. Sugestões de adubação fosfatada de manutenção do algodoeiro (*Gossypium hirsutum* L.) cultivado no Cerrado em função da expectativa de produtividade e da classificação da análise de solo (ver Tabela 9).

Expectativa de produtividade ⁽¹⁾ kg ha ⁻¹	P no solo	
	Adequado	Alto ⁽²⁾
	----- kg ha ⁻¹ de P ₂ O ₅ ⁽³⁾ -----	
Até 3.000	60	30
4.000	90	45
5.000 ⁽⁴⁾	110	55
6.000 ⁽⁴⁾	135	70

⁽¹⁾Expectativa de produtividade com base na maior produtividade alcançada na região ou nos melhores talhões da propriedade para condições similares de solo, cultivar e manejo. ⁽²⁾Nível alto de P no solo, no qual a adubação pode ser reduzida ou até suprimida por uma safra em anos de elevada relação de preços de insumo/produto. ⁽³⁾Doses estimadas considerando que o algodoeiro extrai cerca de 20 kg ha⁻¹ a 25 kg ha⁻¹ de P₂O₅ para cada 1.000 kg de algodão em caroço produzidos. ⁽⁴⁾É pouco provável alcançar esse nível de produtividade em solos em processo de correção de sua fertilidade ou em condições de sequeiro nos locais com pluviosidade inferior a 1.200 mm, razoavelmente bem-distribuídos durante o ciclo da cultura.

Fonte: Carvalho et al. (2011).

Quanto ao modo de aplicação dos fertilizantes fosfatados em solos com concentrações baixas de P (Tabela 9), a aplicação no sulco de semeadura é mais eficiente do que a lanço. Porém é conveniente evitar doses acima de 120 kg ha⁻¹ de P₂O₅ no sulco. Em solos com concentrações de adequadas a

altas, a aplicação do fertilizante pode ser feita a lanço ou no sulco, sem que haja diferença de produtividade. Havendo interesse, sobretudo no SPD, parte da adubação fosfatada pode ser aplicada na cultura de cobertura que antecederá o cultivo do algodão.

Na incorporação de áreas nativas ou conversão de outros usos para o cultivo do algodoeiro, deve-se promover a adubação corretiva total da área. Nesse caso, aplicam-se 5 kg ha^{-1} de P_2O_5 para cada unidade percentual (ou 1%) de argila da camada arável do solo (Sousa et al., 2004b). Em geral, o algodão entra na área após três safras com outras culturas, especialmente soja, feijão-caupi, arroz (*Oryza sativa*) e milho.

Adubação potássica

O K é o segundo nutriente mais absorvido e exportado pelo algodoeiro e é imprescindível para o desenvolvimento a produtividade e qualidade da fibra. Em geral, são preconizadas adubações foliar, corretiva e de manutenção para se obterem altas produtividades.

Em solos de textura média e argilosa e com concentração de K muito baixa, é possível fazer adubação corretiva com K para elevar para 3% a 4% a sua saturação na CTC sob pH 7,0%. Porém, em solos arenosos com menos de 20% de argila e CTC menor do que $4,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, a adubação corretiva não é recomendada em razão do elevado potencial de lixiviação de K. Em geral, a classificação de K é a que se mostra na Tabela 11. De todo modo, as áreas cultivadas com algodoeiro nas regiões de Cerrado do Nordeste já estão corrigidas quanto às concentrações de K; por isso é necessário fazer apenas adubações de manutenção. Na Tabela 12, é apresentada a sugestão de adubação com K em função de seus valores no solo e da expectativa de produtividade.

O algodoeiro responde à adubação com K quando o solo tem baixos valores de K e/ou quando a relação $(\text{Ca}+\text{Mg})/\text{K}$ é maior do que 20. Em solos arenosos da Bahia (já corrigidos e cultivados anualmente com algodoeiro), muitas vezes não se obtém resposta à adubação potássica em áreas com concentrações de K trocável entre 30 mg dm^{-3} e 45 mg dm^{-3} de K possivelmente em função do efeito residual desse elemento proporcionado pelos cultivos anteriores (Carvalho et al., 2011).

Tabela 11. Classificação da análise de solo para potássio (K) no Cerrado (usando o extrator Mehlich1) de acordo com a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, visando à recomendação de adubação de culturas anuais.

CTC a pH 7,0	Classificação				
	Muito baixo	Baixo	Médio	Adequado/ Bom	Alto/ Muito bom
cmol _c dm ⁻³	----- K no solo (mg dm ⁻³) -----				
< 4,0	-	< 16	16 a 30	31 a 40	> 40
> 4,0	-	< 26	26 a 50	51 a 80	> 80

Fonte: Adaptado de Sousa et al. (2004b).

Tabela 12. Sugestão de adubação potássica na camada de 0 m a 0,20 m para o algodoeiro (*Gossypium hirsutum* L.) na região do Cerrado em função das concentrações disponíveis de potássio (K) no solo e da produtividade esperada de algodão em caroço.

Produtividade esperada ⁽¹⁾	K no solo (mg dm ⁻³)				
	< 25 ⁽²⁾	26-50 ⁽²⁾	51-80	81-120	>120 ⁽³⁾
kg ha ⁻¹	----- kg ha ⁻¹ de K ₂ O -----				
Até 3.000	130	100	80	60	30
4.000	150 a 170	120 a 140	100 a 120	80	40
5.000 ⁽⁴⁾	170 a 190	140 a 160	120 a 140	100	50
6.000 ⁽⁴⁾	190 a 210	160 a 180	140 a 160	120	60

⁽¹⁾Expectativa de produtividade com base na maior produtividade alcançada nos melhores talhões da propriedade para condições similares de solo, cultivar e manejo.

⁽²⁾ Nesses níveis de K no solo, as doses sugeridas incluem adubação corretiva + adubação de manutenção (considerando-se o teor adequado de K para o algodão na faixa de 80 mg/dm⁻³ a 120 mg/dm⁻³).

⁽³⁾Nível alto de K no solo acima do qual a adubação pode ser reduzida ou até suprimida em anos de elevada relação de preços insumo/produto.

⁽⁴⁾É pouco provável alcançar esse nível de produtividade em solos em processo de correção de sua fertilidade ou em locais com pluviosidade inferior a 1.200 mm, razoavelmente bem-distribuídos durante o ciclo da cultura.

Fonte: Carvalho et al. (2011).

O K pode ser aplicado em pré-plantio, plantio ou em cobertura a lanço. Recomenda-se, porém, que, caso seja feita a adubação no plantio, apliquem-se até 60 kg ha^{-1} de K_2O na linha da cultura a fim de reduzir o efeito salino do KCl. Em solos arenosos, também se recomenda parcelar a adubação em duas aplicações para diminuir perdas por lixiviação. Em cultivos com espaçamento adensado, pode-se fazer uma única aplicação a lanço aos 30 DAE.

Como nem sempre há resposta à adubação foliar com K, esta deve ser feita apenas em algumas situações: a) em campos com problemas frequentes de deficiências de K; b) em lavouras com cultivares de porte baixo e ciclo curto, com potencial para a obtenção de produtividades superiores a 4.500 kg ha^{-1} e cuja adubação via solo tenha sido insuficiente; c) quando a absorção pelas raízes estiver comprometida (mesmo havendo disponibilidade do nutriente no solo) devido, por exemplo, ao estresse hídrico pela ocorrência de períodos longos de “veranico” na fase de máximo florescimento e enchimento de maçãs (Carvalho et al., 2011).

Adubação com micronutrientes e enxofre

As pesquisas realizadas com micronutrientes na cultura do algodoeiro nas diversas regiões produtoras do Brasil demonstram que: a) as respostas ao B são frequentes; b) as respostas ao Zn são raras e ocorrem em áreas de Cerrado recém-incorporadas ao sistema produtivo ou em solos pobres nesse nutriente e cultivados sucessivamente sem adubação com Zn; c) a resposta ao Mn ocorre eventualmente e via pulverização foliar em solos com pH (em água) acima de 6,3; d) a adubação corretiva com Zn, Cu e B é uma estratégia eficiente para suprir as necessidades desses nutrientes à cultura e apresenta efeito residual de pelo menos 4 anos (Carvalho et al., 2011).

A aplicação anual de 1 kg ha^{-1} a 3 kg ha^{-1} de B é suficiente para nutrir a cultura e fazê-la expressar todo o seu potencial produtivo e pode ser realizada em pré-plantio ou em cobertura, juntamente com o N. Se a aplicação for a lanço, é suficiente aplicar de 3 kg ha^{-1} a 4 kg ha^{-1} de B. Quanto a adubações foliares, apesar do uso comum entre os produtores, a aplicação de 1 kg ha^{-1} de B (200 g por aplicação em cinco aplicações semanais, a partir do primeiro botão floral) em várias pulverizações só se justifica, se os valores de B no solo forem baixos e não for feita adubação via solo com bórax ou com ácido bórico.

Concentrações abaixo de $0,6 \text{ mg dm}^{-3}$ de Zn em solos de Cerrado podem estar associadas a sintomas de deficiência. Assim, a aplicação de Zn em solos argilosos até o nível de $1,7 \text{ mg dm}^{-3}$ pode resultar em respostas das plantas a esse nutriente. Elevadas doses de calcário e de P contribuem para o aparecimento da deficiência de Zn (Silva, 1999). Nesses casos, recomenda-se a aplicação de 3 kg ha^{-1} a 6 kg ha^{-1} de Zn (Galvão, 2004).

Exceto em solos com pH acima de 6,3 que receberam elevadas doses de calcário, as respostas a Mn em solos no Cerrado são pouco prováveis (Reis Júnior, 2001). Como o comportamento do Mn na planta é variável em função da cultivar e das condições do meio, a diagnose visual desse nutriente é mais importante do que a diagnose foliar (Rosolem, 2005). Considerando que pode haver deficiência ou toxidez na área, Rosolem (2005) sugeriu esperar a manifestação dos sintomas iniciais de deficiência nas folhas para fazer a correção com a aplicação foliar.

Com relação ao Cu, os solos de Cerrado que apresentam valores acima de $0,8 \text{ mg dm}^{-3}$ (medidos com o extrator Mehlich1), não respondem à fertilização com esse micronutriente. No entanto, quando necessárias, as fertilizações corretivas com 2 kg ha^{-1} de Cu ou seu fracionamento anual em três partes iguais suprem a necessidade da maioria das culturas por 4 a 5 anos (Galvão, 2004). Em condição de teores baixos no solo, Zancanaro e Tessaro (2006) recomendaram o uso de 3 kg ha^{-1} a 6 kg ha^{-1} de Cu a lanço no algodoeiro.

Para outros micronutrientes, como Fe, Cl e Mo, não há registros de resposta do algodoeiro à adubação no Brasil.

Desde que não haja limitações no perfil solo, o algodoeiro desenvolve um sistema radicular profundo, que é usado para aumentar a absorção de água e nutrientes. Por isso, além da correção da acidez na camada superficial, é necessário eliminar qualquer restrição química nas camadas subsuperficiais, o que é feito pelo aumento de bases trocáveis lixiviadas da superfície com a aplicação de gesso.

As maiores possibilidades de resposta ao gesso, quanto à produtividade, ocorrem quando as concentrações de Ca nas profundidades de 0,2 m a 0,4 m e de 0,4 m a 0,60 m forem inferiores a $0,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e a saturação por Al na

CTC efetiva dessas mesmas camadas $[Al / (Ca+Mg+K+Na) \times 100]$ for superior a 20% (Sousa; Lobato, 2004a). Nesses casos, para as camadas de 0,2 m a 0,4 m ou 0,4 m a 0,6 m, calcula-se a necessidade de gesso (NG) pela fórmula:

$$NG \text{ (kg/ha)} = 5 \times \text{Teor de argila (g/kg)}.$$

O S é um elemento pouco móvel na planta e, por isso, o algodoeiro necessita de suprimento contínuo desse nutriente para seu pleno desenvolvimento. Em geral, o S se acumula nas camadas mais profundas do solo; sempre que sua concentração disponível, na média das camadas de 0,2 m a 0,4 m e de 0,4 m a 0,6 m, estiver abaixo de 10 mg dm^{-3} de S $[S-SO_4^{2-}]$ extraído com $CaH_2(PO_4)_2$, há grande probabilidade de resposta à sua aplicação.

Ensaio conduzidos na Bahia durante 5 anos mostraram que, nos solos argilosos, o S se concentra na camada de 0,4 m a 0,8 m de profundidade e, nos solos arenosos, de 0,6 m a 1,0 m. Entretanto isso não causou problemas, pois as raízes do algodoeiro alcançavam facilmente 2,0 m de profundidade (Carvalho et al., 2011). Conforme Rosolem (2010), a calagem pode disponibilizar S no solo por aumentar a taxa de mineralização da matéria orgânica; mas, considerando as tendências atuais de se utilizar menos calcário e de se aplicar o corretivo na superfície do solo em sistemas de semeadura direta, a ocorrência de deficiência de S pode tornar-se mais comum. Apesar disso, sabe-se que a adubação com 30 a 40 quilogramas por hectare por ano permite completo atendimento das necessidades de S do algodoeiro e que a gessagem, quando realizada na área, fornece todo o S necessário à cultura.

Considerações finais

A elaboração de um programa de adubação para soja, milho e algodoeiro inicia-se pela análise do solo com os objetivos de diagnosticar suas limitações químicas e de definir estratégias de correção. Uma vez superada a etapa de construção da fertilidade, pode-se optar por um programa de adubação com vistas à manutenção da fertilidade. Posteriormente, recomenda-se adotar a adubação com foco no sistema de produção como um todo, o que envolve estratégia de reposição dos nutrientes exportados

pelos cultivos, haja vista que, para manter a sustentabilidade produtiva de um solo ao longo dos anos, é essencial que se façam a rotação e a sucessão de culturas. Cabe sempre lembrar que os requerimentos de nutrientes de cada cultura devem ser garantidos nas adubações com o intuito de manter o potencial produtivo das plantas.

Referências

- ACOMPANHAMENTO DA SAFRA BRASILEIRA [DE] GRÃOS: safra 2016/17: décimo primeiro levantamento, v. 4, n. 11, p. 1-171, ago. 2017.
- ACOMPANHAMENTO DA SAFRA BRASILEIRA [DE] GRÃOS: safra 2018/19: oitavo levantamento, v. 6, n. 8, p. 1-69, maio 2019.
- ALVARENGA, R. C.; COBUCCI, T.; KHUTHCOUSKI, J.; WRUCH, F. J.; CRUZ, J. C.; GONTIJO NETO, M. M. **A cultura do milho na integração lavoura-pecuária**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. 12 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 80).
- ANDRADE, F. R.; PETTER, F. A.; NÓBREGA, J. C. A.; PACHECO, L. P.; ZUFFO, A. M. Desempenho agrônomico do milho a doses e épocas de aplicação de nitrogênio no Cerrado piauiense. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 57, n. 4, p. 358-366, 2004.
- BLANCO, F. F.; CARDOSO, M. J.; FREIRE FILHO, F. R.; VELOSO, M. E. da C.; NOGUEIRA, C. C. P.; DIAS, N. da S. Milho verde e feijão-caupi cultivados em consórcio sob diferentes lâminas de irrigação e doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 5, p. 524-530, maio 2011.
- BORGHI, E; CRUSCIOL, C. A. C.; COSTA, C.; MATEUS, G. P. Produtividade e qualidade das forragens de milho e de *Brachiaria brizantha* em sistema de cultivo consorciado. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 5, n. 3, p. 369-381, 2006.
- BORIN, A. L. D. C.; CARVALHO, M. da C. S.; FERREIRA, G. B. Nutrição, calagem e adubação do algodoeiro. In: FREIRE, E. C. (ed.). **Algodão no cerrado do Brasil**. 3. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Positiva, 2015. p. 485-531.
- BORKERT, C. M.; CASTRO, C. de; OLIVEIRA, F. A. de; KLEPKER, D.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. de. O potássio na cultura da soja. In: SIMPÓSIO SOBRE POTÁSSIO NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 2., 2004, São Pedro, SP. **Anais...** Piracicaba: Potafos, 2005. p. 671-722.
- BORKERT, C. M.; SFREDO, G. J.; KLEPKER, D.; OLIVEIRA, F. A. de. Estabelecimento das relações entre Ca, Mg e K para soja, em solo de Cerrados. In: REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL, 28., 2006, Uberaba. **Resumos...** Londrina: Embrapa Soja, 2006. p. 428-429. (Embrapa Soja. Documentos, 272).
- CARVALHO, M. da C. S.; FERREIRA, G. B.; STAUT, L. A. Nutrição, calagem e adubação do algodoeiro. In: FREIRE, E. C. (ed.). **Algodão no cerrado do Brasil**. 2. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2011. p. 677-752.
- COELHO, A. M. **Nutrição e adubação do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. 10 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 78).

CRUZ, S. C. S.; PEREIRA, F. R. da S.; BICUDO, S. J.; ALBUQUERQUE, A. W. de; SANTOS, J. R.; MACHADO, C. G. Nutrição do milho e da *Brachiaria decumbens* cultivados em consórcio em diferentes preparos do solo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 30, n. 5, p. 733-739, 2008. Suplemento. DOI: 10.4025/actasciagron.v30i5.5975.

CURY, J. P.; SANTOS, J. B.; SILVA, E. B.; BYRRO, E. C. M.; BRAGA, R. R.; CARVALHO, F. P.; VALADÃO SILVA, D. Acúmulo e partição de nutrientes de cultivares de milho em competição com plantas daninhas. **Planta Daninha**, v. 30, n. 2, p. 287-296, abr./jun. 2012. DOI: 10.1590/S0100-83582012000200007.

DAMIN, V.; SILVA, M. A. S. Manejo do nitrogênio na região do cerrado. In: FLORES, R.; CUNHA, P. P. (ed.). **Práticas de manejo do solo para a adequada nutrição de plantas de cerrado**. Goiânia: UFG, 2016. p. 225-252.

DONAGEMMA, G. K.; FREITAS, P. L. de; BALIEIRO, F. de C.; FONTANA, A.; SPERA, S. T.; LUMBRERAS, J. F.; VIANA, J. H. M.; ARAÚJO FILHO, J. C. de; SANTOS, F. C. dos; ALBUQUERQUE, M. R. de; MACEDO, M. C. M.; TEIXEIRA, P. C.; AMARAL, A. J.; BORTOLON, E.; BORTOLON, L. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1003-1020, set. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016000900001.

FANCELLI, A. L. Milho. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (ed.). **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**: culturas. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2010. v. 3, p. 43-89.

FERREIRA, C. F. **Diagnose nutricional de cultivares de milho (*Zea mays* L.) de diferentes níveis tecnológicos**. 2009. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

FERREIRA, G. B.; SMIDERLE, O. J.; OLIVEIRA JUNIOR, M. C. M. **Uso de gesso agrícola na correção da acidez subsuperficial dos solos para cultivo do algodoeiro no cerrado de Roraima**. Boa Vista: Embrapa Roraima, 2009. (Embrapa Roraima. Comunicado técnico, 44).

FLORES, R.; CUNHA, P. P. **Práticas de manejo do solo para a adequada nutrição de plantas de cerrado**. Goiânia: UFG, 2016. 503 p.

FRANCISCO, E. A. B.; CÂMARA, G. M. de S. Desafios atuais para o aumento da produtividade da soja. **Informações Agrônomicas**, n. 143, p. 11-16, set. 2013. Separata.

GALRÃO, E. Z. Micronutrientes. In: SOUZA, D. M. G. de; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. p. 185-226.

KLEPKER, D. Desafios para melhoria da qualidade do solo no Cerrado das novas fronteiras agrícolas. In: LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; ARAÚJO, A. S. F. de (ed.). **Agricultura conservacionista no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 217-230.

KLEPKER, D.; BORKERT, C. M.; SFREDO, G. J. Níveis de calagem e de saturação por bases e sua relação com o rendimento de grãos de soja nos Cerrados do Maranhão. In: REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA DA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL, 24., 2002, São Pedro, SP. **Resumos...** Londrina: Embrapa Soja, 2002. p. 124-125. (Embrapa Soja. Documentos, 185).

KLUTHCOUSKI, J.; COBUCCI, T.; AIDAR, H.; PACHECO, L.; STONE, L. F.; ROBERTO, L. **Integração lavoura - pecuária pelo consórcio de culturas anuais com forrageiras, em áreas de lavoura, nos sistemas plantio direto e convencional**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2000. 28 p. (Embrapa Arroz e Feijão. Circular técnica, 38).

LEITE, L. F. C.; FREITAS, R. de C. A.; SAGRILLO, E.; GALVÃO, S. R. da S. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos vegetais depositados sobre Latossolo Amarelo no Cerrado maranhense. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 1, p. 29-35, jan./mar. 2010.

LUMBRERAS, J. F.; CARVALHO FILHO, A. de; MOTTA, P. E. F. da; BARROS, A. H. C.; AGLIO, M. L. D.; DART, R. de O.; SILVEIRA, H. L. F. da; QUARTAROLI, C. F.; ALMEIDA, R. E. M. de; FREITAS, P. L. de. **Aptidão agrícola das terras do Matopiba**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2015. 49 p. (Embrapa Solos. Documentos, 179).

MAGALHÃES, P. C.; DURÃES, F. O. M.; CARNEIRO, N. P.; PAIVA, E. **Fisiologia do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2002. 23 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 22).

MAGALHÃES, R. T. de; KLIEMANN, H. J.; OLIVEIRA, I. P. de. Evolução das propriedades físicas de solos submetidos ao manejo do Sistema Barreirão. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 31, n. 1, p. 7-13, jan./jun. 2001.

MATIAS, S. S. R.; BAPTISTEL, A. C.; NÓBREGA, J. C. A.; ANDRADE, F. R.; SILVA, J. B. L. da. Variabilidade espacial dos atributos do solo em duas áreas de manejo convencional no Cerrado piauiense. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, n. 2, p. 217-227, abr./jun. 2015. DOI: 10.4322/rca.1687.

MENDONÇA, V. Z. de; MELLO, L. M. M. de; ANDREOTTI, M.; YANO, E. H. Teor e acúmulo de nutrientes no consórcio de milho com forrageiras no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 3, p. 330-337, 2014. DOI: 10.5039/agraria.v9i3a3391.

MIRANDA, E. E. de; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. de. **Proposta de delimitação territorial do Matopiba**. Campinas: Embrapa, 2014. 18 p. (Embrapa. Nota técnica GITE, 1).

MORAES, M. F. de; SANTOS, C. L. R. dos; TEIXEIRA, W. W. R.; PRADO, M. R. V.; SILVA, J. G. da; MELO, S. P. de. Manejo de micronutrientes na região de cerrado. In: FLORES, R. A.; CUNHA, P. P. da (ed.). **Práticas de manejo do solo para a adequada nutrição de plantas de cerrado**. Goiânia: UFG, 2016. p. 411-446.

NICOLODI, M.; GIANELLO, C. Understanding soil as an open system and fertility as an emergent property of the soil system. **Sustainable Agriculture Research**, v. 4, n. 1, p. 94-105, 2015. DOI: 10.5539/sar.v4n1p94.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. de; PROCHNOW, L. I.; KLEPKER, D. Eficiência agronômica de fosfato natural reativo na cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 5, p. 623-631, maio 2008. DOI: 10.1590/S0100-204X2008000500010.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. de; PROCHNOW, L. I.; KLEPKER, D. Soybean yield in response to application of phosphate rock associated with triple superphosphate. **Scientia Agricola**, v. 68, n. 3, p. 376-385, May/June 2011. DOI: 10.1590/S0103-90162011000300016.

PACHECO, L. P.; LEANDRO, W. M.; MACHADO, P. L. O. de A.; ASSIS, R. L. de; COBUCCI, T.; MADARI, B. E.; PETTER, F. A. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 1, p. 17-25, jan. 2011. DOI: 10.1590/S0100-204X2011000100003.

PACHECO, L. P.; MONTEIRO, M. M. de S.; PETTER, F. A.; NÓBREGA, J. C. A.; SANTOS, A. S. dos. Biomass and nutrient cycling by cover crops in Brazilian Cerrado in the State of Piauí. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 1, p. 13-23, jan./mar. 2017. DOI: 10.1590/1983-21252017v30n102rc.

PACHECO, L. P.; MONTEIRO, M. M. de S.; SILVA, R. R. da; SOARES, L. dos S.; FONSECA, W. L.; NÓBREGA, J. C. A.; PETTER, F. A.; ALCANTARA NETO, F. de; OSAJIMA, J. A. Produção de fitomas-

sa e acúmulo de nutrientes por plantas de cobertura no cerrado piauiense. **Bragantia**, v. 72, n. 3, p. 237-246, 2013. DOI: 10.1590/brag.2013.041.

PETTER, F. A.; ANDRADE, F. R.; ZUFFO, A. M.; MONTEIRO, M. M. de S.; PACHECO, L. P.; ALMEIDA, F. A. de. Doses e épocas de aplicação de potássio no desempenho agrônômico do milho no cerrado piauiense. **Comunicata Scientiae**, v. 7, n. 3, p. 372-382, 2016. DOI: 10.14295/cs.v7i3.1218.

PETTER, F. A.; SILVA, J. A. da; PACHECO, L. P.; ALMEIDA, F. A. de; ALCÂNTARA NETO, F. de; ZUFFO, A. M.; LIMA L. B. de. Desempenho agrônômico da soja a doses e épocas de aplicação de potássio no cerrado piauiense. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 55, n. 3, p. 190-196, jul./set. 2012. DOI: 10.4322/rca.2012.057.

PINHO, R. G. V.; BORGES, I. D.; PEREIRA, J. L. de A. R.; REIS, M. C. dos. Marcha de absorção de macronutrientes e acúmulo de matéria seca em milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 8, n. 2, p. 157-173, 2009. DOI: 10.18512/1980-6477/rbms.v8n2p157-173.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

RAIJ, B. van. **Gesso na agricultura**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2008. 233 p.

RAIJ, B. van; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1996. 285 p. (IAC. Boletim técnico, 100).

RATKE, R. F.; SERON, H. P.; SANTOS JÚNIOR, J. de D. G. dos; FRAZÃO, J. J.; BARBOSA, J. M.; DIAS, B. de O. Root growth, nutrition and yield of maize with applied different limestone particle size in the Cerrado soil. **American Journal of Plant Sciences**, v. 5, n. 4, p. 463-472, 2014. DOI: 10.4236/ajps.2014.54060.

REIN, T. A.; SOUSA, D. M. Adubação com enxofre. In: SOUZA, D. M. G. de; LOBATO, E. **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. p. 227-244.

REIS JÚNIOR, R. dos A. Produtividade do algodoeiro em função da adubação potássica. In: EMBRAPA AGROPECUÁRIA OESTE. **Resultados de pesquisa com algodão, milho e soja - safra 2000/2001**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Chapadão do Sul: Fundação Chapadão, 2001. p. 79-85. (Embrapa Agropecuária Oeste. Documentos, 42).

RESENDE, A. V. de; FONTOURA, S. M. V.; BORGHI, E.; SANTOS, F. C. dos; KAPPES, C.; MOREIRA, S. G.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. de; BORIN, A. L. D. C. Solos de fertilidade construída: características, funcionamento e manejo. **Informações Agrônômicas**, n. 156, p. 1-19, dez. 2016.

RESENDE, J. M. do A.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; DANTAS, J. S.; SIQUEIRA, D. S.; TEIXEIRA, D. de B. Variabilidade especial de atributos de solos coesos do leste maranhense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 4, p. 1077-1090, jul./ago. 2014. DOI: 10.1590/S0100-06832014000400004.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerias, 1999. 359 p.

ROSOLEM, C. A. Algodão. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (ed.). **Boas práticas para o uso de fertilizantes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2010. v. 3, p. 95-159.

ROSOLEM, C. A. Micronutrientes em algodão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ALGODÃO, 5., 2005, Salvador, BA. **Algodão, uma fibra natural**: resumos. Salvador, BA: Embrapa Algodão, 2005. 1 CD-ROM.

SFREDO, G. J.; KLEPKER, D.; BORKERT, C. M.; OLIVEIRA, F. A. Estabelecimento de faixas de suficiência da saturação de Ca e Mg, na CTC, e da saturação por bases para a soja, em solos de Cerrado. In: REUNIÃO DE PESQUISA DE SOJA NA REGIÃO CENTRAL DO BRASIL, 27., 2006, Uberaba. **Resumos...** Londrina: Embrapa Soja, 2006. p. 430-431. (Embrapa Soja. Documentos, 272).

SILVA, K. M. **Produtividade de milho consorciado com plantas de cobertura em solo arenoso**. 2016. 62 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Piauí, Bom Jesus.

SILVA, N. M. Nutrição mineral e adubação do algodoeiro no Brasil. In: CIA, E.; FREIRE, E. C.; SANTOS, W. J. (ed.). **Cultura do algodoeiro**. Piracicaba: Potafos, 1999. p. 57-92.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. Correção da acidez do solo. In: SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado**: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004a. p. 81-96.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E.; REIN, T. A. Adubação com fósforo. In: SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado**: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004b. p. 147-168.

TECNOLOGIAS de produção de soja: região central do Brasil 2014. Londrina: Embrapa Soja, 2013. 265 p. (Embrapa Soja. Sistemas de produção, 16).

TEIXEIRA, C. M.; CARVALHO, G. J. de; ANDRADE, M. J. B. de; FURTINI NETO, A. E. Fitomassa, teor e acúmulo de micronutrientes do milheto, feijão-de-porco e guandu-anão, em cultivo solteiro e consorciado. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 30, n. 4, p. 533-538, 2008. DOI: 10.4025/actasciagron.v30i4.5314.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil fertility and fertilizers**. New York: MacMillan, 1985. 754 p.

UENO, R. K.; NEUMANN, M.; MARAFON, F.; REINEHR, L. L.; POCZYNEK, M.; MICHALOVICZ, L. Exportação de macronutrientes do solo em área cultivada com milho para alimentação de bovinos confinados. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 3001-3018, nov./dez. 2013. DOI: 10.5433/1679-0359.2013v34n6p3001.

VILELA, L.; SOUSA, D. M. G. de; SILVA, J. E. da. Adubação potássica. In: SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. **Cerrado**: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. p. 169-184.

ZANCANARO, L.; TESSARO, L. Calagem e adubação. In: ZANCANARO, L.; TESSARO, L. (ed.). **Algodão**: pesquisa e resultados para o campo. Goiânia: Facual, 2006. p. 56-81.

MANEJO DE PLANTAS EM SISTEMAS AGROPECUÁRIOS INTENSIVOS NO BIOMA CERRADO DO NORDESTE BRASILEIRO

*Julio Cesar Bogiani
Alexandre Cunha de Barcellos Ferreira
João Henrique Zonta
Valdinei Sofiatti*

Introdução

O Nordeste brasileiro possui grande extensão de áreas com vegetação de Cerrado concentrada principalmente nos estados da Bahia, do Maranhão e do Piauí. Em geral, o relevo dessas regiões é plano ou suavemente ondulado, o que possibilita a total mecanização das lavouras. Contudo, nas áreas com intensa atividade agrícola, como a região oeste da Bahia, predominam solos de texturas média e arenosa, de maior fragilidade física. Apesar das altas produtividades obtidas nessas áreas, há predominância da monocultura e do sistema convencional de preparo do solo (SC).

Nesse modelo, para manutenção das altas produtividades, é necessário ter maiores quantidades de fertilizantes, herbicidas, inseticidas, fungicidas e outros insumos que, além de aumentarem os custos de produção, também promovem desequilíbrios no agroecossistema.

A adoção de sistemas agropecuários conservacionistas, como o sistema de plantio direto (SPD), mostra-se uma excelente alternativa para a sustenta-

bilidade produtiva dessas áreas. O SPD fundamenta-se em três princípios: 1) não revolvimento do solo; 2) rotação de culturas; e 3) cobertura do solo com biomassa, seja da cultura principal ou das plantas de cobertura do solo.

Entre os benefícios do SPD, estão a conservação do solo e da água e a manutenção da capacidade produtiva dos solos (Bayer et al., 2006; Cerri et al., 2007). No SPD, os restos das culturas comerciais ou das plantas de cobertura aumentam o teor de matéria orgânica do solo e contribuem para o controle da erosão. A cobertura do solo evita o impacto direto das gotas de chuva, diminui a velocidade do escoamento superficial, reduz a capacidade de transporte de partículas minerais e orgânicas pela enxurrada (Scopel et al., 2013) e diminui a incidência de plantas daninhas. Ainda, as raízes das plantas proporcionam formação de bioporos e melhorias das características físicas do solo, o que facilita/melhora a infiltração e a retenção de água (Cubilla et al., 2002).

No SPD, o cultivo de plantas de cobertura deve ser entendido como investimento para as futuras culturas em sucessão e rotação, pois alguns de seus efeitos positivos geralmente são observados em médio e longo prazos. Algumas espécies podem melhorar os sistemas de produção da propriedade, ao minimizarem pragas, plantas daninhas, doenças e nematoides para as culturas sucessoras. Outras reciclam nutrientes extraídos das camadas mais profundas e favorecem o SPD, o que traz os benefícios mencionados anteriormente.

O cultivo de plantas de cobertura, além de essencial à sustentabilidade do SPD ao longo dos anos, pode ser uma estratégia de diversificação do sistema produtivo com a finalidade de produzir pastagem para a prática do sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) ou sementes dessas espécies para comercialização.

O sistema ILP consiste na condução de diferentes sistemas produtivos de grãos, fibras, carne, leite e agroenergia implantados na mesma área, em consórcio, em rotação ou em sucessão. A ILP é uma excelente alternativa para a recuperação de áreas degradadas por meio da intensificação do uso da terra, pois potencializa os efeitos sinérgicos existentes entre as diversas espécies vegetais, o que proporciona, de forma sustentável, maior produção por área.

Neste capítulo, serão descritas estratégias de manejo das plantas em um sistema sustentável de produção agropecuária com rotação de culturas e uso de plantas de cobertura, visando à estabilidade da produção de grãos e fibras ao longo dos anos.

Condições para iniciação do sistema de plantio direto

No SC, há intensa mobilização do solo durante o seu preparo. Apesar de o uso de máquinas acarretar como vantagem a rápida descompactação do solo pela forte movimentação que provoca, a repetição dessa prática ao longo das safras agrícolas causa a desestruturação do solo na camada arável. Após o revolvimento, as partículas do solo tendem a se reorganizar e, quanto mais desestruturado estiver o solo, maior tende a ser o adensamento. Com o passar do tempo, a necessidade de intervenção mecânica do solo acontece em intervalos cada vez menores. Além de favorecer o adensamento do solo, essa prática reduz o teor de matéria orgânica. Por isso a capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo também é comprometida, o que causa redução da produtividade das lavouras, principalmente nos anos de baixa pluviosidade, mesmo em solos bem-adubados e com o perfil corrigido. Assim o SPD preconiza o não revolvimento total do solo, mas sim apenas o mínimo de movimentação na linha de plantio por ocasião da semeadura.

No SPD, a manutenção da estrutura do solo é feita biologicamente pelas raízes das plantas de cobertura e das espécies cultivadas em rotação ou sucessão. A dinâmica de constante ocupação do perfil do solo pelas raízes das plantas e suas decomposições após a morte forma canais para ocupação de novas raízes das plantas cultivadas na sequência, o que possibilita a manutenção da estrutura do solo sem o revolvimento. Além disso, com a decomposição das raízes e da parte aérea das plantas, ocorre aumento da matéria orgânica no solo e liberação de agentes cimentantes, que contribuirão para a estabilidade da parte física do solo, de modo a melhorar a aeração, a infiltração e a capacidade de armazenamento de água. Crusciol et al. (2007) constataram esse fato após 2 anos de cultivo do milho (*Zea mays*) consorciado com *Urochloa brizantha* cultivar Marandu; nesse caso, houve maior proporção de agregados maiores do que 2 mm na camada de 20 cm a 40 cm, além de maior macroporosidade em profundidade e menor valor de resistência à penetração.

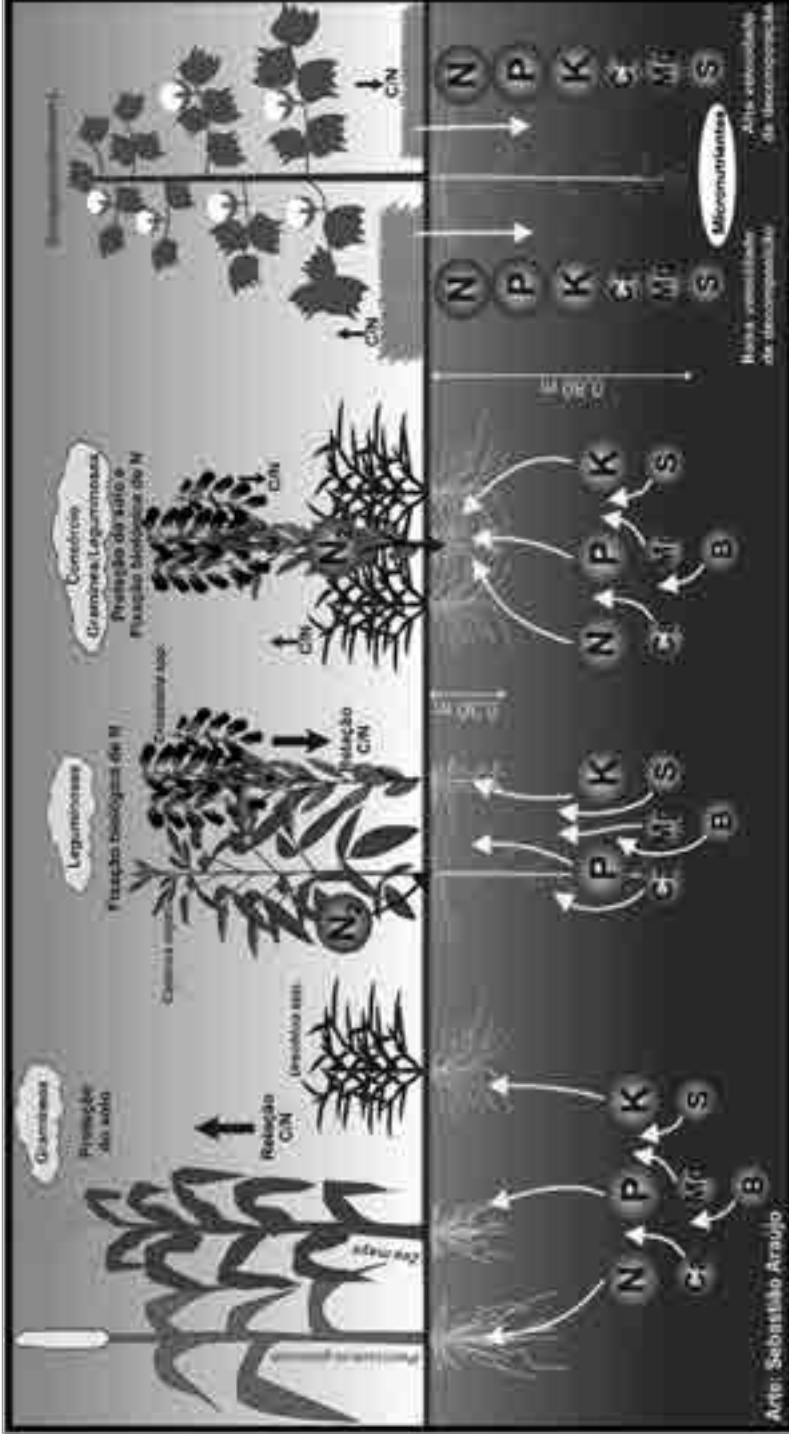


Figura 1. Ilustração esquemática de diferentes plantas e seus sistemas radiculares. C: carbono; N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; B: boro.

Fonte: Os autores.

Diante dessas evidências, conclui-se que a rotação de culturas e o uso de diversas plantas de cobertura são fundamentais, pois, além dos benefícios que a biomassa formada acarreta na superfície do solo, essas práticas incluem o trabalho de exploração de todo o perfil do solo com sistemas radiculares de diferentes morfologias e arquiteturas, de modo que cada espécie tem sua função na dinâmica de manutenção de adequadas condições físicas do solo ao longo dos anos (Figura 1).

Antes da implantação do SPD, é importante adequar as condições físicas e químicas do solo. Qualquer problema de impedimento físico do solo, como a existência de camadas adensadas ou compactadas, pode impedir a penetração das raízes e comprometer o sistema, de modo que será necessário novo revolvimento do solo. Da mesma forma, é preciso que o perfil do solo esteja com teores adequados dos nutrientes essenciais e não tenha alumínio (Al) tóxico.

Rotação/Sucessão de culturas

Existe uma confusão entre os conceitos de “rotação” e “sucessão” de culturas. A rotação consiste na alternância de culturas vegetais na mesma área em anos agrícolas diferentes, enquanto a sucessão consiste na alternância de culturas vegetais na mesma área e no mesmo ano agrícola. Em outras palavras, conforme Calegari et al. (1998), nem toda sucessão é uma rotação de culturas, mas a rotação é sempre uma disposição de culturas em sucessão. Já “monocultura” é a semeadura da mesma cultura vegetal em todos os anos na mesma área.

A rotação de culturas apresenta muitos benefícios, além da atuação dos seus sistemas radiculares sobre as condições físicas e químicas do solo. Ela também pode proporcionar melhores condições de sanidade às lavouras quando comparada à monocultura, em relação às pragas e doenças de solo (Silva, 1996; Denti; Reis, 2001; Reis et al., 2011; Ferreira et al., 2012; Perina et al., 2016). No programa de rotação, o adequado uso de plantas com diferentes características reduz a multiplicação de indivíduos ou patógenos de uma safra para a outra e, com isso, a pressão das pragas e doenças se torna menor. A utilização diversificada de princípios ativos na área com rotação de culturas também dificulta o aparecimento de pragas, doenças e plantas daninhas resistentes aos defensivos agrícolas (Altmann, 2010). Além dos benefícios da presença de biomassa seca sobre o solo (Ferreira; Lamas, 2010), a rotação também acarreta benefícios que se estendem ao controle de plantas

daninhas, pois a maior diversificação de práticas pelos diferentes manejos e tratos culturais desfavorece a multiplicação e a seleção de plantas daninhas, inclusive as de difícil controle.

A prática da rotação de culturas também favorece o aumento da eficiência do uso de fertilizantes, uma vez que interfere positivamente na ciclagem de nutrientes e nas características químicas e físico-hídricas do solo. Porém as características das plantas a serem introduzidas no sistema de rotação/sucessão de culturas são determinantes para essa eficiência de uso dos fertilizantes (Crusciol; Soratto, 2010).

O uso de plantas de cobertura, além dos benefícios citados anteriormente, pode restituir quantidades consideráveis de nutrientes aos cultivos, uma vez que essas plantas absorvem nutrientes das camadas subsuperficiais do solo e os liberam após a decomposição dos seus resíduos (Duda et al., 2003).

Os efeitos da ciclagem de nutrientes se tornam mais evidentes em solos arenosos (onde a lixiviação é maior do que em solos argilosos), principalmente para os elementos de alta mobilidade, como o potássio (K). Em trabalhos com o uso de plantas de cobertura realizados no Cerrado da Bahia, que apresenta solos arenosos e com baixos teores de matéria orgânica, foi possível reciclar quantidades significativas de nutrientes, principalmente o K (Tabela 1). Apesar de as plantas de cobertura implantadas em sucessão à cultura da soja (*Glycine max*) terem tido menos tempo entre a semeadura e a dessecação, quando comparadas às plantas de cobertura cultivadas em consórcio com o milho, seu potencial de ciclar o K foi muito próximo.

Outro importante benefício da rotação/sucessão de culturas é o aproveitamento dos resíduos da cultura antecessora, como o nitrogênio (N) deixado pela soja, que certamente foi utilizado pelas plantas de cobertura implantadas em sucessão (Tabela 1).

Os resultados de um experimento executado em Luís Eduardo Magalhães, BA, sobre sistemas de manejo de plantas mostraram que a rotação envolvendo soja, milho e algodão (*Gossypium hirsutum* L.) em SPD e o uso de plantas de cobertura semeadas em sucessão à soja e em consórcio com milho possibilitaram a obtenção de produtividades superiores, quando comparadas às produtividades das culturas cultivadas em monocultura e SC (Figuras 2, 3 e 4). Esses resultados evidenciam todos os benefícios auferidos pela prática de rotação de culturas e pelo uso do SPD mencionados anteriormente.

Tabela 1. Quantidade de macro e micronutrientes acumulados na biomassa formada pelas plantas de cobertura cultivadas em sucessão à soja (*Glycine max*) e em consórcio com o milho (*Zea mays*) em Luís Eduardo Magalhães, BA, na safra 2015-2016.

Planta de cobertura	Macronutriente acumulado (kg ha ⁻¹) ⁽¹⁾					Micronutriente acumulado (g ha ⁻¹) ⁽²⁾					
	N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Cu	Zn	Mn	B
Implantada em sucessão ao cultivo da soja⁽³⁾											
Sem cultivo de plantas de cobertura ⁽⁴⁾	31,9	5,3	41,3	16,5	9,6	4,3	412,0	10,8	84,1	75,7	32,5
Sorgo(<i>Sorghum bicolor</i>)	63,6	5,3	61,1	52,3	21,1	4,5	951,0	18,3	111,8	153,8	85,9
<i>Urochloa ruziziensis</i>	87,3	6,8	149,4	22,9	20,1	5,8	394,8	10,2	79,5	100,7	55,7
Capimsudão (<i>Sorghum sudanense</i> L.)	77,5	8,1	72,4	38,6	19,1	5,7	791,1	15,3	156,5	136,8	92,3
<i>Urochloa brizantha</i> cv. Piatã	90,4	7,7	147,0	26,2	26,5	6,0	522,9	15,4	94,6	178,7	67,5
Milheto(<i>Pennisetum glaucum</i>)	65,0	8,7	136,6	35,6	22,2	9,9	619,4	15,0	174,7	177,9	66,7
<i>U. brizantha</i> cv. Paiaguás	80,1	8,3	153,3	19,1	26,5	7,1	649,9	16,9	97,2	148,8	58,0
Guandu (<i>Cajanus cajan</i>)	64,5	4,8	116,0	16,9	14,6	4,9	553,9	17,2	55,9	68,9	35,5
<i>Crotalaria spectabilis</i>	62,2	4,0	93,4	16,7	14,5	4,9	332,9	6,9	50,4	55,0	36,1

Continua...

Tabela 1. Continuação.

Planta de cobertura	Macronutriente acumulado (kg ha ⁻¹) ⁽¹⁾					Micronutriente acumulado (g ha ⁻¹) ⁽²⁾					
	N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Cu	Zn	Mn	B
Implantada em consórcio com o milho no sistema Santa Fé⁽⁵⁾											
Sem cultivo de plantas de cobertura ⁽⁴⁾	27,4	3,7	24,9	12,1	5,1	2,4	344,3	8,3	72,9	65,5	41,1
<i>U. ruziziensis</i>	48,8	7,2	101,6	24,3	16,9	3,9	320,5	10,4	93,0	151,3	38,4
<i>U. brizantha</i> cv. Piatã	79,1	8,4	136,2	26,9	26,0	5,0	550,6	13,3	108,0	273,6	67,8
<i>U. brizantha</i> cv. MG4	86,8	8,8	130,3	26,3	23,8	6,1	437,7	17,6	114,0	182,2	70,6
<i>U. brizantha</i> cv. MG5	63,7	5,4	105,5	15,0	15,6	3,3	440,3	15,3	75,0	168,3	57,5
<i>U. brizantha</i> cv. Paiaguás	63,0	6,4	96,2	18,8	22,8	4,5	405,0	8,6	82,1	169,8	53,9
<i>Crotalaria breviflora</i>	169,9	7,4	83,2	25,8	10,1	3,0	282,4	12,7	68,8	42,3	60,8
<i>Megathyrus maximum</i> cv. Aruana	97,2	7,9	134,0	33,6	28,8	7,3	664,0	20,7	141,0	169,7	60,8
<i>C. spectabilis</i>	82,5	7,8	69,6	69,8	13,3	6,4	293,3	15,8	94,6	94,0	98,2

⁽¹⁾ N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre. ⁽²⁾ Fe: ferro; Cu: cobre; Zn: zinco; Mn: manganês; B: boro.

⁽³⁾ Semeadas na segunda quinzena de março e dessecadas em julho. ⁽⁴⁾ Resto da cultura principal e plantas daninhas presentes na área.

⁽⁵⁾ Semeadas na primeira quinzena de dezembro e dessecadas em julho.

Fonte: Os autores.

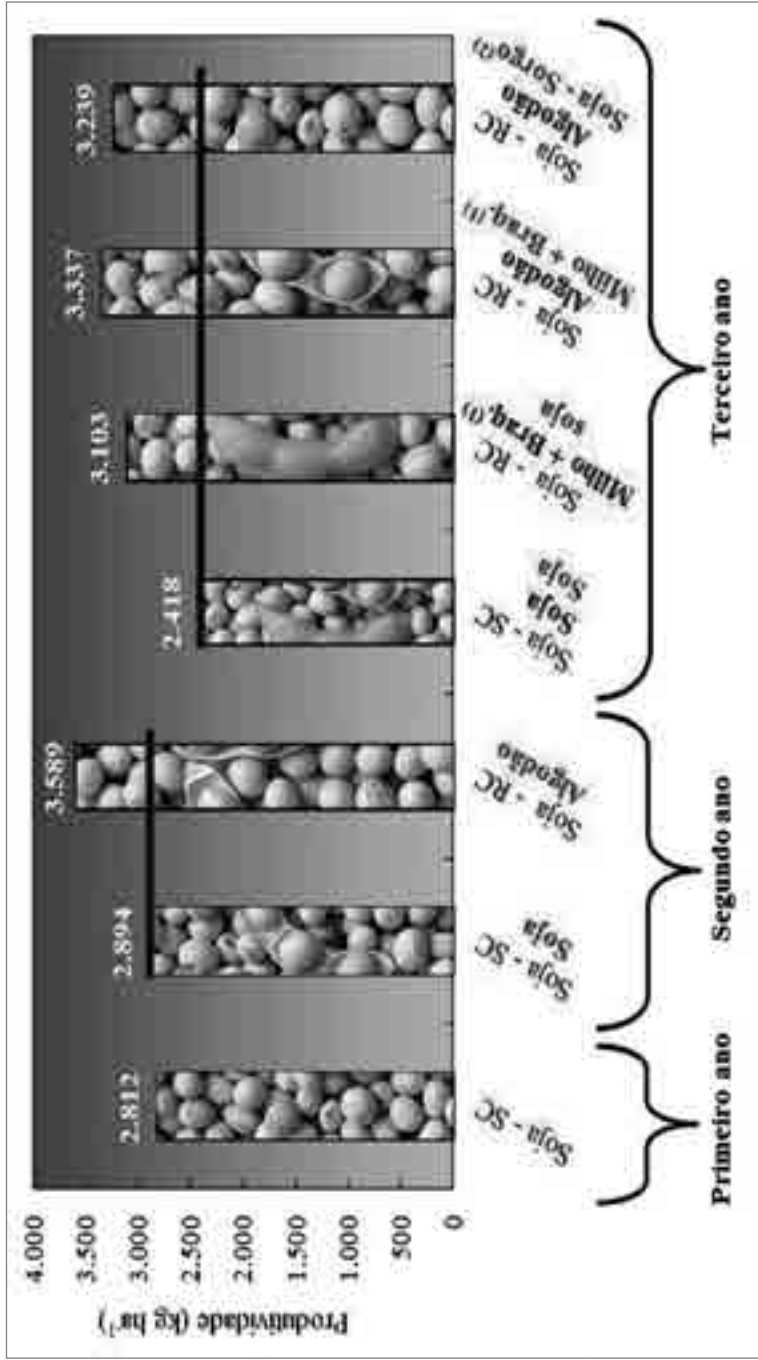


Figura 2. Produtividade de soja (*Glycine max*) conforme o sistema de cultivo. Soja – SC = soja em monocultura sob sistema convencional de preparo do solo; soja - RC = soja em rotação com milho (*Zea mays*) ou algodão (*Gossypium hirsutum* L.) conforme as cores das culturas no eixo x: cores verde, vermelha e azul são referentes aos cultivos do primeiro, segundo e terceiro anos, respectivamente. ⁽¹⁾Cultivo de milho em consórcio com *Urochloa ruziziensis* (braq.) no sistema Santa Fé. ⁽²⁾Cultivo de sorgo (*Sorghum bicolor*) em sucessão à soja.

Fonte: Os autores.

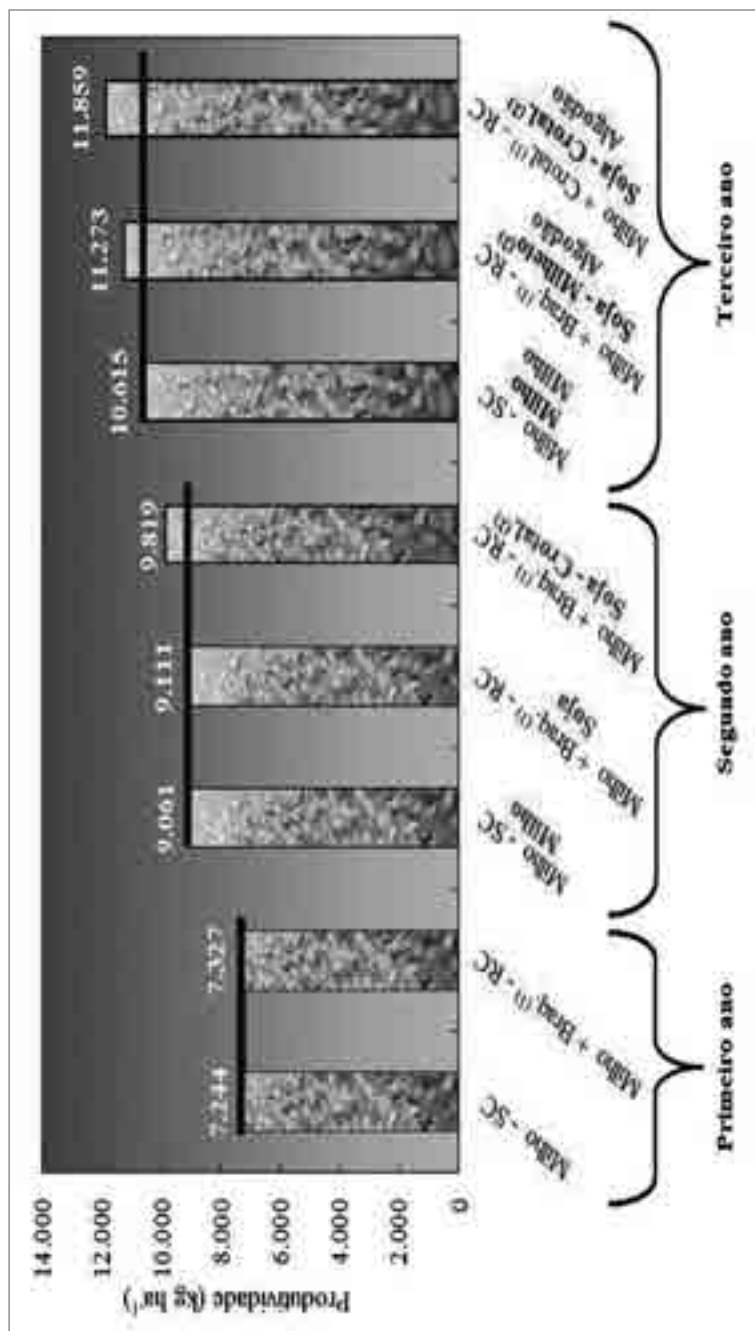


Figura 3. Produtividade de milho (*Zea mays*) conforme o sistema de cultivo. Milho - SC = milho em monocultura sob sistema convencional de preparo do solo; milho - RC = milho em rotação com algodão (*Gossypium hirsutum* L.) ou soja (*Glycine max*) conforme as cores das culturas no eixo x; cores verde, vermelha e azul são referentes aos cultivos do primeiro, segundo e terceiro anos, respectivamente. ⁽¹⁾Cultivo de milho em consórcio com *Urochloa ruziziensis* (braq.) no sistema Santa Fé. ⁽²⁾Cultivo de milheto (*Pennisetum glaucum*) ou *Crotalaria ochroleuca* (crotal.) em sucessão à soja.

Fonte: Os autores.

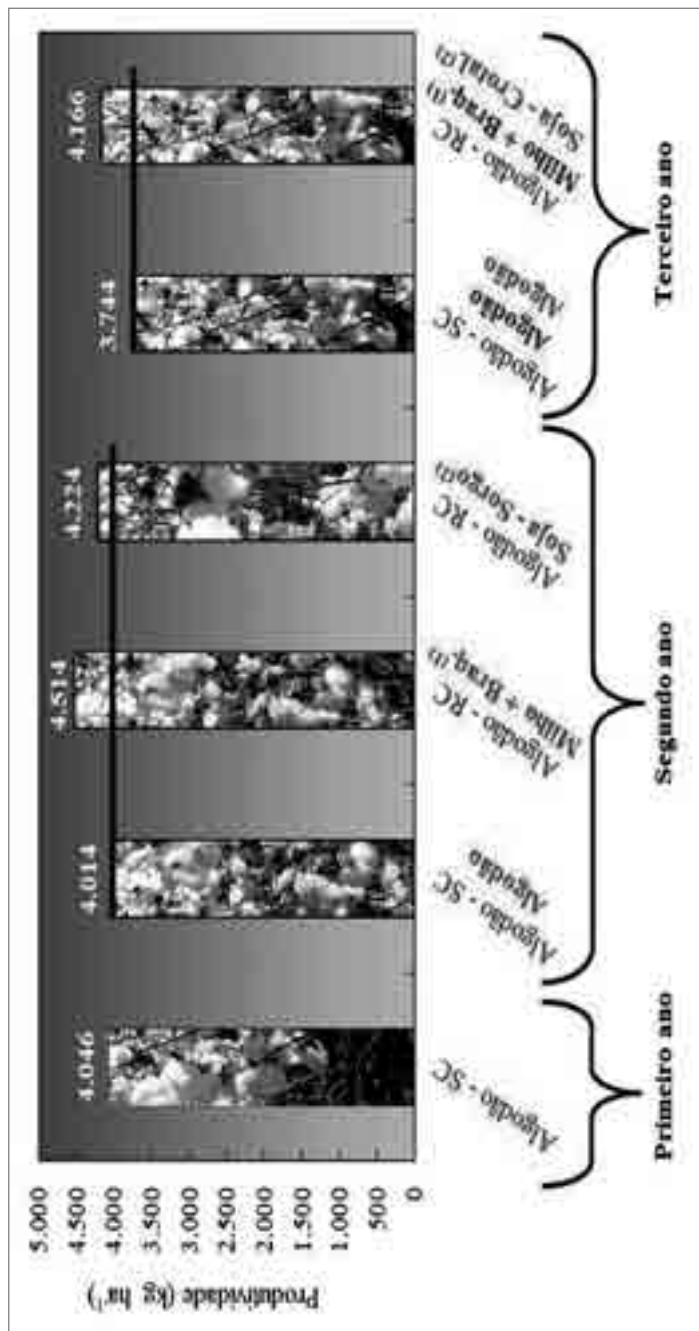


Figura 4. Produtividade de algodão (*Gossypium hirsutum* L.) conforme o sistema de cultivo. Algodão – SC = algodão em monocultura sob sistema convencional de preparo do solo; algodão - RC = algodão em rotação com soja (*Glycine max*) ou milho (*Zea mays*) conforme as cores das culturas no eixo x: cores verde, vermelha e azul são referentes aos cultivos do primeiro, segundo e terceiro anos, respectivamente. ⁽¹⁾Cultivo de milho em consórcio com *Urochloa ruziziensis* (braq.) no sistema Santa Fé. ⁽²⁾Cultivo de sorgo (*Sorghum bicolor*) ou *Crotalaria ochroleuca* (crotal.) em sucessão à soja.

Fonte: Os autores.

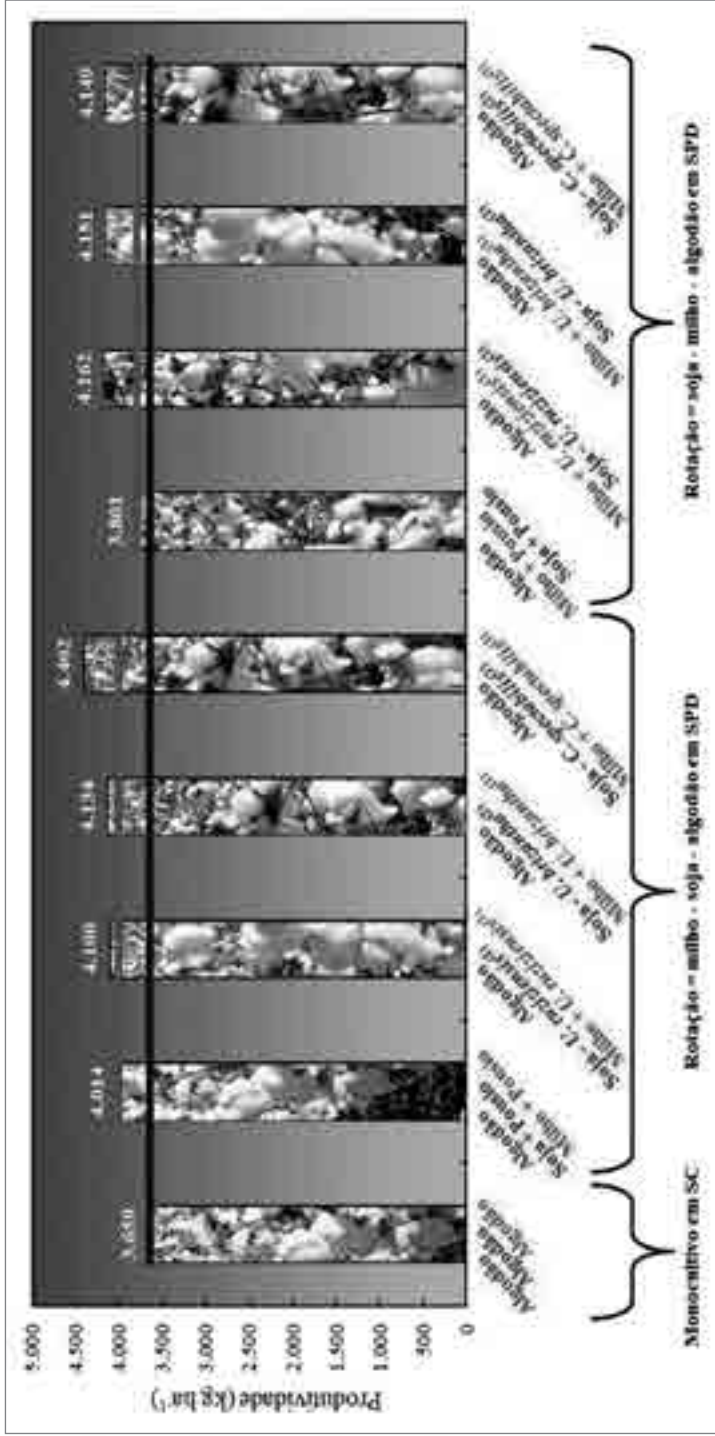


Figura 5. Produtividade de algodão (*Gossypium hirsutum* L.) em diferentes sistemas de rotação de culturas (SC: sistema convencional; SPD: sistema de plantio direto). Cores verde, vermelha e azul são referentes aos cultivos do primeiro, segundo e terceiro anos, respectivamente. ⁽¹⁾Cultivo de milho (*Zea mays*) em consórcio com braquiárias (*Urochloa ruziziensis* e *Urochloa brizantha* cultivar Paiguás) e crotalária (*Crotalaria spectabilis*) no sistema Santa Fé. ⁽²⁾Cultivo de braquiárias (*Urochloa ruziziensis* e *Urochloa brizantha* cultivar Paiguás) ou crotalária (*Crotalaria spectabilis*) em sucessão à soja (*Glycine max*). (Pousio: sem cultivo de plantas de cobertura).

Fonte: Os autores.

Além dos benefícios já citados, nas áreas onde se faz o manejo com uso de plantas de cobertura, há incremento dos efeitos positivos no sistema de rotação com soja (*Glycine max*), milho (*Zea mays*) e algodão (*Gossypium hirsutum* L.). Quando se utilizou a rotação de culturas com o uso das plantas de cobertura em consórcio com milho e em sucessão à soja, a produtividade mostrou-se maior do que na área onde foi utilizado esse mesmo esquema de rotação de culturas, porém sem a implantação das plantas de cobertura, ou seja, onde a área ficou em pousio após a colheita do milho e da soja (Figura 5).

Uso de plantas de cobertura no sistema de plantio direto: implantação e manejo

Para propiciar vantagens ao sistema produtivo, a espécie de planta de cobertura a ser cultivada no SPD deve apresentar algumas características:

- Ser de fácil estabelecimento.
- Apresentar rápido crescimento.
- Propiciar boa cobertura do solo.
- Não ser hospedeira preferencial de doenças, pragas e nematoides.
- Auxiliar no manejo integrado de plantas daninhas.
- Permitir, se possível, a colheita de grãos ou o pastejo animal no período de entressafra, ou até mesmo a produção de sementes para comercialização.
- Apresentar, no caso de pastejo, boa tolerância ao pisoteio animal.
- Produzir matéria seca (MS) em quantidade suficiente para a semeadura direta.
- Ser de fácil manejo de dessecação com herbicidas, visando à semeadura direta.
- Não se tornar invasora da lavoura em sucessão.
- Apresentar palhada residual de boa persistência no solo durante o longo ciclo das culturas.

Tabela 2. Características de plantas de cobertura com potencial de uso no sistema de plantio direto.

Planta de cobertura	Produtividade de matéria seca	Cobertura do solo	Controle de plantas daninhas	Controle de mofo-branco ¹	Controle de percevejo castanho ²	Controle de nematóides			Sensibilidade ao glyphosate ³
						<i>Pratylenchus brachyurus</i>	<i>Metodogyne incognita</i>	<i>Aotylenchulus reniformis</i>	
<i>Crotalaria spectabilis</i>									
<i>Crotalaria juncea</i>									
<i>Crotalaria ochroleuca</i>									
<i>Cajanus cajan</i>									
<i>Sorghum bicolor</i>									
<i>Pennisetum glaucum</i> ⁴									
<i>Urochloa ruzizensis</i>									
<i>Urochloa bizzarria</i>									
<i>Megathyrsus maximum</i>									

¹ *Sclerotinia sclerotiorum*; ² *Eupatocoris castaneus*; ³ Dessecação com 1.440 g ha⁻¹ do ingrediente ativo; ⁴ Controle de nematoides: variável de acordo com a cultivar

■ Adequada ■ Regular ■ Não indicada

Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2012).

A seguir e na Tabela 2, são descritas e caracterizadas algumas espécies de plantas de cobertura com potencial de uso no SPD.

Urochloa ruzizensis

A *Urochloa ruzizensis* tem muitos pelos nas folhas, o que faz com que a planta apresente aspecto macio e aveludado. É uma gramínea perene que cresce rapidamente e forma touceiras relativamente prostradas, e por isso confere boa cobertura do solo. Essa espécie de braquiária normalmente cresce até 1 m de altura e suas raízes podem ultrapassar 2 m de profundidade, porém a maioria delas se concentra nos primeiros 20 cm de profundidade.

Apresenta bom desempenho em solos de média e alta fertilidade e se adapta muito bem ao sistema de consórcio com o milho (sistema Santa Fé), pois tem boa tolerância ao sombreamento. Essa braquiária pode produzir mais que 12 mil kg ha⁻¹ de MS em consórcio com o milho no sistema Santa Fé. Tem pouca tolerância à seca e ao encharcamento, baixa capacidade de rebrota em condições de sobrepastejo e boa palatabilidade (para uso na ILP), porém é suscetível à cigarrinha-das-pastagens (*Deois flavopicta*). A *U. ruzizensis* é uma espécie muito interessante para ser usada em áreas de SPD, pois, além da sua excelente cobertura do solo, é rústica e de fácil manejo de dessecação com o herbicida glifosato.

Urochloa brizantha

A *Urochloa brizantha*, conhecida também como braquiarão, tem como origem a África. É do tipo perene, muito robusta, cresce formando touceiras, que normalmente dificultam a semeadura em situações de pastos perenizados. Comparada com a *U. ruzizensis*, a *U. brizantha* tem crescimento mais vigoroso e sistema radicular mais agressivo; por isso necessita de maiores doses de glifosato no manejo de dessecação.

Existem, no mercado, várias cultivares dessa espécie de braquiária, entre as quais, destacam-se BRS Paiaguás, Marandu, MG-4, MG-5 Vitória ou Xaraés e BRS Piatã.

Megathyrus maximum

Originária do continente africano, essa espécie é uma forrageira muito produtiva, bem aceita pelos animais (para uso na ILP) e que se adaptou facilmente às condições tropicais do Brasil. A *Megathyrus maximum* é uma gramínea perene, que cresce na forma de touceiras, geralmente muito vigorosas. Tradicionalmente conhecida pela cultivar Colonião, essa espécie foi melhorada e originou algumas cultivares, entre as quais, Mombaça, Tanzânia e Aruana.

Existe também a cultivar Massai, que é um híbrido de *M. maximum* e *M. infestum*, porém as cultivares Mombaça, Tanzânia e Aruana apresentam porte maior, folhas mais largas e maior potencial produtivo. As espécies do gênero *Megathyrus* geralmente apresentam boa tolerância à seca e ao frio, desenvolvem-se melhor em solos com baixa acidez e com média a alta fertilidade, mas não toleram solos com drenagem deficiente. A cultivar Massai é tolerante ao Al do solo.

A produção de MS das espécies do gênero *Megathyrus* pode variar bastante de uma cultivar para outra, mas, de modo geral, atinge anualmente entre 10 mil kg ha⁻¹ e 25 mil kg ha⁻¹, dependendo da época de semeadura e das condições edafoclimáticas. No cultivo em segunda safra (safrinha) após soja, foram obtidas, no Cerrado do sudoeste de Goiás, produtividades entre 9 mil kg ha⁻¹ e 16,6 mil kg ha⁻¹ (Ferreira et al., 2010), sendo as menores observadas para a cultivar Massai.

Pennisetum glaucum

O milheto (*Pennisetum glaucum*) é uma gramínea anual de verão com metabolismo C4, de origem africana, de fácil instalação, condução e produção de sementes. Tem sistema radicular vigoroso, embora a maioria das raízes se concentre nos primeiros 10 cm. Dependendo das condições de solo e clima, as raízes do milheto podem explorar maiores profundidades do solo, o que permite à planta aproveitar melhor os nutrientes dessas camadas, além de auxiliar na descompactação e reestruturação do solo e, assim, permitir o acesso à água em períodos de seca (Salton; Kichel, 1998).

O milheto tem boa tolerância à seca e se adapta a solos de baixa fertilidade. Produz entre 5 mil kg ha⁻¹ e 15 mil kg ha⁻¹ de MS, variação que ocorre

em razão das condições de clima, época de semeadura e fertilidade do solo. A biomassa formada pelo milheto proporciona boa cobertura do solo, porém com qualidade inferior à auferida de braquiárias e espécies do gênero *Megathyrsus*. Entretanto é importante lembrar que, devido ao seu crescimento vertical e à sua morfologia foliar, o milheto nem sempre promove boa cobertura do solo e, por isso, possibilita a infestação de plantas daninhas (Borges et al., 2014).

Nas condições tropicais brasileiras, a velocidade de decomposição da MS do milheto é elevada (Soratto et al., 2012), o que resulta em menor proteção do solo e, assim, atende adequadamente aos princípios do SPD (Scopel et al., 2013).

No que diz respeito à sensibilidade aos fitonematoides parasitas, há variação entre diferentes cultivares de milheto.

Sorghum bicolor

O sorgo (*Sorghum bicolor*) é uma gramínea anual, de porte ereto, com elevada capacidade de produção de MS e que pode ser cultivado para a produção de grãos e forragem. Nos sistemas de produção do Cerrado, tem sido mais usado o sorgo granífero, de porte baixo, que é uma ótima opção de cultivo de segunda safra em substituição ao milho, principalmente em cultivos tardios, devido a sua maior tolerância ao déficit hídrico e à sua precocidade. Deve-se dar preferência às cultivares que não apresentam tanino nos grãos, porque ele compromete a qualidade nutricional do sorgo. Após a colheita dos grãos, o sorgo normalmente rebrota e sua massa vegetal aumenta após o início das chuvas da primavera, o que gera em torno de 5 mil kg ha⁻¹ a 10 mil kg ha⁻¹ (Ferreira et al., 2010).

Cajanus cajan

O guandu (*Cajanus cajan*) é uma leguminosa forrageira comumente cultivada nas regiões tropicais e subtropicais. É uma planta de fácil implantação e manejo, pouco exigente quanto à fertilidade do solo e não tolera solos encharcados. Planta rústica e de porte arbustivo, o guandu pode atingir alturas

superiores a 3 m, dependendo da cultivar e da condição de cultivo. No período da seca, o guandu mantém boa persistência de folhas verdes devido ao profundo desenvolvimento de suas raízes. Apresenta bom teor de proteína tanto nas folhas quanto nas sementes; por isso é boa opção para alimentação animal na entressafra. O guandu apresenta boa produtividade de MS, mas seu crescimento inicial é lento e a morfologia de sua parte aérea não possibilita rápida e adequada cobertura do solo, quando semeado no final do período chuvoso. Essa característica pode resultar em infestações de plantas daninhas.

Crotalaria spectabilis

A *Crotalaria spectabilis* é leguminosa anual, ereta e de porte baixo, que pode atingir até 1,5 m de altura. Apresenta boa adaptação a diferentes ambientes tropicais, mas, em relação às gramíneas, produz menor quantidade de MS na entressafra do Cerrado brasileiro, ou seja, no cultivo de outono/inverno/primavera (Ferreira et al., 2010). Apresenta raiz pivotante, que é capaz de auxiliar na descompactação do solo. Também tem alto potencial de controle de nematoides parasitas de várias culturas dos sistemas de produção do Cerrado, conforme dados de Inomoto e Asmus (2014). Tem alta capacidade de fixação biológica do N da atmosfera e apresenta bom potencial para cultivo consorciado com espécies do gênero *Urochloa*, principalmente a espécie *U. ruziziensis*.

Crotalaria juncea

A *Crotalaria juncea* é uma leguminosa anual, ereta e de porte alto, que pode atingir até 3 m de altura, dependendo das condições do solo, clima e época de semeadura. Comparada às outras crotalárias e ao guandu, tem rápido crescimento inicial e boa produção de fitomassa. Apresenta vigoroso crescimento de raízes, boa tolerância à seca, alta capacidade de produção de MS e boa cobertura do solo. De acordo com Inomoto e Asmus (2014), sua reação aos fitonematoides varia bastante: de não hospedeira até má hospedeira para *Meloidogyne incognita* e *Rotylenchulus reniformis* e até boa hospedeira para *Pratylenchus brachyurus*.

Crotalaria ochroleuca

A *Crotalaria ochroleuca* é uma leguminosa anual de porte ereto, que pode atingir 2 m de altura, dependendo da época de semeadura e das condições edafoclimáticas. Seu crescimento inicial é lento, mas é uma espécie rústica, capaz de se desenvolver em solos com baixa disponibilidade de nutrientes e com baixo teor de matéria orgânica. Apresenta rápido e vigoroso desenvolvimento de raízes, as quais podem romper camadas adensadas ou compactadas do solo. Retém folhas verdes durante o período de entressafra no Cerrado brasileiro e é considerada uma planta com boa tolerância ao déficit hídrico. Assim como a *C. spectabilis*, apresenta boa tolerância aos fitonematoides *Meloidogyne incognita*, *Rotylenchulus reniformis* e *Pratylenchus brachyurus*. Produz mais MS do que a *C. spectabilis*, com quantidade próxima da gerada pela *C. juncea*.

Crotalaria breviflora

A *Crotalaria breviflora* é uma leguminosa anual com hábito de crescimento ereto arbustivo, de porte baixo, que pode atingir de 0,6 m a 1,1 m de altura, dependendo da época e da densidade de semeadura, do clima e da fertilidade do solo. Seu crescimento é rápido e seu ciclo é curto; adapta-se aos climas tropical e subtropical, porém não tolera geada. Desenvolve-se bem em solos argilosos e arenosos. Tem capacidade de produção de MS entre 3 mil kg ha⁻¹ e 5 mil kg ha⁻¹, com menor potencial no cultivo de outono/inverno. Tem potencial de fixação de N similar ao da *C. spectabilis* e, de acordo com Inomoto e Asmus (2014), não é hospedeira de *Meloidogyne incognita* e *Rotylenchulus reniformis*.

Estabelecimento das plantas de cobertura

Algumas plantas de cobertura, além de produzirem MS para o SPD e minimizarem problemas do sistema de produção (Tabela 2), também podem produzir grãos/sementes (Figura 6) que, colhidos, poderão ser comercializados ou usados para alimentação animal ou como sementes para o cultivo em novas áreas.

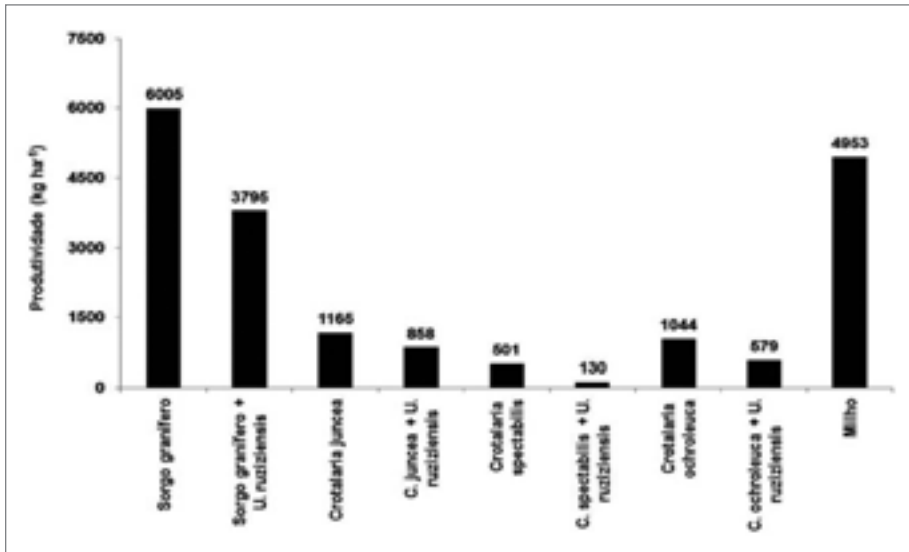


Figura 6. Produtividade de grãos ou sementes de culturas e plantas de cobertura cultivadas no Cerrado em segunda safra após soja (*Glycine max*), em Santa Helena de Goiás, GO, em 2013. Sorgo: *Sorghum bicolor*. Milho: *Zea mays*.

Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2016).

O sucesso do cultivo de plantas de cobertura ocorre em função de uma série de fatores, que vão desde a escolha da espécie, qualidade das sementes e do solo e condições climáticas durante a época de semeadura, até o desenvolvimento das plantas, do sistema de cultivo e do manejo cultural.

Qualidade das sementes

A qualidade física, fisiológica e sanitária das sementes das culturas de cobertura é um pré-requisito fundamental. Atualmente, existem muitas possibilidades de obtenção dessas sementes, inclusive a compra pela internet. Entretanto deve-se ter o cuidado de adquiri-las de produtores ou comerciantes idôneos, que garantam a sua sanidade, a ausência de estruturas de resistência de doenças (por exemplo, o mofo-branco, causado por *Sclerotinia sclerotiorum*) e as altas porcentagens de pureza e germinação.

As sementes das braquiárias e das espécies do gênero *Megathyrus*, quando provenientes de sistema de colheita de varredura, tendem a apresentar menor valor cultural (VC) devido à menor pureza física, tal como observado em *Megathyrus maximum* cultivar Mombaça por Maschietto et al. (2003).

As sementes das plantas de cobertura podem ser via de disseminação de patógenos, pragas ou plantas daninhas. Dependendo do sistema de produção, as sementes de braquiárias e das espécies do gênero *Megathyrus* podem levar consigo terra infestada de fitone-matoides parasitas das culturas e do sistema.

O uso de sementes contaminadas dificulta o manejo das áreas, onera os custos de produção e compromete a produtividade e a qualidade dos produtos colhidos. Um exemplo é o da *C. spectabilis*, suscetível ao mofo-branco (Figura 7A), doença cujas estruturas de resistência do fungo, chamadas de escleródios (Figura 7B), podem contaminar os lotes de sementes de crotalária. Essas, quando semeadas, disseminam os escleródios de mofo-branco que, dependendo das condições climáticas, podem infectar plantas de soja, algodão, feijão (*Phaseolus vulgaris*), tomate (*Solanum lycopersicum*), girassol (*Helianthus annuus*) e de várias outras culturas.

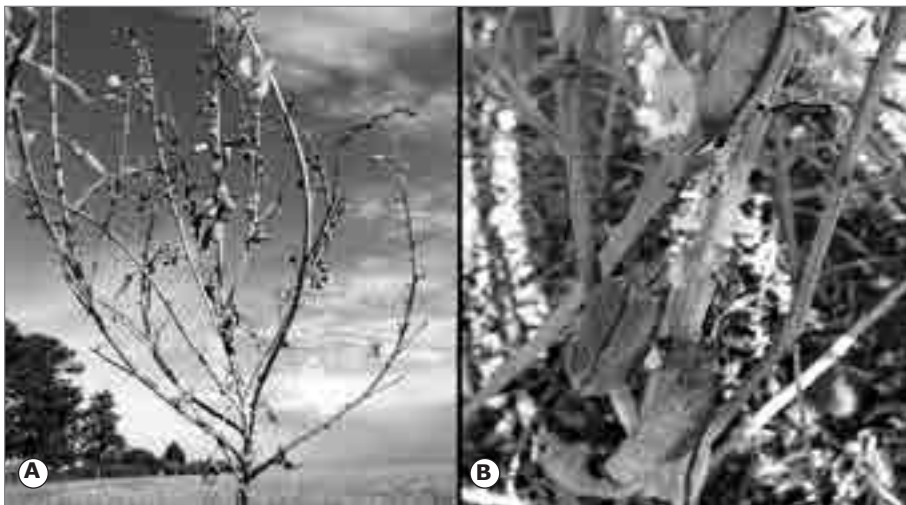


Figura 7. Planta de *Crotalaria spectabilis* atacada por mofo-branco (A) e com a presença externa do escleródio (B).

Épocas de semeadura

Com o objetivo de produzir quantidade suficiente de MS para o SPD no Cerrado brasileiro, atenção especial deve ser destinada à época de semeadura das plantas de cobertura.

De acordo com Ferreira et al. (2007), quando a semeadura de *U. ruziziensis*, sorgo, milheto, *C. spectabilis* e capim-pé-de-galinha (*Eleusine indica*) é realizada no início da primavera, ou seja, no início do período chuvoso no Cerrado brasileiro, normalmente as plantas de cobertura não aportam MS suficiente à semeadura direta das culturas do sistema, mesmo se o algodão for semeado entre o final de novembro e durante o mês de dezembro. Nessa condição, além de as plantas de cobertura disponibilizarem baixa quantidade de MS, a palha residual no solo é rapidamente decomposta durante o desenvolvimento vegetativo da cultura implantada.

As gramíneas, por apresentarem maior relação carbono/nitrogênio (C/N), geralmente apresentam menor taxa de decomposição da sua MS no solo. Porém, no cultivo da primavera, em função do curto período de desenvolvimento, elas acumulam pouca lignina nos seus tecidos (Carvalho et al., 2011), o que favorece a rápida decomposição da fitomassa acumulada.

Em áreas com lavoura de soja em que não serão feitos cultivos econômicos em segunda safra, seja por decisão estratégica, seja por limitação pluvial (regiões onde o regime de chuva possibilita apenas uma safra), adequada produção de MS é obtida quando as plantas de cobertura são semeadas no período de fevereiro-março, logo após o cultivo e a colheita da soja (Ferreira et al., 2010; Ferreira; Carvalho, 2015). Quanto mais cedo for semeada e colhida a soja, maior disponibilidade hídrica e desenvolvimento terão as plantas de cobertura semeadas em sucessão.

No Cerrado brasileiro, para o adequado estabelecimento e desenvolvimento das plantas de cobertura, as espécies *U. ruziziensis*, *U. brizantha*, sorgo, milheto, *C. spectabilis*, *C. juncea*, *C. ochroleuca* e as cultivares Mombaça, Tanzânia e Aruana da espécie *Megathyrsus maximum* não devem sofrer déficit hídrico nos primeiros 50 dias após a semeadura (Ferreira et al., 2016). Normalmente no Cerrado, as chuvas diminuem ou até mesmo se encerram entre meados e final de abril, embora, em algumas regiões, as chuvas possam se estender até o início de maio. Portanto, de acordo com a média histórica de precipitação pluviométrica de cada região, é possível retroceder 50 dias, para que seja estimada a data-limite para a semea-

dura das plantas de cobertura. Entretanto é importante ressaltar que, quanto mais cedo for a semeadura das plantas de cobertura, ou seja, quanto mais próxima da primeira metade do verão (desde o final de janeiro até meados de fevereiro), melhor será a produção de MS, grãos ou sementes.

Sistemas de cultivo solteiro e consorciado

As plantas de cobertura podem ser cultivadas de forma exclusiva (solteira), ou seja, quando se utiliza apenas uma espécie, e de forma consorciada, quando se associam duas ou mais espécies de plantas, o que pode abranger apenas plantas de cobertura ou o cultivo simultâneo de uma planta de cobertura com uma espécie para a produção de grãos, como o milho ou o sorgo.

A consorciação de plantas de cobertura possibilita a produção de grãos ou sementes por uma espécie e a concomitante produção de biomassa para alimentação animal e a disponibilização de palha para a semeadura direta das espécies em rotação na próxima safra. Dependendo das plantas de cobertura associadas, o consórcio pode resultar em melhor cobertura e exploração do solo, maior diversidade da biomassa microbiana do solo, maior capacidade da ciclagem de nutrientes e melhores estruturação do solo e equilíbrio da sua relação C:N.

Como exemplos de cultivos consorciados, podem ser citados os que envolvem espécies do gênero *Urochloa* (*U. ruziziensis* e *U. brizantha*) com as seguintes espécies: *C. spectabilis*, *C. juncea* e *C. ochroleuca*, guandu, sorgo granífero, milheto, girassol e *Sesamum indicum* (gergelim).

Também é possível consorciar milho com crotalárias, principalmente a *C. spectabilis*. Dada a dificuldade de manejo de plantas daninhas de “folhas largas” no consórcio de milho com crotalária ou guandu, a semeadura dessas leguminosas deve ser realizada no estágio fenológico V4 (quarta folha desenvolvida) do milho, após aplicação de herbicida seletivo. Foram obtidos ótimos resultados com milho transgênico resistente ao glifosato, pois esse herbicida não apresenta efeito residual e, portanto, não interfere na germinação e desenvolvimento da crotalária (Ferreira et al., 2016). As sementes de crotalária são distribuídas misturadas ao adubo de cobertura do milho, com aplicação nas

entrelinhas por meio de um cultivador/adubador com discos duplos. Essa opção de manejo possibilita o adequado desenvolvimento, a boa produção e a colheita do milho e favorece o crescimento da crotalária, sem que haja redução da produtividade do milho, tampouco a produção de sementes de crotalária, que podem contaminar os grãos de milho (Figura 8).



Foto: Júlio Cesar Bogiani

Figura 8. Cultivo consorciado de milho com *Crotalaria spectabilis* em estágio de desenvolvimento R6 (A) e na fase de colheita (B).

Cultivo consorciado de milho com gramíneas forrageiras (T3)

O sistema conhecido como Santa Fé consiste no cultivo de milho para a produção de grãos e o concomitante cultivo de espécies forrageiras, principalmente de braquiárias, que, além de servirem para a alimentação animal, fornecem MS para a semeadura direta da cultura em sucessão.

O milho pode ser cultivado como safra principal ou segunda safra (safrinha). Existem quatro modos de semeadura da gramínea forrageira:

- A lanço, após a dessecação da área e antes da semeadura do milho, de modo que a semente de braquiária seja incorporada pela movimentação do solo durante a operação de semeadura do milho. No caso de haver muita MS remanescente dos cultivos anteriores, recomenda-se passar o correntão com discos/facas após a semeadura da braquiária e antes da semeadura do milho.
- Concomitantemente com a semeadura do milho, realizada de forma mecanizada, de modo que as sementes de braquiária sejam misturadas com o fertilizante ou semeadas em fileiras intercaladas com as fileiras

de milho ou ainda distribuídas por meio de uma terceira caixa localizada na frente da semeadora.

- Juntamente com o fertilizante da primeira adubação de cobertura do milho, de modo que os fertilizantes e as sementes sejam incorporados ao solo.
- Em sobressemeadura, com distribuição aérea realizada após o início do pendoamento do milho até a fase de grão leitoso (estádio reprodutivo R3), quando, na prática, a espiga está adequada ao consumo como “milho cozido”. A sobressemeadura é o método menos indicado entre todos os citados, porque resulta nas piores qualidades da germinação e do estabelecimento da planta de cobertura na cultura do milho.

Após a emergência do milho, quanto mais tarde é feita a semeadura da braquiária, pior é o seu desenvolvimento, pois o crescimento do milho compromete a emergência e o desenvolvimento das forrageiras.

O consórcio de milho com braquiárias, em experimento executado em Luís Eduardo Magalhães, BA, no Cerrado do Nordeste (onde o regime de chuva possibilita apenas uma safra), teve resultados satisfatórios de produção de MS, sem prejuízos à produtividade do milho (Figura 9).

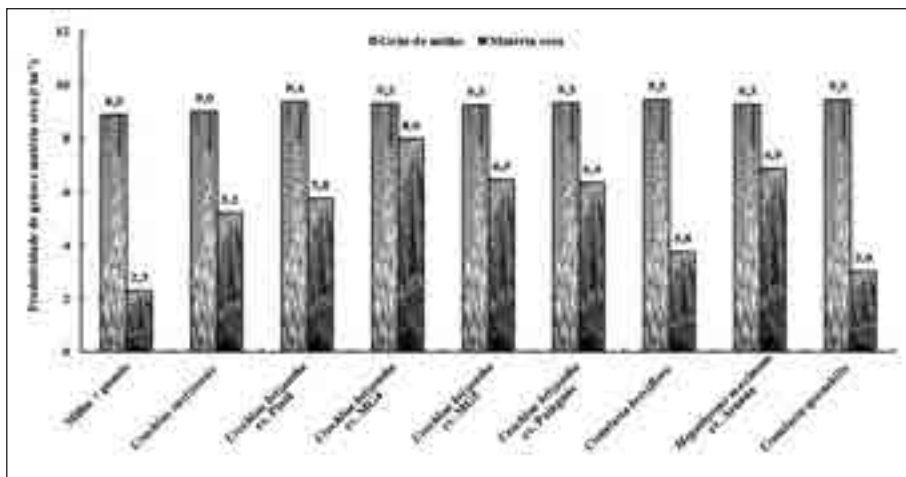


Figura 9. Produtividade de milho (*Zea mays*) e quantidade de biomassa (matéria seca) formada pelas plantas de cobertura cultivadas em consórcio com o milho no sistema Santa Fé (posio: sem cultivo de plantas de cobertura).

Fonte: Os autores.

Em algumas regiões do Cerrado brasileiro que possibilitam segunda safra, as chuvas cessam em meados de abril, e por isso o milho de segunda safra não produz satisfatoriamente no cultivo em safrinha. Nesses locais, ele pode ser substituído pelo sorgo granífero, que apresenta maior tolerância ao déficit hídrico e se adapta bem ao cultivo consorciado com *U. ruziziensis* (Figura 10).

Cultivo consorciado de soja com gramíneas forrageiras (T3)

A distribuição da planta de cobertura pode ser realizada em sobressemeadura durante o cultivo da soja por meio de equipamentos mecanizados (por exemplo, trator) ou por avião.

As espécies dos gêneros *Urochloa* e *Megathyrsus* devem ser semeadas preferencialmente entre os estádios fenológicos R5.2 e R5.4 da soja. Se for semeado o milheto, a planta de soja pode estar entre R5.5 a R6. Quando a semeadura ocorre antes de R5, não há luz suficiente para a germinação das sementes nem para o adequado desenvolvimento das plantas; aquelas que porventura tenham emergido estarão sujeitas ao estiolamento. Se a semeadura for após R7.1, a intensa desfolha da soja reduzirá o contato das sementes com o solo e, conseqüentemente, prejudicará a germinação, a emergência e o estabelecimento das plantas de cobertura.

Foto: Alexandre Cunha de Barcellos Ferreira



Figura 10. Campo com *Urochloa ruziziensis* após colheita dos grãos de sorgo (*Sorghum bicolor*) (esquerda) e sorgo consorciado com *Urochloa ruziziensis* (direita) antes da colheita.

Cultivo das plantas de cobertura com a semeadura após a colheita da soja

Essa forma de cultivar plantas de cobertura vem aumentando gradativamente no Cerrado. As plantas de cobertura são semeadas mecanicamente, imediatamente após a colheita da soja. Quanto mais demorada for a colheita da soja (adentrando fevereiro e até março), pior será o desenvolvimento e a produtividade das plantas de cobertura, dada a redução do período chuvoso, que termina com o avançar do outono. Por essa razão, é importante adotar uma cultivar de soja precoce (ciclo próximo a 100 dias) ou, no máximo, uma cultivar com ciclo de até 125 dias.

O cultivo de plantas de cobertura em sucessão à soja, com semeadura feita imediatamente após a colheita da soja (na primeira quinzena de março), na região de Luís Eduardo Magalhães, BA, proporcionou a formação de até 8,1 t ha⁻¹ de MS, enquanto na área de pousio a quantidade deixada pelos restos culturais da soja após a colheita foi de 1,9 t ha⁻¹ de MS (Figura 11).

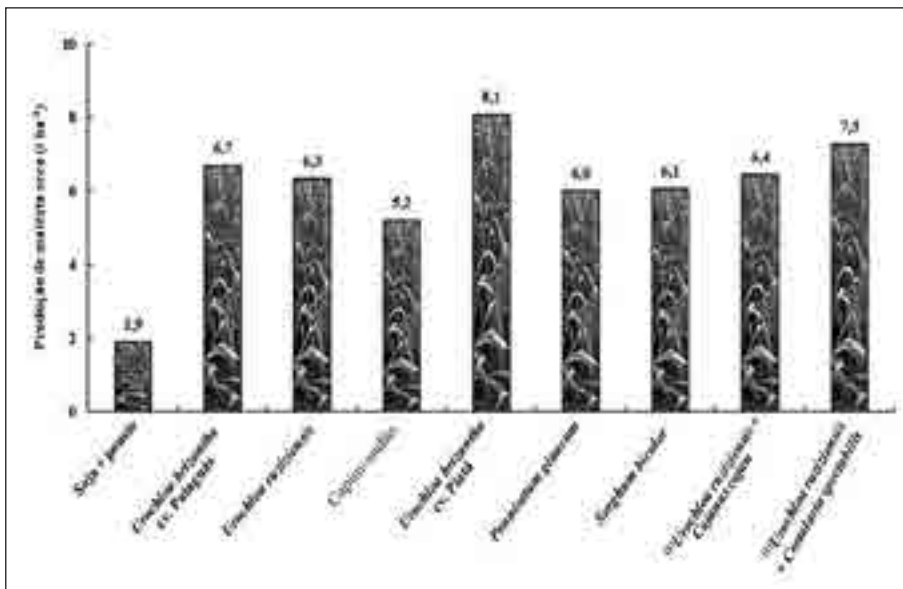


Figura 11. Quantidade de matéria seca formada pelas plantas de cobertura semeadas imediatamente após a colheita da soja. ⁽¹⁾Cultivo consorciado em linhas alternadas. Capim-sudão (*Sorghum sudanense* L.) (pousio: sem cultivo de plantas de cobertura).

Fonte: Os autores.

Quantidade de sementes

A quantidade de sementes a ser usada varia de acordo com a espécie, cultivar, época de semeadura, sistema de cultivo (se solteiro ou consorciado), valor cultural do lote de semente, peletização (ou não) da semente, peso das sementes, forma e profundidade de semeadura.

No cultivo consorciado de duas espécies de cobertura, recomenda-se usar 60% da quantidade indicada para o cultivo solteiro (Tabela 3) de cada espécie.

Quando as sementes são distribuídas a lanço ou dispostas no solo junto com o fertilizante da cultura principal, a quantidade deve ser aumentada entre 50% e 100%. Maiores quantidades também devem ser usadas quando as sementes são distribuídas em sobressemeadura durante o desenvolvimento da soja, do milho ou do sorgo. Se, na época da semeadura, as condições climáticas não forem muito favoráveis ao estabelecimento das plantas de cobertura, também se sugere aumentar a quantidade de sementes. Além disso, abaixo de 2,5 cm do solo, quanto mais profunda for a disposição, no solo, de sementes miúdas e com baixa quantidade de reserva, maior deverá ser a quantidade de sementes distribuídas.

A recomendação da quantidade de sementes das espécies de *Urochloa* e *Megathyrus* também pode ser feita com base no critério de ponto de valor cultural (PVC) por hectare, com valores que geralmente variam de 300 a 500, de acordo com a espécie, cultivar, condições ambientais na época da semeadura e, principalmente, forma de distribuição das sementes. Para semeadura em linha, com a semente colocada em torno de 2 cm a 3 cm de profundidade e condição ótima de semeadura, adota-se menor PVC, enquanto para semeadura a lanço e aérea ou com condição climática não muito adequada, adota-se maior PVC.

Para calcular a quantidade de sementes comerciais por hectare, basta dividir o PVC por hectare pelo valor cultural do lote comercial de sementes. Por exemplo, para uma condição adequada de semeadura em que possa ser estabelecido o PVC de 300, se a semente encontrada no comércio for de VC igual a 50%, seria necessários ter 6 kg ha⁻¹ de sementes do lote comercial.

Tabela 3. Quantidade de sementes para o cultivo solteiro das plantas de cobertura⁽¹⁾.

Espécie / cultivar	Quantidade de sementes com VC de 100% (kg ha⁻¹)⁽²⁾	Quantidade de sementes com VC de 60% (kg ha⁻¹)	Quantidade de sementes com VC de 40% (kg ha⁻¹)
<i>Megathyrus maximum</i> cv. Mombaça e Tanzânia	2 - 3	3,3 - 5	5 - 7,5
<i>M. maximum</i> cv. Aruana	2 - 4	3,3 - 6,7	5 - 10
<i>M. maximum</i> x <i>Megathyrus infestum</i> (híbrido Massai)	2 - 2,5	3,3 - 4,2	5 - 6,3
<i>Urochloa ruziziensis</i>	2 - 4	3,3 - 6,7	5 - 10
<i>Urochloa brizantha</i> cv. Piatã, MG-5 (Xaraés) e MG-4 (Libertad)	3,5 - 5	5,8 - 8,3	8,8 - 12,5
Sorgo granífero (<i>Sorghum bicolor</i>)	10 - 15	16,7 - 25	25 - 37,5
Milheto (<i>Pennisetum glaucum</i>)	10 - 12	16,7 - 20	25 - 30
<i>Crotalaria spectabilis</i>	8 - 12	13,3 - 20	20 - 30
<i>Crotalaria ochroleuca</i>	4 - 8	6,7 - 13,3	10 - 20
<i>Crotalaria, juncea</i>	20 - 30	33,3 - 50	50 - 75
Guandu (<i>Cajanuscajan</i>)	20 - 30	33,3 - 50	50 - 75

⁽¹⁾VC: valor cultural. ⁽²⁾Quantidade de semente comercial a ser usada por hectare = [(quantidade de semente com 100% de germinação e 100% de pureza) x 100]/VC da semente comercial. Se o VC da semente comercial não for fornecido, deve-se calculá-lo conforme a seguinte fórmula: VC = (% de germinação x % de pureza)/100.

Fonte: Ferreira et al. (2016).

Por ocasião da aquisição das sementes, não se deve observar apenas o custo do quilograma da semente comercial. É preciso atentar ao valor cultural do lote, que indica o valor a ser pago pelo quilograma de sementes puras viáveis.

Sementes peletizadas, revestidas ou incrustadas, por apresentarem menos impurezas (pedras, torrões, sementes de plantas daninhas, palhas, gravetos, etc.), geralmente são mais caras. Por isso é preciso avaliar os potenciais benefícios de seu uso. Alguns trabalhos evidenciam que o revestimento de sementes de gramíneas forrageiras reduz as velocidades de germinação e emergência (Santos et al., 2010; Brites et al., 2011), embora propiciem maior proteção às sementes (Derré et al., 2013) e garantam sua qualidade fisiológica durante o armazenamento (Santos et al., 2010).

Formas de semeadura, profundidade da semente e espaçamento entre fileiras

A semeadura das plantas de cobertura pode ser realizada de forma mecanizada, com semeadoras tradicionais com discos adaptados para grãos miúdos, dependendo da espécie a ser usada. As sementes de milho e braquiária, por exemplo, podem ser colocadas em caixas separadas com semeadura em linhas espaçadas de 45 cm a 50 cm, intercalando-se as fileiras de milho com as de braquiária. Existem as multissemeadoras ou semeadoras múltiplas, que, de acordo com os ajustes ou substituição de seus componentes, podem ser usadas para a semeadura de sementes miúdas e graúdas.

As sementes das plantas de cobertura também podem ser colocadas nas caixas de adubo para serem misturadas com o fertilizante ou com areia. Quando as sementes são misturadas com fertilizante, a semeadura deve ser realizada preferencialmente no mesmo dia, de modo a evitar danos por salinidade. Quando se usa a areia como meio de distribuição das sementes de uma ou mais espécies de cobertura, a mistura, depois de bem-homogeneizada, deve ser colocada no depósito de fertilizante. Deve-se ter atenção na regulação do equipamento para não aprofundar demais as sementes, as quais devem ser dispostas no máximo até 5 cm de profundidade. Conforme comentado anteriormente, quanto maior a profundidade de semeadura a partir de 2,5 cm, maior deverá ser a quantidade de sementes a ser usada.

No cultivo de braquiárias consorciadas com leguminosas, a exemplo de *C. spectabilis* ou *C. juncea* e guandu, é possível distribuir as sementes da gramínea e da leguminosa na mesma linha de semeadura. As leguminosas, cujas sementes são maiores, podem ser colocadas nas caixas de sementes, e as sementes de braquiária, que são miúdas, podem ser misturadas com areia e colocadas na caixa de fertilizantes.

A soja, após sua colheita, deixa poucos restos culturais, o que torna desnecessário o aprofundamento do disco de corte da semeadora no solo. Isso evita que as sementes das plantas de cobertura fiquem muito enterradas, fato que diminui a emergência das plântulas.

Geralmente a profundidade de semeadura é de 2 cm a 3 cm para a maioria das espécies de plantas de cobertura, mas espécies cujas sementes são maiores, como as do guandu, podem ser dispostas até no máximo 5 cm.

No cultivo consorciado de braquiária com milho ou sorgo na mesma linha de semeadura, as sementes das gramíneas forrageiras são dispostas em profundidade maior do que a necessária para sementes da cultura principal. Nesse sistema de cultivo, a semente de braquiária, quando misturada ao fertilizante da cultura principal, deve ser disposta no solo até a profundidade máxima de 6 cm. Assim, o milho ou o sorgo emergirá primeiro e, depois de alguns dias, a depender da profundidade de semeadura, emergirá a forrageira.

Quanto mais tarde for a semeadura, ou seja, quanto mais próximo estiver o fim do verão, mais importante se torna dispor as sementes em profundidades menores (entre 2 cm e 3 cm), de modo a favorecer a germinação, a emergência e o rápido estabelecimento das plantas de cobertura durante o curto período com disponibilidade hídrica, antes do início do período seco. Apesar da alta eficiência da distribuição das sementes por avião ou a lança por equipamentos mecanizados (tratores), o risco de insucesso é elevado, pois as condições do solo e do ambiente precisam ser muito favoráveis, para que a planta de cobertura se estabeleça e desenvolva.

No cultivo consorciado de milho com *U. ruziziensis*, é possível realizar a semeadura da forrageira junto com o fertilizante da primeira adubação de cobertura do milho, quando este se encontra com 2 a 4 folhas. Nesse sistema de

cultivo, o espaçamento do milho geralmente é de 70 cm a 90 cm e, nas entrelinhas, são dispostos o adubo e as sementes de braquiária em filetes contínuos entre 1 cm e 3 cm de profundidade.

O espaçamento de 0,45 m entre as fileiras, que normalmente é utilizado na semeadura das plantas de cobertura após o cultivo da soja, pode ser aumentado conforme a espécie, a exemplo do guandu, que pode chegar a 0,9 m, com profundidade de semeadura entre 2 cm e 5 cm.

Quanto mais próxima ao início do outono for a semeadura das plantas de cobertura, menor deve ser o espaçamento entre fileiras. Porém, dada a dificuldade de regulagem dos equipamentos mecânicos de semeadura, nem sempre isso é possível. A semeadura tardia, em espaçamentos entre fileiras maiores do que 0,45 m, resulta em menor crescimento das plantas de cobertura, o que propicia o desenvolvimento de plantas daninhas.

Adubação de semeadura

Normalmente, não se adubam as plantas de cobertura, a não ser indiretamente (por meio da mistura das sementes da planta de cobertura com os fertilizantes de semeadura ou com as sementes da cultura principal), quando elas são cultivadas de forma consorciada com milho ou sorgo.

Manejo de plantas daninhas no cultivo das plantas de cobertura

Para o adequado estabelecimento e crescimento das plantas de cobertura, é fundamental que elas sejam semeadas em área sem a presença de plantas daninhas ou plantas voluntárias de soja (em tigueras). Normalmente, ocorrem perdas de soja na colheita. As sementes caídas no solo rapidamente germinam e, em poucos dias, passam a infestar as lavouras formadas pelas plantas de cobertura. Portanto recomenda-se aguardar pelo menos 10 dias após a colheita da soja, para que ocorra a emergência das plântulas voluntárias. Para o controle dessas plantas, recomenda-se aplicar herbicida dessecante (a exemplo do paraquat, na dose de 300 g ha⁻¹ a 400 g ha⁻¹ do ingrediente ativo) entre 24 e 48 horas antes da semeadura da planta de cobertura. Também é possível aplicar o herbicida paraquat imediatamente após a se-

meadura da espécie de cobertura. Contudo dois fatores podem prejudicar a eficiência de controle: 1) na semeadura mecanizada da planta de cobertura, as plantas daninhas, as plantas voluntárias de soja ou as sementes em fase de germinação e emergência podem ficar cobertas por terra e, portanto, não serem atingidas pelo herbicida; e 2) na época de semeadura das plantas de cobertura, é comum ocorrerem chuvas em excesso, que podem impedir a pulverização do herbicida (paraquat ou outro), inclusive sistêmico.

No cultivo solteiro de gramíneas forrageiras, é possível controlar plantas daninhas de folhas largas por meio do herbicida pós-emergente 2,4-D, que, no entanto, é pouco efetivo no controle de plantas daninhas de folhas estreitas. No cultivo de leguminosas forrageiras, o controle de gramíneas é facilitado por herbicidas gramínicos em pós-emergência, mas o controle químico de folhas largas é difícil, sendo escassas as informações de seletividade dos herbicidas pós-emergentes em relação às leguminosas de cobertura. O cultivo consorciado de gramíneas forrageiras com plantas de cobertura compostas de espécies de folha larga carece de mais estudos, pois o uso de herbicidas pré-emergentes ou pós-emergentes se torna muito mais complexo e difícil.

Manejo de plantas daninhas e supressão da braquiária no seu cultivo consorciado com milho

Além dos problemas com as plantas daninhas e plantas voluntárias (em tigueras) de soja, que prejudicam o desenvolvimento e a produtividade do milho em sucessão, as braquiárias também podem competir com o milho no cultivo consorciado, principalmente se a época de semeadura e as condições edafoclimáticas forem favoráveis ao crescimento da forrageira. Para evitar ou diminuir essa competição, é preciso equilibrar o crescimento da braquiária por meio de subdoses de herbicidas gramínicos.

Entre os herbicidas que podem ser usados no cultivo consorciado de milho com braquiária, estão atrazina, nicosulfuron e mesotriona.

O herbicida atrazina deve ser usado em pós-emergência do milho e da braquiária, com a dose máxima de 1,5 kg ha⁻¹ do ingrediente ativo. Ele

apresenta boa eficiência no controle de folhas largas (inclusive de soja em tiguera), mas não deve ser aplicado nos estádios iniciais de desenvolvimento da braquiária, pois pode matá-la. Quando associado a óleo, a dose deve ser reduzida para $1,0 \text{ kg ha}^{-1}$ do ingrediente ativo e a pulverização deve ser realizada quando a braquiária tiver iniciado o perfilhamento (Concenço; Silva, 2013). Essas mesmas recomendações podem ser usadas para o manejo de plantas daninhas no consórcio de sorgo com braquiárias.

O nicosulfuron e a mesotriona podem ser aplicados de forma isolada ou associados com atrazina. Esses herbicidas são seletivos ao milho e apresentam bom controle de gramíneas; por esse motivo, devem ser aplicados em doses muito inferiores às recomendadas para o cultivo do milho solteiro. As doses devem ser de 6 g ha^{-1} a 8 g ha^{-1} do ingrediente ativo de nicosulfuron (as menores doses para *U. ruziziensis* e as maiores para *U. brizantha*) e de 72 g ha^{-1} do ingrediente ativo de mesotriona. A mistura de atrazina e mesotriona (nas doses de 900 g ha^{-1} e 72 g ha^{-1} do ingrediente ativo, respectivamente) apresenta excelentes resultados; há a possibilidade de adicionar nicosulfuron na dose de $1,2 \text{ g ha}^{-1}$ do ingrediente ativo a essa mistura no caso da presença de capim-carrapicho (*Cenchrus echinatus*). Mesmo com essas baixas doses, esses herbicidas apresentam potencial de supressão do crescimento das gramíneas forrageiras no consórcio com o milho por ocasião de uma possível competição sem, contudo, comprometê-las seriamente e sem prejudicar a produtividade do milho.

Manejo de pragas

As plantas de cobertura também podem ser atacadas por pragas, algumas das quais polípagas, ou seja, insetos que se alimentam de várias espécies de plantas. Algumas lagartas, como as dos gêneros *Spodoptera* e *Helicoverpa*, alimentam-se de milheto, espécies do gênero *Megathyrus* e sorgo. A *Helicoverpa* sp. também ataca o guandu e a crotalária; e o percevejo-marrom-da-soja (*Euschistus heros*) também ataca o guandu. Essas pragas são muito danosas a muitas culturas de interesse econômico, como soja, milho e algodão. Portanto, dependendo do nível de infestação de pragas, faz-se necessário o controle, o que evita a chamada “ponte verde”, que é a sobrevivência e multiplicação das pragas nos diferentes cultivos durante o ano. Os inseticidas, que são a principal forma de controle dessas

pragas, podem ser aplicados durante o desenvolvimento das plantas de cobertura ou por ocasião da dessecação em pré-semeadura. A trituração mecânica das plantas de cobertura também é uma estratégia de controle, sobretudo das lagartas.

Manejo das plantas de cobertura em pré-semeadura direta

A dessecação em pré-semeadura é uma importante operação para o cultivo das lavouras em SPD. Ela é um pré-requisito para o adequado desempenho e garantia da qualidade de semeadura, além de auxiliar no manejo das plantas daninhas e evitar que a planta de cobertura torne-se invasora da cultura em sucessão.

Pode haver germinação de sementes espontâneas de plantas de cobertura após a semeadura direta da lavoura, como também pode haver rebrota de algumas plantas de cobertura durante o desenvolvimento da lavoura, caso elas não tenham sido mortas na dessecação. Essas plantas voluntárias de cobertura, se não forem controladas, competirão e prejudicarão as plantas da lavoura principal. Nesse caso, o uso de herbicidas é imprescindível. Quando se cultivam lavouras com plantas geneticamente modificadas com resistência aos herbicidas glifosato e/ou glufosinato, o uso desses herbicidas é muito efetivo para o controle dessas plantas. No caso de lavoura não transgênica, também existem herbicidas seletivos que podem ser utilizados para controle das plantas de cobertura que emergem. No entanto o controle de rebrotas é mais difícil; por isso é importante uma boa dessecação antes da semeadura.

A dessecação deve ser feita com pelo menos 20 dias de antecedência da semeadura direta da lavoura, ou seja, em tempo hábil para que a planta daninha esteja morta e seca. Caso a dessecação seja realizada próximo da semeadura (entre 5 e 10 dias), as plantas de cobertura poderão encontrar-se murchas, o que dificulta o corte da palhada pelos discos da semeadora e, conseqüentemente, favorece o embuchamento. Dessecações feitas após a semeadura ou até 3 dias antes da semeadura tendem a propiciar boa qualidade de semeadura, pois os discos de corte mostram boa eficiência sobre o corte da palhada. Entretanto, quando há excesso de MS, podem ocorrer o estiolamento das plantas da lavoura (devido ao som-

breamento provocado pela palha), a perda da eficiência da dessecação e possíveis problemas de fitotoxidez de resíduos de herbicidas, dependendo da molécula usada.

Os principais herbicidas utilizados para a dessecação das plantas de cobertura em pré-semeadura direta são o glifosato (Tabela 4) e o 2,4-D. Porém, quando se faz uso de 2,4-D, deve-se respeitar um intervalo de 20 dias para a semeadura da lavoura a fim de evitar fitotoxidez. Esse período pode ser maior nos solos arenosos e com baixo teor de matéria orgânica.

Para espécies como a *U. brizantha*, *Megathyrus maximum* cultivar Mombaça e *Megathyrus maximum* cultivar Tanzânia, com plantas mais velhas e touceiras vigorosas, a dessecação deve ser realizada com maiores doses de glifosato (Tabela 4) e com pelo menos 4 semanas de antecedência da semeadura da lavoura, de forma que o herbicida sistêmico se desloque dentro da planta e atue, com eficácia, nas plantas de cobertura. Uma alternativa para melhorar a dessecação das braquiárias e das espécies do gênero *Megathyrus*, além do guandu e das crotalárias, é a trituração das plantas entre 20 cm a 30 cm do solo cerca de 30 dias após a retomada das chuvas. Com isso, as novas estruturas vegetativas apresentarão maior potencial de absorção e deslocamento do glifosato. Essa operação, embora onerosa, pode dispensar o uso de equipamentos que antecedem a semeadura direta da lavoura, como o rolo-faca e o triturador mecânico.

A presença de grande quantidade de palha pode comprometer a semeadura direta da lavoura, pois as sementes não ficam devidamente recobertas pelo solo (Figura 12). O ideal é que, no momento da semeadura, a palha esteja totalmente seca e quebradiça, além de acamada, para proporcionar máximo contato com o solo. Isso facilita a atuação dos discos de corte da semeadora e evita o embuchamento, principalmente quando o equipamento dispõe de haste “botinha” para a distribuição de adubo e para o revolvimento do solo na linha de semeadura. Dependendo da espécie de planta de cobertura, do volume e da quantidade de MS, devem-se usar os equipamentos rolo-faca ou triturador de restos culturais; o primeiro deita e o segundo fragmenta as plantas dessecadas. Essas operações proporcionam maior contato e cobertura do solo e possibilitam que a semeadura direta seja mais eficiente. Em sistemas de ILP, normalmente não é necessário o manejo mecânico da palhada.

Tabela 4. Doses do herbicida glifosato para a dessecação das plantas de cobertura.

Planta de cobertura	Dose de glifosato (g ha ⁻¹ do ingrediente ativo)	
	Plantas jovens ⁽¹⁾	Plantas adultas ⁽²⁾
<i>Urochloa ruziziensis</i>	960 - 1.200	1.440 - 1.680
<i>Urochloa brizantha</i>	1.440 - 1.680	1.920 - 2.160
Sorgo (<i>Sorghum bicolor</i>)	1.200 - 1.440	1.440 - 1.680
Milheto (<i>Pennisetum glaucum</i>)	960 - 1.200	1.440 - 1.680
<i>Megathyrus maximum</i>	1.440 - 1.920	1.920 - 2.400
Crotalárias (<i>Crotalaria</i> sp.)	1.440 - 1.680	1.920 - 2.160
Guandu (<i>Cajanus cajan</i>)	1.440 - 1.680	1.920 - 2.400

⁽¹⁾Plantas jovens ou rebrotadas após o pastejo animal ou a trituração mecânica da parte aérea (plantas com folhas túrgidas e novas, emitidas após o início das chuvas).

⁽²⁾Plantas adultas, com quantidade elevada de matéria seca acumulada, folhas velhas e vigorosas touceiras (braquiárias e *Megathyrus* spp.) e plantas recém-saídas ou ainda na presença de déficit hídrico.

Fonte: Ferreira et al. (2016).



Foto: Alexandre Cunha de Barcellos Ferreira

Figura 12. Sementes de algodão (*Gossypium hirsutum* L.) expostas devido ao excesso de palha e falha na semeadura direta.

Considerações finais

O SPD é uma tecnologia que confere enormes benefícios à agricultura tropical, principalmente nas regiões de Cerrado. Comparado ao SC, ao longo do tempo de sua adoção, o SPD contribui significativamente para a preservação dos recursos naturais, propicia a conservação e manutenção da capacidade produtiva dos solos, evita a erosão e aumenta o teor de matéria orgânica dos solos.

O sucesso do SPD depende rigorosamente dos três princípios básicos: a ausência de revolvimento do solo, a rotação de culturas e a manutenção do sistema, a fim de gerar quantidades suficientes de biomassa seca, com o intuito de manter o solo coberto durante todo o ano ou pelo menos durante boa parte dele.

No caso do algodoeiro dentro do sistema de rotação, as dificuldades para o cultivo em SPD se tornam ainda maiores nas áreas de Cerrado, pois seu ciclo normalmente é superior a 170 dias. Nessa situação, a persistência da palha na superfície do solo deve ser alta, de forma que os benefícios da cobertura do solo sejam obtidos.

Por essa razão, as palhas acumuladas pelas espécies de cobertura e restos culturais de lavouras comerciais, a exemplo do milho (*Zea mays*), da soja (*Glycine max*), do algodão (*Gossypium hirsutum* L.) e do sorgo (*Sorghum bicolor*), não são suficientes para manutenção sustentável do SPD ao longo dos anos. A cobertura morta nos ambientes tropicais sofre rápida decomposição devido às altas temperaturas, associadas ao teor de água do solo.

Diante disso, a intensificação do uso de plantas de cobertura no sistema, sobretudo das gramíneas, para viabilizar e dar sustentabilidade para o cultivo em SPD nas áreas do bioma Cerrado são de extrema importância. Assim é importante conhecer as características desejáveis para a escolha de espécies, os principais benefícios e limitações das plantas de cobertura, diante da realidade de cada propriedade, e as plantas que compõem o sistema de rotação de culturas.

Na escolha das plantas de cobertura para formar palha, devem-se considerar todas as exigências listadas neste capítulo, assim como os cuidados para sua implantação e manejo, a fim de que a palha possa atuar efetivamen-

te na proteção contra a erosão hídrica e eólica, favorecer a retenção de água no solo quando em condições de déficit hídrico, disponibilizar nutrientes às culturas por meio da mineralização da matéria orgânica das espécies de cobertura, entre os demais benefícios já citados.

Para sua inicialização, além de uma área com o perfil do solo devidamente corrigido física e quimicamente, sugere-se ao agricultor o uso de espécies de fácil manejo, a exemplo da *Urochloa ruziziensis*, do sorgo e do milheto, e com o decorrer do tempo e das experiências acumuladas, utilizar a *Urochloa brizantha* e depois espécies do gênero *Megathyrus*. A associação de leguminosas com espécies de gramíneas é outra tecnologia agrícola com elevado potencial de melhoria do sistema agropecuário intensivo.

Cada região tem suas particularidades ambientais, notadamente no que dizem respeito ao solo e clima, de modo que são importantes dados locais para a seleção de espécies para formação de palhada, que possam corroborar na sustentabilidade do sistema, assim como maiores produtividades de alimento ao homem e animais, e renda aos agricultores.

Referências

ALTMANN, N. (ed.). **Plantio direto no cerrado: 25 anos acreditando no sistema**. Passo fundo: Aldeia Norte, 2010. 528 p.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 2, p. 237-245, Apr. 2006. DOI: 10.1016/j.still.2005.02.023.

BORGES, W. L. B.; FREITAS, R. S.; MATEUS, G. P.; SÁ, M. E.; ALVES, M. C. Supressão de plantas daninhas utilizando plantas de cobertura do solo. **Planta Daninha**, v. 32, n. 4, p. 755-763, out./dez. 2014. DOI: 10.1590/S0100-83582014000400010.

BRITES, F. H. R.; SILVA JUNIOR, C. A. da; TORRES, F. E. Germinação de semente comum, escarificada e revestida de diferentes espécies forrageiras tropicais. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 4, p. 629-634, jul./ago. 2011.

CALEGARI, A.; HECKLER, J. C.; SANTOS, H. P.; PITOL, C.; FERNANDES, F. M.; HERNANI, L. C.; GAUDÊNCIO, C. A. Culturas, sucessões e rotações. In: SALTON, J. C.; HERNANI, L. C.; FONTES, C. Z. (Org.). **Sistema plantio direto: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Dourados: Embrapa-CPAO, 1998. p. 59-80. (Coleção 500 perguntas 500 respostas).

CARVALHO, A. M. de; SOUZA, L. L. P. de; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; ALVES, P. C. A. C.; VIVALDI, L. J. Cover plants with potential use for crop-livestock integrated systems in the Cerrado region. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1200-1205, Oct. 2011. DOI: 10.1590/S0100-204X2011001000012.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigations options. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 1, p. 83-99, Jan./Feb. 2007. DOI: 10.1590/S0103-90162007000100013.

CONCENÇO, G.; SILVA, A. F. da. Manejo de plantas daninhas no consórcio milho-braquiária. In: CECCON, G. (ed.). **Consórcio milho-braquiária**. Brasília, DF: Embrapa, 2013. p. 71-90.

CRUSCIOL, C. A. C.; CALONEGO, J.C.; BORGHI, E. Atributos físicos e físico-hídricos do solo com o cultivo de milho solteiro ou consorciado com braquiária. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Resumos...** Gramado: SBCS, 2007. 1 CD-ROM.

CRUSCIOL, C. A. C.; SORATTO, R. P. Sistemas de produção e eficiência agronômica de fertilizantes. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (ed.). **Boas práticas para o uso de fertilizantes: contexto mundial e práticas de suporte**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2010. v. 1, p. 229-275.

CUBILLA, M.; REINERT, D. J.; AITA, C.; REICHERT, J. M. Plantas de cobertura do solo: uma alternativa para aliviar a compactação em sistema plantio direto. **Revista Plantio Direto**, v. 71, p. 29-32, 2002.

DENTI, E. A.; REIS, E. M. Efeito da rotação de culturas, da monocultura e da densidade de plantas na incidência das podridões da base do colmo e no rendimento grãos do milho. **Fitopatologia Brasileira**, v. 26, n. 3, p. 635-639, set. 2001. DOI: 10.1590/S0100-41582001000300009.

DERRÉ, L. O.; CUSTÓDIO, C. C.; AGOSTINI, E. A. T. de; GUERRA, W. E. X. Obtenção das curvas de embebição de sementes revestidas e não revestidas de *Urochloa brizantha* e *Urochloa ruziziensis*. **Colloquium Agrariae**, v. 9, n. 2, p. 103-111, jul./dez. 2013. DOI: 10.5747/ca.2013.v09.n2.a094.

DUDA, G. P.; GUERRA, J. G. M.; MONTEIRO, M. T.; DE-POLLI, H.; TEIXEIRA, M. G. Perennial herbaceous legumes as live soil mulches and their effects on C, N and P of the microbial biomass. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 1, p. 139-147, Jan./Feb. 2003. DOI: 10.1590/S0103-90162003000100021.

FERREIRA, A. C. de B.; CARVALHO, M. C. S. Manejo de solos aptos à cotonicultura no cerrado. FREIRE, E. C. (ed.). **Algodão no Cerrado do Brasil**. 3. ed. rev. ampl. Brasília, DF: ABRAPA: Gráfica e Editora Positiva 2015. p. 65-89.

FERREIRA, A. C. de B.; LAMAS, F. M. Espécies vegetais para cobertura do solo: influência sobre plantas daninhas e a produtividade do algodoeiro em sistema plantio direto. **Revista Ceres**, v. 57, n. 6, p. 778-786, nov./dez. 2010. DOI: 10.1590/S0034-737X2010000600013.

FERREIRA, A. C. de B.; BOGIANI, J. C.; SOFIATTI, V.; LAMAS, F. M. **Sistemas de cultivo de plantas de cobertura para a semeadura direta do algodoeiro**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2016. 15 p. (Embrapa Algodão. Comunicado técnico, 377).

FERREIRA, A. C. de B.; BORIN, A. L. D. C.; LAMAS, F. M.; ASMUS, G. L.; MIRANDA, J. E.; BOGIANI, J. C.; SUASSUNA, N. D. **Plantas que minimizam problemas do sistema de produção do algodoeiro no Cerrado**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2012. 4 p. (Embrapa Algodão. Comunicado técnico, 371).

FERREIRA, A. C. de B.; LAMAS, F. M.; CARVALHO, M. da C. S.; BARBOSA, K. de A.; TEOBALDO, A. da S. Avaliação de coberturas vegetais semeadas na primavera e suas influências sobre o algodoeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DO ALGODÃO, 6., 2007, Uberlândia. **O algodão como oportunidade de negócios: resumos**. [Brasília, DF]: ABRAPA; [Patos de Minas]: AMIPA; [Campina Grande]: Embrapa Algodão, 2007. p. 1-5.

FERREIRA, A. C. de B.; LAMAS, F. M.; CARVALHO, M. da C. S.; SALTON, J. C.; SUASSUNA, N. D. Produção de biomassa por cultivos de cobertura do solo e produtividade do algodoeiro em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 546-553, jun. 2010. DOI: 10.1590/S0100-204X2010000600003.

INOMOTO, M. M.; ASMUS, G. L. Adubos verdes das famílias Fabacea e e Mimosaceae para o controle de fitonematoides. In: LIMA FILHO, O. F. de; AMBROSANO, E. J.; ROSSI, F.; CARLOS, J. A. D. (ed.). **Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 1, p. 441-479.

MASCHIETTO, R. W.; NOVEMBRE, A. D. da L. C.; SILVA, W. R. da. Métodos de colheita e qualidade das sementes de capim colômbio cultivar Mombaça. **Bragantia**, v. 62, n. 2, p. 291-296, 2003. DOI: 10.1590/S0006-87052003000200015.

PERINA, F. J.; COUTINHO, W. M.; SUASSUNA, N. D.; CHITARRA, L. G.; BOGIANI, J. C.; LAMAS, F. M.; CARNEIRO, R. M. D. G. **Manejo de fitonematoides na cultura do algodoeiro**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2016. 9 p. (Embrapa Algodão. Comunicado técnico, 376).

REIS, E. M.; CASA, R. T.; BIANCHIN, V. Controle de doenças de plantas pela rotação de culturas. **Summa Phytopathologica**, v. 37, n. 3, p. 85-91, jul./set. 2011. DOI: 10.1590/S0100-54052011000300001.

SALTON, J. C.; KICHEL, A. N. Milheto uma alternativa para a cobertura do solo e alimentação animal. **Revista Plantio Direto**, v. 45, p. 41-43, 1998.

SANTOS, F. C.; OLIVEIRA, J. A.; VON PINHO, É. V. de R.; GUIMARÃES, R. M.; VIEIRA, A. R. Tratamento químico, revestimento e armazenamento de sementes de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 32, n. 3, p. 69-78, set. 2010. DOI: 10.1590/S0101-31222010000300008.

SCOPEL, E.; TRIOMPHE, B.; AFFHOLDER, F.; SILVA, F. A. M. da; CORBEELS, M.; XAVIER, J. H. V.; LAHMAR, R.; RECOUS, S.; BERNOUX, M.; BLANCHART, E.; CARVALHO, M. I.; TOURDONNET, S. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 1, p. 113-130, Jan. 2013. DOI: 10.1007/s13593-012-0106-9.

SILVA, M. T. B. Influência da rotação de culturas na infestação e danos causados por *Sternuchus subsignatus* (Boheman) (Coleoptera: Curculionidae) em plantio direto. **Ciência Rural**, v. 26, n. 1, p. 1-5, jan./abr. 1996. DOI: 10.1590/S0103-84781996000100001.

SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C.; COSTA, C. H. M. da; FERRARI NETO, J.; CASTRO, G. S. A. Produção, decomposição e ciclagem de nutrientes em resíduos de crotalária e milheto, cultivados solteiros e consorciados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 10, p. 1462-1470, out. 2012. DOI: 10.1590/S0100-204X2012001000008.

SISTEMAS INTEGRADOS NO BIOMA CERRADO DO NORDESTE BRASILEIRO

*Marcos Lopes Teixeira Neto
Raimundo Bezerra de Araújo Neto
Diógenes Manoel Pedroza de Azevedo
Joaquim Bezerra Costa
Lourival Vilela
Francisco das Chagas Monteiro
Adão Cabral das Neves*

Introdução

Os sistemas integrados já foram, globalmente, muito utilizados no passado. No entanto, no Cerrado, a tendência é aumentar a especialização das atividades agrícolas. E as consequências potenciais dessa especialização podem ser resumidas em: aumento de pressão biótica (doenças, pragas e plantas daninhas) e sustentabilidade (biológica, socioeconômica e ambiental) comprometida no longo prazo (Vilela et al., 2008). A Integração Lavoura-Pecuária (ILP) proporciona benefícios recíprocos à lavoura e à pecuária, reduzindo as causas de degradação de solo, resultantes de cada uma das explorações (Kluthcouski; Stone, 2003). A introdução do componente florestal em sistemas de integração gerou o conceito mais amplo de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), com muitas possibilidades de combinação espaço-temporal entre os componentes agrícola, pecuário e florestal, que se caracterizam pelo alto potencial produtivo e por proporcionarem melhorias na qualidade ambiental (Cordeiro et al., 2015).

Os principais benefícios potenciais dos sistemas integrados, como a integração lavoura-pecuária-floresta em suas diferentes configurações (lavoura-pecuária, silvipastoril, agrossilvipastoril), são: melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo; redução da pressão de doenças, insetos-praga e plantas daninhas; maior produtividade dos componentes (planta e animal); e redução de riscos pela diversificação de atividades. Apesar desses benefícios mencionados e interesse crescente, a adoção de integração lavoura-pecuária ainda é relativamente pequena em razão, provavelmente, da maior complexidade desse sistema. Desse modo, concentrar esforços nos fatores que estão limitando a adoção da ILP no Cerrado parece ser o ponto estratégico para novos estudos (Vilela et al., 2011). Portanto a expectativa é de que a adoção de sistemas de ILPF pelos produtores resulte em melhoras significativas na sustentabilidade socioeconômica e ambiental de suas propriedades e da região de influência de suas fazendas.

A ocupação do Cerrado nordestino para fins agropecuários se deu de formas distintas para as produções agrícola, pecuária e florestal, de modo que lavoureiros só produzem grãos, pecuaristas só produzem carne e madeireiros só têm monocultivo de florestas.

Neste capítulo, pretende-se apresentar as ações realizadas em unidades de referência tecnológica (URTs) no Cerrado nordestino e suas variações e sistemas utilizados em áreas de produção de grãos e forrageiras.

Desde 2004, a Embrapa Meio-Norte vem propondo alternativas para buscar a integração dos diferentes sistemas por meio da ILPF, como forma de diversificar a produção na região do Cerrado nordestino. Com a validação e a transferência de tecnologias já disponibilizadas pela pesquisa, pode-se propor um novo sistema na forma de estratégia de produção, o que possibilita que as propriedades que produziam grãos, introduzam no seu sistema a pecuária e a floresta plantada e que as propriedades que dominavam a pecuária, introduzam a produção de grãos e a floresta plantada. Assim utilizam-se diversos sistemas já conhecidos como: agropastoril, agrossilvipastoril, silviagrícola e silvipastoril (Balbino et al., 2011).

Desenvolvimento de sistemas integrados nos cerrados nordestinos

A Embrapa vem executando, nas principais microrregiões do Cerrado nordestino e em áreas de transição nos estados do Piauí, do Maranhão, do Oeste da Bahia e do Tocantins (incluindo a região conhecida como Matopiba⁴), ações para validar e introduzir os sistemas de ILPF (Miranda et al., 2014).

Em cada estado, o processo de introdução da ILPF envolveu atividades de campo realizadas nas fazendas em parceria com produtores, onde foram implantadas várias URTs, com vistas a tornar as fazendas parceiras referências no sistema para a respectiva microrregião, conforme Figura 1.

Nas URTs, foram instaladas várias unidades de validação e unidades demonstrativas com tecnologias dos componentes agrícola, animal e florestal, cujos resultados promissores passaram a ser adotados na fazenda como um plano de produção em sistemas integrados a partir de então, o que tornou cada fazenda uma referência na ILPF.

Os arranjos produtivos validados e adotados nas fazendas parceiras foram: 1) consórcio de milho (*Zea mays* L.) com gramíneas forrageiras (*Urochloa* spp.; *Megathyrsus* spp.); 2) consórcio de milho com gramíneas forrageiras e leguminosas guandu (*Cajanus cajan* L. Mill) e crotalária (*Crotalaria juncea*); 3) plantio direto de soja [*Glycine max* (L.) Merr.] e milho na palhada de forrageiras; 4) produção de grãos em safrinha; 5) sobressemeadura de milheto [*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br] e braquiárias (*Urochloa ruziziensis*) após a colheita da soja; 6) produção de forragem em safrinha; 7) terminação de bovinos (*Bos taurus*; *Bos indicus*) e ovinos (*Ovis aries*) a pasto na entressafra; e 8) plantio de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) intercalado com lavouras, pasto e animais.

⁴Acrônimo formado pelas iniciais dos estados do Maranhão, do Tocantins, do Piauí e da Bahia.



Figura 1. Mapa das unidades de referência tecnológica (URTs) no bioma Cerrado da região Nordeste. No estado do Piauí, a fazenda Nova Zelândia, no município de Uruçuí; as fazendas São Marcos e Vô Desidério, no município de Bom Jesus; e a Fazenda Alvorada (da Universidade Federal do Piauí), em Alvorada do Gurguéia. No estado do Maranhão, a Agropecuária Santa Luzia, em São Raimundo das Mangabeiras, a Fazenda Barbosa, no município de Brejo; a Fazenda Muniz, em Pindaré-Mirim; e a Fazenda Alferes, em Presidente Dutra. Na Bahia, a Fazenda Triunfo, no município de Formosa do Rio Preto; e as fazendas Trijunção e Ventura, no município de São Desidério.

Fonte: Os autores.

A descrição de cada arranjo e sistema é apresentada a seguir.

Consórcio de milho com gramíneas forrageiras

No sistema de integração praticado nas URTs de ILPF, tem-se o consórcio duplo de milho com gramíneas forrageiras (Figura 2), que objetiva a produção de milho (grãos ou silagem) e a formação anual de pastagem na mesma área para uso na entressafra (época seca) e de palhada para plantio direto da safra seguinte.

Para a adoção desse sistema em propriedades onde o plantio é feito em grandes áreas, recomenda-se o uso de plantadeira que tenha a terceira caixa para as sementes das forrageiras. Assim, a semeadura da forrageira ocorre simultaneamente à semeadura do milho. É importante ressaltar a necessidade de utilização de sementes de boa qualidade, com valor cultural superior a 50%.

Nos casos em que a propriedade tenha o foco na pecuária, recomenda-se o consórcio para formar ou recuperar as pastagens degradadas. Nesse modelo, o retorno econômico proveniente da agricultura custeará a reforma ou a implantação da pastagem. O plantio deve ocorrer logo no início do período chuvoso e, quando possível, deve-se antecipar a colheita do milho, para que a forrageira se restabeleça após a cultura anual, de modo a aproveitar a umidade do solo e a possibilidade de ocorrerem algumas chuvas antes de iniciar o período seco do ano. Nesse caso, devido à colheita antecipada, faz-se necessária a secagem dos grãos do milho.



Fotos: Marcos Lopes T. Neto

Figura 2. Milho (*Zea mays* L.) com gramíneas forrageiras (*Urochloa ruziziensis*).

Consórcio de milho com gramíneas forrageiras e leguminosas

Esse tipo de consórcio é também conhecido como Sistema Santa Brígida, nome da fazenda onde o sistema foi desenvolvido. Ele deve ser implantado logo após a colheita da soja (em safrinha), com uma mistura de 80% de sementes de gramíneas e 20% de leguminosas, entre 10 e 15 dias antes do plantio do milho. O objetivo dessa mistura é proporcionar o aporte de nitrogênio ao solo, o que melhora sua fertilidade para a cultura subsequente e diminui os custos com a adubação nitrogenada, sem perder os benefícios das gramíneas no aporte de matéria seca ao sistema. Além disso, essa estratégia melhora a qualidade das pastagens e a diversificação da palhada para o sistema de plantio direto (Figura 3).

Fotos: Marcos Lopes T. Neto



Figura 3. Milho (*Zea mays* L.) com gramíneas forrageiras (*Urochloa* spp.; *Megathyrsus* spp.) e leguminosas (*Cajanus cajan* L. Mill; *Crotalaria juncea*).

Plantio direto de soja e milho sob palhada de forrageiras

Após o início do período chuvoso, inicia-se o desenvolvimento das plantas de braquiária, que formam grande quantidade de massa seca, que é excelente para a cultura da soja semeada em sistema de plantio direto (Figura 4). Para a implantação da cultura da soja, é necessário fazer a dessecação das plantas de braquiária de 15 a 25 dias antes da semeadura da soja ou do milho com forrageiras. Essa prática tem elevado a produtividade das culturas agrícolas ao longo dos anos nas fazendas que adotaram o sistema de integração, que chegaram a rendimentos superiores, de até 7 sacos de soja e até 21 sacos de milho por hectare, em relação ao plantio convencional. Além disso, esse sistema proporciona melhoria da qualidade do solo.

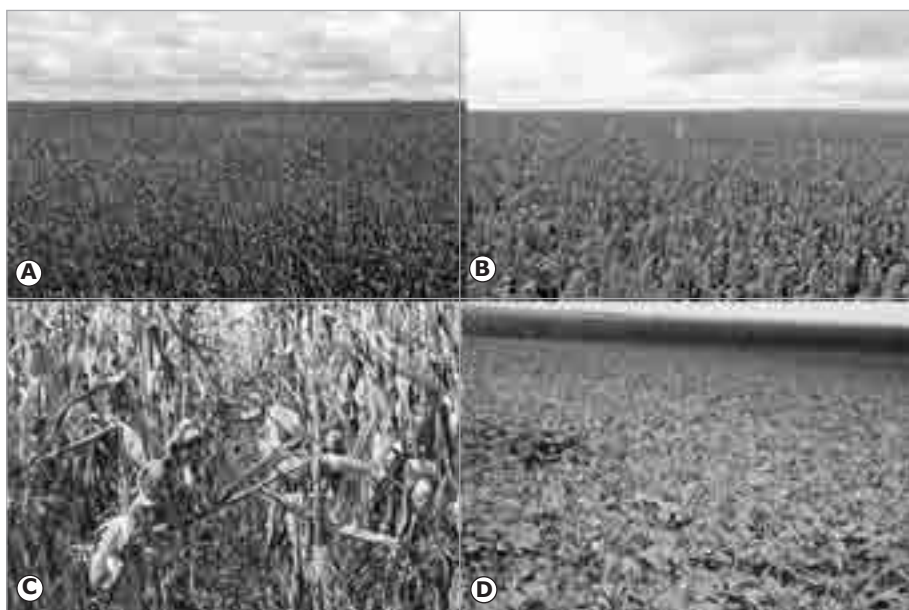


Fotos: Marcos Lopes T. Neto

Figura 4. Plantio direto de soja (*Glycine max* (L.) Merr.) em palhada de braquiária (*Urochloa ruziziensis*).

Produção de grãos em safrinha

A adoção do sistema ILPF possibilita o cultivo de grãos em safrinha nas áreas onde a soja era o único cultivo do ano agrícola. Com isso, é possível o plantio do milho (*Zea mays* L.) em consórcio com braquiária (*Urochloa* spp.). Na área de plantio mais atrasado, podem ser cultivados o sorgo granífero (*Sorghum* spp.) e o feijão-caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.] em cultivo puro, imediatamente após a colheita da soja. (Figura 5).



Fotos: Marcos Lopes Teixeira Neto

Figura 5. Produção de grãos em safrinha nas unidades de referência tecnológica. A: Milho (*Zea mays* L.) + capim (*Urochloa ruziziensis*); B: Milheto [*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br]; C: Sorgho (*Sorghum* spp.); e D: Soja [*Glycine max* (L.) Merr.].

Sobressemeadura de milho e forrageiras na entressafra

Uma prática muito utilizada nas fazendas que adotaram o sistema de ILPF é a implantação do milho e forrageiras como braquiária (*Urochloa ruziziensis*) em sobressemeadura antes da colheita da soja nos estádios fenológicos R5 a R7 (Figura 6). Essa prática tem-se destacado principalmente pelas elevadas tolerâncias do milho e da braquiária ao estresse hídrico, de forma que, mesmo em condição de menores índices pluviométricos (característica da entressafra no Cerrado), essas duas plantas formam palhada para cobertura do solo.

A distribuição das sementes pode ser feita com avião agrícola ou distribuidor de sementes acoplado a um trator com pneus adequados para evitar perdas na cultura da soja. O custo será apenas com a aquisição das sementes, com a operação de distribuição e, eventualmente, com algum controle de lagartas, caso ocorram.

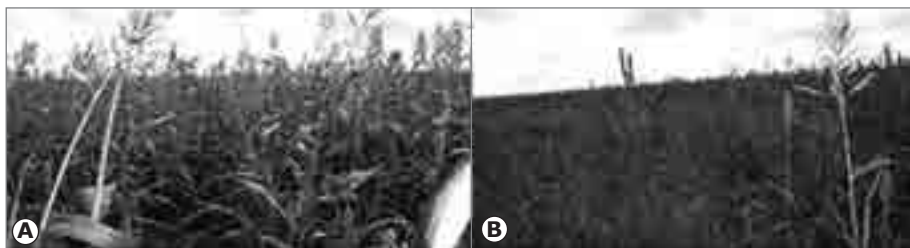
Fotos: Marcos Lopes Teixeira Neto



Figura 6. Milho [*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br] e braquiária (*Urochloa ruziziensis*) após colheita da soja.

Produção de forragem em safrinha

Outra prática agrícola de baixo custo validada nas fazendas parceiras em ILPF da Embrapa é a produção de forragem para uso na entressafra (período seco) no Cerrado, por meio do plantio em linha com as sementes de sorgo forrageiro e milho misturadas com as sementes de forrageiras gramíneas (Figura 7). Nessa prática, utiliza-se semeadora para as forrageiras imediatamente após a colheita da soja, quando ainda há umidade no solo e alguma previsão de chuva para assegurar a formação da gramínea.



Fotos: Marcos Lopes T. Neto

Figura 7. Sorgo (*Sorghum* spp.) para pastejo (A) e milheto [*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br] com forrageiras (*Urochloa ruziziensis*) após a cultura da soja [*Glycine max* (L.) Merr.] (B).

O custo de implantação da forragem está relacionado principalmente com a aquisição das sementes, a operação de semeadura e o controle de lagartas, caso seja necessário. Não se recomenda a semeadura da forragem após a colheita da soja, pois a maior parte das sementes estará sobre a palhada da soja, o que reduz significativamente a taxa de germinação das sementes de forragem.

Terminação de bovinos e ovinos a pasto na entressafra

Na pastagem formada pelo consórcio de milho com forrageiras, após cerca de 45 dias da colheita do milho, pode-se iniciar a terminação de bovinos e/ou ovinos a pasto na entressafra seca. Após definida a taxa de lotação, os animais em terminação devem ser pesados na entrada e na saída da pastagem. O rendimento médio é obtido pelo ganho de peso dividido pelo período de pastejo. Por ser adotada no período seco do ano, em que a forrageira perde umidade, essa prática deve incluir a utilização da mistura múltipla (suplemento), que fornece até 1% do peso vivo do animal por dia (Figuras 8 e 9).



Fotos: Marcos Lopes Teixeira Neto

Figura 8. Terminação de bovinos (*Bos indicus*) e ovinos (*Ovis aries*) na unidade de referência tecnológica de Uruçuí, PI.

Fotos: Marcos Lopes Teixeira Neto



Figura 9. Bovinos (*Bos indicus*) e ovinos (*Ovis aries*) nas unidades de referência tecnológica em Bom Jesus, PI.

Experiência da Fazenda Triunfo na produção do “Boi Safrinha” no Oeste Baiano

Os resultados apresentados a seguir caracterizam um bom exemplo da integração lavoura-pecuária na modalidade “Boi Safrinha”, praticado na mesorregião do extremo oeste baiano (Vilela et al., 2017). Esses resultados foram obtidos a partir de trabalhos de pesquisa e validação realizados em parceria com a Fazenda Triunfo, em Formosa do Rio Preto, BA. A fazenda cultiva soja e milho em uma área total de 11.200 ha, dos quais, entre 75% e 90% são cultivados com soja. O restante da área é cultivado com milho, visando a uma rotação, e na maior parte dessa área, adota-se o plantio consorciado com capins. *Urochloa ruziziensis* é a principal forrageira adotada no sistema da fazenda. Na Fazenda Triunfo, esse consórcio com braquiária tem dupla aptidão: produção de forragem e incremento de palhada para o sistema de plantio direto. Os solos predominantes na fazenda são os Latossolos Vermelho-Amarelo, textura média, com altos teores de areia fina, com precipitação pluvial anual média de 1.200 mm, concentrando-se no período de novembro a abril. No oeste da Bahia, as condições climáticas são restritivas ao cultivo de uma segunda safra de verão, por exemplo, uma safrinha de milho depois da colheita da soja.

Na safra de 2009/2010, a Embrapa Cerrados em parceria com a Fazenda Triunfo implantou uma área de validação de 200 ha para testar duas alternativas ao sistema em uso na fazenda, que se baseava na semeadura do capim em pós-emergência (na primeira cobertura com ureia) da cultura. A fim de melhorar o rendimento operacional do plantio do consórcio de milho com braquiária, optou-se pela semeadura a lanço da braquiária imediatamente antes do plantio do milho. Além da *U. ruziziensis*, preferida pela maioria dos

produtores da região, o consórcio de milho com *Urochloa brizantha* cultivar BRS Piatã foi introduzido, visando à diversificação do sistema e ao aumento do potencial de produção de forragem. A taxa de semeadura das braquiárias foi de 4 kg/ha de sementes puras que germinam, equivalente a “400 pontos de VC” por hectare.

Depois da colheita do milho, iniciou-se a avaliação do ganho de peso de bovinos em terminação e a produtividade da soja em sucessão na safra 2010/2011, no resíduo pós-pastejo. Para avaliar o efeito do pisoteio animal, foi isolado 1 hectare em cada sistema de consórcio de milho com braquiária, que permaneceu sem pastejo na entressafra.

As produtividades do milho consórcio foram de 8.400 kg ha⁻¹ e de 9.400 kg ha⁻¹ de grãos com capim-piatã e *U. ruziziensis*, respectivamente (Tabela 1), e o rendimento do milho solteiro foi de 9.600 kg ha⁻¹ de grãos. A aplicação de herbicida (nicosulfuron) para supressão do crescimento inicial da forrageira foi realizada somente na área consorciada com *U. ruziziensis*. A ausência de aplicação proposital do herbicida na área de milho consorciado com capim-piatã explica a menor produtividade em razão da maior competição dessa espécie com o milho, que resultou na maior produção de massa de forragem obtida (Tabela 1). Nessa safra, em razão da ausência de recomendações regionais de doses de herbicidas para controlar o crescimento inicial do capim-piatã, optou-se unicamente pela aplicação do herbicida atrazina para o controle de plantas daninhas de folhas largas. No entanto, em outros estudos realizados na região com o uso de herbicidas (nicosulfuron e mesotrione) em doses reduzidas para supressão (dados não apresentados), a produtividade de milho consorciado com capim-piatã foi semelhante à do cultivo solteiro, e o capim-piatã foi sempre mais produtivo do que o *U. ruziziensis*, tanto no consórcio com uso de herbicidas em doses reduzidas para supressão, quanto em plantio solteiro das forrageiras.

O desempenho das forrageiras expresso em taxa de lotação, ganho de peso diário e por área no sistema de semiconfinamento a pasto (Tabela 2) indica o potencial de produção de carne na entressafra (período da seca). Os ganhos de peso de bovinos, em equivalente carcaça, machos inteiros com predominância da raça Nelore, foram de 50,6 kg ha⁻¹ e 103,2 kg ha⁻¹ em áreas de pastagem de *U. ruziziensis* e de *U. brizantha* cultivar Piatã, respectivamente, ao passo que 29%, 28% e 42% dos animais foram abatidos aos 70, 112 e 134 dias de pastejo, respectivamente. O método de pastejo adotado nas áreas foi o contínuo e oferta inicial de 10% (na época seca, não há crescimento das plantas).

Tabela 1. Produtividade de milho consorciado com duas espécies de braquiária e massa de forragem avaliada na pós-colheita do milho. Fazenda Triunfo, Formosa do Rio Preto, BA.

Sistema	Produtividade de grão ⁽¹⁾		Massa seca de forragem
	----- kg ha ⁻¹ -----		
Milho solteiro	9.642 a		-
Milho+ <i>U. ruziziensis</i>	9.459 a ²		2.677 b
Milho+ <i>U. brizantha</i> cv. Piatã	8.434 b		5.514 a

⁽¹⁾Herbicidas aplicados nos consórcios de milho com braquiária: na área com *U. ruziziensis*, foram 1,5 kg ha⁻¹ atrazina (i.a.) + 0,9 g ha⁻¹ de nicosulfuron (i.a.); 1,5 kg ha⁻¹ de atrazina (i.a.) + 0,3 L de óleo mineral no consórcio com o capim-piatã. ⁽²⁾Médias seguidas de letras iguais, na mesma coluna, não se diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (p<0,05).

Tabela 2. Taxa de lotação e ganho de peso (em equivalente carcaça) de bovinos em terminação, em pastos safrinha de braquiária estabelecidos por meio do consórcio com milho em Latossolo Vermelho-Amarelo, textura média, no período de 01/06/2010 a 13/10/2010 (134 dias de pastejo). Fazenda Triunfo, Formosa do Rio Preto, BA.

Sistema	Lotação ⁽¹⁾ (UA/ha)	Ganho de peso ⁽²⁾		
		(kg/animal/ dia) ⁽⁴⁾	(kg/ha)	(@/ha) ⁽³⁾
Milho+ <i>U. ruziziensis</i>	0,73	0,80 b	50,6	3,4
Milho+ <i>U. brizantha</i> cv. Piatã	1,35	0,98 a	103,2	6,9

⁽¹⁾Unidade animal (UA) de 450 kg de peso vivo ajustada para uma oferta de 10% (10 kg de massa seca/100 kg de peso vivo/dia). ⁽²⁾A partir do vigésimo dia de pastejo, os animais receberam 2,5 kg/animal de suplementação no cocho, composta da mistura de resíduos de pré-limpeza de soja e de milho mais sal mineral com ureia (66% de soja + 30% de milho + 4% de concentrado com 73% de NDT). ⁽³⁾Rendimento médio de carcaça igual a 54,6%. ⁽⁴⁾ Médias seguidas de letras iguais, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

O benefício da palhada de braquiária pós-pastejo no desempenho da soja em sucessão pode ser visualizado na Figura 10. O rendimento de grãos de soja, em plantio direto, no resíduo pós-pastejo foi 24% (774 kg ou 13 sacos de 60 kg por hectare) superior ao obtido na área sem braquiária. Vale destacar que na região aumentos entre 300 kg ha⁻¹ e 600 kg ha⁻¹ na produtividade de grãos de soja em plantio direto sobre palhada de milho consorciado com *U. ruziziensis* têm sido, frequentemente, observados pelos produtores que adotam esse sistema.

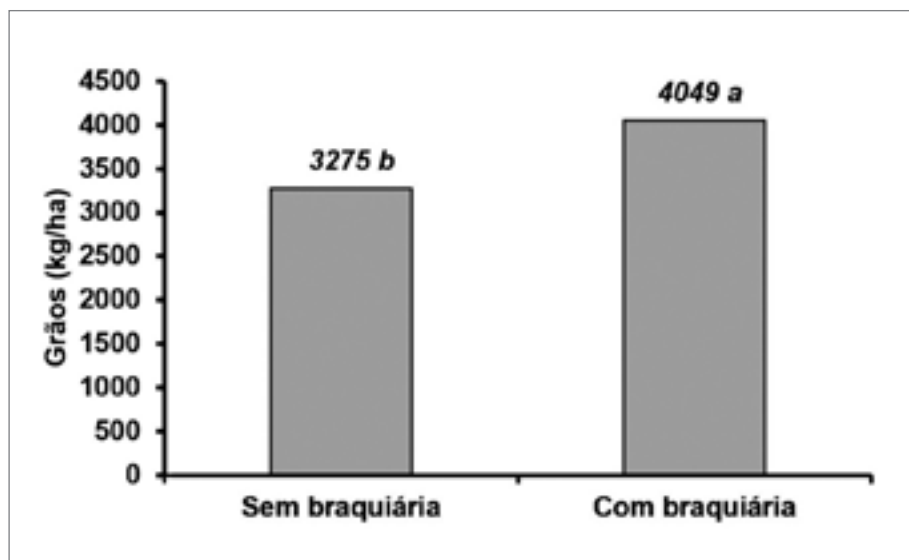


Figura 10. Efeito da palhada de capins-braquiária consorciados com milho (*U. ruziziensis* e *U. brizantha* cultivar Piatã) na produtividade de soja cultivar M-SOY 8866. Fazenda Triunfo, Formosa do Rio Preto, BA. Médias seguidas de letras diferentes deferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A liberação de nutrientes por meio da decomposição da palhada de milho consorciado com braquiárias é um dos benefícios potenciais dessa prática. Os resultados obtidos em estudo realizado na Fazenda Xanxerê, Correntina, BA, também localizada no oeste baiano, comprovam o potencial da liberação de nutrientes pela decomposição de palhada de milho consorciado com *U. ruziziensis* (Santos et al., 2012). Nesse estudo, a liberação de nitrogênio (N), de fósforo (P₂O₅) e de potássio (K₂O), em 110 dias, foi equivalente a 26,5 kg ha⁻¹, 17 kg ha⁻¹ e 61 kg ha⁻¹, respectivamente.

Em razão dessa liberação potencial de nutrientes, também se avaliou o efeito da redução da dose de fertilizante usada nessa área do estudo de consórcios de milho com braquiárias, tomando-se como referência as doses de fertilizantes utilizadas tradicionalmente na Fazenda Triunfo. Em duas condições de manejo da resteva de milho consorciado com *U. ruziziensis*, pastejada e não pastejada, avaliou-se a produtividade de soja em duas estratégias de adubação com fósforo e potássio: a) adubação pré-plantio a lanço na superfície do solo, sem incorporação; e b) em uso na fazenda (adubação pré-plantio a lanço na superfície do solo, sem incorporação, mais adubação na linha de plantio).

As reduções de 39% da dose de fósforo e de 33% da dose de potássio não afetaram significativamente ($p > 0,05$) a produtividade da soja, independentemente do modo de adubação ou do manejo da braquiária (Tabela 3). Esses resultados indicam que é possível reduzir as quantidades de fósforo e de potássio aplicados e melhorar as eficiências biológica e econômica de uso desses nutrientes, sobretudo num contexto desfavorável de relação entre preço de insumos (fertilizante) e produtos (grãos).

O pisoteio animal, preocupação de muitos produtores de grãos, não afetou significativamente ($p > 0,05$) a produtividade da cultura da soja (Tabela 3).

Tabela 3. Efeito do manejo da *Brachiaria ruziziensis* e de doses de fósforo e de potássio no rendimento de grãos de soja no cultivo em sucessão.

Estratégia de adubação	Manejo da braquiária		Média
	Sem pastejo	Com pastejo	
	kg ha ⁻¹		
Lanço ⁽¹⁾	3.852 ± 228 ⁽³⁾	4.045 ± 60	3.948 a
Lanço+linha ⁽²⁾	3.929 ± 284	4.238 ± 458	4.064 a
Média	3.891 a	4.142 a	

⁽¹⁾Adubação a lanço pré-plantio: 300 kg ha⁻¹ da fórmula 00-14-18 (NPK). ⁽²⁾Adubação na linha de plantio: 150 kg ha⁻¹ da fórmula 00-18-18 (NPK). ⁽³⁾Média ± desvio-padrão (n=4; parcelas de 800 m²). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Em razão dos resultados com a adoção da integração lavoura-pecuária na modalidade “Boi Safrinha” na Fazenda Triunfo, foi adquirida em região próxima uma fazenda de pecuária, visando suprir a maior demanda por animais tanto em quantidade como em qualidade. Nessa fazenda são realizadas as atividades de cria e recria dos animais (Nelore e cruzamento industrial Nelore x *Bos taurus*) a serem terminados no sistema de “Boi Safrinha”. A melhoria do potencial genético do rebanho, associada aos ajustes do manejo animal e da pastagem, proporcionou redução significativa da idade de abate, de 36 para 24 meses, e ainda aumento de 29% no peso médio de carcaça, de 202 kg para 261 kg (Tabela 4).

Tabela 4. Evolução do rebanho e desempenho animal no sistema “Boi Safrinha”, em pastagens de *U. ruziziensis* estabelecida em consórcio com milho, Fazenda Triunfo, Formosa do Rio Preto, BA.¹

Ano	Cabeça	Idade ao abate	Peso carcaça	Ganho de peso	Rendimento carcaça
		(mês)	(kg)	(kg/dia)	(%)
2010	234	36	202,0	0,872	52,6
2011	358	36	217,5	0,620	52,4
2012	456	30	255,0	1,080	52,9
2013	1285	24	244,5	0,826	52,9
2014	1463	24	249,0	0,658	53,3
2015	1522	24	261,4	0,710	54,5

Fonte: Vilela et al. (2017).

O método de manejo de pastejo adotado pela Fazenda Triunfo tem por meta preservar aproximadamente 50% da massa de forragem acumulada no consórcio com milho. Assim, quando o consumo de forragem se aproxima dessa meta, os animais são transferidos para nova área, normalmente distribuída em talhões de 100 ha, configurando um sistema de pastejo “itinerante”. A taxa de lotação nesses talhões é variável, entre 1,5 e 2,5 cabeças por hectare. Por fim, evitam-se a entrada de animais e o pastejo nas áreas em que o estabelecimento da braquiária foi deficiente.

A evolução do sistema de integração lavoura-pecuária na modalidade “Boi Safrinha” entre 2010 e 2015, representada pelo aumento do rebanho na Fazenda Triunfo, foi expressiva. O crescimento médio anual de bovinos engordados foi de 45% (Tabela 4). Esse crescimento do rebanho pode ser considerado como um indicador da viabilidade biológica e econômica do sistema “Boi Safrinha”. Em 2015, a rentabilidade da engorda no sistema foi de 2,6% ao mês, conforme avaliação econômica realizada pela própria fazenda.

O sistema de integração lavoura-pecuária na modalidade “Boi Safrinha”, além de promover a intensificação sustentável dos fatores de produção “dentro da porteira” e melhorar a cobertura do solo no sistema de plantio direto, também promove melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, redução da incidência de plantas daninhas e controle de algumas doenças das principais culturas cultivadas no Cerrado.

Plantio de eucalipto intercalado com lavouras, pasto e animais

No sistema denominado ILPF, têm-se os componentes agrícola, pecuário e florestal em um mesmo arranjo (Figura 11). A lavoura deve ser feita em faixas nos três primeiros anos de implantação do sistema. Nos dois primeiros anos, recomenda-se semear as culturas da soja, do arroz (*Oriza sativa*) ou do feijão-caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp.] e, no terceiro ano, após a implantação do sistema ILPF, recomenda-se cultivar o milho em consórcio com forrageiras. A forragem implantada com o milho será utilizada pelo componente pecuário até o sétimo ano de implantação.

O arranjo com o eucalipto deve ser implantado em fileiras, de modo a formar renques intercalados em faixas de pelo menos 14 m em função das operações com máquinas agrícolas. No quarto ano, o eucalipto já estará alto e poderá comprometer o desenvolvimento e a produtividade da lavoura. O corte do eucalipto ocorre no sétimo ano, quando se inicia um novo ciclo. Nesse arranjo, propõe-se um plano de ocupação de áreas marginais em glebas no espaço cultivado nas fazendas, de forma que, a partir do sétimo ano da primeira gleba, o eucalipto possa ser cortado todo ano para o mercado, já que o sistema se reinicia em cada gleba que completou o ciclo.



Fotos: Marcos Lopes Teixeira Neto

Figura 11. Eucalipto (*Eucalyptus* spp.) intercalado com soja [*Glycine max* (L.) Merr.], milho (*Zea mays* L.), pasto (*Megathyrsus maximum*) e gado bovino (*Bos indicus*).

Resultados dos arranjos produtivos validados nas URTs

Com os resultados obtidos nas URTs em 17 fazendas parceiras (6 no Piauí, 8 no Maranhão e 3 no oeste da Bahia), foram validados os sistemas agropastoril (Figura 12) e agrossilvipastoril (Figura 13).

Entre os rendimentos obtidos com esses sistemas em mais de 1 década de trabalho, destaca-se o de milho em consórcio com forrageiras, cujas produtividades médias variaram de 9.000 kg ha⁻¹ a 10.200 kg ha⁻¹ nas URTs do Cerrado nordestino, o que se justifica pela adoção de pacotes tecnológicos de alto nível, com elevado uso de insumos. Para os sistemas que adotaram o plantio de cultura anual com forrageiras nas faixas intercaladas com eucalipto, a produtividade anual do milho grão variou de 3.360 kg ha⁻¹ a 9.000 kg ha⁻¹.

Nas URTs em pequenas propriedades de agricultores familiares, onde se adotou um pacote tecnológico médio (com menos uso de insumos), a produtividade anual do milho grão variou de 3.300 kg ha⁻¹ a 6.200 kg ha⁻¹.

A produtividade da soja em plantio direto na palhada oriunda do consórcio com forrageiras variou de 3.300 kg ha⁻¹ a 3.500 kg ha⁻¹ de grãos nos sistemas de ILP. Nos sistemas em que se adotou a ILPF, com plantio da cultura agrícola em faixas intercaladas com eucalipto, a produtividade anual da soja variou de 1.500 kg ha⁻¹ a 2.760 kg ha⁻¹ de grãos.

Fotos: Marcos Lopes Teixeira Neto

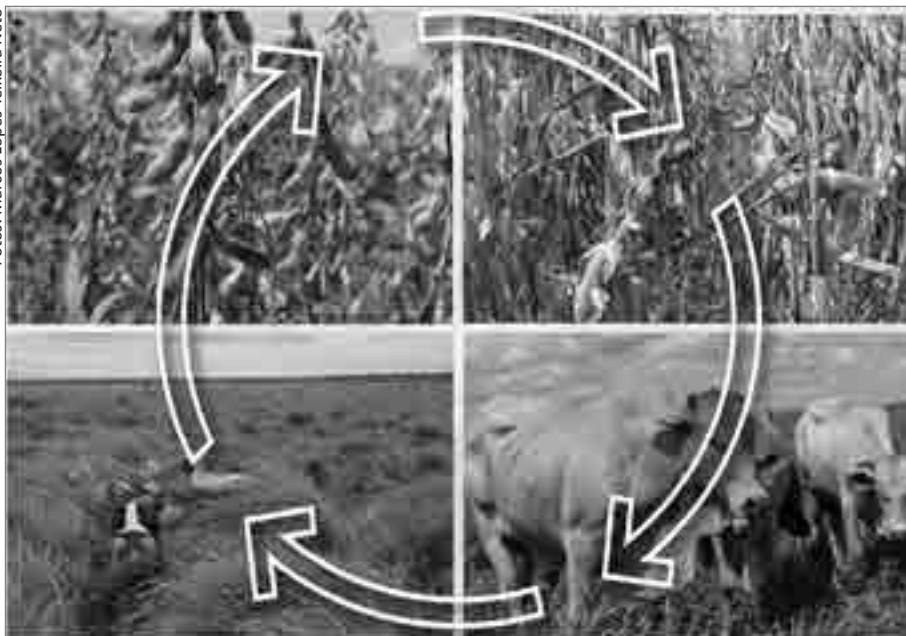


Figura 12. Sistema agropastoril (integração lavoura-pecuária – ILP).

Fotos: Marcos Lopes Teixeira Neto

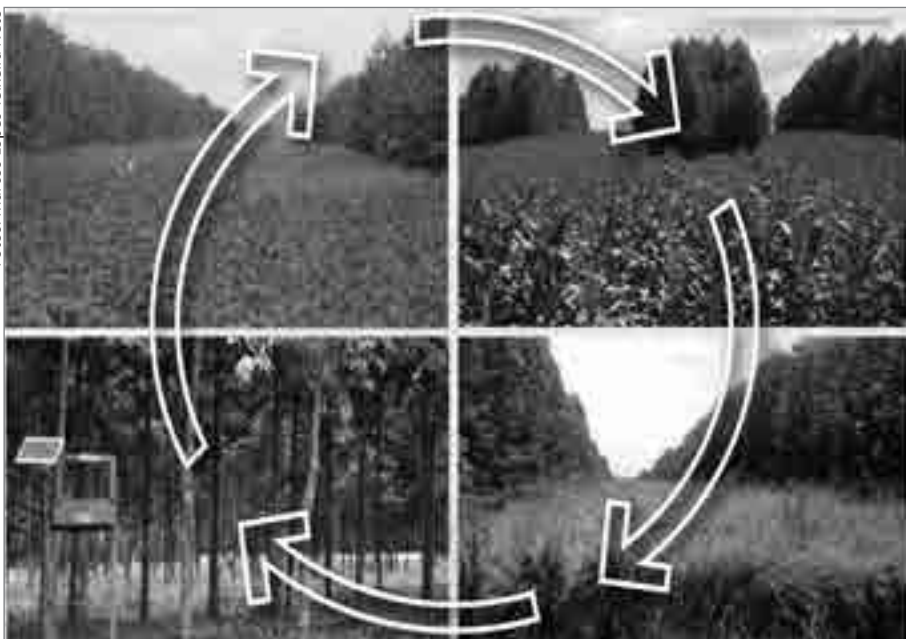


Figura 13. Sistema agrossilvipastoril (integração lavoura-pecuária-floresta – ILPF).

Já para o componente pecuário, com terminação de bovinos e ovinos a pasto na entressafra, o ganho de peso dos bovinos foi de 9,8 arrobas por hectare por ano, enquanto o ganho dos ovinos foi de 8,17 arrobas por hectare por ano. Para o consórcio de milho (cortado para silagem) com forrageiras, o rendimento foi de 40 toneladas de massa verde por hectare. Para o componente florestal na URT, o rendimento médio do eucalipto intercalado com lavoura e pasto foi de 280 m³ ha⁻¹.

Adoção da ILPF no Cerrado nordestino

Nos últimos anos, após consolidado o sistema de ILPF implantado no Cerrado nordestino, observa-se que a adoção da ILPF vem crescendo na região, tanto em número de produtores que adotam a tecnologia, quanto em área nas propriedades daqueles que já a adotam. Considerando todos esses casos, predomina o sistema agropastoril (ILP).

Atualmente, estima-se que haja uma área de aproximadamente 292 mil hectares onde seja adotado algum tipo de sistema de ILPF nos estados da região; no Maranhão, estima-se 69.087 hectares; no Piauí, 74.119 hectares; e no oeste da Bahia, 149.084 hectares. Isso representa 2,5% da área de ILPF adotada atualmente no Brasil, que está em torno de 11,5 milhões de hectares (ILPF..., 2017).

Considerações finais

Os sistemas de ILPF adotados no Cerrado nordestino apresentam-se como uma estratégia de exploração da fazenda, que mostra viabilidade produtiva (maior produtividade), econômica (maior retorno financeiro), social (maior oferta de empregos) e ambiental (sistema sustentável com acréscimo de matéria orgânica e de atividade biológica).

Conforme se observa nas URTs, o sistema contribui para a diversificação e intensificação do uso do solo, pois pode produzir, ao longo do ano e na mesma área, safra e safrinha de grãos, safrinha de bois a pasto na entressafra e ainda produtos madeireiros. Outras vantagens verificadas foram a promoção do bem-estar animal (com a entrada do componente florestal) e

a existência da floresta como “poupança verde”. Além disso, o sistema contribui significativamente para o aumento de produção na região, pois utiliza apenas a atual área em cultivo (sem a necessidade de abertura de novas áreas, pode contribuir para a redução do desmatamento).

Os modelos desenvolvidos podem ser adotados de diferentes formas, com muitas culturas e diversas espécies animais, de modo a se adequar às características regionais, às condições climáticas, ao mercado local e ao perfil do pequeno, médio ou grande produtor.

Referências

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. de O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta**. Brasília, DF: Embrapa, 2011. 130 p.

CORDEIRO, L. A. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; KLUTHCOUSKI, J.; MARTHA JUNIOR, G. B. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciências & Tecnologia**, v. 32, n. 1/2, p. 15-43, jan./ago. 2015.

ILPF em números - Região 3 - Matopiba. S.l.: Rede ILPF, 2017. 16 p. Disponível em: <https://www.redeilpf.org.br/ilpf-em-numeros/ilpf-em-numeros-regiao-3.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2017.

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F. Manejo sustentável dos solos dos cerrados. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. (ed.). **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p. 59-104.

MIRANDA, E. E. de; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. de. **Proposta de delimitação territorial do MATOPIBA**. Campinas: Embrapa, 2014. 18 p. (Embrapa. Nota Técnica GITE, 1).

SANTOS, F. C. dos; ALBUQUERQUE FILHO, M. R. de; VILELA, L.; FERREIRA, G. B.; CARVALHO, M. da C. S.; VIANA, J. H. M. Decomposição e liberação de macronutrientes da palhada de milho e braquiária, sob integração lavoura-pecuária no cerrado baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1855-1861, nov./dez. 2014. Nota.

VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G. B.; MACEDO, M. C. M.; MARCHAO, R. L.; GUIMARAES JUNIOR, R.; PULROLNIK, K.; MACIEL, G. A. Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1127-1138, out. 2011.

VILELA, L.; MANJABOSCO, E. A.; MARCHAO, R. L.; GUIMARAES JUNIOR, R. **“Boi Safrinha” na Integração Lavoura-Pecuária no Oeste Baiano**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2017. 6 p. (Embrapa Cerrados. Circular técnica, 35).

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; MARCHÃO, R. L.; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; BARIONI, L. G.; BARCELLOS, A. de O. Integração lavoura-pecuária. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. de (ed.). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. cap. 30, p. 933-962.

Parte III

**Solos sustentáveis para a
agricultura do bioma
Caatinga do Nordeste**

Capítulo 1

MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO EM AGROSSISTEMAS FAMILIARES DO BIOMA CAATINGA

*Alexandre Paiva da Silva
Flávio Pereira de Oliveira
Djail Santos
Bruno de Oliveira Dias
Adailson Pereira de Souza
Vânia da Silva Fraga*

Introdução

Os impactos negativos da ação antrópica sobre os ecossistemas terrestres são enormes e exponencialmente crescentes. Estima-se que aproximadamente 83% das terras agricultáveis do mundo estejam sob influência de algum tipo de intervenção humana. Outras estimativas indicam que cerca de 50% da superfície não emersa da Terra já foi convertida para uso agrícola, na forma de pastagens ou de agricultura. Ademais, quase 25% das terras aráveis do mundo estão sendo intensivamente utilizadas para fins agrícolas e/ou florestais. Assim, mantendo-se o ritmo de incorporação de novas áreas, é provável que, até o início do próximo século, todas as terras do globo estejam submetidas a algum tipo de uso e/ou manejo (Dumanski, 2010).

O solo consiste num componente estratégico e fundamental para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas e naturais. No entanto, para o desenvolvimento de sistemas sustentáveis em diferentes zonas agroecológicas, é necessário aplicar técnicas conservacionistas adaptadas aos diferentes ambientes e sistemas de produção, com vistas a manejar e proteger o solo de acordo com suas fragilidades e potencialidades e garantir a sua funcionalidade (Dumanski, 2010).

Agricultura conservacionista pode ser definida como o conjunto de práticas que tem por objetivos conservar, melhorar e utilizar mais eficientemente os recursos naturais mediante o manejo integrado do solo, da água e dos recursos biológicos disponíveis e o uso de práticas agronômicas que combinem harmonicamente os métodos de conservação do solo e da água, o manejo integrado de pragas, de doenças e de plantas invasoras e a visão holística da fertilidade do solo (FAO, 2013).

Entre as diversas práticas agronômicas preconizadas pela agricultura conservacionista, destacam-se: a) utilizar o solo de acordo com a sua capacidade de uso; b) reduzir ou eliminar o revolvimento do solo; c) manter os resíduos culturais na superfície do solo; d) manter o solo com cobertura permanente; e) ampliar a diversidade de cultivos com rotação de culturas; f) utilizar múltiplas culturas e consórcio de culturas; g) utilizar adubos verdes ou plantas de cobertura de solo; h) diversificar os sistemas agrícolas produtivos e adotar sistemas mais complexos (sistemas agropastoris, agroflorestais e agrossilvipastoris); i) praticar o manejo integrado de pragas, de doenças e de plantas invasoras; e j) fazer o controle do tráfego de máquinas e de equipamentos, assim como o uso racional de agroquímicos (Denardin et al., 2005).

A adoção de sistemas de uso e de práticas de manejo conservacionistas do solo possibilitou, inegavelmente, viabilizar a agricultura brasileira, pois deu sustentabilidade aos sistemas de produção agrossilvipastoris nos diferentes biomas nacionais. Além disso, contribuiu para minimizar o impacto ambiental da agricultura ao mitigar as perdas de solo, água, nutrientes e matéria orgânica, o que repercutiu positivamente no aumento no sequestro de carbono (C) e na redução das emissões de gases de efeito estufa (Andrade et al., 2010).

No entanto, no contexto da necessidade de desenvolver sistemas de produção capazes de se adaptar às mudanças climáticas para garantir a produção de alimentos, fibras e bioenergia e a manutenção dos serviços ambientais, surgem novos desafios para o manejo e a conservação do solo nos diversos ambientes, usos e estados de degradação das terras, a saber: a) reverter o quadro de degradação de extensas áreas de produção; b) otimizar o uso dos solos e da água, com potencial para aumentar a produção agrícola; c) contribuir para a mitigação de impactos ambientais; e d) desenvolver novos insumos e sistemas de produção capazes de promover a sustentabilidade ambiental, social e econômica pelas gerações presentes e futuras (Andrade et al., 2010).

A Caatinga é o terceiro bioma mais degradado do Brasil; nesse quesito, perde apenas para a Mata Atlântica e Cerrado. Estima-se que 80% da vegetação se encontra completamente modificada devido ao extrativismo e à atividade agropecuária; a maioria dessas áreas se apresenta em estádios iniciais ou intermediários de sucessão ecológica (Araújo Filho; Barbosa, 2000), os quais variam de acordo com as características e condições dos sítios ecológicos. O solo é o fator ambiental que mais influencia a sucessão, sobretudo quando essa se aproxima do clímax (Andrade et al., 2005).

O uso e o manejo inadequados do solo são fortes entraves ao estabelecimento de uma agricultura sustentável no Semiárido, além de contribuir para a aceleração do processo de degradação dos recursos naturais na região. A retirada da vegetação nativa para a introdução da agricultura e da pecuária de subsistência, aliada a longos períodos de estiagem, provoca acentuada degradação do solo, pois deixa-o descoberto e exposto por mais tempo à ação dos agentes climáticos, o que, conseqüentemente, reduz sua capacidade produtiva e causa danos muitas vezes irreversíveis ao meio ambiente e à sua resiliência (Fraga; Salcedo, 2004; Salcedo; Sampaio, 2008).

A agricultura familiar¹ é um dos pilares básicos da segurança alimentar mundial, pois é reconhecida pela sociedade como uma das principais fontes alimentares, sociais e econômicas em diversas regiões do globo (Sudeste Asiático, China, África, União Europeia e América do Sul). Sua expressividade pode ser demonstrada pelo fato de que o ano de 2014 foi considerado o ano internacional da agricultura familiar (FAO, 2013).

A agricultura familiar brasileira é marcada profundamente pelas origens coloniais da economia e da sociedade, que têm três grandes características:

¹“Conforme as diretrizes legais para a formulação de políticas da agricultura brasileira (Lei nº 11.326, de 24/07/06), considera-se empreendedor familiar rural aquele que pratica atividades no meio rural, atendendo, simultaneamente, aos seguintes requisitos: *i*) não ser detentor, a qualquer título, de área maior do que quatro módulos fiscais; *ii*) utilizar predominantemente mão de obra da própria família nas atividades econômicas do seu estabelecimento ou empreendimento; *iii*) ter renda familiar originada sobretudo de atividades econômicas vinculadas ao próprio estabelecimento ou empreendimento; e *iv*) dirigir seu estabelecimento ou empreendimento com sua família.”(Vieira Filho; Fishlow, 2017, p. 179).

A grande propriedade, as monoculturas de exportação e a escravatura. A fragilidade e a dependência social e política dos agricultores familiares contemporâneos estão estreitamente relacionadas com os eventos que propiciaram o surgimento das grandes propriedades (a partir de 1850), com os ciclos econômicos (açúcar e café), com a ocupação do Sertão e a colonização do Sudeste e do Sul e com a modernização da agricultura (a partir da metade dos anos 1960). Assim a ocupação mais tardia do centro do País, a abolição da escravatura e a imigração estrangeira superpuseram outros modelos sem, contudo, apagar totalmente os traços originais (Brumer et al., 1993).

A força da agricultura familiar no Brasil é evidente, pois representa a maioria dos produtores rurais do País; é caracterizada por 4,4 milhões de estabelecimentos o que representa 84,4% do total de estabelecimentos, e ocupa uma área de 80,3 milhões de hectares, ou seja, 24,3% da área ocupada pelos estabelecimentos agropecuários do País. Além disso, com área média de 18,4 hectares, os estabelecimentos da agricultura familiar empregam 74% da mão de obra do campo, respondem por 30% da produção agropecuária global do País e são responsáveis pela maioria dos alimentos na mesa dos brasileiros [87% da produção nacional de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), 70% da de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), 59% da de suínos, 58% da do leite, 50% da de aves e ovos, 46% da do milho (*Zea mays* L.), 38% da do café (*Coffea arabica* L.), 34% da do arroz (*Oryza sativa* L.), 30% da de bovinos de corte, 21% da do trigo (*Triticum aestivum* L.) e 16% da de soja (*Glycine max* L. Merrill)] (IBGE, 2007, 2010; Marra et al., 2016).

Apesar da sua relevância para o agronegócio nacional e do seu papel estratégico para abordar as questões sociais e econômicas, a agricultura familiar enfrenta muitos desafios e se depara com o problema histórico do “abismo tecnológico”, ou seja, o elevado volume de conhecimento adquirido e os avanços científicos produzidos têm pouca aplicação prática no contexto da agricultura familiar. Assim essa agricultura apresenta, na grande maioria dos casos, baixas produtividades e problemas de degradação e poluição ambiental, o que repercute diretamente na desvalorização das terras, no êxodo rural e, por conseguinte, no agravamento dos problemas em centros urbanos (Vieira Filho; Fishlow, 2017).

Parcela considerável do valor bruto da produção (VBP) de importantes produtos agropecuários é produzida nos estabelecimentos familiares da região semiárida do Nordeste brasileiro. No entanto a agricultura

familiar nordestina não tem apresentado grande evolução com relação ao uso de tecnologias, inclusive aquelas relacionadas ao manejo do solo; algumas delas são pouco eficientes e outras são difíceis de ser adotadas pelos agricultores devido às condições fundiárias, edáficas e econômicas da maioria dos estabelecimentos da região (Guanziroli et al., 2014).

Neste capítulo, serão apresentadas algumas informações referentes aos impactos das formas de uso e das práticas de manejo normalmente adotadas em unidades de produção agrícola familiar (Upaf), no domínio do bioma Caatinga sobre os atributos físicos, químicos e biológicos dos solos².

Aspectos gerais do bioma Caatinga

A Caatinga é um bioma que ocorre exclusivamente no Brasil e que tem sua maior e principal área localizada na região Nordeste, embora ocorra também em um pequeno trecho da região Sudeste (norte do estado de Minas Gerais) (Figura 1). Está compreendido entre os paralelos 2° 54'S e 17° 21'S e totaliza uma área de 734 mil quilômetros quadrados, o que equivale a 54% da região Nordeste e cerca de 10% do território nacional (Andrade et al., 2005; Oliveira Filho et al., 2006).

Quanto aos aspectos climáticos, prevalece o clima do tipo BSh de Köppen, ou seja, clima semiárido muito quente, com pluviometria escassa (menor do que 800 mm) e chuvas distribuídas irregularmente (ocorrência concentrada normalmente em 2 a 4 meses por ano; 20% da precipitação anual pode ocorrer num único dia e 60% num único mês). As temperaturas médias anuais oscilam entre 23 °C e 27 °C, com variação média mensal menor do que 5 °C e variações diárias entre 5 °C e 10 °C. A umidade relativa média é de 50%, o período de insolação chega a 2.800 h ano⁻¹ e a evapotranspiração potencial oscila entre 1.500 mm ano⁻¹ e 2.000 mm ano⁻¹ (Sampaio et al., 1995).

²Sem pretensão de esgotar o assunto e diante da diversidade e complexidade de pedoambientes e fatores envolvidos, optou-se por priorizar neste capítulo, quando possível, o relato de informações geradas pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS), que, há 40 anos, vem produzindo conhecimento científico na área de manejo e conservação de solos em áreas de agricultura de subsistência e/ou familiar no Semiárido nordestino. Ademais, grande parte das informações apresentadas foram geradas no domínio do território da Paraíba, que, segundo Souza et al. (2015) é um dos estados que melhor representa o bioma Caatinga, uma vez que grande parte do seu território é dominado pelo clima semiárido e abrange principalmente terrenos do complexo cristalino, características físicas principais que condicionam o aparecimento desse tipo de vegetação.



Figura 1. Localização geográfica do bioma Caatinga.

Fonte: WWF-BRASIL (2011).

A vegetação da Caatinga está distribuída em 17 grandes unidades de paisagem, subdivididas em 105 unidades geoambientais que apresentam elevado número de espécies. As caatingas são caracterizadas como formações xerófilas, lenhosas, decíduas, em geral espinhosas, com presença de plantas suculentas e afilas, variam do padrão arbóreo ao arbustivo e têm extrato herbáceo estacional (Jacomine, 1996). Numerosas famílias estão representadas, entre as quais, destacam-se as leguminosas, as euforbiáceas e as cactáceas (Araújo Filho; Carvalho, 1996).

Segundo Rodal e Sampaio (2002), a identificação de áreas de Caatinga pode ser feita a partir de três características básicas: a) vegetação que cobre áreas mais ou menos contínuas submetidas a clima quente e semiárido e rodeadas por áreas de clima mais úmido; b) vegetação com plantas que apresentam adaptações a situações de deficiência hídrica; e c) presença de espécies endêmicas à região semiárida e de outras espécies que ocorrem nessa e em áreas secas mais ou menos distantes, mas ausentes nas áreas mais úmidas que fazem limite com o Semiárido.

O relevo da região das caatingas é muito variável, o que contribui para o elevado número de unidades de paisagem anteriormente mencionado. A altitude média fica entre 400 m e 500 m. Nas áreas de encostas, aproximadamente 37% têm de 4% a 12% de inclinação e 20% têm mais de 12% de inclinação, o que determina uma presença marcante dos processos erosivos nas áreas que sofreram interferência humana (Silva, 2000).

Na região das caatingas, a geologia também varia bastante, porém com predomínio do cristalino, seguido de áreas sedimentares e, em menor proporção, de áreas cristalinas com coberturas pouco espessas de sedimentos arenosos ou areno-argilosos. Assim as diversidades litológica e do material originário e as variações no relevo e no regime de umidade do solo explicam a grande diversidade de classes de solos que ocorre na Caatinga, com a predominância dos Latossolos (21%), seguidos pelos Neossolos Litólicos (19,2%), Argissolos (14,7%) e Luvisolos (13,3%), complementados pelos Neossolos Quartzarênicos e Planossolos (9,3%) (Jacomine, 1996) (Tabela 1).

O potencial de utilização agropecuária dos solos da Caatinga é determinado pelas condições do meio (aridez, relevo, profundidade efetiva, presença de sais, etc.). No entanto, em geral, pode-se dizer que os Latossolos oferecem mais alternativas de uso (culturas de sequeiro e irrigadas). Já o uso dos Argissolos (graças à sua boa fertilidade e às condições físicas adequadas e muito susceptíveis à erosão) é condicionado, na maioria das circunstâncias, pela adoção de práticas de conservação (Tabela 1). Os Neossolos Litólicos (rasos, rochosos e localizados em áreas acidentadas e íngremes) apresentam poucas alternativas de uso, enquanto os Luvisolos, apesar de bem-providos de nutrientes, têm suas alternativas de uso restritas pela sua localização, o que potencializa os problemas de salinização e erosão. Os Neossolos Quartzarênicos (textura muito arenosa, drenagem excessiva e extrema pobreza nutricional) e os Planossolos (condições físicas limitantes, drenagem imperfeita e altas concentrações de sais) também apresentam alternativas de uso bastante limitadas (Jacomine, 1996).

Grande parte dos solos das Upafs da região semiárida nordestina, sob o domínio do bioma Caatinga, apresenta baixa fertilidade natural, principalmente no que se refere à disponibilidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) (Sampaio et al., 1995). Em geral, os maiores teores de C orgânico total (COT) ($12,3 \text{ g kg}^{-1}$) ocorrem nas classes Vertissolos e Cambissolos, que ocupam apenas 5% da região semiárida. As classes Luvisolos e Neossolos Litólicos ocupam, somadas, uma área maior (32%) e apresentam teores de COT entre $10,4 \text{ g kg}^{-1}$ e $11,8 \text{ g kg}^{-1}$. Os Latossolos (derivados de material sedimentar) e os Argissolos (derivados de materiais do cristalino e sedimentares) que, juntos, cobrem quase 36% da região semiárida, apresentam teores de COT entre $9,7 \text{ g kg}^{-1}$ e $8,9 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 1. Classes de solos e as respectivas áreas ocupadas sob Caatinga.

Classe de solo	Extensão (km ²)	%	Ocorrência (estado)	Limitações ⁽¹⁾	Uso agrícola ⁽²⁾
Latossolo	156.727	21,0	BA, PE e PI	pH, CTC e nut.	anual, frut., flor. e past.
Neossolo Litólico	143.374	19,2	Todos os estados do Nordeste	relevo e prof.	anual e past.
Argissolo	110.000	14,7	BA, CE, PB e RN	relevo e erosão	anual, frut. e past.
Luvissolo	98.938	13,3	CE, PA, PE e RN	água, eros./salin.	anual, frut. e past.
Neossolo Quartzarênico	69.625	9,3	BA, CE, PE, PI e RN	água, nut. e CTC	anual e frut.
Planossolo	68.188	9,1	AL, BA, CE, PB e RN	Na ⁺ , ads. e dren.	past. e pecuária
Neossolo Regolítico	32.750	4,4	AL, BA e PE	água, nut. e eros.	anual, frut. e past.
Cambissolos	27.500	3,6	BA, CE e RN	pH alto e carb.	anual e frut.
Neossolos Flúvicos	15.932	2,0	BA, CE, PI e RN	salinização	anual, frut. e past.
Vertissolos	10.187	1,3	BA e PB	perm./ 2:1	anual, frut. e past.
Outros	5.062	0,7	BA, CE, PI e RN	pH alto e carb.	anual e past.
Total	748.000	100,0	-	-	-

⁽¹⁾CTC = capacidade de troca catiônica; nut. = nutrientes; prof. = profundidade; eros. = erosão; salin. = salinização; Na⁺ = excesso de sódio; ads. = adsorção; dren. = drenagem; carb. = carbonatos; perm. = permeabilidade; 2:1 = expansão e contração. ⁽²⁾anual = culturas de ciclo anual, incluindo milho, feijão, batata, mandioca, sorgo, olerícolas; frut.= fruteiras; flor. = florestas; past. = pastagem. Fonte: Adaptado de Jacomine et al. (1996).

Tabela 2. Características do horizonte superficial (Ap) das principais classes de solos do bioma Caatinga.

Classe de solo	Profundidade		COT ⁽²⁾	Argila	Silte	P total ⁽³⁾ (mg kg ⁻¹)
	N ⁽¹⁾	(cm)				
Latossolo	41	15,6	9,7	250	130	173
Neossolo Litólico	45	17,6	10,4	132	250	239
Argissolo	90	15,3	8,9	147	157	167
Luvissolo	47	13,7	11,8	176	258	235
Planossolo	68	18,2	7,4	105	188	162
Neossolo Regolítico	20	16,5	4,9	37	105	99
Cambissolo	13	12,4	12,2	295	212	301
Vertissolo	16	13,1	12,3	374	238	368
Total/Média	340	15,9	9,3	163	189	196

⁽¹⁾N = número de perfis. ⁽²⁾COT = carbono orgânico total. ⁽³⁾P total = fósforo total.

Fonte: Menezes et al. (2012).

Com relação ao P, verifica-se que, apesar da sua baixa disponibilidade nos solos do Semiárido, os teores de P total são elevados (principalmente nos Luvisolos e Neossolos Litólicos) e se correlacionam com os teores de COT ($r=0,89^{**}$) e de argila ($r=0,82^{**}$) dos solos. Os teores mais baixos de P total (99 mg kg^{-1}) são encontrados nos Neossolos Regolíticos (Tabela 2).

Características da agricultura familiar no bioma Caatinga

A agricultura familiar desempenha papel importante e estratégico na economia dos estados da região Nordeste, pois é responsável por 43% do valor bruto da produção agrícola e por 43,5% das terras cultivadas. As atividades da agricultura familiar agregam 6,81 milhões de pessoas, que tiram da terra de 88,3% dos estabelecimentos rurais da região a subsistência da família e comercializam a produção excedente (Guanziroli et al., 2014).

Apesar disso, a agricultura familiar enfrenta obstáculos consideráveis para sua inclusão no desenvolvimento econômico e social da região, provocados por uma série de entraves relacionados com políticas públicas inadequadas, intempéries climáticas, degradação da base natural dos recursos das unidades produtivas, pequena diversificação das atividades agrícolas, estreitamento da base alimentar, baixa produtividade e falta de competitividade no mercado. Isso é preocupante, pois a pequena produção de alimentos tem-se consolidado como atividade complementar para o setor agrícola e assumido papel relevante nos aspectos socioeconômicos dos municípios da região, sobretudo daqueles de pequeno porte (Marra et al., 2016).

Considerando as tipologias propostas por Baiardi e Mendes (2007), estabelecidas com base nos agentes envolvidos, na propensão de cooperar em projetos locais de desenvolvimento sustentável e na forma de organização do trabalho familiar (restrito ou ampliado), observa-se que os agricultores familiares do bioma Caatinga são os mais excluídos socialmente e se distinguem dos demais pelas seguintes características: 1) Estabelecem-se em áreas com menor dotação de recursos naturais ou em condições de grande carência de infraestrutura; 2) Formam segmentos populacionais dispersos, com maior grau de anomia e descrença quanto à possibilidade de mudar as condições em que vivem; e 3) Ficam à margem dos processos de diferenciação e intervenções do Estado.

Em geral, o tamanho do estabelecimento é bem inferior a 50 ha e os agentes, na sua maioria, complementam a renda por meio de políticas compensatórias (aposentadorias, programas sociais, remessas regulares de membros da família, etc.). Ademais, esse tipo de agente é, em princípio, o menos sensível à adoção de práticas conservacionistas e à cooperação em projetos locais de desenvolvimento sustentável. Assim a menor dotação de terra leva, com intensificação do trabalho, à pressão sobre os recursos naturais, que resulta em redução das áreas com cobertura vegetal original e das áreas de repouso e em avanço das lavouras em direção às áreas menos propícias ao cultivo intensivo (Baiardi; Mendes, 2007; Marra et al., 2016).

Resumidamente, o arranjo produtivo predominante na agricultura familiar no bioma Caatinga é o tradicional, ou seja, aquele que compreende a policultura de subsistência (arroz, feijão, milho e mandioca) (Tabela 3) em conjunto com a atividade pecuária de pequena escala (ruminantes e pequenos animais), complementado com culturas comerciais (fruteiras, por exemplo) em áreas mais favoráveis (serras, brejos e perímetros irrigados). Entretanto todas essas atividades são manejadas de forma inapropriada e apresentam, em sua maioria, baixa adoção de tecnologias (Guanzioli et al., 2014), o que repercute na obtenção de baixas produtividades, fato agravado pela variabilidade climática e baixa fertilidade dos solos (Sampaio et al., 1995).

A agricultura familiar é o principal segmento social do meio rural do estado da Paraíba e responde pela maior oferta de ocupação de mão de obra e por mais da metade da riqueza gerada pelos estabelecimentos agropecuários (Aquino et al., 2014). A agricultura familiar está presente em praticamente todas as regiões do estado, sobretudo na mesorregião do Agreste, com 49% dos estabelecimentos agrícolas dessa categoria, o que a torna a única região minifundiária do estado. Conforme Aquino et al. (2014), apesar das desigualdades internas, a agricultura familiar paraibana corresponde a 88,5% dos estabelecimentos, mas ocupa apenas 42% da área agrícola total. Ademais, predomina um contingente de produtores pobres (70%) do grupo B do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf), os quais possuem área média de 8 ha e valor total da produção (VTP) de R\$ 1.141,00 (IBGE, 2010).

Tabela 3. Participação dos estabelecimentos familiares na produção da lavoura temporária na região Nordeste (total e por grupo de renda) nos anos de 1996 e 2006 e no Brasil.

Produto	Nordeste				Grupo de renda ⁽¹⁾ Nordeste (2006)			
	1996	2006	A	B	C	D	Brasil	
	(%)							
Algodão (<i>Gossypium hirsutum</i> L.)	56,3	1,2	0,7	0,2	0,1	0,2	0,2	1,3
Arroz (<i>Oryza sativa</i> L.)	70,3	86,8	68,1	6,8	3,9	8,0	8,0	40,1
Cana-de-açúcar (<i>Saccharum officinarum</i> L.)	7,5	10,5	8,5	1,1	0,3	0,5	0,5	9,7
Cebola (<i>Allium cepa</i>)	57,0	72,9	41,8	12,7	3,5	14,9	14,9	69,6
Feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.)	79,2	89,9	64,2	10,5	4,4	10,8	10,8	71,9
Fumo (<i>Nicotiana tabacum</i>)	84,5	67,7	37,4	9,8	7,3	13,1	13,1	95,7
Mandioca (<i>Manihot esculenta</i> Crantz)	82,4	94,3	78,0	7,3	3,4	5,7	5,7	88,3
Milho (<i>Zea mays</i> L.)	65,5	76,3	57,7	7,8	3,4	7,4	7,4	53,0
Soja (<i>Glycine max</i> L.)	2,7	2,1	1,3	0,1	-	0,7	0,7	25,9

⁽¹⁾Estabelecido a partir da renda total do estabelecimento (A= agricultores consolidados; B= agricultores em processo de consolidação; C= agricultores estagnados; D= agricultores periféricos).

Fonte: Adaptado de Guanziroli et al. (2014).

Os sistemas de produção da agricultura familiar na mesorregião do Agreste estão todos baseados no policultivo (cultivos alimentares, comerciais e forrageiros) e na pecuária. Estão parcialmente ou totalmente integrados ao mercado há muitos anos, mesmo com a sucessão que houve, na região, de ciclos de cultivos comerciais [fumo (*Nicotiana tabacum*), algodão (*Gossypim hirsutum* L.), sisal (*Agave sisalana*), mamona (*Ricinus communis*), batata-inglesa (*Solanum tuberosum* L.), erva-doce (*Pimpinella anisum*), etc.] (Sabourin et al., 2000). Ademais, são sistemas bastante diversificados em função da diversidade dos ambientes agroecológicos e geográficos da região, da diferenciação socioeconômica entre os produtores, da sua origem e das diversas formas de acesso à terra.

A tipologia sumária dos produtores familiares do Agreste paraibano indica uma maioria de pequenos agricultores (dos roçados) e de agricultores sem terra (arrendatários, meeiros, etc.). Em terceiro lugar, vêm os agricultores criadores e, finalmente, os produtores especializados (fruticultores e produtores de batata-inglesa), o que permite identificar seis subsistemas produtivos: as culturas anuais (roçados), as culturas permanentes (fruteiras), a criação animal (principalmente bovinos), os quintais, a pequena irrigação (muito pouco frequente) e o extrativismo (também pouco importante) (Sabourin et al., 2000).

Uso e manejo do solo na agricultura familiar no bioma Caatinga

A utilização da Caatinga pelos agricultores familiares ainda se fundamenta em processos meramente extrativistas para obtenção de produtos de origens animal, agrícola ou madeireira. A produção agrícola (tipo itinerante), que consta do desmatamento e da queimada desordenados, tem modificado tanto o estrato herbáceo quanto o arbustivo-arbóreo. Na exploração pecuária, o superpastoreio de caprinos, ovinos, bovinos e outros herbívoros tem modificado a composição florística do estrato herbáceo, quer pela época quer pela pressão de pastejo. Por último, a exploração madeireira já tem causado mais danos à vegetação lenhosa da Caatinga do que a própria agricultura migratória (Araújo Filho; Carvalho, 1996).

Conforme Salcedo e Sampaio (2008), as proporções de solos no Semiárido nordestino ocupadas com agricultura, pecuária e mata correspondem a 21%, 44% e 35%, respectivamente. Entretanto tem-se registrado aumento continuado do desmatamento para a introdução da agricultura e da pecuária de subsistência, bem como para a extração de lenha. Assim o ritmo de perda de vegetação alcança 2,7% ao ano, o que significa que mais de 80% da cobertura vegetal é secundária, com cerca de metade mantida em estágio pioneiro.

O modelo de agricultura praticado pela maior parte dos agricultores familiares da região semiárida é o itinerante ou o migratório, ou seja, o agricultor desmata, queima e planta por um período de 2 anos, e a área é, então, deixada em pousio para a recuperação da capacidade produtiva. Todavia tem havido redução no tempo de repouso, que passa a ser insuficiente para recompor a vegetação e a fertilidade do solo e, conseqüentemente, tem provocado perdas consideráveis na biodiversidade e na capacidade produtiva do solo (Fraga; Salcedo, 2004).

O elevado grau de declividade das áreas agrícolas e a não adoção de práticas conservacionistas de manejo são outros fatores diretamente relacionados com a perda da capacidade produtiva dos solos da agricultura familiar no âmbito do bioma Caatinga. Estima-se que 85% dos solos destinados à produção agrícola nessas áreas estejam submetidos a práticas insustentáveis de manejo, normalmente adquiridas pelo senso comum, que desconsidera todo e qualquer tipo de prática conservacionista, o que favorece a aceleração do processo erosivo do solo e provoca redução da profundidade efetiva e da fertilidade natural do solo (Silva, 2001).

A utilização de insumos na agricultura familiar é mínima ou inexistente; limita-se à adição de esterco, quando disponível, para amenizar as deficiências nutricionais dos solos, principalmente de N e de P (Sampaio et al., 1995). O emprego de fertilizantes sintéticos mostra-se inviabilizado pelo seu alto custo, associado ao baixo poder aquisitivo dos agricultores e à alta variabilidade das precipitações pluviométricas. Assim a produtividade da agricultura familiar é fortemente dependente dos nutrientes presentes no solo nas formas orgânicas (Tiessen et al., 2001).

A mecanização da agricultura familiar nessa região é inexpressiva; a tração manual é a mais utilizada, seguida pela tração animal e pela mecânica, ainda em estágio embrionário de desenvolvimento e utilizada em áreas muito restritas (Aquino et al., 2014).

Considerada a principal atividade da região semiárida, a pecuária se confunde com a agricultura na ocupação das áreas disponíveis, incluindo pastagens nativas ou implantadas, áreas agrícolas após as colheitas e áreas de pousio com vegetação nativa. Contudo a produção pecuária, baseada no superpastoreio, encontra-se estagnada, apresenta baixos índices produtivos e reprodutivos e exerce forte pressão na biodiversidade da vegetação (Araújo Filho; Carvalho, 1996)

O processo de derrubada e queima da vegetação da Caatinga para exploração madeireira e/ou carvoeira também afeta negativamente a capacidade produtiva dos solos, pois os expõe aos agentes erosivos, o que faz aumentar as perdas de sementes, matéria orgânica e nutrientes. Além disso, embora a queima possa promover liberação rápida de nutrientes presentes nas cinzas – cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K) –, grande parte do C e do N é perdida, com consequente destruição do reservatório de matéria orgânica do solo (MOS) e comprometimento de sua atividade biológica (Fraga; Salcedo, 2004).

Como consequência das profundas alterações pelas quais vem passando, a Caatinga apresenta grandes extensões de terras em processo de desertificação. Existe uma relação estreita entre esse tipo de degradação, a vegetação e os solos: tal processo tem seu desenvolvimento iniciado com as modificações que diminuem a presença da cobertura vegetal por períodos prolongados, o que faz aumentar os processos erosivos e deteriora as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Silva et al., 2015).

Na Figura 2, consta um modelo conceitual, proposto por Menezes et al. (2012), dos principais estoques e fluxos de C, água e nutrientes dos agroecossistemas típicos do bioma Caatinga. Os fluxos (entradas e saídas) são estabelecidos de acordo com seu impacto no equilíbrio de nutrientes: as principais entradas do sistema se referem aos processos de deposição atmosférica, de fixação biológica de N, de adubações orgânica e sintética e de deposição de serapilheira. As principais saídas estão relacionadas com os processos de erosão, de escoamento superficial, de volatilização, de evaporação, de colheitas, de transpiração, de respiração, de derrubada e queima da vegetação, etc. Para manter e aumentar a produtividade de forma sustentável, as entradas devem ser maximizadas, as saídas minimizadas e os fluxos de reciclagem devem ser gerenciados.

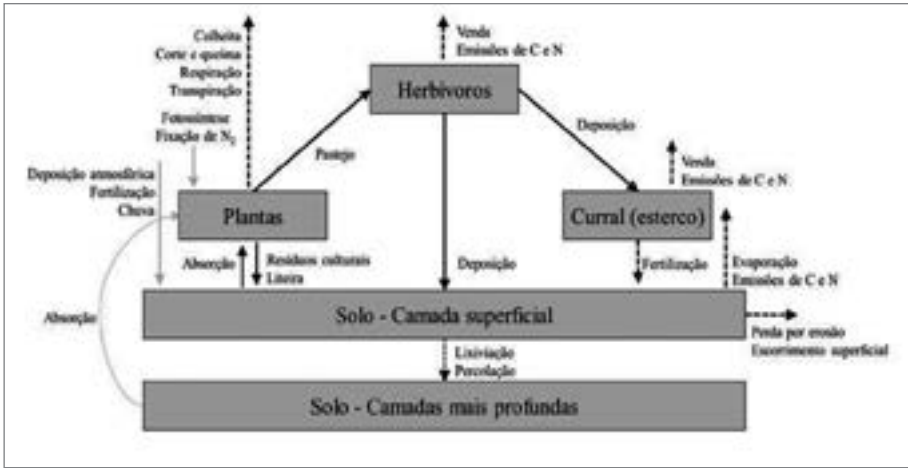


Figura 2. Modelo conceitual dos principais estoques e fluxos de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e água em agrossistemas do bioma Caatinga.

Fonte: Adaptado de Menezes et al. (2012).

Impactos do uso e das práticas de manejo nos atributos do solo

A ocupação desordenada e o uso inadequado, sem a adoção de práticas conservacionistas de manejo, são fatores determinantes para o ciclo de degradação dos recursos naturais nas áreas de produção agrícola familiar na região semiárida. Com a redução da cobertura vegetal e a maior exposição da superfície do solo, aumentam a evapotranspiração potencial e o déficit hídrico, o que modifica os microclimas locais. Ademais, a perda de solo pela ação dos processos erosivos é potencializada, o que faz diminuir a capacidade de retenção de água no solo, aumentar a oxidação da matéria orgânica e, conseqüentemente, reduzir a capacidade produtiva do solo (Tiessen et al., 2001).

Práticas conservacionistas (mecânicas, vegetativas e edáficas) consistem num conjunto de operações realizadas com o objetivo de conservar o solo, principalmente por meio do controle da erosão. As práticas vegetativas (reflorestamento, manejo de pastagens, uso de plantas de cobertura, culturas em faixa, cobertura morta, etc.) são a utilização da vegetação para proteger o solo contra os efeitos danosos da erosão. As práticas de caráter edáfico (controle do fogo, adubação verde, adubação mineral, adubação orgânica,

calagem, etc.) são modificações no sistema de cultivo que visam, além de controlar a erosão, manter ou melhorar a fertilidade do solo. As práticas de caráter mecânico (plantio em contorno, terraceamento, sulcos, camalhões, etc.) envolvem estruturar “porções de terra” com a finalidade de quebrar a velocidade de escoamento da enxurrada e facilitar a infiltração (Bertoni; Lombardi Neto, 2005).

A seguir, são apresentados alguns resultados de pesquisas sobre os impactos de práticas de manejo (tradicionalmente adotadas pelos agricultores familiares do Semiárido nordestino inseridos no domínio do bioma Caatinga) na condução de lavouras de subsistência e de pecuária extensiva e seus efeitos sobre os atributos físicos, químicos e biológicos dos solos.

Práticas de caráter mecânico

Sistemas de preparo do solo e de plantio

No contexto da agricultura familiar nordestina, o plantio das culturas tradicionais (milho, feijão, mandioca, etc.) é normalmente feito “morro abaixo”, isto é, no sentido favorável ao declive, o que, associado às características físicas, químicas e de relevo das áreas, favorece o rebaixamento do horizonte superficial e se reflete no comprometimento da profundidade efetiva e da fertilidade dos solos, sobretudo nas posições superior e de meia encosta, áreas normalmente ocupadas pela agricultura de subsistência (Rebequi, 2015). No entanto algumas dessas áreas poderiam ter as perdas reduzidas a níveis toleráveis, caso sofressem pequenas modificações que se ajustassem aos requisitos de conservação do solo (Albuquerque et al., 2001; Silva, 2001).

Trabalhos relacionaram sistemas de preparo do solo e de plantio com perdas de solo, água e nutrientes por erosão e com alterações nos atributos do solo, no contexto da agricultura familiar paraibana, tiveram início na década de 1980 e foram intensificados nas décadas subsequentes (Silva et al., 1985, 1986, 1989, 1999, 2013). Silva et al. (1985), por exemplo, constataram que as parcelas desnudas e o plantio morro abaixo apresentaram, em geral, as maiores perdas de solo e água por erosão, quando comparadas com o sistema de plantio em nível (Tabela 4).

Tabela 4. Efeitos de diferentes coberturas vegetais e de práticas conservacionistas sobre perdas por erosão.

Tratamento ⁽¹⁾	Perda	
	Solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Água (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Parcela desnuda (40 m de comprimento)	108,97	2.010,08
Parcela desnuda (10 m de comprimento)	56,38	2.434,21
Algodão morro abaixo	31,89	1.405,69
Algodão em nível	13,03	992,56
Consórcio (algodão × milho × feijão) em nível	23,77	1.142,63
Algodão em nível	13,62	520,74
Milho em nível	10,89	935,24
Milho morro abaixo	10,23	789,55
Cana-de-açúcar em nível	2,17	249,08
Feijão em nível	11,86	1.204,05
Consórcio (milho × feijão) em nível	13,00	1.053,33

⁽¹⁾Algodão: *Gossypium hirsutum* L.; Milho: *Zea mays* L.; Feijão: *Phaseolus vulgaris* L.; Cana-de-Açúcar: *Sacharum officinarum* L.

Fonte: Adaptado de Silva et al. (1985).

Com base na Equação Universal de Perdas de Solo, Oliveira (2004) estimou a tolerância das perdas e seu balanço para as principais ordens de solo do estado da Paraíba. Constatou grande variação nos valores tanto de tolerância (de 2,82 t ha⁻¹ ano⁻¹ a 10,64 t ha⁻¹ ano⁻¹) quanto de balanço de perdas por erosão (de 1,29 t ha⁻¹ ano⁻¹ a 167,28 t ha⁻¹ ano⁻¹); os maiores valores foram registrados para os Luvisolos e Neossolos, que, juntos, correspondem a praticamente 33% das ordens dos solos predominantes do Semiárido, sobretudo quando estão desnudos (Tabela 5).

Tabela 5. Estimativas das perdas de solo com base na Equação Universal de Perdas de Solo, para as principais ordens de solos do estado da Paraíba, em diferentes situações de uso e manejo.

Ordem de solo	Componente da Equação Universal de Perdas de Solo				Tolerância de perdas		
	R ⁽¹⁾ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	K ⁽²⁾ (t ha ⁻¹ h ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹ ha ⁻¹)	LS ⁽³⁾ (m) (%)	C ⁽⁴⁾ (m) (%)	A (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	T (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Δ (T-A)
Argissolo	5,000	0,0122	1,1134	1,0000	67,92	5,69	- 62,23
				0,1980	8,61		- 2,92
				0,0100	0,43		5,26
Cambissolo	5,000	0,0112	1,4786	1,0000	82,80	8,27	- 74,53
				0,1980	10,49		- 2,22
				0,0100	0,53		7,74
Latossolo	5,000	0,0102	0,1843	1,0000	9,40	10,64	1,24
				0,1980	1,19		9,45
				0,0100	0,06		10,58

Continua...

Tabela 5. Continuação.

Ordem de solo	Componente da Equação Universal de Perdas de Solo					Tolerância de perdas		
	R ⁽¹⁾ (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	K ⁽²⁾ (t ha ⁻¹ h ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹ ha ⁻¹)	LS ⁽³⁾ (m) (%)	C ⁽⁴⁾	P ⁽³⁾	A (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	T (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Δ (T-A)
Luvissolo	6.000	0,0357	0,7941	1,0000	1,00	170,10	2,82	- 167,28
				0,1980	0,64	21,55		- 18,73
				0,0100	0,64	1,09		1,73
Neossolo	5.000	0,0245	1,2692	1,0000	1,00	155,48	4,39	- 151,09
				0,1980	0,64	19,70		- 15,31
				0,0100	0,64	1,00		3,39
Planossolo	5.000	0,0265	0,2731	1,0000	1,00	36,19	3,30	- 32,89
				0,1980	0,64	4,59		- 1,29
				0,0100	0,64	0,23		3,07

⁽¹⁾Maia Neto (1999); ⁽²⁾Silva et al. (1985); ⁽³⁾Bertonie Lombardi Neto (2005); ⁽⁴⁾Margolis et al. (1985); e Roose (1977). R = fator erosividade da chuva; K = fator erodibilidade do solo; L = fator de comprimento do declive; S = fator de grau do declive; C = fator de manejo e cobertura do solo; P = fator de práticas conservacionistas complementares; A = perda de solo estimada; Δ = balanço entre a tolerância de perdas e a perda de solo estimada.

Fonte: Oliveira (2004)

Silva (2001) correlacionou as limitações nutricionais de Neossolos Regolíticos de 173 Upafs do Agreste paraibano com o grau de declividade das áreas (0% - 3%, 3% - 8% e > 8%) e o sistema de preparo do solo (contra o declive, a favor do declive e em nível). Constatou que a principal limitação nutricional dos solos são os baixos teores de matéria orgânica e cobre (Cu). A acidez do solo foi considerada baixa. Os teores de P, de K, de Ca, de Mg, de enxofre (S) e de boro (B) foram classificados, em sua maioria, como médios, enquanto os teores de ferro (Fe), de manganês (Mn) e de zinco (Zn) variaram de médio a alto. Em relação aos efeitos do grau de declividade e do sistema de preparo, o autor observou reduções consideráveis dos teores dos nutrientes avaliados nas áreas que apresentavam grau de declividade > 8% e cujo sistema de preparo adotado foi a favor do declive.

Fraga e Salcedo (2004) quantificaram as perdas de nutrientes por erosão em áreas de agricultura de subsistência em diferentes intensidades de uso (Caatinga preservada, Caatinga raleada, Caatinga cultivada e preservada e Caatinga cultivada e degradada). Constataram que o aumento da intensidade de uso, associado ao processo de erosão, reduziu em mais de 40% os teores de C e de N nas áreas degradadas. Verificaram ainda que a contribuição da erosão para as perdas de P foi relativamente menor do que para as perdas de C e de N e que, diferentemente das áreas preservada e raleada, o P inorgânico (Pi) foi a forma de P predominante no solo das áreas cultivadas e degradadas (Tabela 6).

As formas de plantio e de cultivo também interferem nos atributos do solo. No âmbito da agricultura familiar paraibana, por exemplo, a prática mais generalizada de plantar raízes e tubérculos [mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), inhame (*Dioscorea* sp.), batata-doce (*Ipomoea batatas*), batata-inglesa (*Solanum tuberosum* L.), etc.] é a do cultivo em leirão ou em cova (nos terrenos mais íngremes), seguido pelo cultivo de chão (Sabourin et al., 2000).

Tabela 6. Efeitos da intensidade de uso do solo e da profundidade de amostragem nos teores de carbono (C), de nitrogênio (N) e de fósforo (P) (Mehlich-1, total, orgânico (Po) e relação Po/P inorgânico (Pi)⁽¹⁾.

Uso do solo	C	N	P Mehlich-1	P total	(Po)	Po /Pi
	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	
Profundidade de 0 cm a 7,5 cm						
Caatinga preservada	17,8 ± 0,81 a	1,51 ± 0,076 a	3,01 ± 0,42	283 ± 20	162 ± 17	1,51 ± 0,19 a
Caatinga raleada	13,2 ± 1,0 b	1,21 ± 0,072 b	3,93 ± 0,90	189 ± 16	93 ± 10	1,04 ± 0,07 ab
Caatinga cultivada e preservada	12,6 ± 0,81 b	1,13 ± 0,060 bc	2,16 ± 0,36	233 ± 20	106 ± 16	0,82 ± 0,10 b
Caatinga cultivada e degradada	8,9 ± 0,37 c	0,94 ± 0,042 c	2,30 ± 0,32	212 ± 19	95 ± 11	0,82 ± 0,07 b
Profundidade de 0 cm a 15 cm						
Caatinga preservada	13,4 ± 0,55 a	1,20 ± 0,060 a	2,00 ± 0,26	267 ± 19	140 ± 14	1,11 ± 0,10 a
Caatinga raleada	10,5 ± 0,75 b	0,99 ± 0,052 b	2,50 ± 0,48	176 ± 16	82 ± 8	0,90 ± 0,06 a
Caatinga cultivada e preservada	11,0 ± 0,51 b	0,98 ± 0,061 b	1,48 ± 0,19	228 ± 19	101 ± 14	0,76 ± 0,08 a
Caatinga cultivada e degradada	7,8 ± 0,33 c	0,83 ± 0,035 b	1,87 ± 0,22	199 ± 18	93 ± 11	0,92 ± 0,11 a

⁽¹⁾Para cada profundidade, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Fraga e Salcedo (2004).

O preparo do leirão consiste no arraste/amontoa da camada superficial do solo (5 cm superficiais, que são os mais ricos em matéria orgânica) junto com o vasculho/serapilheira (restos vegetais secos), com as plantas e com as sementes de espécies espontâneas, de modo a formar uma pequena leira denominada “encama” do leirão, onde os agricultores distribuem o esterco. Já o plantio em covas ou matumbos segue os mesmos procedimentos para a confecção do leirão, mas, em vez de leirões, são feitos pequenos matumbos (montes) que têm como característica envolver menor movimentação do solo, o que diminui sua vulnerabilidade aos efeitos erosivos da água e facilita a infiltração e a conservação da umidade (Sabourin et al., 2000).

Silva et al. (2002) avaliaram os efeitos da forma de plantio e de aplicação (em sulco aberto no solo, na encama do leirão ou em sulco aberto no dorso do leirão) de fertilizantes sintéticos (100 kg ha⁻¹ de N e K e 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅) e/ou orgânicos (esterco bovino) sobre a produção de tubérculos de batata-inglesa (*Solanum tuberosum* L.) em Neossolo Regolítico da mesorregião do Agreste paraibano. Verificaram que o plantio da batata e a aplicação combinada de fertilizantes sintéticos e orgânicos em sulco aberto diretamente no solo proporcionaram maiores produções total e comercial, bem como maiores valores da relação benefício/custo, fato que associaram à combinação de fertilizantes sintéticos e orgânicos e, principalmente, às melhores condições de umidade do solo (Tabela 7).

Ainda sobre esse tema, Nascimento (2013) avaliou o comportamento de duas variedades de mandioca (Cedinha e Pão do Chile), submetidas a dois sistemas de plantio (leirão e cova), em Argissolo Vermelho-Amarelo da mesorregião do Agreste paraibano. Observou que o plantio em leirão foi melhor do que o plantio em cova possivelmente devido à maior concentração de matéria orgânica, o que permitiu o melhor aproveitamento dos nutrientes e, possivelmente, aumentou a capacidade de retenção de água. Verificou, ainda, que o leirão em nível, além de diminuir as perdas de solo e de água por erosão, aumentou em 10% a produção de raízes em relação ao plantio em cova, além de ter facilitado e reduzido as despesas com a colheita.

Tabela 7. Produção total (PT), produção comercial (PC) e valor da relação benefício/custo (B/C) da produção de tubérculos de batata-inglesa (*Solanum tuberosum* L.) em função dos tratamentos.

Tratamento ⁽¹⁾	PT ⁽²⁾		Relação B/C
	(t ha ⁻¹)	(R\$)	
Testemunha (sem adubação)	3,76 bc	3,42	1,37
EB no dorso do leirão	5,82 a	5,20	1,37
EB no dorso do leirão + NP Kem um lado do leirão	3,48 bc	3,32	0,64
EB no dorso do leirão + NPK nos dois lados do leirão	3,88 bc	3,50	0,71
EB no dorso do leirão + NPK nos dois lados do leirão + ureia foliar	2,74 c	2,50	0,49
EB na encama do leirão	6,40 a	5,72	1,51
EB na encama do leirão + NPK em um lado do leirão	5,23 abc	4,80	1,00
EB na encama do leirão + NPK nos dois lados do leirão	4,92 abc	4,50	0,85
EB na encama do leirão + NPK nos dois lados do leirão + ureia foliar	5,66 a	5,17	1,02
EB no sulco + NPK nos dois lados do sulco	7,11 a	6,47	1,36
EB no sulco	6,65 a	6,07	1,66

⁽¹⁾EB: 20 t ha⁻¹ de esterco bovino; NPK: fertilizantes sintéticos nitrogênio, fósforo e potássio (100 kg ha⁻¹ de N e K₂O e 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅);

⁽²⁾Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Adaptado de Silva et al. (2002).

Práticas de caráter vegetativo

Manejo racional de pastagens

A produção animal baseada no uso de pastagens consiste em uma das alternativas mais competitivas e rentáveis para a pecuária brasileira. No entanto, para que os benefícios aconteçam, faz-se necessário compreender que o manejo solo/planta/animal é condição necessária para evitar e/ou minimizar a degradação das áreas (Araújo Filho; Carvalho, 1996). A degradação da pastagem é um fenômeno complexo que envolve causas e consequências primárias e secundárias, que levam à gradativa diminuição da capacidade de suporte da pastagem, afetam a produção e o desempenho animal e causam a degradação do solo e dos recursos naturais (Barreto et al., 2010).

Com o objetivo de selecionar indicadores de qualidade do solo para orientar o manejo sustentável de áreas em pastagem, Santos et al. (2010) avaliaram as alterações dos atributos químicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo da microrregião do Brejo paraibano. Constataram que as áreas apresentaram, em todas as profundidades, baixa fertilidade, evidenciada por problemas de acidez (ativa, trocável e potencial) e baixos teores de matéria orgânica, de P, de Ca e de Mg, sobretudo naquelas submetidas à maior intensidade de uso (pastagens semidegradada e degradada).

A taxa de lotação é uma informação importante para subsidiar o manejo da vegetação e o controle da degradação física dos solos da Caatinga. Na Tabela 8, encontram-se os valores das características físicas de um Luvisolo do Semiárido paraibano submetido a diferentes intensidades de pastejo caprino (Silva et al., 2012). Observa-se que a área com maior pressão de pastejo (A1–3,1 animais por hectare) apresentou o maior valor de densidade do solo e o menor valor de porosidade total, fatos que se refletiram em alterações da velocidade e da taxa de infiltração de água no solo (dados não mostrados).

O manejo inadequado de pastagens pode produzir diferenças marcantes na produção e no valor nutritivo do pasto em diferentes posições na paisagem do relevo. Conforme a intensidade da erosão, o horizonte A na su-

perfcie das encostas pode ser removido e redistribuído ao longo do declive, o que ocasiona modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas responsáveis pela qualidade do solo e pela produtividade dos ecossistemas. Além do C, nutrientes solúveis são redistribuídos para as posições de menor cota no relevo, o que melhora a fertilidade do solo, a retenção de água e o crescimento do pasto, enquanto, nas posições mais erodidas, há redução da qualidade do solo e do potencial de crescimento das plantas (Santos; Salcedo, 2010).

Tabela 8. Valores de densidade do solo e de partículas e porosidade total de áreas com diferentes pressões de pastejo no Semiárido (Cariri) paraibano ⁽¹⁾.

Área	Densidade do solo	Densidade de partículas	Porosidade total
	----- (kg dm ⁻³) -----		(m ³ m ⁻³)
A1(3,1 animais ha ⁻¹)	1,49 b	2,68 a	0,44 b
A2(1,5 animais ha ⁻¹)	1,43 a	2,70 a	0,47 a
A3 (sem animais)	1,43 a	2,68 a	0,47 a
CV (%)	7,09	1,97	8,06

⁽¹⁾Médias seguidas pela mesma letra nas colunas não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. CV: coeficiente de variação.

Fonte: Adaptado de Silva et al. (2012).

Rebequi (2015) avaliou a dinâmica de água e de nutrientes, a atividade biológica e a produção de serapilheira de encostas em pastagem em diferentes posições do relevo (ombro, meia encosta e pedimento). Verificou, de modo geral, que o pedimento foi a posição que promoveu a maior produção e absorção de nutrientes pelo pasto devido à maior disponibilidade de água útil no solo, associada à deposição de nutrientes (removidos das posições mais altas para as mais baixas da encosta). Já a meia encosta foi a posição menos produtiva e com maior susceptibilidade à degradação (Tabela 9).

Tabela 9. Estoques de nitrogênio (N), de fósforo (P) e de potássio (K) no solo, no início do período chuvoso, e produção e conteúdo de NPK acumulados no pasto ao fim do período chuvoso, nas encostas 1 (E1) e 2 (E2), nas posições do ombro, meia encosta e pedimento⁽¹⁾⁽²⁾.

Posição	Estoque de nutrientes no solo ⁽³⁾						Nutrientes extraídos pelo pasto			TMN	
	P-MST	N	P	K	N	P	K	Mês	Ano	Mês	Ano
----- (kg ha ⁻¹) ----- (%)											
E1											
Ombro	6.465bA	141bA	14,8aA	281aA	126bA	4,52bA	134bA	0,26bA	2,21bA	0,26bA	2,21bA
Meia encosta	4.371cA	88,5cA	11,8aA	335aA	81,7cA	2,57cA	105bA	0,22bA	1,39bA	0,22bA	1,39bA
Pedimento	8.928aA	235aA	15,2aA	317aA	163aB	6,38aB	6,38aB	0,40aA	3,98aA	0,40aA	3,98aA
E2											
Ombro	6.242bA	154bA	10,3bB	139cB	130bA	3,86bA	118bA	0,32bA	2,25bA	0,32bA	2,25bA
Meia encosta	3.067cB	79,5cA	8,17bB	221bB	64,9cA	1,94cA	63,0cB	0,25bA	1,68bA	0,25bA	1,68bA
Pedimento	8.364aA	202aB	295aA	295aA	186aA	8,51aA	196aA	0,49aA	3,91aA	0,49aA	3,91aA

⁽¹⁾P-MST= Produção acumulada de matéria seca no período chuvoso; TMN = taxa de mineralização do nitrogênio.

⁽²⁾Médias seguidas da mesma letra minúscula entre posições na mesma encosta não diferem entre si.

⁽³⁾Conteúdo de nutrientes do solo no início do período chuvoso; o conteúdo de N foi calculado com base nas taxas anuais de mineralização do N total do solo.

Fonte: Adaptado de Rebequi (2015).

Plantas de cobertura

A perda da cobertura arbustiva (por corte, queima ou pastoreio) da Caatinga e a conseqüente exposição do solo desnudo promovem a formação de uma crosta superficial decorrente do impacto direto das gotas de chuva. Isso reduz a infiltração da água e aumenta o escoamento, o que dificulta o estabelecimento da cobertura vegetal e, conseqüentemente, aumenta a vocação ecológica para a degradação dos solos desse bioma (Galindo et al., 2008).

Em estudo realizado por Silva (2013), em que foram relacionadas qualidade do solo e diferentes condições de uso no Semiárido paraibano, observou-se que os diâmetros médios ponderados de agregados secos (DMPAs) e úmidos (DMPAu) foram maiores na área de vegetação nativa, fato associado à maior presença de raízes e à maior preservação do C do solo (Tabela 10). Além disso, os teores de matéria orgânica da área de vegetação nativa também foram superiores aos das áreas cultivada e degradada, o que se deve à preservação e à maior quantidade de serapilheira aportada ao solo, bem como à ausência de mobilização do solo (Bertoni; Lombardi Neto, 2005).

Ao avaliar o efeito de diferentes coberturas vegetais (estratos) da Caatinga sobre os atributos físicos, químicos e microbiológicos de dois solos (Luvissolo Crômico e Neossolo Litólico) do núcleo de desertificação do Seridó, RN, Martins (2015) observou que as áreas de Caatinga preservada apresentaram o melhor conjunto de atributos em relação às demais áreas. A estabilidade de agregados foi o atributo físico com maior potencial de diferenciação entre as áreas, fato explicado pelo menor teor de argila dispersa associado ao maior grau de floclulação, o que pode estar relacionado aos teores de Ca^{2+} e de Mg^{2+} , uma vez que o teor de COT foi classificado como baixo ($3,60 \text{ g kg}^{-1}$ a $9,38 \text{ g kg}^{-1}$) e a textura foi classificada como franco-arenosa (Tabela 11).

Tabela 10. Diâmetro médio ponderado de agregados obtidos por peneiragem via seca (DMPAs) e úmida (DMPAu) e sua relação (DMPAu/DMPAs) em diferentes condições de uso e profundidades de amostragem⁽¹⁾.

Condição de uso	Profundidade (cm)	Densidade do solo (kg dm ⁻³)	Diâmetro		Relação DMPAu/DMPAs	Matéria orgânica (g kg ⁻¹)
			DMPAs	DMPAu		
Vegetação nativa	0 - 5	1,59Ba	4,10Aa	0,67Aa	0,16Ab	22,46Aa
	5 - 10	1,69Aa	4,09Aa	0,46Ba	0,12ABb	13,86Ba
	10 - 20	1,65ABa	3,95Aa	0,39Ba	0,10Bb	13,62Ba
Área cultivada	0 - 5	1,59Ba	1,78Bc	0,46Ab	0,28Aa	10,55Ab
	5 - 10	1,69Aa	2,27Bb	0,43Aa	0,20Aa	10,75Aa
	10 - 20	1,65ABa	2,88Ab	0,43Aa	0,16Aa	10,56Aa
Área degradada	0 - 5	1,69Aa	3,05Ab	0,34Ab	0,12Ab	1,79Ac
	5 - 10	1,65Aa	3,50Aa	0,34Aa	0,10Ab	1,77Ab
	10 - 20	1,62Aa	3,46Aab	0,35Aa	0,11Aab	1,99Ab
CV (%)		13,20	46,41	6,36	77,60	10,05

⁽¹⁾Médias seguidas da mesma letra maiúscula (compara profundidades dentro da área) e minúscula (compara profundidades dentro de cada área) na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. CV: coeficiente de variação.

Fonte: Adaptado de Silva (2013).

Tabela 11. Análise de argila total e dispersa em água, grau de flocculação, densidades do solo e de partículas, porosidade total e agregação do solo da camada superficial, avaliada em Luvisolo Crômico e Neossolo Litólico, em área de Caatinga preservada [(estratos: catingueira (*Caesalpinia pyramidalis* Tul.), jurema (*Mimosa tenuiflora* Willd.), marmeleiro (*Croton sonderianus* Müll. Arg.) e entre árvores)], área de recuperação (estratos: jurema e entre árvores) e área degradada sem vegetação, na profundidade de 0 cm a 10 cm, no período seco.

Solo	Área ⁽¹⁾	Estrato	Argila		Grau de flocculação (%)		Densidade		Porosidade total (m ³ m ⁻³)		Agregação	
			Total ----- (g kg ⁻¹) -----	Dispersa em água	Total	Partícula	Solo	Partícula	DMA ⁽²⁾ ESTAGREG ⁽³⁾ (%)	COT ⁽⁴⁾ (g kg ⁻¹)		
C	Catingueira		127	13	89,7	1,33	2,68	0,50	0,58	47	7,10	
C	Jurema		102	21	78,1	1,36	2,61	0,48	0,55	43	8,75	
C	Marmeleiro		115	25	78,1	1,29	2,61	0,51	0,63	41	8,77	
C	Entre Árvores		117	4	96,7	1,41	2,67	0,48	0,68	26	4,57	
R	Jurema		84	13	84,4	1,43	2,60	0,45	0,69	32	5,71	
R	Entre Árvores		84	8	90,3	1,53	2,62	0,42	0,76	25	4,30	
D	Sem Vegetação		108	0	100	1,43	2,59	0,45	0,65	27	4,96	
Desvio padrão			23,2	11	107	0,09	0,06	0,04	0,12	10	2,35	

Continua...

Tabela 11. Continuação.

Solo	Área ⁽¹⁾	Estrato	Argila		Grau de flocculação (%)	Densidade		Porosidade total (m ³ m ⁻³)	Agregação		COT ⁽⁴⁾ (g kg ⁻¹)
			Total (g kg ⁻¹)	Dispersa em água		Solo	Partícula		DMA ⁽²⁾ (mm)	ESTAGREG ⁽³⁾ (%)	
C	Catingueira	115	21	81,9	1,36	2,61	0,48	0,66	33	7,46	
C	Jurema	125	21	83,3	1,33	2,64	0,50	0,47	27	9,38	
C	Marmeleiro	118	25	77,8	1,34	2,66	0,49	0,44	38	7,38	
C	Entre Árvores	104	21	79,0	1,37	2,76	0,50	0,57	26	5,09	
R	Jurema	109	38	64,9	1,46	2,67	0,46	0,48	32	7,01	
R	Entre Árvores	111	21	81,4	1,48	2,66	0,45	0,44	23	3,60	
D	Sem Vegetação	95	34	63,8	1,42	2,66	0,47	0,36	28	4,57	
Desvio padrão		18,9	8,4	95,6	0,07	0,06	0,03	0,16	8,7	2,82	

⁽¹⁾C: Caatinga preservada; R – Área de recuperação; D – Área degradada. ⁽²⁾DMA: Diâmetro médio de agregados. ⁽³⁾ESTAGREG: Estabilidade de agregados. ⁽⁴⁾Carbono orgânico total.

Fonte: Adaptado de Martins (2015).

Ainda com base nos dados apresentados na Tabela 11, pôde-se verificar aumento da densidade no Luvissole, principalmente nas áreas com ação antrópica, que correspondem à área em recuperação com jurema (*Mimosa tenuiflora* Willd.) e à área degradada. Ademais, os espaços entre árvores da Caatinga preservada também apresentaram sinais de aumento de densidade, provavelmente devido ao tráfego de animais. Essa tendência foi também observada na porosidade total, embora de forma não tão clara, devido às variações na densidade de partícula, nos diâmetros médios e na estabilidade de agregados. A densidade do solo também aumentou nas áreas mais afetadas por ação antrópica do Neossolo (à exceção do estrato entre árvores da Caatinga preservada), mas não foram observadas tendências claras nos demais atributos.

A preservação de árvores durante o corte da Caatinga, ou o plantio de espécies nativas ou introduzidas, pode contribuir para a manutenção ou recuperação da fertilidade do solo em áreas agrícolas ou pastagens no Semiárido nordestino. Segundo Araújo Filho e Carvalho (1996), em sistemas silvipastoris em áreas de Caatinga, a preservação de 30% das árvores durante o corte da vegetação nativa incrementou a produção de forragem e carne em comparação com áreas onde todas as árvores foram removidas. Menezes e Salcedo (1999) encontraram maiores teores de matéria orgânica e de nutrientes (N, P, Ca, Mg) em amostras de solo coletadas debaixo das copas de *Ziziphus joazeiro* e *Prosopis juliflora* do que nas áreas ao redor das árvores cultivadas com capim-buffel (*Cenchrus ciliaris*). Isso demonstra que sistemas em que são consorciadas árvores resistentes à seca com culturas agrícolas ou pastagens podem aumentar a produção de biomassa e manter a fertilidade do solo no Semiárido nordestino (Menezes et al., 2012).

Nesse sentido, Pérez Marin et al. (2006) avaliaram a influência da distância entre plantas de *Gliricidia sepium* sobre as características da cultura do milho e do solo e sobre o microclima num Neossolo Regolítico do Agreste paraibano. Observaram que a massa seca de folheto caído embaixo da fileira de árvores foi de 1.390 kg ha⁻¹ e diminuiu gradativamente para 270 kg ha⁻¹ a 3 m de distância das árvores. As concentrações de P, de K e de matéria orgânica leve (MOL) embaixo das árvores foram maiores do que a 1 m e a 3 m de distância das fileiras. As temperaturas mínimas do ar e do solo embaixo e a 3 m

das árvores foram similares, embora as temperaturas máximas do solo e do ar tenham sido 6 °C e 2 °C mais altas a 3 m das árvores, respectivamente, ao longo do período de estudo. A umidade do solo foi significativamente menor embaixo das árvores do que a 1 m e a 3 m de distância. O milho produziu mais grãos e palha e acumulou mais nutrientes nas posições mais próximas das fileiras de *Gliricidia sepium*.

Plantio direto

O sistema de plantio direto (SPD) é uma alternativa promissora para aumentar a sustentabilidade dos sistemas de produção da agricultura familiar do Semiárido nordestino, pois, além de melhorar a qualidade do solo, possibilita o estabelecimento de condições mais favoráveis ao crescimento e desenvolvimento das culturas de interesse econômico. Contudo sua implantação na região ainda apresenta dificuldades relacionadas aos aspectos climáticos (precipitações pluviométricas concentradas e temperaturas elevadas), que inviabilizam o acúmulo de cobertura morta e aceleram a decomposição dos resíduos (Silva Neto, 2003; Nunes, 2006).

Para contornar o problema de acúmulo de fitomassa em regiões que apresentam deficit hídrico, podem-se semear culturas de sucessão intercaladas à cultura principal, quando essa estiver estabelecida, de modo a viabilizar o seu crescimento inicial no período em que ainda há água disponível no solo; assim aumenta a produção de fitomassa para cobertura do solo no período seco. Outra alternativa é a semeadura de culturas de alta relação C/N na fitomassa para diminuir a taxa de decomposição dos resíduos orgânicos, que permanecem protegendo o solo por mais tempo (Silva Neto, 2003; Nunes, 2006; Nunes et al., 2004). Apesar de Silva (2002) ter conseguido acumular cobertura morta em área cultivada com milho em semeadura direta, após um período de 4 anos, constatou que os resíduos foram decompostos rapidamente e se mostraram insuficientes para aumentar a produtividade em relação ao sistema convencional nas safras subsequentes.

Silva et al. (2011) avaliaram, durante 7 anos, os efeitos da semeadura direta (milho em plantio direto solteiro – SD e milho em plantio direto consorciado com guandu – SG) em comparação com o sistema convencional

(milho solteiro em cultivo convencional – CC) nos atributos físicos do solo e na produtividade do milho em Luvisolo Crômico Pálico abrupto de textura franco-arenosa do Brejo paraibano. Constataram que as diferentes formas de semeadura do milho não influenciaram os atributos físicos do solo, fato que associaram ao aporte de resíduos na superfície, à ausência de revolvimento do solo e ao exíguo tempo de avaliação, para que houvesse diferenças entre a semeadura direta e o cultivo convencional nessas condições edafoclimáticas.

Quanto à produtividade de milho, verificou-se que os sistemas influenciaram os rendimentos apenas a partir do sétimo ano e que o sistema CC apresentou produtividade inferior à dos sistemas SG e SD devido à manutenção dos resíduos sobre o solo. Todavia não houve diferença na produtividade do milho entre os sistemas de semeadura direta (SG e SD) após 7 anos de cultivo; a produtividade foi afetada pelo regime pluvial. Contudo houve maior variabilidade no sistema CC, que, a partir do quinto ano, passou a ser menor do que nos sistemas SG e SD, embora a diferença só tenha sido significativa no sétimo ano de cultivo.

Melo et al. (2013) avaliaram a produção de fitomassa de sistemas de semeadura direta [mucuna-preta (*Stizolobium aterrimum*), guandu (*Cajanus cajan*) e fava (*Vicia faba*)], isolados e/ou associados, na ausência e presença de adubação mineral e sua influência sobre a cobertura do solo e produtividade do milho (*Zea mays* L.), em Nitossolo Vermelho da microrregião de Guarabira, PB. Observaram que as leguminosas, sobretudo a mucuna-preta, aumentaram a produção de fitomassa (dados não mostrados). Quanto à produção, verificou-se que, na ausência de adubação, o sistema mais produtivo foi a semeadura direta com fava e com mucuna-preta (SDFM), quando comparada com os sistemas de semeadura direta com guandu (SDG) e com fava (SDF). Na presença de adubação, a produção de milho aumentou; o sistema mais produtivo foi a semeadura direta com fava (SDF), diferindo dos sistemas SDFM, SDG e SDGM; ademais, os incrementos foram sempre maiores na ausência da mucuna-preta, o que mostra a capacidade dessa espécie de diminuir o rendimento da cultura principal (Tabela 12).

Tabela 12. Produtividade de grãos de milho (*Zea mays* L.) em diferentes sistemas de culturas, na presença e na ausência de adubação mineral com nitrogênio (N), com fósforo (P) e com potássio (K) durante 9 anos⁽¹⁾.

Adubação	Sistema de culturas ⁽²⁾					
	SD	SDM	SDG	SDGM	SDF	SDFM
----- (Mg ha ⁻¹) -----						
Não adubado	3,447 bAB	3,728 bAB	3,226bB	3,425bAB	3,399bB	4,000bA
Adubado	5,063 aAB	5,047 aAB	4,665aB	4,849aB	5,074aA	4,884aA

⁽¹⁾Letras minúsculas iguais na coluna e maiúsculas na linha, para um mesmo tipo de adubação, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade.

⁽²⁾SD: semeadura direta; SDM: semeadura direta com mucuna (*Stizolobium aterrimum*); SDG: semeadura direta com guandu (*Cajanus cajan*); SDGM: semeadura direta com guandu e mucuna; SDF: semeadura direta com fava (*Vicia faba*) e SDFM: semeadura direta com fava e mucuna.

Fonte: Adaptado de Melo et al. (2013).

Práticas de caráter edáfico

Adubação verde

O cultivo de plantas de elevada produção de biomassa (leguminosas, gramíneas e espontâneas) para uso como adubos verdes pode ser uma alternativa de baixo custo para o suprimento de adubos orgânicos de alta qualidade na agricultura familiar do Semiárido nordestino. Além de suprir nutrientes, os adubos verdes podem aumentar o conteúdo de matéria orgânica e melhorar as condições físicas, químicas e biológicas dos solos (Silva; Menezes, 2007).

Entre os principais efeitos da adubação verde, estão o aumento do teor de matéria orgânica, o aumento da disponibilidade de nutrientes, o aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva, a diminuição dos teores de alumínio (Al), a capacidade de reciclagem e mobilização de nutrientes, a redução das amplitudes diárias das variações térmica e hídrica na camada superficial do solo, o rompimento de camadas adensadas e compactadas ao

longo do tempo e o incremento das capacidades de infiltração e de retenção de água no solo. Todavia esses efeitos são bastante variáveis e dependem da espécie utilizada, do manejo dado à biomassa, da época de plantio e de corte do adubo verde, do tempo de permanência dos resíduos no solo, das condições locais e da interação entre esses fatores (Alcântara et al., 2000).

Apesar de importantes, os trabalhos referentes ao uso da adubação verde nas condições edafoclimáticas do Semiárido paraibano ainda são limitados. Contudo algumas pesquisas têm comprovado os efeitos positivos dessa prática de manejo nos atributos físicos (Pequeno, 1999; Rêgo, 2001; Nascimento et al., 2005), químicos (Meira, 1994; Santos et al., 2001; Nascimento et al., 2003; Silva et al., 2008), e biológicos do solo (Pequeno, 1999; Nascimento et al., 2003).

Nascimento et al. (2005) avaliaram o efeito do cultivo de 12 espécies de leguminosas [crotalária (*Crotalaria juncea* L.), guandu (*Cajanus cajan* L.), guandu-anão (*Cajanus cajan* Mill sp.), calopogônio (*Calopogonium mucunoides* L.), feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* L.), lab lab (*Dolichos lablab* L.), kudzu-tropical (*Pueraria phaseoloides* L.), siratro (*Macroptilium atropurpureum* L.), leucena (*Leucaena leucocephala* L.), cunhã (*Clitoria ternatea* L.), mucuna-preta (*Stizolobium aterrimum* L.) e mucuna-cinza (*Stizolobium cinereum* Piper e Tracy)] sobre os atributos físicos de um Luvissole do Brejo paraibano. Verificaram que, após 3 anos de avaliação, todas as leguminosas indistintamente, quando comparadas à testemunha, mantiveram inalterados os atributos avaliados, sobretudo aqueles relacionados com a agregação do solo, fato que associaram aos efeitos negativos dos teores elevados de areia e de argila dispersa em água na formação e estabilização dos agregados.

Santos et al. (2001) avaliaram a eficiência de duas leguminosas [siratro (*Macroptilium atropurpureum*) e guandu (*Cajanus cajan* L.)] e de duas gramíneas [(capim-pangola (*Digitaria decumbens*) e capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schumach)] em melhorar os atributos químicos de um Nitossolo Vermelho Eutrófico degradado (Tabela 13). Constataram aumentos dos teores de MOS e de Mg^{2+} nas parcelas vegetadas em relação à testemunha, sem que houvesse diferença entre as espécies quanto aos teores de MOS, o que indica a possibilidade de serem utilizadas na recuperação de áreas degradadas. Contudo o siratro (*Macroptilium atropurpureum*) apresentou melhor desempenho em relação aos teores de K e aos valores de CTC (dados não mostrados).

Tabela 13. Teores de matéria orgânica do solo (MOS), de pH, de fósforo (P), de cálcio(Ca²⁺), de magnésio (Mg²⁺) e acidez potencial do solo (H + Al) em função da espécie (gramínea ou leguminosa) avaliada para recuperar a área degradada⁽¹⁾.

Espécie	MOS	pH em	P	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H + Al
	(g dm ⁻³)	H ₂ O	(mg dm ⁻³)	---- (cmol _c dm ⁻³) ---		
Testemunha	15,0 b	6,0 a	1,5 a	4,3 a	1,6 c	1,4 a
Capim-pangola (<i>Digitaria decumbens</i>)	16,6 a	6,2 a	5,2 a	4,5 a	2,1 b	1,2 a
Capim-elefante (<i>Pennisetum purpureum Schumach</i>)	17,1 a	6,2 a	2,5 a	4,3 a	2,3 b	1,2 a
Siratro (<i>Macroptilium atropurpureum</i>)	17,8 a	6,1 a	2,0 a	4,1 a	3,2 a	1,2 a
Guandu (<i>Cajanus cajan</i>)	17,0 a	6,2 a	1,9 a	4,4 a	2,3 b	1,2 a

⁽¹⁾Médias de tratamentos acompanhadas pela mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Santos et al. (2001).

Uma das principais limitações da adubação verde com leguminosas é que, com exceção do N proveniente da fixação biológica, a incorporação da sua biomassa não repõe os demais nutrientes exportados pelas colheitas, o que poderia provocar, em longo prazo, aumento da deficiência de outros nutrientes do solo, como P e K (Silva et al., 2007).

Nesse sentido, os referidos autores quantificaram a dinâmica de nutrientes em Neossolo Regolítico do Agreste paraibano cultivado com batata e submetido à adubação orgânica com esterco (E) e/ou crotalária (C) durante 5 anos. Após esse período, observou-se que os tratamentos E e C + E, em valores absolutos, apresentaram os maiores teores de nutrientes no solo. Em relação ao tratamento-testemunha, os aumentos médios (em solo do leirão e entre os leirões) dos teores de N e de P totais e P extraível foram, respectivamente, de 73%, 45% e 221% no tratamento E e de 63%, 38% e 121% no tratamento CE (Tabela 14). O tratamento C não teve efeitos sobre os nutrientes no solo ao fim do experimento e, diferentemente dos tratamentos E e CE, exibiu balanços negativos dos três nutrientes avaliados (dados não apresentados).

Tabela 14. Teor de nutrientes e pH do solo na profundidade de 0 - 0,20 m em parcelas submetidas anualmente à adubação verde e/ou adubação com esterco durante o período de 1996 a 2002⁽¹⁾, em um Neossolo Regolítico⁽²⁾⁽³⁾.

Tratamento ⁽⁴⁾	N total	P total	P extraível	K extraível	pH
	----- (mg kg ⁻¹ de solo) -----				
1996⁽⁵⁾					
	538	ND ⁽⁶⁾	6,3	85,8	5,0
2000					
Solo do leirão					
C	609 a	131 a	15,8 b	74,1 b	6,1 c
CE	726 a	149 a	31,3 a	113,1 ab	7,0 b
E	687 a	145 a	38,1 a	167,7 a	7,9 a
T	525 a	108 a	12,7 b	81,9 b	6,1 c
Solo entre os leirões					
C	492 a	113 a	6,9 a	54,6 a	6,0 a
CE	499 a	109 a	11,9 a	78,0 a	5,9 a
E	499 a	130 a	14,3 a	70,2 a	6,3 a
T	410 a	87 a	8,3 a	54,6 a	6,1 a
2001					
Solo do leirão					
C	732 bc	136 b	7,9 b	93,6 b	5,6 c
CE	802 ab	164 b	13,9 b	175,5 b	6,6 b
E	939 a	193 a	21,4 a	308,1 a	7,5 a
T	564 c	126 b	8,7 b	101,4 b	6,0 b
Solo entre os leirões					
C	465 b	111 a	4,0 a	42,9 c	5,9 a
CE	500 ab	118 a	4,7 a	66,3 b	5,8 a
E	568 a	129 a	6,6 a	89,7 a	6,3 a
T	443 b	103 a	3,1 a	46,8 bc	5,9 a

Continua...

Tabela 14. Continuação.

Tratamento ⁽⁴⁾	N total	P total	P extraível	K extraível	pH
	----- (mg kg ⁻¹ de solo) -----				
2002					
Solo do leirão					
C	708 ab	135 ab	9,2 b	85,8 a	6,0 b
CE	854 a	173 ab	22,0 ab	175,5 a	7,3 a
E	905 a	181 a	32,1 a	167,7 a	7,3 a
T	524 b	125 b	10,0 b	117,0 a	6,7 ab
Solo entre os leirões					
C	561 a	115 a	4,6 a	54,6 b	6,3 a
CE	555 a	119 a	7,6 a	93,6 ab	6,6 a
E	621 a	148 a	7,0 a	124,8 a	7,0 a
T	444 a	107 a	3,5 a	50,7 b	6,4 a

⁽¹⁾Não foram coletadas amostras de solo em 1997 e, devido à insuficiência de chuvas, o experimento não foi realizado em 1998 e 1999. ⁽²⁾Médias na mesma coluna, para cada ano e posição de amostragem, seguidas pela mesma letra, não diferem pelo teste de comparação REGWQ a 5% de probabilidade. ⁽³⁾N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio. ⁽⁴⁾C: plantio e incorporação de *Crotalaria juncea* antes do plantio da batata; E: aplicação anual de 15 t ha⁻¹ de esterco de caprinos; CE: plantio e incorporação de *Crotalaria juncea* + aplicação anual de 7,5 t ha⁻¹ de esterco; T: testemunha sem adubação. ⁽⁵⁾Média inicial das parcelas. ⁽⁶⁾Dados não disponíveis.

Fonte: Adaptado de Silva et al. (2007).

Eliminação e controle do fogo

O uso do fogo é uma prática comum no meio rural e é considerada eficiente pelos agricultores, os quais a utilizam para diversas finalidades (limpeza do terreno, eliminação de restos culturais, redução da incidência de pragas e de doenças, redução de custos com mão de obra e insumos, etc.). No entanto, apesar de os nutrientes (C, N, S e P) contidos no material vegetal poderem retornar ao solo nas cinzas e, alternativamente, permanecer nos resíduos vegetais que não sofreram combustão completa, esses nutrientes podem ser perdidos por volatilização/convecção (Salcedo; Sampaio, 2008).

Além das perdas de nutrientes na biomassa cortada e queimada, ocorrem também transformações consideráveis nos estoques de MOS e nutrientes do solo, com tendência de rápida diminuição dos reservatórios de nutrientes associados à matéria orgânica nos meses imediatamente subsequentes à queima (Fraga; Salcedo, 2004).

Kauffman et al. (1993) determinaram os valores de C, de N e de P nas distintas partes da vegetação de Caatinga cortada antes da queima e as quantidades recuperadas nas cinzas em queimadas experimentais realizadas no município de Serra Talhada, PE. Constataram que o aumento da intensidade do fogo elevou as perdas médias de C e de N de 75% para 96% e as de P de 4% para 56% em relação às quantidades iniciais de C, de N e de P presentes na fitomassa aérea (33.693 kg ha⁻¹, 555 kg ha⁻¹ e 37 kg ha⁻¹, respectivamente). Nessas mesmas parcelas experimentais, Salcedo et al. (1997) observaram rápido decréscimo dos estoques de nutrientes associados à MOS durante os meses subsequentes às operações de queima da vegetação.

Nunes et al. (2006) estudaram os efeitos da queimada (que inclui “broca” e queima da vegetação lenhosa) e do pousio sobre os atributos químicos de um Luvissole Crômico sob Caatinga no Semiárido nordestino submetido a diferentes usos [milho e feijão no 1º ano (MF₁); milho e feijão no 2º ano (MF₂); Caatinga com 1 ano de pousio (P₁); Caatinga com 2 anos de pousio (P₂); Caatinga com 3 anos de pousio (P₃); Caatinga com 4 anos de pousio (P₄); Caatinga com 5 anos de pousio (P₅); mata com cerca de 50 anos (M₅₀ ou controle)]. Observaram maiores valores de pH, de CTC e de saturação de bases, bem como teores de P disponível e de bases trocáveis nos sistemas MF₁, MF₂ e P₁ em relação aos demais (inclusive ao controle), fato que associaram ao efeito fertilizador das cinzas. No entanto esse efeito foi temporário, visto que a fertilidade do solo tendeu a diminuir, à medida que as áreas foram submetidas ao pousio. Houve recuperação química apenas no sistema P₅, que adquiriu características parecidas com as da mata (Tabela 15).

Tabela 15. Atributos químicos de um Luvissole Crômico submetido a diferentes sistemas de manejo ⁽¹⁾.

Sistema de manejo ⁽²⁾	pH	CO (g kg ⁻¹)	P (mg dm ⁻³)	SB		T	V (%)
				---- (cmol _c dm ⁻³) ----			
MF ₁	7,6	2,95	69	18,0	19,1	94	
MF ₂	7,2	2,65	26	18,2	20,2	90	
P ₁	7,3	2,35	18	17,0	18,7	91	
P ₂	6,6	1,63	3	8,7	11,0	79	
P ₃	6,5	2,10	2	9,7	12,7	76	
P ₄	6,4	1,93	3	9,4	12,0	78	
P ₅	6,7	2,05	57	11,8	14,2	83	
M ₅₀	6,6	2,35	56	12,5	15,8	82	

⁽¹⁾CO: carbono orgânico total; P: fósforo; SB: soma de bases; T: capacidade de troca de cátions potencial; V: saturação por bases. ⁽²⁾MF₁: milho e feijão no 1º ano; MF₂: milho e feijão no 2º ano; P₁: Caatinga com 1 ano de pousio; P₂: Caatinga com 2 anos de pousio; P₃: Caatinga com 3 anos de pousio; P₄: Caatinga com 4 anos de pousio; P₅: Caatinga com 5 anos de pousio; M₅₀: mata com cerca de 50 anos.

Fonte: Nunes et al. (2006).

Apesar de terem sido registradas, durante as queimadas, na camada de 0 m a 0,2 m, temperaturas muito elevadas (de 104 °C a 316 °C), Kauffman et al. (1993) constataram que não houve combustão direta da matéria orgânica, uma vez que os teores de COT e de N total antes e depois da queima foram semelhantes. Contudo, independentemente das perdas de N total, o aparecimento de concentrações elevadas de NH₄⁺ trocável (Tabela 16) indicou oxidação térmica da MOS (Salcedo; Sampaio, 2008). Ademais, o aumento da percentagem de COT mineralizado em solo amostrado após a queimada, em relação ao mineralizado antes do fogo, indica a presença de compostos lábeis que estavam ausentes antes do fogo (Tabela 16).

Andrade et al. (2012) avaliaram as alterações nos atributos químicos do solo e sua relação com a sazonalidade (períodos seco e chuvoso) em áreas [desmatada (AD), desmatada e queimada (ADQ) e não desmatada (AND)] destinadas à exploração de madeira para lenha na mesorregião do Sertão paraibano. Constataram que o número de atributos influenciados pela sazonalidade foi praticamente o mesmo nas três áreas avaliadas; ademais, observaram que a ADQ apresentou maiores valores de pH e de teores de matéria orgânica no período seco, maiores teores de Mg no período chuvoso e maiores teores de P, de K e de Ca em ambas as épocas, quando comparadas às AD e AND.

Tabela 16. Mudanças causadas por queimadas de intensidade variável no teor de amônio (NH_4) extraível e percentagem de carbono orgânico total (COT) mineralizado em 30 dias de incubação na camada de 0 m a 0,02m, em função da época de amostragem.

Queimada ⁽¹⁾	Antes do fogo	Após o fogo (meses)	
		0	6
NH_4 extraível (mg kg^{-1})			
I	100	66,7** ⁽²⁾	3,2
II	101	58,2**	3,7
II	134	73,3**	1,7*
C mineralizado em 30 dias (% do COT)			
I	356	4,29	1,52**
II	344	5,82**	0,89**
II	307	6,60**	1,16**

⁽¹⁾Queimadas: 80 (I), 87 (II) e 94 (III) dias após o corte da vegetação.

⁽²⁾Diferença significativa em relação ao controle (antes do fogo) pelo teste de Dunnett.

** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade, respectivamente.

Fonte: Salcedo e Sampaio (2008).

Adução orgânica

Apesar de o manejo da fertilidade do solo na agricultura familiar no Semiárido nordestino depender essencialmente dos processos que envolvem a matéria orgânica, já que o uso de adubos sintéticos é bastante reduzido (Menezes et al., 2012), são adotadas poucas práticas de manejo que priorizem a preservação da matéria orgânica, o que tem provocado um declínio das frações orgânicas na diversidade biológica e, conseqüentemente, na capacidade produtiva dos solos.

O esterco consiste no principal resíduo orgânico utilizado pelos agricultores familiares do Semiárido nordestino (Souto et al., 2005; Menezes et al., 2012). No entanto, apesar dos múltiplos benefícios, sua aplicação ainda é bastante limitada, pois a disponibilidade de esterco nas propriedades rurais é pequena e a quantidade potencialmente disponível se mostra insuficiente para atender à demanda necessária para adubar os solos da região (Garrido et al., 2008). Além disso, fatores como a variação da qualidade do esterco e o elevado custo de aquisição e transporte limitam o uso desse resíduo (Pérez Marin; Menezes, 2008; Silva et al., 2008).

Embora exista um conjunto de trabalhos referentes aos efeitos da aplicação de doses de esterco em diversas culturas da agricultura familiar [arroz-vermelho (*Oryza sativa* L.), batata-inglesa (*Solanum tuberosum* L.), milho (*Zea mays* L.), gergelim (*Sesamum indicum* L.), mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), palma forrageira (*Opuntia ficus indica* (L.) Mill.), milheto (*Pennisetum glaucum* L.), maracujá (*Passiflora edulis* Sims), abacaxi (*Ananas comosus* L. Merrill), etc.] nas diversas regiões do estado da Paraíba, observa-se forte ênfase na avaliação dos aspectos produtivos em detrimento das alterações dos atributos do solo, as quais são, em sua maioria, variáveis e inconsistentes.

Em estudo realizado em Neossolo Regolítico do Agreste paraibano, observou-se que, após 120 dias da incorporação ao solo de diferentes adubos orgânicos [esterco curtido durante 18 semanas, esterco de curral fresco e gliricídia (*Gliricidia sepium* Jacq. Walp)], o tratamento com esterco curtido promoveu maior aumento de massa seca e de grãos de milho, quando comparado com os demais tratamentos, embora nenhum dos adubos orgânicos avaliados tenha promovido incrementos nos teores de C orgânico do solo (Silva, 2014).

Com a finalidade de avaliar os estoques de C e as frações da MOS em cultivo de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) adubado com esterco bovino em áreas de agricultura familiar e em sistemas agroflorestais, Batista (2017) verificou que os solos de sistemas agroflorestais durante 15 anos acumularam maiores teores de C até 0,60 m de profundidade. Além disso, observou que esses sistemas promoveram um aumento das frações orgânicas, como a matéria orgânica particulada e as frações húmicas (ácidos fúlvico e húmico), quando comparadas com as frações orgânicas de áreas de feijão adubado com esterco.

Moreira (2016) avaliou os valores das eficiências fisiológica (EF), de utilização (EU) e de recuperação (ER) de nutrientes de novas variedades de palma-forrageira (gêneros *Opuntia* e *Nopalea*) em quatro tipos de adubação (E = 20 Mg ha⁻¹ de esterco; EN= 10 Mg ha⁻¹ de esterco e 40 kg ha⁻¹ de N; e AM = adubação mineral com NPK) implantados em dois solos (Luvisolo Crômico e Planossolo Nátrico) do Semiárido paraibano. Os resultados indicaram que a EF e a EU são indiferentes quanto ao tipo de adubação, enquanto a ER depende do tipo de adubação e do nutriente avaliado. O tratamento AM apresentou maior ER em relação a N, P e K, enquanto os tratamentos E e EN tiveram melhor ER quanto a C, o que indica que a aplicação de adubos orgânicos em condições de baixa disponibilidade hídrica paralisa os processos de mineralização e provoca um assincronismo entre a demanda nutricional da cultura e seu crescimento (Tabela 17).

Franco (2012) avaliou os efeitos de diferentes fontes orgânicas (esterco, composto orgânico e cama de frango) sobre os compartimentos lábeis (biomassa microbiana e MOL) da matéria orgânica de um Neossolo Flúvico do Semiárido paraibano. Observou que os teores de C e de N da matéria orgânica leve (CMOL e NMOL) e da biomassa microbiana (CBM) foram maiores após a aplicação de materiais mais recalcitrantes na época seca e mais pronunciados nas camadas de 5 cm a 10 cm e de 10 cm a 20 cm. Os maiores incrementos de MOL e de CMOL foram observados após a aplicação de composto orgânico, de esterco bovino e de cama de frango, enquanto o composto orgânico e o esterco de aves promoveram maiores incrementos nos teores de NMOL. Além disso, o composto orgânico registrou os maiores teores de CBM (Tabela 18).

Tabela 17. Eficiência fisiológica (EF), eficiência de recuperação e eficiência de uso de carbono (C), de nitrogênio (N), de fósforo (P), de potássio (K), de cálcio (Ca) e de magnésio (Mg) em cultivares de palma-forrageira (*Opuntia ficus indica* L. Mill.), em diferentes fontes de adubação, em dois solos ⁽¹⁾.

Tratamento	EF	Nutriente					
		N	C	P	K	Ca	Mg
kg kg ⁻¹ ----- Eficiência de recuperação (%) -----							
Luvissolo Crômico							
Esterco	1,41 a	0,05b	0,07 a	0,04b	0,19 a	0,14 a	0,05 a
Esterco + N	1,42 a	0,04b	0,09 a	0,05b	0,15 a	0,13 a	0,10 a
Adubação mineral	2,03 a	0,16 a	0,00b	0,61 a	0,95 a	0,00b	0,00 a
Planossolo Nátrico							
Esterco	4,11 a	0,00b	0,02b	0,02b	0,03b	0,03 a	0,03 a
Esterco + N	1,16 a	0,01b	0,06 a	0,02b	0,06b	0,06 a	0,05 a
Adubação mineral	1,82 a	0,11 a	0,00b	0,45 a	1,18 a	0,00a	0,00 a

Continua...

Tabela 17. Continuação.

Tratamento	EF	Nutriente					
		N	C	P	K	Ca	Mg
----- Eficiência de uso (kg kg ⁻¹) -----							
Luvissolo Crômico							
Esterco	-	0,07 b	0,10 a	0,05 b	0,24 b	0,16 a	0,08 b
Esterco + N	-	0,05 b	0,12 a	0,05 b	0,13 b	0,13 a	0,22 a
Adubação mineral	-	0,34 a	0,00 b	1,33 a	1,46 a	0,00 a	0,00 b
Planossolo Nátrico							
Esterco	-	0,04 b	0,11 a	0,03 b	0,04 b	0,04 a	0,04 a
Esterco + N	-	0,03 b	0,08 a	0,03 b	0,06 b	0,06 a	0,06 a
Adubação mineral	-	0,19 a	0,00 a	0,75 a	1,79 a	0,00 a	0,00 a

⁽¹⁾Para um mesmo solo, médias seguidas de letras diferentes na coluna diferem pelo teste de Scott-Knott, a 5% de probabilidade.

Fonte: Moreira (2016).

Tabela 18. Teores de matéria orgânica leve (MOL), de carbono da matéria orgânica leve (CMOL), de nitrogênio da matéria orgânica leve (NMOL) e de carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) nas profundidades de 0 cm a 5 cm, de 5 cm a 10 cm e de 10 cm a 20 cm, em função dos materiais orgânicos aplicados nas épocas seca e chuvosa ⁽¹⁾.

Tratamento	Época seca				Época chuvosa			
	MOL	CMOL	NMOL	CBM	MOL	CMOL	NMOL	CBM
	----- (g kg ⁻¹) -----				----- (g kg ⁻¹) -----			
Profundidade de 0 cm a 5 cm								
Esterco bovino	20,80 bA	159,23bA	12,33dA	0,322 aA	18,46aB	109,10bB	12,03cA	0,206 aA
Esterco de aves	16,83 dA	154,80bA	10,70eA	0,191 dA	10,86cB	101,10cB	10,20dA	0,160 dB
Esterco ovino	20,53 cA	113,80dA	8,59 fA	0,324 aA	19,00aB	86,93dB	7,69eB	0,291 aB
Esterco Suíno	20,80 cA	135,63cA	9,03 fA	0,277 bA	17,76aB	93,30dB	7,83eB	0,200 cB
Cama de frango	21,53 cA	171,10aA	15,93bA	0,158 eA	15,20bB	134,60aB	13,50bB	0,145 dA
Composto	20,76 cA	176,43aA	13,36cA	0,316 aA	16,06bB	107,36bB	11,86cB	0,232 bB
NPK	18,23 dA	156,96bA	11,93dA	0,149 eA	11,46cB	94,10dB	11,63cA	0,105 eB
Testemunha	13,53 eA	106,13eA	9,06 fA	0,115 fA	8,73dB	75,93eB	6,73 fB	0,105 eA
Mata	22,60 aA	154,27bA	17,90aA	0,213 cA	19,66aB	140,93aB	18,03aA	0,195 cB
Média	19,51	147,59	12,09	0,23	15,24	104,82	11,06	0,18
	Continua...							

Tabela 18. Continuação.

Tratamento	Época seca				Época chuvosa			
	MOL	CMOL	NMOL	CBM	MOL	CMOL	NMOL	CBM
----- (g kg ⁻¹) ----- (g kg ⁻¹) -----								
Profundidade de 5 cm a 10 cm								
Esterco bovino	19,20cA	162,86bA	9,63dA	0,207 bA	12,50bB	142,00bB	8,53cB	0,106 dB
Esterco de aves	17,66cA	146,50cA	7,60eA	0,178 cA	13,26bB	86,76eB	6,30dB	0,111 dB
Esterco ovino	17,86cA	101,53 fA	8,09eA	0,166 cA	11,10cB	82,83eB	7,00dB	0,157 cA
Esterco suíno	18,23cA	142,36cA	8,00eA	0,206 bA	6,56eB	87,50eB	6,90dB	0,198 bA
Cama de frango	16,20dA	111,33eA	13,40bA	0,116 dA	10,20cB	98,36dB	7,26dB	0,100 dA
Composto	20,66bA	179,26aA	16,46aA	0,220 bA	12,60bB	112,03cB	13,56aB	0,192 bB
NPK	14,33eA	177,16aA	11,50cA	0,085 eA	10,06cB	93,70dB	7,86cB	0,075 eA
Testemunha	14,53eA	124,63dA	3,43 fA	0,083 eA	8,46dB	73,23 fB	2,46eB	0,067 eA
Mata	22,60aA	166,44bA	14,03bA	0,327 aA	20,33aB	150,70aB	9,33bB	0,255 aB
Média	17,92	145,79	10,24	0,18	11,67	103,01	7,69	0,14

Continua...

Tabela 18. Continuação.

Tratamento	Época seca				Época chuvosa			
	MOL	CMOL	NMOL	CBM	MOL	CMOL	NMOL	CBM
(g kg ⁻¹)								
Profundidade de 10 cm a 20 cm								
Esterco bovino	15,66bA	153,36bA	6,38dA	0,150 cA	10,33cB	92,43dB	4,96eB	0,074 fB
Esterco de aves	13,40cA	155,80bA	8,00cA	0,144 cA	9,13dB	92,23dB	7,83bA	0,128 dB
Esterco ovino	13,73cA	134,06dA	6,70dA	0,105 dA	11,86bB	100,30cB	6,46cA	0,190 bA
Esterco suíno	12,13dA	142,73cA	9,59bA	0,110 dA	8,20dB	87,03eB	6,60cB	0,227 aA
Cama de frango	14,40cA	115,20eA	6,13dA	0,089 eA	12,06bB	92,13dB	5,13eB	0,102 eA
Composto	18,46aA	202,40aA	13,66aA	0,192 bA	14,73aB	125,33bB	12,40aB	0,171 cA
NPK	12,86dA	138,83dA	8,40cA	0,059 fA	9,13dB	101,80cB	6,86cB	0,080 fA
Testemunha	11,60dA	130,46dA	2,86cA	0,048 gA	5,80eB	78,93 fB	2,70 fA	0,091 eA
Mata	16,46bA	151,19bA	6,23dA	0,215 aA	9,70cB	149,57aA	5,69dA	0,169 cB
Média	14,30	147,11	7,55	0,12	10,10	102,19	6,51	0,14

⁽¹⁾Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna, dentro de cada época, e médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha, para uma mesma variável, não diferem pelo teste de Scott Knott a 5% de probabilidade.

O potencial de utilização de resíduos orgânicos de origem animal na adubação das culturas depende da sincronização entre a capacidade de liberação de nutrientes e a época de maior demanda pelas culturas (Pitta et al., 2012). Nesse sentido, Silva et al. (2016) avaliaram a dinâmica de decomposição e liberação de N, de P e de K de esterco bovino e cama de frango isolados ou misturados em Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com abacaxi. Constataram potencial limitado dos resíduos para suprir a demanda nutricional (principalmente de N e de P) de culturas de ciclo curto. Entretanto, para culturas de ciclo longo, a exemplo do abacaxizeiro (540 dias), os resíduos analisados podem ser alternativas para complementar a demanda nutricional da cultura (Tabela 19).

Tabela 19. Taxas de liberação e quantidades de N, de P e de K liberadas pelos resíduos orgânicos esterco bovino, cama de frango e esterco misto, aplicados na dose de 20 t ha⁻¹ e incorporados na profundidade de 0-20 cm, em Argissolo Vermelho-Amarelo da região de Tabuleiros Costeiros paraibanos.

Resíduo	Taxa de liberação			Quantidade liberada		
	N	P	K	N	P	K
	----- (%) -----			----- (kg ha ⁻¹) -----		
Esterco bovino	5,0	15,0	28,0	19,0	28,0	75,0
Cama de frango	80,0	68,0	47,0	103,5	18,0	493,0
Esterco misto	20,0	53,0	32,0	149,5	15,0	209,0

Fonte: Silva et al. (2016).

Galvão e Salcedo (2009) avaliaram a disponibilidade e as formas de P em Neossolos Regolíticos adubados com esterco bovino em propriedades da agricultura familiar do Agreste paraibano. Observaram que os teores de P disponível (extraído pelo método Mehlich-1) e de P total nas áreas que receberam esterco foram, respectivamente, dez e quatro vezes maiores do que os teores nas áreas que não receberam esterco; houve maior adição de compostos fosfatados inorgânicos do que de fosfatados orgânicos. Ademais, todas as frações que compõem o P inorgânico (Pi resina, Pi bicarbonato, Pi ácido e Pi hidróxido) e o P orgânico (Po bicarbonato e Po hidróxido) apresentaram valores maiores nas amostras adubadas.

A acumulação de nutrientes via aportes de esterco determina aumentos dos teores em profundidade, o que indica claramente a lixiviação e, conseqüentemente, representa prejuízo econômico para os produtores, além de possível risco ambiental. Nesse sentido, Galvão et al. (2008) avaliaram o potencial de perdas de nutrientes por lixiviação em áreas de solos arenosos com cultivos mercantis e de subsistência, normalmente adubadas com esterco na região do Agreste da Paraíba. Verificaram que a quantidade de nutrientes adicionada anualmente pelo esterco excedia as exigências das culturas e resultava em acumulações significativas de C, de N, de P, de K, Ca e de Mg na camada de 0 m a 0,2 m. Além disso, constataram que uma parte do acúmulo de P total, de P-Mehlich e de P solúvel em água, além de K, de Ca e de Mg, encontrava-se nas camadas de 0,2 m a 0,4 m e de 0,4 m a 0,6 m, o que indica migração vertical desses nutrientes e potencial de perdas por drenagem profunda.

Em cultivo de batata-inglesa (*Solanum tuberosum* L.) em Neossolos Regolíticos do Agreste paraibano, Oliveira et al. (2011) avaliaram o efeito da adição excessiva de esterco (doses entre 4 t ha⁻¹ e 28 t ha⁻¹ durante 15 a 40 anos) sobre o deslocamento em profundidade de bases trocáveis e do N total. Constataram aumentos dos teores de P, de K, de Ca e de Mg e incrementos dos teores de N total em camadas mais profundas (de 0,2 m a 0,4 m e de 0,4 m a 0,6 m), sobretudo na forma orgânica, o que indica deslocamento vertical do N total. Em razão disso, os autores destacaram a necessidade de racionalizar o uso do esterco ao estabelecer suas doses com base na demanda de P das culturas em vez do N, de modo a complementar as necessidades de N com adubação inorgânica.

Considerações finais

A Caatinga é um bioma bastante frágil, razão pela qual, para que expresse seu potencial de oferta de bens e serviços ambientais (em demanda sempre crescente pela sociedade), deve ser alvo de tecnologias que sejam, ao mesmo tempo, ecologicamente sustentáveis e economicamente viáveis.

Há necessidade de elaboração de novas políticas públicas e fortalecimento das já existentes com ênfase em assistência técnica, em crédito e em pesquisa e desenvolvimento voltados para a agricultura familiar, não apenas pela sua importância, como também pelo volume da produção, eficiência, geração de empregos e impactos sociais e econômicos que a agricultura familiar tem no contexto do agronegócio nacional.

Para que as políticas de pesquisa e desenvolvimento na agricultura familiar se mostrem eficazes, não devem ser inspiradas no atual modelo de alta produtividade, consumo energético e homogeneização das relações ecológicas dos agrossistemas. Ademais, as pesquisas devem ter caráter multidisciplinar, extrapolar os limites das estações experimentais e considerar a realidade dos agricultores e do meio físico, sem negligenciar a importância da diversificação dos sistemas produtivos e priorizar a tecnologia dos processos.

A pesquisa científica gerou avanços importantes nos últimos anos no que se refere ao estudo e à compreensão das alterações dos atributos dos solos, promovidas pelos sistemas de uso e de práticas de manejo adotadas nas Upafs inseridas no bioma Caatinga. No entanto ainda existem muitas lacunas a serem preenchidas, o que pode ser potencializado a partir do estabelecimento de redes regionais de pesquisa integradas, de modo a contemplar maior diversidade de condições edafoclimáticas e de arranjos produtivos.

Apesar da relevância dos temas pesquisados até hoje, torna-se necessária a realização de novas pesquisas com foco nos seguintes temas prioritários: a) exigências nutricionais de culturas de subsistência; b) potencial de fontes alternativas de nutrientes; c) transferência e ciclagem de elementos, de compostos químicos e de sedimentos; d) balanço de carbono e de nutrientes na interface solo-água-atmosfera; e) fracionamentos físico e químico da MOS; f) alterações dos atributos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária; g) agroecologia e agricultura orgânica; h) prevenção, mitigação e restauração de áreas degradadas por processos erosivos e/ou salinização; e i) quantificação da demanda e oferta de nutrientes com ênfase na adubação orgânica.

Referências

- ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAM, V. S. Efeito do desmatamento da Caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 121-128, jan./mar. 2001. DOI: 10.1590/S0100-06832001000100013.
- ALCÂNTARA, F. A. de; FURTINI NETO, A. E.; PAULA, M. B. de; MESQUITA, A. H. de; MUNIZ, J. A. Adubação verde na recuperação da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro de gradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 2, p. 277-288, fev. 2000. DOI: 10.1590/S0100-204X2000000200006.
- ANDRADE, A. G.; FREITAS, P. L.; LANDERS, J. Aspectos gerais do manejo e conservação do solo e da água e as mudanças ambientais. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. de (Org.). **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 25-40.
- ANDRADE, E. M. G.; ARAÚJO, J. L.; SILVA, A. P.; LIMA, A. S.; NÓBREGA, R. F.; ARAÚJO NETO, L. J. Atributos químicos e físicos do solo em áreas degradadas pela exploração de madeira para lenha, influenciados pela sazonalidade. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 30.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 14.; SIM- PÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 12.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 9.; SIMPÓSIO SOBRE SELÊNIO NO BRASIL, 1., 2012, Maceió. **A responsabilidade socioambiental da pesquisa agrícola**: anais. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. 1 CD-ROM.
- ANDRADE, L. A. de; PEREIRA, I. M.; LEITE, U. T.; BARBOSA, M. R. V. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Cerne**, v. 11, n. 3, p. 253-262, jul./set. 2005.
- AQUINO, J. R. de; LACERDA, M. A. D. de; LIMA, J. R. F. de. Agricultura familiar no estado da Paraíba: uma análise a partir de tabulações especiais do censo agropecuário 2006. **Revista de Economia do Nordeste**, v. 45, n. 4, p. 51-63, out./dez. 2014.
- ARAÚJO FILHO, J. A. de; BARBOSA, T. M. L. Manejo agroflorestal de caatinga: uma proposta de sistema de produção. In: OLIVEIRA, T. S. de; ASSIS JÚNIOR, R. N.; ROMERO, R. E.; SILVA, J. R. C. (ed.). **Agricultura, sustentabilidade e o Semiárido**. Fortaleza: Ed. da UFC; [Viçosa, MG]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 47-57.
- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C. Desenvolvimento sustentado da caatinga. In: ALVAREZ V., V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (ed.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. p. 125-133.
- BAIARDI, A.; MENDES, J. Agricultura familiar no semiárido: fatalidade de exclusão ou recurso para o desenvolvimento sustentável? **Bahia Agrícola**, v. 8, n. 1, p. 28-41, 2007
- BARRETO, H. F. M.; SOARES, J. P. G.; MORAIS, D. A. E. F.; SILVA, A. C. C.; SALMAN, A. K. D. Impactos ambientais do manejo agroecológico da Caatinga no Rio Grande do Norte.

Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 45, n. 10, p. 1073-1081, out. 2010. DOI: 10.1590/S0100-204X2010001000004

BATISTA, M. C. **Estoque de carbono e frações da matéria orgânica em áreas sob sistemas agroflorestais e agricultura no agreste paraibano**. 2017. 41 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. L. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BRUMER, A.; DUQUE, G.; LOURENÇO, F. A.; WANDERLEY, M. N. B. A exploração familiar no Brasil. In: LAMARCHE, H. (Coord.). **A agricultura familiar: comparação internacional; uma realidade multiforme**. Campinas: Ed. da Unicamp, 1993. 336 p.

DENARDIN, E. L.; KOCHHANN, R. A.; FLORES, C. A.; FERREIRA, T. N.; CASSOL, E. A.; MONDARDO, A.; SCHWARZ, R. A. Agricultura conservacionista - sistema plantio direto. In: FÓRUM ESTADUAL DE SOLO E ÁGUA, 2005, Porto Alegre. **Manejo de encurrada em sistema plantio direto**. Porto Alegre: Emater/RS, 2005. p. 19-21.

DUMANSKI, J. Soil conservation in a changing world. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. de (Org.). **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 53-79.

FAO. **FAO anuncia que 2014 será o ano internacional da agricultura familiar**. [2013]. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/fao-anuncia-que-2014-sera-o-ano-internacional-da-agricultura-familiar/>. Acesso em: 25 fev. 2017.

FRAGA, V. da S.; SALCEDO, I. H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 1, p. 215-224, jan. 2004. DOI: 10.2136/sssaj2004.2150.

FRANCO, R. P. **Compartimentos lábeis da matéria orgânica e estoques de C e N em pomar de mangueiras ‘Tommy Atkins’ adubadas com fontes orgânicas**. 2012. 49 f. Dissertação (Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

GALINDO, I. C. de L.; RIBEIRO, M. R.; SANTOS, M. de F. A. V.; LIMA, J. F. W. F.; FERREIRA, R. F. de A. L. Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no município de Jataúba, PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1283-1296, May/Jun. 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000300036.

GALVÃO, S. R. da S.; SALCEDO, I. H. Soil phosphorus fractions in sandy soils amended with cattle manure for long periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 3, p. 613-622, mar./jun. 2009. DOI: 10.1590/S0100-06832009000300014.

GALVÃO, S. R. da S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. de. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 99-105, jan. 2008. DOI: 10.1590/S0100-204X2008000100013.

GARRIDO, M. S.; SAMPAIO, V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Potencial de adubação orgânica com esterco no Nordeste do Brasil. In: MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, V. S. B.; SALCEDO, I.

H. (ed.). **Fertilidade do solo e produção de biomassa no Semiárido**. Recife: Ed. da UFPE, 2008. p. 123-140.

GUANZIROLI, C. E.; DI SABATTO, A.; VIDAL, M. de F. Evolução da agricultura familiar nordestina: uma análise comparativa entre os dois censos agropecuários. **Revista de Economia do Nordeste**, v. 45, p. 80-91, 2014. Suplemento especial.

IBGE. **Censo 2010**. [Rio de Janeiro], 2010. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br/>. Acesso em: 25 fev 2017.

IBGE. **Censo agropecuário 2006**: segunda apuração. [Rio de Janeiro, 2007]. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/ca/defaultMDA.asp?z=p&o=2&i=P>. Acesso em: 26 fev. 2017.

JACOMINE, P. K. T. Solos sob caatingas: características e uso agrícola. In: ALVAREZ V., V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. (ed.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. p. 95-111.

KAUFFMAN, J. B.; SANFORD JUNIOR, R. L.; CUMMINGS, D. L.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Ecology**, v. 74, n. 1, p. 140-151, Jan. 1993. DOI: 10.2307/1939509.

MAIA NETO, F. F. **Mapeamento da erosividade das chuvas da Paraíba**. 1999. 41 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

MARGOLIS, E.; SILVA, A. B. da; JACQUES, F. de O. Determinação dos fatores da Equação Universal de Perdas de Solo para as condições de Caruaru (PE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 9, n. 2, p. 165-169, 1985.

MARRA, L. M.; MARRA, L. C. C.; SOARES, J. S.; MATA, W. F. M.; SILVA, M. Z.; CARVALHO, M. A. P.; ROCHA, W. B. Agricultura familiar e acesso à tecnologia. In: MOREIRA, F. M. de S.; KASUYA, M. C. M. (ed.). **Fertilidade e biologia do solo: integração e tecnologia para todos**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2016. p. 61-92.

MARTINS, A. F. **Inter-relações entre atributos de solos sob diferentes coberturas vegetais no núcleo de desertificação do Seridó**. 2015. 95 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

MEIRA, E. M. **Manejo da fertilidade de um Regossolo com os adubos verdes mucuna preta (*Stylobium aterrimum*) e feijão de porco (*Canavalia ensiformis* D.C.)**. 1994. 54 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

MELO, R. S. de S.; SILVA, A. S.; SILVA, I. de F. da; SOUZA, M. A.; SILVA NETO, L. de F. da. Sistemas de culturas com milho sob semeadura direta na região Nordeste do Brasil. **Ciência Rural**, v. 43, n. 9, p. 1535-1541, set. 2013. DOI: 10.1590/S0103-84782013005000108.

MENEZES, R. S. C.; SALCEDO, I. H. Influence of tree species on the herbaceous understorey and soil chemical characteristics in a silvopastoral system in semi-arid northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 4, p. 817-826, out./dez. 1999. DOI: 10.1590/S0100-06831999000400008.

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; PÉREZ MARIN, A. M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 643-653, 2012. DOI: 10.1590/S1519-69842012000400004.

MOREIRA, J. M. **Produtividade, absorção e acumulação de nutrientes pela palma forrageira com ou sem adubação em um Luvisolo Crômico e Planossolo Nátrico no Semiárido paraibano**. 2016. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

NASCIMENTO, J. T.; SILVA, I. de F. da; SANTIAGO, R. D.; SILVA NETO, L. de F. da. Efeito de leguminosas nas características químicas e matéria orgânica de um solo degradado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 457-462, 2003. DOI: 10.1590/S1415-43662003000300008.

NASCIMENTO, J. T.; SILVA, I. de F.; SANTIAGO, R. D.; SILVA NETO, L. de F. da. Efeito de leguminosas nos atributos físicos e carbono orgânico de um Luvisolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p. 825-831, 2005.

NASCIMENTO, R. J. A. **Tecnologias de baixo custo para produção de fitomassa de mandioca em áreas de agricultura familiar no agreste paraibano**. 2013. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

NUNES, H. V. **Plantio direto e decomposição de restos culturais em diferentes sistemas de cultivos**. 2006. 86 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

NUNES, H. V.; SILVA, I. F. da; SILVA NETO, L. F. S.; PEREIRA, W. E.; SOUZA, C. Influência de diferentes sistemas de cultivos e adubações sobre componentes de rendimento de grãos de milho cultivado em plantio direto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15., 2004, Santa Maria, RS. **Resumos...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria; [Viçosa, MG]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 1 CD-ROM.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A. de.; MENEZES, R. I. de Q. Impacto da queimada e do pousio sobre a qualidade de um solo sob Caatinga no Semiárido nordestino. **Caatinga**, v. 19, n. 2, p. 200-208, abr./jun. 2006.

OLIVEIRA, F. F. de; SALCEDO, I. H.; GALVÃO, S. R. S. Adubação orgânica e inorgânica de batatinha em solos arenosos: produtividade, nutrientes na planta e lixiviação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1228-1234, dez. 2011. DOI: 10.1590/S1415-43662011001200003.

OLIVEIRA, F. P. **Determinação da tolerância de perdas por erosão para as principais ordens de solos do estado da Paraíba**. 2004. 89 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; JARENKOV, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution pattern. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (ed.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation**. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 159-190.

PEQUENO, P. L. de L. **Sistema radicular de leguminosas: efeito em algumas propriedades de um Podzólico Vermelho-Amarelo**. 1999. 52 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

PÉREZ MARIN, A. M.; MENEZES, R. S. C. Produtividade de biomassa e absorção de nutrientes e água em agroecossistema florestal com gliricídia e milho no Agreste paraibano. In: MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, V. S. B.; SALCEDO, I. H. (ed.). **Fertilidade do solo e produção de biomassa no Semiárido**. Recife: UFPE, 2008. p. 233-254.

PÉREZ MARIN, A. M.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, E. D.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Efeito da *Gliricidia sepium* sobre nutrientes do solo, microclima e produtividade do milho em sistema agroflorestal no Agreste Paraibano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 555-564, maio/jun. 2006. DOI: 10.1590/S0100-06832006000300015.

PITTA, C. S. R.; ADAMI, P. F.; PELISSARI, A.; ASSAMANN, T. S.; FRANCHIN, M. F.; CASSOL, L. C.; SARTOR, L. R. Year-round poultry litter decomposition and N, P, K and Ca release. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 8, p. 1043-1053, maio/jun. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000300034.

REBEQUI, A. M. **Dinâmica da água, do carbono e da produtividade em encosta sob pastagem**. 2015. 54 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

RÊGO, P. R. A. **Efeito da adubação verde nas propriedades de um Nitossolo Vermelho e na produção de milho**. 2001. 94 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. (ed.). **Vegetação e flora das caatingas**. Recife: APNE/CNIP, 2002. p. 11-24.

ROOSE, E. J. Application of the universal soil loss equation of Wischmeier and Smith in West Africa. In: GREENLAND, D. J.; LAL, R. (ed.). **Soil conservation and management in the humid tropics**. Wiley: Chichester, 1977. p. 177-187.

SABOURIN, E.; SILVEIRA, L. M. da; TONNEAU, J. T.; SIBERSKY, T. **Fertilidade e agricultura familiar no agreste paraibano: um estudo sobre o manejo da biomassa**. Esperança: CLIRAD-TERA: AS-PTA, 2000. 59 p.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Matéria orgânica do solo no bioma caatinga. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. de O. (ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. rev. atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 419-441.

SALCEDO, I. H.; TIESSEN, H.; SAMPAIO, E. B. S. B. Nutrient availability in soil samples from shiGing cultivation in the semi-arid Caatinga of NE, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 65, n. 2, p. 177-186, out. 1997. DOI: 10.1016/S0167-8809(97)00073-X.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H.; SILVA, F. B. R. Fertilidade de solos do semiárido do Nordeste. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 21., 1995, Petrolina. **Fertilizantes: insumo básico para a agricultura e combate à fome: anais**. Petrolina: Embrapa-CPATSA; [Viçosa, MG]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. p. 51-71.

SANTOS, A. C. dos; SALCEDO, I. H. Relevância e fertilidade do solo em diferentes estratos da cobertura vegetal na bacia hidrográfica da represa Vaca Brava, Areia, PB. **Revista Árvore**, v. 34, n. 2, p. 277-285, mar./abr. 2010. DOI: 10.1590/S0100-67622010000200010.

SANTOS, A. C.; SILVA, I. F.; LIMA, J. R. S.; ANDRADE, A. P.; CAVALCANTE, V. R. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 4, p. 1063-1071, out./dez. 2001. DOI: 10.1590/S0100-06832001000400028.

SANTOS, J. T. dos; ANDRADE, A. P. de; SILVA, I. de F. da; SILVA, D. S. da; SANTOS, E. M.; SILVA, A. P. G. da. Atributos físicos e químicos do solo de áreas sob pastejo na microrregião do Brejo Paraibano. **Ciência Rural**, v. 40, n. 12, p. 2486-2492, dez. 2010. DOI: 10.1590/S0103-84782010001200008.

SILVA, A. P. **Caracterização da fertilidade dos solos da região bataticultora do Estado da Paraíba**. 2001. 155 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

SILVA, A. P.; DANTAS, J. P.; SILVA, V. F.; CELESTINO, A. P. Q. Manejo de fertilizantes minerais e orgânicos na cultura da batata em Neossolo Regolítico do Agreste da Paraíba. **Agropecuária Técnica**, v. 25, n. 1/2, p. 35-41, 2002.

SILVA, A. S. **Propriedades físicas e químicas do solo, sistema radicular e produtividade do milho sob diferentes sistemas de manejo na microrregião de Guarabira-PB**. 2002. 80 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

SILVA, A. S.; SILVA, I. de F. da; FERREIRA, L. E.; BORCHARTT, L.; SOUZA, M. A.; PEREIRA, W. E. Propriedades físicas e químicas em diferentes usos do solo no Brejo Paraibano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 10, p. 1064-1072, jul./ago. 2013. DOI: 10.1590/S0100-06832013000400023.

SILVA, A. S.; SILVA, I. de F.; SILVA NETO, L. de F. da; SOUZA, C. de. Semeadura direta na produção do milho em agricultura de sequeiro na região Nordeste do Brasil. **Ciência Rural**, v. 41, n. 9, p. 1556-1562, set. 2011. DOI: 10.1590/S0103-84782011000900011.

SILVA, D. R. **Qualidade do solo em diferentes condições de uso no semiárido paraibano**. 2013. 43 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal da Paraíba, Areia.

- SILVA, E. D. **Potencial de três fontes orgânicas na produtividade do milho em um Neossolo Regolítico em agroecossistemas familiares**. 2014. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal da Paraíba, Areia
- SILVA, G. F. da; SANTOS, D.; SILVA, A. P. da; SOUZA, J. M. de. Indicadores de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso na mesorregião do Agreste paraibano. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 3, p. 25-35, jul./set. 2015. DOI: 10.1590/1983-21252015v28n303rc.
- SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P.; CAMPOS FILHO, O. R. Efeito da cobertura vegetal e de práticas conservacionistas sobre perdas por erosão numa Terra Roxa Estruturada eutrófica. **Agropecuária Técnica**, v. 6, n. 2, p. 58-66, 1985.
- SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P.; CAMPOS FILHO, O. R.; OLIVEIRA, F. A. P. Efeito de diferentes coberturas vegetais e de práticas conservacionistas no controle da erosão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 10, n. 3, p. 289-292, 1986.
- SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P.; CAMPOS FILHO, O. R.; SANTIAGO, R. D. Perdas por erosão numa Terra Roxa Estruturada submetida a diferentes usos agrícolas na microrregião de Catolé do Rocha, PB. **Agropecuária Técnica**, v. 20, n. 1, p. 5-12, 1999.
- SILVA, I. F.; CAMPOS FILHO, O. R.; ANDRADE, A. P.; COÊLHO, E. A. C.; DINIZ, E. J. Influenciado cultivo isolado e do consórcio sobre as perdas de solo e água numa Terra Roxa Estruturada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 13, n. 1, p. 111-115, 1989.
- SILVA, J. R. C. Erosão e produtividade do solo no semiárido. In: OLIVEIRA, T. S. de; ROMERO, R. E.; ASSIS JUNIOR, R. N.; SILVA, J. R. C. S. (ed.). **Agricultura, sustentabilidade e o Semiárido**. Fortaleza: Ed. da UFC; [Viçosa, MG]: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 168-213.
- SILVA, K. B. da; SANTOS, J. T. dos; SILVA, A. P. G. da; SOUZA, F. A. de; SILVA, I. de F. da; ANDRADE, A. P. de; SILVA, D. S. da. Influência do pastejo caprino sobre a cobertura vegetal e atributos do solo em área de Caatinga no Semiárido paraibano. **Revista Científica de Produção Animal**, v. 14, n. 1, p. 36-38, 2012. DOI: 10.15528/2176-4158/rcpa.v14n1p36-38.
- SILVA, T. O. da; MENEZES, R. S. C. Adubação orgânica da batata com esterco e, ou, *Crotalaria juncea*. II - Disponibilidade de N, P e K no solo ao longo do ciclo de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 51-61, jan./fev. 2007. DOI: 10.1590/S0100-06832007000100006.
- SILVA, T. O. da; MENEZES, R. S. C.; ALVES, R. N.; SILVA, D. O.; MENDES, J. P. S. Efeitos da adubação orgânica sobre a fertilidade de um Neossolo Regolítico no agreste paraibano ao longo de dez anos. In: MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, V. S. B.; SALCEDO, I. H. (ed.). **Fertilidade do solo e produção de biomassa no Semiárido**. Recife: UFPE, 2008. p. 203-232.
- SILVA, T. O. da; MENEZES, R. S. C.; TIESSEN, H.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; SALCEDO, I. H.; SILVA-VEIRA, L. M. Adubação orgânica da batata com esterco e, ou, *Crotalaria juncea*. I - Produtividade vegetal e estoque de nutrientes no solo em longo prazo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 39-49, jan./fev. 2007. DOI: 10.1590/S0100-06832007000100005.

SILVA, V. B. da; SILVA, A. P. da; DIAS, B. de O.; ARAUJO, J. L.; SANTOS, D.; FRANCO, R. P. Decomposição e liberação de N, P e K de esterco bovino e de cama de frango isolados ou misturados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1537-1546, set./out. 2016. DOI: 10.1590/S0100-06832014000500019.

SILVA NETO, L. F. **Influência do plantio direto e da cobertura vegetal sobre os atributos físicos e matéria orgânica do solo e produtividade do milho**. 2003. 41 f. Monografia (Gra- duação em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V.; ARAUJO, G. T.; SOUTO, L. S. Decomposição de esterco disposto em diferentes profundidades em área degradada do semiárido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 125-130, 2005. DOI: 10.1590/S0100-06832005000100014.

SOUZA, B. I. de.; ARTIGAS, R. C.; LIMA, E. R. V. de. Caatinga e desertificação. **Mercator**, v. 14, n. 1, p. 131-150, jan./abr. 2015. DOI: 10.4215/RM2015.1401.0009

TIESSEN, H.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H. Organic matter turnover and management in low input agriculture of NE Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 61, n. 1/2, p. 99-103, Sept. 2001.

VIEIRA FILHO, J. E. R.; FISHLOW, A. **Agricultura e indústria no Brasil: inovação e competitividade**. Brasília, DF: Ipea, 2017. 305 p.

WWF-BRASIL. **Mapa – Bioma Caatinga**. 2011. Disponível em: https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomas/bioma_caatinga/mapa_caatinga/. Acesso em: 21 jan. 2018.

FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM AGROECOSSISTEMAS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO NORDESTE

*Ana Dolores Santiago de Freitas
Paulo Ivan Fernandes-Júnior*

Introdução

A fixação biológica de nitrogênio (FBN) é um processo natural conduzido por um conjunto de procaríotos que apresentam a capacidade de reduzir o N_2 atmosférico à amônia, uma das formas assimiláveis pelas plantas; é considerado o segundo processo biológico mais importante da natureza, atrás apenas da fotossíntese (Moreira; Siqueira, 2006). Pelas suas características, esse é o principal processo de entrada de nitrogênio (N) nas cadeias alimentares, o que ressalta a importância ecológica desse processo nos ambientes naturais.

A FBN tem sido explorada, nos sistemas agrícolas e silviculturais, por meio da utilização de inoculantes que contêm microrganismos fixadores de N (chamados coletivamente de diazotróficos), que são previamente selecionados para a eficiência na fixação em condições de campo. A disponibilização desses produtos no mercado nacional só foi possível graças à atuação de diversos grupos de pesquisa no País com o foco na seleção de novas bactérias e na adaptação das técnicas de cultivo. No Brasil, essas pesquisas se iniciaram na década de 1950 pela iniciativa, principalmente, de pesquisadores como a Dra. Johanna Döbereiner, da Embrapa

Agrobiologia³, e o Dr. João Ruy Jardim Freire, da Seção de Bacteriologia da Secretaria Estadual de Agricultura do Rio Grande do Sul (onde trabalhou de 1946-1950)⁴.

Hoje, após mais de 70 anos do início das pesquisas em microbiologia do solo com ênfase em FBN no Brasil, há diversos grupos espalhados pelas instituições brasileiras que participam de redes de parcerias nacionais e internacionais e que têm colaborado para o avanço do conhecimento científico e para o desenvolvimento tecnológico no campo da FBN. Essas pesquisas resultaram em uma longa lista com 104 bactérias diazotróficas oficialmente recomendadas para 89 espécies de leguminosas e gramíneas. Esses números colocam o Brasil como o país com maiores sucessos e resultados positivos na produção de inoculantes no mundo.

Para os agroecossistemas da região Nordeste do Brasil, principalmente da região semiárida, a seleção de estirpes de rizóbio com o objetivo de recomendar novas bactérias para a produção de inoculantes é de fundamental importância, pois as bactérias podem aumentar a resistência das espécies vegetais às condições edafoclimáticas locais e podem proporcionar ganhos de produção em frente a cenários desfavoráveis. Além disso, o enquadramento da maioria dos produtores da região em sistemas de produção familiares (o que implica baixo emprego de tecnologia) explica a demanda por tecnologias de baixo custo e baixo impacto ambiental, como a tecnologia de inoculação, por exemplo. Indo ao encontro dessas demandas regionais, ao longo dos anos, grupos de pesquisa que trabalham com diversos aspectos da FBN e de suas tecnologias, têm-se consolidado na região.

Pesquisas de isolamento, avaliação da diversidade e seleção de microrganismos fixadores de N em leguminosas na região semiárida iniciaram-se na década de 1980 com estudos para avaliar a diversidade e a eficiência de rizóbios de feijão-caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp] (Stamford; Santos, 1985;

³Essa instituição era anteriormente conhecida como Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agronômicas do Ministério da Agricultura (de 1950 a 1973), Unidade de Apoio à Pesquisa em Biologia do Solo da Embrapa Solos (de 1973 a 1989) e, desde então, passou a ser Embrapa Agrobiologia.

⁴Posteriormente, Freire continuou suas pesquisas na Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária (Fepagro) do Rio Grande do Sul (de 1950 a 1976) e na Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS (de 1975 a 2015).

Santos et al., 1990; Stamford et al., 1990) e de espécies forrageiras (Burity et al., 1990). Essas iniciativas inéditas de pesquisa e desenvolvimento foram conduzidas, de forma pioneira, pelos grupos de pesquisa da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) em Recife, PE sob a liderança dos pesquisadores/professores Newton Pereira Stamford e Hélio Almeida Burity, respectivamente.

Já nos anos 1990, pesquisadores da região Nordeste concluíram o seu doutoramento em centros com excelência no trabalho de seleção e avaliação da diversidade de bactérias fixadoras de N. Em estudos conduzidos na Embrapa Agrobiologia (Seropédica, RJ), houve grande avanço na caracterização e seleção de bactérias diazotróficas isoladas de feijão-caupi em solos do Semiárido, com o levantamento da grande biodiversidade de rizóbios da região (Martins et al., 1995, 1997; Xavier et al., 1998), o que resultou em posterior recomendação oficial de uma estirpe ao Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – Mapa (Martins et al., 2003).

A partir dos anos 2000, pesquisadores e professores com formação na área se estabeleceram em centros de pesquisa e ensino superior da região Nordeste e passaram a difundir a geração de conhecimento sobre diversidade de rizóbio e outras bactérias fixadoras de N na região, inclusive no perímetro semiárido. A expansão dos centros de ensino superior e a consolidação de programas de pós-graduação com o credenciamento de pesquisadores que trabalham com diferentes aspectos da FBN têm resultado na elaboração de uma série de dissertações e teses com informações consistentes sobre o tema. Entre os diversos programas de pós-graduação da região, podem-se destacar os cursos nas áreas de Ciência do Solo [UFRPE, Universidade Federal da Paraíba, (UFPB) e Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, (UFRB)], Horticultura Irrigada [Universidade do Estado da Bahia, (Uneb)], Recursos Naturais [Universidade Federal do Vale do São Francisco (Univasf) e Universidade Federal do Ceará (UFC)], Ciências Agrárias [Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)], Tecnologias Energéticas Nucleares [Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)], Microbiologia Agrícola (UFRB) e Produção Vegetal (UFRPE e Univasf), além da Rede Nordeste de Biotecnologia (Renorbio), por meio dos quais a região tem formado recursos humanos qualificados e capacitados para a condução de pesquisas e aplicação prática de conhecimentos relacionados à FBN e à tecnologia de inoculação.

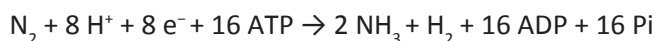
Neste capítulo, serão discutidos alguns dos principais avanços na geração de conhecimento sobre a FBN e suas tecnologias na região Nordeste, com ênfase na região semiárida, e abordados principalmente os aspectos de seleção de estirpes de bactérias fixadoras e de estimativas das quantidades de N fixadas em condições de campo.

Aspectos gerais e aplicações da fixação biológica de nitrogênio

A FBN é um processo natural conduzido por procariotos que podem apresentar vida livre ou estar em associação com espécies vegetais. As associações com vegetais apresentam especial interesse para a agricultura, pois é na exploração dessas associações que se baseia o princípio da inoculação com estirpes previamente selecionadas. Os microrganismos diazotróficos apresentam o complexo enzimático nitrogenase, que é formado por duas subunidades: a dinitrogenase redutase, que é uma proteína Fe-Mo⁵ responsável pela redução da unidade catalítica, e a dinitrogenase, que é uma proteína Fe responsável pela clivagem do N₂ e sua redução à amônia (Seefeldt et al., 2009).

A dinitrogenase redutase pode, em alguns microrganismos, ter o Mo substituído pelo Fe ou vanádio (V), o que gera nitrogenases com diferentes eficiências energéticas na fixação do N₂ (Nunes et al., 2003). Entretanto a grande maioria do conhecimento acumulado sobre a nitrogenase se baseia nas proteínas Fe-Mo por serem as mais abundantes nos microrganismos de interesse agrícola.

A equação geral da FBN pode ser descrita abaixo. Nessa síntese, é possível observar que a reação é altamente demandante de energia biológica, uma vez que, para cada mol de amônia sintetizado, há a demanda de 8 moles de ATP, além de 4 moles de elétrons e prótons.



⁵ Fe: ferro; Mo: molibdênio.

Entre todas as bactérias fixadoras de N e as espécies vegetais, a associação íntima entre as bactérias dos grupos dos rizóbios e as plantas da família das leguminosas é a mais bem-estudada e caracterizada (Moreira; Siqueira, 2006). Nessa associação, há a formação de nódulos radiculares e/ou caulinares, que são estruturas especializadas na realização da FBN e que maximizam o uso do N fixado pelas espécies hospedeiras. Os estudos baseiam-se na seleção tanto de macro quanto de microsimbiontes, com o objetivo de entender os mecanismos envolvidos na FBN para a sua maximização em condições de campo.

Diversas espécies de bactérias pertencentes às subclasses α e β -proteobactéria já foram descritas como nodulantes de leguminosas. Entre as α -proteobactérias, encontram-se os gêneros *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Azorhizobium*, *Ensifer* e *Mesorhizobium*, conhecidos como os gêneros “clássicos” de rizóbio. Ainda na mesma subclasse, encontram-se os gêneros “novos” de rizóbio: *Ochrobactrum*, *Devosia*, *Aminobacter*, *Microvirga*, *Methylobacterium*, *Phyllobacterium* e *Shinella* (Peix et al., 2015). Na subclasse β -proteobactéria, estão classificados os gêneros de “novos” rizóbios *Paraburkholderia* e *Cupriavidus* (Sawana et al., 2014; Peix et al., 2015). Os avanços na taxonomia de rizóbio só foram possíveis com a utilização de diversas técnicas moleculares e fenotípicas em procedimentos que foram desenvolvidos ao longo dos anos. O avanço no entendimento dessa diversidade facilita o trabalho de seleção de estirpes com foco em novos inoculantes.

Os estudos de seleção e avaliação de simbiontes culminaram em resultados muito expressivos dos pontos de vista tanto econômico quanto ambiental, e o mais expressivo deles é a soja (*Glycine max*) brasileira. Segundo a Companhia Nacional de Abastecimento (Conab), a área plantada de soja no Brasil na safra 2015/2016 foi de 33,252 milhões de ha, com produtividade média de 2,8 mil kg ha⁻¹. Em toda essa área, não houve a aplicação de fertilizantes nitrogenados; toda a demanda de N da cultura foi suprida por inoculantes que continham bactérias do gênero *Bradyrhizobium* recomendadas para a cultura da soja no Brasil. Estabelecendo a demanda de N da cultura em 100 kg ha⁻¹ para a obtenção de altas produtividades, é possível calcular a economia de mais de 6,5 milhões de toneladas de ureia aplicadas nos campos de soja brasileiros. Com o custo em torno de R\$ 3,50 por kg da ureia (no mercado local em Petrolina, PE), a economia atinge o patamar de R\$ 23

bilhões, o que equivale a US\$ 7 bilhões como saldo positivo para a balança comercial agrícola do Brasil.

Números como os da soja são animadores e impulsionam a pesquisa com outras leguminosas no Brasil, principalmente aquelas cultivadas em sistemas agrícolas da região semiárida. Nessa perspectiva, esforços em selecionar bactérias e genótipos vegetais, fazer melhoramento genético, desenvolver tecnologia de inoculantes e quantificar a FBN ao longo dos anos têm dado resultados promissores, inclusive na região Nordeste.

Seleção de estirpes de rizóbio: os exemplos do feijão-caupi e do amendoim, os “carros chefes”

A região semiárida apresenta, como vegetação predominante, as diferentes fitofisionomias do domínio das Caatingas. Nessas áreas, há a predominância de espécies de leguminosas, das quais mais de 80 gêneros e 617 espécies foram descritas até o presente momento (Zappi et al., 2015). Muitas dessas leguminosas apresentam a capacidade de nodular com estirpes de rizóbios nativas, o que resultou, ao longo dos anos, na colonização das áreas da Caatinga com rizóbios eficientes na nodulação das leguminosas e altamente adaptados às condições edafoclimáticas locais. Provavelmente por esse motivo, nas áreas de cultivo com leguminosas, mesmo em primeiro cultivo, há nodulação abundante.

Por sua elevada adaptação às condições locais e capacidade de nodulação com leguminosas introduzidas, as estirpes nativas podem ser selecionadas para a inoculação de leguminosas de interesse agrícola. Para que esse objetivo seja atingido, um exaustivo trabalho de isolamento, identificação e avaliação da eficiência simbiótica e agronômica é necessário. Para a região semiárida, a cultura mais bem-caracterizada nesse aspecto é o feijão-caupi, a respeito do qual trabalhos de isolamento e caracterização de rizóbio foram iniciados na década de 1980, como citado anteriormente.

Para o feijão-caupi, atualmente há quatro estirpes de rizóbio autorizadas para a produção de inoculantes no Brasil: BR 3267, INPA 03-11B, UFLA 03-64 e BR 3262 (Brasil, 2011). A estirpe BR 3267 (SEMIA 6462), da espécie *Bradyrhizobium yuanmigenense*, foi isolada de solos de área de produtores em

Petrolina, PE (Martins et al., 2003). As estirpes de *Bradyrhizobium* sp. INPA 03-11B (SEMIA 6463) e UFLA 03-64 (SEMIA 6461) foram isoladas de nódulos de feijão-caupi cultivado em solos do Amazonas e de Rondônia, respectivamente (Lacerda et al., 2004). Finalmente, a estirpe BR 3262 (SEMIA 6464) da espécie *Bradyrhizobium pachyrhizi* é o rizóbio mais recentemente recomendado para a cultura, tendo sido isolada de um sistema agroecológico de produção no estado do Rio de Janeiro (Zilli et al., 2009). Essas estirpes já recomendadas para a produção de inoculantes em feijão-caupi têm demonstrado boa eficiência agrônômica em estudos de campo em solos das regiões semiáridas dos estados de Pernambuco, da Bahia (Marinho et al., 2014) e do Piauí (Almeida et al., 2010; Alcântara et al., 2014), além de outras regiões mais úmidas do Nordeste, como o ecótono Cerrado-Caatinga do oeste do Piauí (Ferreira et al., 2013) e as regiões úmidas do estado do Maranhão (Gualter et al., 2011).

O feijão-caupi nodula preferencialmente com isolados do gênero *Bradyrhizobium*, como tem sido demonstrado em trabalhos em diversas regiões tropicais e subtropicais (Leite et al., 2017; Tampakaki et al., 2017). Na região semiárida do Brasil, o feijão-caupi também nodula preferencialmente com estirpes de *Bradyrhizobium*, como demonstrado em estudos conduzidos no Sertão de Pernambuco (Martins et al., 2003; Leite et al., 2017; Marinho et al., 2017) e do Piauí (Zilli et al., 2004). Entretanto a diversidade de rizóbios em solos da região semiárida é muito elevada, e bactérias com características dos gêneros *Rhizobium* e *Ensifer* têm sido encontradas em nódulos de feijão-caupi, o que indica a possibilidade de simbiose dessa leguminosa com bactérias pertencentes a outros gêneros, além do *Bradyrhizobium* (Leite et al., 2009; Fernandes Júnior et al., 2012; Sousa et al., 2014).

Como o feijão-caupi é uma leguminosa muito promíscua, ou seja, apresenta a capacidade de nodular com grande diversidade de microssimbiontes, os estudos conduzidos com essa espécie, ao longo dos anos, têm isolado grande diversidade de bactérias, o que pode assegurar a elevada diversidade de rizóbios nos solos da região. Essa hipótese vem sendo confirmada inclusive com a descrição de nova espécie de rizóbio originária da região do Baixo São Francisco, no estado de Sergipe (Martins et al., 1997), nomeada *Microvirga vignae* por Radl et al. (2014). Embora *Microvirga* seja um gênero com poucas espécies nodulíferas descritas até hoje, a caracterização de *M.*

vignae, a partir de uma coleção com bactérias isoladas há mais de 20 anos, indica que a biodiversidade presente nas coleções de culturas espalhadas nas instituições de pesquisa e ensino na região Nordeste é muito elevada e que novos *taxa* estão nelas depositados a espera de serem descritos. A estirpe do tipo *M. vignae* também já foi avaliada quanto à sua eficiência agrônômica nas regiões de Teresina, PI (Almeida et al., 2010), de Petrolina, PE, e de Juazeiro, BA (Marinho et al., 2014); os resultados foram estatisticamente iguais aos das estirpes já recomendadas para a produção de inoculantes.

Com relação à eficiência agrônômica, os *Bradyrhizobium* nativos podem apresentar resultados significativos em condições de campo. Essa hipótese foi primeiramente confirmada com as conclusões que subsidiaram a recomendação da estirpe BR 3267 para a produção de inoculantes no Brasil (Martins et al., 2003). Essa bactéria foi isolada de um solo de área de produção de feijão-caupi em condições de dependência de chuva no município de Petrolina, PE. Desde 2003, estudos de caracterização de bactérias isoladas de feijão-caupi na região de Petrolina não haviam sido conduzidos com o objetivo de seleção de isolados para eficiência em campo, apesar de os resultados indicarem que os solos da região são repositórios de bactérias fixadoras de N com potencial biotecnológico (Leite et al., 2009; Martins, 1997). Recentemente, Marinho et al. (2017) classificaram e avaliaram a eficiência agrônômica de duas estirpes de *Bradyrhizobium* obtidas desses solos. Os isolados ESA 17 e ESA 18 foram classificados como pertencentes aos grupos *Bradyrhizobium japonicum* e *Bradyrhizobium elkanii*, respectivamente, e apresentaram elevada eficiência agrônômica que culminou com um rendimento de grãos de mais de 1,8 mil kg ha⁻¹ e teores de proteínas nos grãos superiores a 25%. Avaliações em outras regiões do Semiárido, como no estado do Piauí, demonstraram que novas estirpes de *Bradyrhizobium* nativas de Minas Gerais também apresentam eficiência agrônômica satisfatória em condições de dependência de chuva (Costa et al., 2011; Ferreira et al., 2013), o que indica que diversos *Bradyrhizobium*, mesmo os alóctones, podem apresentar adaptação às condições locais.

Extrapolando a questão da produção em condições de campo, a inoculação do feijão-caupi com rizóbios eficientes pode resultar numa interação positiva entre genótipo e bactéria, por exemplo, de modo a garantir menores índices de infestação pelo caruncho-do-feijão (*Callosobruchus maculatus*)

em grãos armazenados (Torres et al., 2016; Silva et al., 2017b). O investimento de novos esforços de pesquisa nessa linha pode resultar em mais uma aplicação tecnológica dos rizóbios de feijão-caupi na região semiárida.

Além do feijão-caupi, há outras culturas de interesse econômico sobre as quais já foi levantado um conjunto de informações com relação à diversidade e aplicação tecnológica de rizóbios nativos, entre elas destaca-se o amendoim (*Arachis hypogaea*). Para o amendoim, apenas a estirpe SEMIA 6144 de *Bradyrhizobium* sp. está autorizada pelo Mapa para a produção de inoculantes no Brasil há mais de 20 anos. Esse isolado é originário do Zimbábue e foi recomendado após experimentos realizados pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

A seleção de rizóbio de amendoim por meio da avaliação de sua diversidade e eficiência simbiótica já é conduzida há alguns anos por instituições de pesquisa do Nordeste (Santos et al., 2005, 2017a, 2017c; Lyra et al., 2013; Cunha, 2014). Esses resultados têm indicado grande diversidade dos isolados e sua eficiência simbiótica; entretanto dados sobre a eficiência agrônômica das bactérias nativas ainda são escassos. Em um estudo realizado em três diferentes localidades do Nordeste (Barbalha, CE, Campina Grande, PB, e Abreu e Lima, PE), Sizenando et al. (2016) avaliaram a eficiência agrônômica da estirpe ESA 123 (isolada de um nódulo de *A. hypogaea* cultivar BR1) cultivada em um solo do município de Barbalha, pertencente ao gênero *Bradyrhizobium* (Cunha, 2014), e depositada na Coleção de Culturas de Micro-organismos de Interesse Agrícola da Embrapa Semiárido (CMISA). Nesses ensaios, a bactéria ESA 123 apresentou elevada eficiência agrônômica em duas variedades comerciais, nas quais promoveu produtividade de vagens igual ou superior à observada no tratamento que recebeu o inoculante comercial.

Assim como os resultados já obtidos com o feijão-caupi, a seleção de novas estirpes de amendoim em condições de campo pode resultar em desempenho igual ou superior ao observado com as estirpes já autorizadas para a produção de inoculantes para essa cultura. Na continuação dos trabalhos de avaliação dessas bactérias, os grupos de pesquisa almejam aumentar a lista de bactérias recomendadas para a produção de inoculantes no Brasil e incluir esses novos isolados potenciais, o que pode incrementar a produtividade e a adoção da tecnologia de inoculação na região.

Além do feijão-caupi e do amendoim, estudos com outras culturas, como o jacatupé (*Pachyrhizus erosus*) (Freitas et al., 2007) e o guandu (*Cajanus cajan*) (Freitas et al., 2003), já foram conduzidos na região semiárida do Brasil. Apesar de sua importância para a região, esses trabalhos relatam algumas ações pontuais dos grupos de pesquisa e não têm um encadeamento, como nos estudos com o feijão-caupi e com o amendoim. Por serem pontuais, esses trabalhos não têm o foco de selecionar estirpes com o objetivo de recomendação de novos inoculantes. Esse cenário indica a necessidade de novos investimentos em pesquisa, para que estudos mais sistemáticos com o objetivo de seleção de novas estirpes de rizóbio para leguminosas de interesse econômico sejam realizados.

Seleção de estirpes de rizóbio: leguminosas nativas da Caatinga

Como ressaltado acima, há aproximadamente 617 espécies de leguminosas nativas da Caatinga já descritas e catalogadas. Muitas dessas espécies apresentam a capacidade de nodular com rizóbios nativos. A diversidade de bactérias capazes de formar nódulos com essas espécies começou a ser estudada há pouco mais de uma década. Estudos pioneiros para avaliar a taxa de FBN em cratília (*Cratylia mollis*) foram realizados por meio da técnica da abundância natural do ¹⁵N (Teixeira et al., 2006) (mais detalhes no tópico a seguir). Até a publicação deste livro, não havia sido levantada qualquer outra informação sobre os aspectos relacionados à FBN em espécies nativas da região semiárida, sendo esse um trabalho muito importante e pioneiro para a região.

Muito recentemente, a partir de 2010, resultados sobre as diversidades fenotípica e molecular dos isolados de rizóbios de espécies nativas começaram a ser publicados. A espécie pioneira estudada nesses trabalhos foi a jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), cuja diversidade de rizóbios associados foi avaliada por meio da técnica de análise de restrição do DNA ribossomal amplificado (ARDRA) por Teixeira et al. (2010). Os autores demonstraram haver elevada diversidade de bactérias nativas, que guardam poucas semelhanças com as bactérias de referência pertencentes aos gêneros *Bradyrhizobium* e *Rhizobium*.

A primeira identificação de isolados de rizóbio de espécies nativas da região, relatada no estudo de Reis Júnior et al. (2010), foi feita em nódulos de jurema-preta de solos da cidade de Feira de Santana, no Semiárido baiano; esses rizóbios foram identificados como pertencentes ao gênero *Burkholderia* (atualmente *Paraburkholderia*).

Mais recentemente, uma quantidade maior de informações sobre a diversidade de rizóbios de espécies de leguminosas nativas tem sido disponibilizada. Freitas et al. (2014) identificaram elevadas diversidades cultural e molecular, por meio da técnica de ARDRA, em bactérias isoladas das espécies *Mimosa tenuiflora* e *Mimosa paraibana*. Nesse estudo, mais uma vez, a existência de poucas semelhanças entre os novos isolados de rizóbio e os isolados utilizados como estirpes de referência corrobora a hipótese da elevada diversidade de rizóbios capazes de nodular espécies nativas em solos do Semiárido.

Na identificação dos isolados bacterianos nodulantes de sabiá (*Mimosa caesalpinifolia*) nativos de solos da região semiárida de diferentes estados do Nordeste, a predominância de *Paraburkholderia* spp. foi identificada por meio das análises de sequências do gene 16S rRNA (Martins et al., 2015a). Nesse estudo, a variabilidade genética dos novos isolados foi muito elevada e as sequências apresentaram pouca similaridade com aquelas disponíveis nos bancos de dados públicos, o que indica a presença de novos grupos taxonômicos entre os isolados obtidos.

Os estudos conduzidos ao longo da última década tinham em foco a avaliação da diversidade de rizóbios de espécies do gênero *Mimosa*, que indicou a predominância de isolados de *Paraburkholderia* em nódulos dessas leguminosas na região semiárida. Para outros grupos taxonômicos de leguminosas nativas do Semiárido, a geração de conhecimento sobre a diversidade é ainda escassa. Nesse sentido, alguns resultados de pesquisa começaram a ser publicados recentemente.

Para oito espécies de leguminosas do gênero *Chamaecrista* (Caesalpinioideae, Caesalpineae) coletadas em sete municípios do Semiárido baiano, a avaliação da diversidade filogenética dos isolados de rizóbio, por meio de um estudo robusto com a abordagem de *multilocus sequence analysis* (MLSA), indicou que 100% dos 47 isolados obtidos foram classificados dentro do gênero *Bradyrhizobium*, porém enquadrados em dife-

rentes grupos. Especial destaque foi dado para um grupo com 33 isolados bacterianos sem afiliação aos clados clássicos de *Bradyrhizobium*, o que é um forte indicativo de sua afiliação a novas *taxa* (Santos et al., 2017b).

Em três trabalhos publicados recentemente, a diversidade e a eficiência simbiótica de isolados de rizóbio do mulungu (*Erythrina velutina*) em solos das Caatingas pernambucana e baiana foram avaliadas. Esses trabalhos demonstraram elevada variabilidade fenotípica com relação ao metabolismo de fontes de carbono, resistência intrínseca a antibióticos, resistência à salinidade e a elevadas temperaturas, além da produção de auxinas *in vitro* (Menezes et al., 2016; Rodrigues et al., 2018). A análise do posicionamento taxonômico por meio do sequenciamento parcial do gene 16S rRNA dos isolados obtidos por Menezes et al. (2016) foi realizada por Menezes et al. (2017), que resultou no enquadramento das nove bactérias em três gêneros diferentes, o que indica a capacidade do mulungu de nodular com rizóbios de diferentes *taxa*. Na avaliação da eficiência simbiótica dos isolados, destacaram-se as bactérias ESA 71 (*Burkholderia* sp.), ESA 74 (*Bradyrhizobium* sp.) e ESA 70 (*Rhizobium* sp.), bem como a estirpe de referência BR 5609 (*Bradyrhizobium elkanii*) por induzirem maiores acúmulos de N na parte aérea em comparação com os demais tratamentos. Os resultados obtidos por Rodrigues et al. (2018), ao avaliarem a diversidade de rizóbios de mulungu em solos dos municípios de Serra Talhada e Caruaru, PE, também demonstraram que os dez rizóbios avaliados foram enquadrados em três gêneros: *Rhizobium*, *Bradyrhizobium* e *Paraburkholderia*. Entre essas bactérias, a eficiência simbiótica das bactérias ESA 90 (*Rhizobium* sp.), ESA 96 (*Paraburkholderia* sp.) e ESA 100 (*Bradyrhizobium* sp.) destacou-se das demais. Esses resultados indicam que essas bactérias, que estão depositadas na CMISA, poderão ser utilizadas em estudos de validação para a recomendação de produção de inoculantes comerciais para o mulungu.

A relação do povo sertanejo com a Caatinga é muito próxima e a exploração dos recursos vegetais disponíveis para diversos usos (forragem, utilização da madeira e da lenha, uso medicinal, entre outros) é muito forte na região. Essas características reforçam a demanda pela seleção de rizóbios para essas espécies nativas, que podem ser utilizados em aplicações

para a produção de mudas mais saudáveis e com maior probabilidade de sucesso no campo. Essas mudas podem ser aplicadas em plantios visando à utilização sustentável, o manejo da Caatinga, a recuperação de áreas degradadas, etc.

Microrganismos diazotróficos em espécies não leguminosas nativas da Caatinga

Se, para as leguminosas, a quantidade de informações disponíveis na literatura científica sobre a diversidade de microssimbiontes diazotróficos é muito pequena, para as espécies nativas de plantas não leguminosas, esse cenário é ainda pior. A elevada diversidade de espécies pertencentes a diferentes famílias botânicas ainda não foi avaliada quanto à comunidade microbiana associada, principalmente no que tange aos microrganismos fixadores de N. Em um estudo pioneiro, Kavamura et al. (2013) isolaram bactérias promotoras de crescimento vegetal (não diazotróficas) da rizosfera de cactos nativos de diferentes regiões da Caatinga. Entre essas bactérias, dois isolados (*Pantoea* sp. e *Bacillus* sp.) foram selecionados por apresentarem a capacidade de promover a tolerância de plantas de milho (*Zea mays*) à seca. Essa é, com certeza, uma característica desejável para os inoculantes microbianos desenvolvidos para a região semiárida.

Em outro estudo também pioneiro, Fernandes Júnior et al. (2015) isolaram bactérias diazotróficas associadas à gramínea nativa tolerante à dessecação *Tripogon spicatus*. Essas bactérias foram avaliadas quanto a suas características fenotípicas; alguns de seus isolados se destacaram por apresentar elevada tolerância ao estresse salino in vitro. Ao utilizar o arroz (*Oryza sativa*) como planta-modelo, foi possível observar que três isolados (*Pantoea* sp., *Rhizobium* sp. e *Bacillus* sp.) apresentaram a capacidade de promover o crescimento vegetal em taxas superiores às observadas no tratamento de inoculação com uma estirpe de *Azospirillum brasilense*, utilizada no inoculante comercial para o arroz.

Esses estudos recentes foram desenvolvidos por meio de abordagens inovadoras, sob óticas de pesquisa que objetivaram o entendimento da diversidade de bactérias promotoras do crescimento vegetal,

associadas a plantas nativas e sua utilização na inoculação das plantas cultivadas. Os resultados obtidos pelos grupos de pesquisa indicam que a seleção de isolados bacterianos, para culminar em aumentos de produtividade em culturas de não leguminosas do Semiárido, deve ser conduzida com essas abordagens.

Estimativas da fixação biológica de nitrogênio em agroecossistemas do Semiárido

O desenvolvimento de qualquer tecnologia para incrementar o processo de FBN requer a quantificação precisa de N fixado nos diferentes agroecossistemas. Estimativas da FBN são importantes para determinar: 1) a capacidade de fixar N_2 em diferentes genótipos de plantas (espécies e variedades); 2) o efeito de práticas de manejo sobre a FBN; 3) o balanço entre as quantidades de N aportadas e exportadas pelos cultivos; e 4) a importância da FBN para o funcionamento de um ecossistema natural (Unkovitch et al., 2008). Para a produção agropecuária do Nordeste, essas quantificações são ainda mais importantes do que para outras regiões, porque o alto custo do insumo e as incertezas climáticas, que reduzem as respostas das culturas, comprometem a viabilidade da aplicação de fertilizantes nitrogenados por agricultores familiares.

Nesse contexto, as culturas e pastagens contam apenas com o N disponibilizado pela mineralização da matéria orgânica do solo e pela FBN. Nos cultivos irrigados, como o de frutas nos solos arenosos do Submédio São Francisco, por exemplo, em que a utilização de insumos é mais intensiva, o cultivo de plantas de cobertura (adubos verdes) pode diminuir a necessidade de fertilizantes nitrogenados, além de minimizar a rápida mineralização da matéria orgânica associada às condições de altas temperaturas, radiação ultravioleta e umidade do solo (Parton et al., 2007; King et al., 2012; Lee et al., 2014). Assim, para os sistemas produtivos do Semiárido, estimativas da FBN podem responder a perguntas como: “Quantos quilogramas de N são fixados em 1 ha dos principais tipos de cultivo de sequeiro do Semiárido?”; “Quantos quilogramas de N são fixados em 1 ha de cultivos irrigados ao se utilizarem adubos verdes?”; “Quantos quilogramas de N são fixados, anualmente, em 1 ha de Caatinga?”.

Métodos utilizados para quantificação da fixação biológica de nitrogênio no Semiárido

Para calcular as quantidades de N fixadas em determinado agroecossistema, é necessário fazer estimativas simultâneas das quantidades de N total acumuladas na biomassa vegetal produzida e das proporções desse N que são derivadas da atmosfera por meio da FBN. As quantidades de N estocadas na biomassa são calculadas mediante multiplicação das quantidades de biomassa pelos respectivos teores de N total, estes últimos determinados analiticamente. Estimativas da biomassa em cultivos podem ser facilmente realizadas por meio de amostragens destrutivas. Em espécies arbóreas de sistemas naturais, tais estimativas geralmente são calculadas por meio de equações alométricas.

Existem diversos métodos para quantificar as proporções de N derivado da atmosfera; todos eles apresentam vantagens e desvantagens, de acordo com o sistema estudado (Freitas et al., 2010a). Essas metodologias podem ser agrupadas em três linhas gerais de abordagem: 1) incremento líquido de N em um sistema solo-planta (método do balanço de N); 2) identificação do compartimento de origem (solo ou atmosfera) do N total da planta (métodos isotópicos, diferença de N e ureídeos); e 3) medição da atividade da nitrogenase, a enzima responsável pela FBN (métodos de redução do acetileno e evolução de hidrogênio) (Unkovich et al., 2008).

Os métodos isotópicos têm sido os mais amplamente utilizados para estimativas da FBN em agroecossistemas por todo o mundo e, entre eles, os principais são o método da abundância natural e o método da diluição isotópica. Esses métodos são baseados no princípio de que, se a concentração do isótopo ^{15}N no N_2 atmosférico difere significativamente da concentração isotópica do N no solo disponível para as plantas, é possível calcular a FBN com base em análises isotópicas do N de plantas fixadoras e de plantas não fixadoras (Unkovich et al., 2008). No método da diluição isotópica, plantas potencialmente fixadoras e plantas-referência não fixadoras são cultivadas em solo e recebem a mesma quantidade de fertilizantes isotopicamente marcados, que são compostos caros. Em contraste, no método da abundân-

cia natural, nada é adicionado ao sistema solo-planta (não há perturbação do ambiente), o que o torna particularmente útil para analisar ecossistemas naturais para os quais é muito difícil marcar o substrato (Freitas et al., 2010a); este último método também pode ser utilizado para leguminosas anuais cultivadas (Martins et al., 2015b).

O padrão isotópico do Semiárido (solos naturalmente enriquecidos em ^{15}N) propicia estimativas bastante confiáveis da FBN, utilizando-se o método da abundância natural (Freitas et al. 2015). A metodologia baseia-se na comparação entre a abundância de ^{15}N de uma espécie fixadora de N (que obtém N do N_2 atmosférico além das fontes de N do solo) e a abundância de uma espécie-referência não fixadora (que conta apenas com o N derivado do solo), ou seja, espera-se que plantas não fixadoras (que retiram todo seu N do solo) sejam mais abundantes em ^{15}N do que plantas fixadoras (que recebem parte de seu N do ar via FBN) (Freitas et al., 2010a). O cálculo do percentual de N da planta derivado da atmosfera é feito por meio da equação a seguir (Shearer; Kohl, 1986):

$$\%N_{\text{dda}} = (\delta^{15}\text{N}_{(\text{referência})} - \delta^{15}\text{N}_{(\text{fixadora})} / \delta^{15}\text{N}_{(\text{referência})} - B) \times 100$$

em que:

$\%N_{\text{dda}}$ = percentual de N da planta fixadora que é derivado do ar.

$\delta^{15}\text{N}_{(\text{referência})}$ = abundância de ^{15}N da planta-referência não fixadora (que reflete a abundância de ^{15}N do N do solo disponível para as plantas).

$\delta^{15}\text{N}_{(\text{fixadora})}$ = abundância de ^{15}N da planta fixadora.

B = valor de $\delta^{15}\text{N}$ de plantas fixadoras cultivadas na ausência de N (é a abundância de ^{15}N do N fixado na planta fixadora).

No Semiárido brasileiro, estimativas da FBN com métodos isotópicos só começaram a surgir a partir dos anos 2000 e ainda são bastante escassas, o que explica a grande lacuna de informações sobre as quantidades de N fixadas nos agroecossistemas existentes nas diferentes condições edafoclimáticas. A maior parte dos dados publicados ou em fase de publicação são resultados dos esforços de um grupo de pesquisadores pertencentes às seguintes instituições: UFRPE, UFPE, IPA, Instituto Federal de Pernambuco

(IFPE), Embrapa Semiárido, Uneb e Centro de Energia Nuclear na Agricultura (Cena), da Universidade de São Paulo. Esse grupo tem realizado estimativas da FBN que geram informações quantitativas sobre a fixação em fragmentos de Caatinga, em cultivos tradicionais do Semiárido, em sistemas agroflorestais e em sistemas que utilizam adubação verde. A seguir, será apresentado um panorama das metodologias utilizadas e dos resultados já publicados pelo grupo, com alguns comentários introdutórios que objetivam ressaltar a importância dos sistemas estudados. Em futuro próximo, novas estimativas estarão disponíveis na literatura. Entretanto, considerando a diversidade ambiental do Semiárido, ainda é alta a demanda por informações sobre as quantidades de N potencialmente fixadas.

Fixação em leguminosas arbóreas nativas da Caatinga

Florestas secas correspondem a mais de 40% da vegetação dos trópicos (Murphy; Lugo, 1995) e cobrem pouco mais de 1 milhão de quilômetros quadrados, principalmente nas Américas e na África (Miles et al., 2006), onde a família Leguminosae é a que apresenta maior dominância e diversidade de espécies (Gentry, 1995; Crews, 1999; Queiroz, 2009; Zappi et al., 2015). Entre as leguminosas nativas de florestas secas, é comum encontrar contribuições do N₂ atmosférico maiores do que 80% do N total absorvido pela planta (Teixeira et al., 2006; Freitas et al., 2010b; Andrews et al., 2011).

As florestas secas do Brasil (Caatingas) fazem parte do ciclo de agricultura itinerante e são a principal forma de pasto nativo; são, na verdade, um mosaico de áreas com distintos tempos de regeneração entremeadas a áreas mais preservadas, que apresentam diferentes proporções de leguminosas fixadoras no conjunto geral da vegetação (Sampaio et al., 1998; Pereira et al., 2003). Estudos pioneiros indicam que a FBN pode ser responsável por uma proporção alta do N absorvido por espécies nativas da Caatinga, como: cratília (Teixeira et al., 2006), jurema-preta, unha-de-gato [*Mimosa arenosa* (Willd.) Poir.] e jurema-branca [*Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke] (Freitas et al., 2010b). As contribuições da FBN para o N das plantas dessas espécies podem superar os 80%.

Com base na proporção de biomassa em leguminosas potencialmente fixadoras e na alta contribuição da FBN para a nutrição dessas espécies, fragmentos de Caatinga podem ser considerados como *hot spots* de FBN. Entretanto a compreensão sobre as taxas e os fatores que controlam a FBN nas Caatingas, ainda é baixa, pois os dados que relacionam as quantidades de N fixadas e a diversidade de condições edafoclimáticas em que essas florestas secas ocorrem, ainda são escassos. Até o momento, estimativas das quantidades de N fixadas em áreas com diferentes proporções de leguminosas na vegetação arbustiva e arbórea na Caatinga foram publicadas por Silva et al. (2017a) e Souza et al. (2012). De maneira contrária ao esperado, esses estudos têm demonstrado que os aportes de N fixado podem ser nulos ou muito baixos mesmo em áreas dominadas por leguminosas nodulantes (Souza et al., 2012) e não ter relação direta com a diversidade e abundância de leguminosas nodulantes (Silva et al., 2017a).

Essas estimativas resultaram de um pacote metodológico semelhante, que consiste na instalação de parcelas na área estudada, nas quais são realizados levantamentos florísticos e fitossociológicos para identificação de espécies potencialmente nodulantes e determinação das biomassas de folhas mediante equações alométricas desenvolvidas para espécies da Caatinga por Silva e Sampaio (2008) e Souza et al. (2012). Simultaneamente, são realizadas coletas de tecido foliar de indivíduos de dois grupos de espécies: 1) espécies-alvo, que são todas as espécies de leguminosas com capacidade de nodulação conhecida e espécies de leguminosas sobre cuja capacidade de nodulação ainda não há informações na literatura; e 2) espécies-referência, que são espécies não leguminosas ou leguminosas não nodulantes. A capacidade de nodulação é determinada de acordo com a literatura (Allen; Allen, 1981; Sprent, 2009; Freitas et al., 2010b). O tecido foliar de cada indivíduo amostrado é submetido a análises para determinação dos teores de N total (%) e da abundância natural de ^{15}N em espectrômetro de massa.

Souza et al. (2012) testaram a hipótese de que as quantidades de N fixadas são maiores em fragmentos de Caatinga em regeneração, em que predominam espécies fixadoras durante grande parte do processo de sucessão (Sampaio et al., 1998; Pereira et al., 2003), do que em fragmentos maduros, em que a proporção de leguminosas fixadoras é baixa (Sampaio,

1996). As avaliações foram realizadas no município de Santa Terezinha, localizado no Sertão da Paraíba. De maneira contrária à hipótese inicial, os resultados demonstraram que a FBN das leguminosas arbóreas foi ausente ou muito baixa nas áreas em regeneração, enquanto no fragmento maduro todas as espécies fixadoras – jurema-preta, jurema-branca e angico [*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan] – apresentaram grande proporção de N derivado da atmosfera (> 50%). Assim não houve aporte de N atmosférico nas áreas em regeneração, enquanto nas áreas maduras os aportes foram em torno de 6 kg ha⁻¹, o que equivale a menos de 10% do N total estocado no compartimento foliar de todas as arbóreas do fragmento. Embora baixa, essa quantidade é similar a valores encontrados em outras florestas tropicais. Já a ausência de FBN nos fragmentos em regeneração desafia a visão de que as leguminosas fixadoras apresentam vantagem ecológica em vegetações em regeneração.

A causa do baixo desempenho simbiótico que pode ser apresentado por uma espécie nodulante, mesmo em outros fragmentos florestais (Faye et al., 2007), ainda não está esclarecida. A nodulação e/ou a eficiência do processo de FBN podem ser restringidas por diversas condições relacionadas à planta, ao microssimbionte e às condições de clima e solo que afetam a simbiose. Logicamente, na ausência de populações nativas de bactérias capazes de nodular determinada espécie vegetal, a simbiose não se estabelece, mas populações de rizóbios capazes de nodular leguminosas são abundantes em solos de regiões de onde os genótipos bacterianos são nativos (Bala et al., 2003). Mesmo na presença de populações de rizóbios compatíveis, é possível que a simbiose não seja eficiente (Faye et al., 2007), pois tanto o crescimento de rizóbios em vida livre nos solos como sua capacidade de nodular as plantas e fixar N são sensíveis a condições ambientais e podem ser dependentes dos diversos atributos do solo.

Os solos de áreas de Caatinga são geralmente pobres em fósforo (P) (Silveira et al., 2006), fator que pode limitar a FBN (Crews, 1999; Vitousek et al., 2002, 2013; Pons et al., 2007). Além disso, pouco se sabe sobre a nodulação espontânea e sobre a ocorrência de populações capazes de formar simbiose com as espécies nativas (Reis Júnior et al., 2010; Freitas et al., 2014). Silva et al. (2017a) estimaram a FBN, a disponibilidade relativa de P e de N para as plantas e a ocorrência de populações de rizóbios

em fragmentos de Caatinga em diferentes estádios de regeneração, com diferentes proporções de leguminosas, nos municípios de São João e Petrolina, localizados no Semiárido de Pernambuco. Apesar de todos os fragmentos apresentarem dominância de leguminosas, principalmente espécies nodulantes, as quantidades de N fixadas biologicamente foram baixas (até $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em São João e até $3,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em Petrolina). Isso ocorreu porque apenas uma parte das plantas potencialmente nodulantes estava fixando N, mesmo assim, com baixos percentuais de N derivado do ar (N_{da}). Nesse caso, a ausência de FBN não pode ser explicada pela ausência de microssimbiontes nos solos, mas pode ser consequência da alta disponibilidade de N em relação à de P, refletida nas altas relações N:P (> 22) nas folhas dos fragmentos estudados.

Melhor compreensão do papel da FBN na regeneração dessas matas secas demanda a geração de mais dados sobre a produção de biomassa de leguminosas e quantidades de N fixadas em diferentes condições edafoclimáticas (Freitas et al., 2015).

Fixação em espécies herbáceas em fragmentos de Caatinga

Em pastagens naturais, a produção de biomassa normalmente é limitada pela baixa disponibilidade de água para as plantas (consequência das baixas médias de precipitação anual), pelo caráter errático das chuvas e pela predominância de solos rasos. Na Caatinga, a comunidade de plantas herbáceas, que ainda é pouco conhecida, apresenta grande diversidade (Araújo et al., 2005, 2007), com mais de 687 espécies listadas (Silva et al., 2009). A maior parte dessas ervas apresenta ciclo de vida anual e passa a ser mais visível durante a estação chuvosa (Araújo et al., 2005). Além do papel fundamental para o equilíbrio do ecossistema (Araújo et al., 2005; Reis et al., 2006), esse estrato herbáceo apresenta valor econômico por ser um componente importante da dieta dos rebanhos.

Dados sobre produção de biomassa das espécies herbáceas são escassos; a maioria dos estudos se refere à disponibilidade de herbáceas em pastagens com diferentes graus de interferência (de pouco a muito afetados

pelo homem). Embora nunca representem a maioria das espécies nem da biomassa, as leguminosas fixadoras sempre estão presentes no estrato herbáceo (Araújo et al., 2005; Moreira et al., 2006; Silva et al., 2009; Santana et al., 2011), com alguns gêneros recorrentes (por exemplo, *Centrosema*, *Macroptilium* e *Phaseolus*).

O potencial de FBN de leguminosas herbáceas nativas é uma característica importante para avaliar seu potencial de uso como forrageiras e/ou adubos verdes (Mapfumo et al., 2005; Nezomba et al., 2009; Tauro et al., 2009; Onyeonagu; Asiegbu, 2011). Apesar de essa característica ainda ser pouco conhecida para as espécies nativas do Semiárido brasileiro, Freitas et al. (2011) demonstraram que, quando cultivadas em condições de casa de vegetação, leguminosas forrageiras de porte herbáceo ou subarbustivo comuns na Caatinga (*Desmanthus pernambucanus*, *Macroptilium lathyroides* e *Macroptilium martii*) podem apresentar até 85% de N_{dda}. Com essa tendência de apresentar alto percentual de N_{dda}, as quantidades de N fixadas pelas leguminosas são definidas pela capacidade de produção de biomassa.

Até o momento, só existe um artigo em que foi feita a quantificação do N aportado a fragmentos de Caatinga pelo estrato herbáceo (Freitas et al., 2012a) nos mesmos fragmentos estudados por Souza et al. (2012) no Sertão paraibano. A FBN foi estimada em todas as espécies identificadas como leguminosas, mediante a metodologia da abundância natural do ¹⁵N. Em áreas recém-abandonadas, a produção de biomassa de herbáceas ultrapassou 6,0 Mg ha⁻¹; na Caatinga madura, ficou em torno de 3,4 Mg ha⁻¹. As leguminosas presentes na biomassa – *Arachis pusilla* Benth., *Centrosema brasilianum* (L.) Benth., *Centrosema pascuorum* Mart. ex Benth., *Chamaecrista nictitans* (L.) Moench, *Chamaecrista serpens* (L.) Greene, *Macroptilium gracile* (Poepp. ex Benth.) Urb., *Stylosanthes humilis* Kunth, além de mais duas espécies não identificadas – apresentaram contribuições altas à FBN (de 52% a 88%), o que demonstra seu potencial para o enriquecimento de pastagens e a recuperação da fertilidade do solo. As quantidades de N fixadas foram baixas (de 0,28 kg ha⁻¹ a 5,22 kg ha⁻¹) devido à baixa proporção de leguminosas (no máximo 4%) na produção total de herbáceas. Apesar disso, essas quantidades podem ter um impacto ambiental significativo considerando seus efeitos acumulados, principalmente em áreas recém-abandonadas.

Nitrogênio fixado em sistemas de cultivo

O feijão-caupi, geralmente plantado em consórcio com o milho, é a cultura dominante na agricultura familiar do Semiárido brasileiro. Essas culturas são integradas à pecuária (principal atividade rural nas áreas mais secas, que abrange a maior proporção das terras) mediante a utilização dos restos culturais para alimentação animal ou para incorporação ao solo. Atualmente, apresentam baixíssima produtividade, que é determinada principalmente pela irregularidade e deficiência das chuvas. Em cultivos solteiros ou em consórcio, o feijão-caupi é produzido em um sistema com pouca utilização de insumos, sem aplicação de fertilizantes. Por isso, a FBN tem um papel preponderante na nutrição da planta; a simbiose é estabelecida geralmente com bactérias nativas dos solos, pois também não é comum a adoção da tecnologia de inoculação com rizóbios selecionados.

O feijão-caupi apresenta ampla diversidade genética; há um grande número de variedades melhoradas disponíveis para as condições semiáridas. Além dessas, existem diversas variedades locais, muitas vezes preferidas pelos agricultores da região, devido a características de porte, tipo de maturação, ciclo da planta, cor, forma, tamanho e características de cozimento dos grãos. Assim essa interação entre genótipos de plantas e de microsimbiontes nativos, aliada às diferentes condições edafoclimáticas e de cultivo, gera enorme potencial de variação de respostas da FBN, já observado em alguns trabalhos (MARINHO et al., 2014). Entretanto, nos últimos anos, apenas dois estudos avaliaram quantitativamente o desempenho da simbiose em feijão-caupi no Semiárido, ambos no Agreste da Paraíba (Freitas et al., 2012b; Martins et al., 2015b).

Utilizando o método da diluição isotópica (em que foram aplicados 20 kg ha⁻¹ de ureia enriquecida em ¹⁵N), verifica-se que algumas variedades locais⁶ de feijão-caupi podem absorver mais da metade do N estocado em sua biomassa por meio da FBN (Freitas et al., 2012b). Quando cultivada no município de Esperança, no Agreste paraibano, a variedade Costela de Vaca

⁶No caso de variedades tradicionais (não desenvolvidas por programas de melhoramento), é importante ressaltar que têm denominações locais, o que não assegura identidade dos genótipos das plantas e pode levar a situações em que variedades com a mesma denominação sejam bastante diferentes de acordo com a região em que são produzidas.

apresentou capacidade de absorver da atmosfera quase 80% do N acumulado em sua biomassa, o que equivale a um potencial de aporte de 45 kg N ha⁻¹ em cultivos não consorciados. Outras variedades (Cariri, Sedinha, Corujinha, Sempre Verde e Azul) também apresentaram alta capacidade de FBN (Ndda de 43% a 58%). Por isso as quantidades de N aportadas pela FBN foram fortemente condicionadas pela produção de biomassa (variaram entre 22 kg ha⁻¹ e 30 kg ha⁻¹, quando cultivadas solteiras).

Em consórcio, a produtividade do feijão-caupi diminuiu, com efeito sobre a quantidade de N fixado, que também será menor. Apesar de o consórcio de feijão-caupi com milho ser comum no Semiárido, só existe uma estimativa das quantidades de N fixadas, comparando-se os sistemas tradicional e agroflorestal – entre ruas de gliricídia (*Gliricidia sepium*) + maniçoba (*Manihot glaziovii*) – no município de Taperoá, no Cariri Ocidental da Paraíba (Martins et al., 2015b). Nos dois sistemas, a simbiose com bactérias naturalmente estabelecidas no solo (não foram utilizados inoculantes) foi eficiente em fornecer N para as plantas, cuja FBN foi responsável por 62% a 68% da nutrição nitrogenada da leguminosa. A quantidade de N fixada no feijão-caupi no sistema tradicional (em consórcio com milho) foi de cerca de 30 kg ha⁻¹ N, dos quais 11 kg ha⁻¹ foram exportados nos grãos e 18 kg ha⁻¹ ficaram na palhada. Quando o milho + feijão foram cultivados entre as ruas de espécies arbóreas (sistema agroflorestal), a quantidade de N fixada foi reduzida (apenas 2,7 kg ha⁻¹), uma vez que a produtividade de biomassa do cultivo anual foi drasticamente reduzida (Martins et al., 2015b). Essa redução era esperada, pois a presença de árvores afeta diretamente a produtividade das culturas associadas pela competição por água, nutrientes e luz (Pérez-Marin et al., 2007).

Nitrogênio fixado em leguminosas arbóreas introduzidas em sistemas agroflorestais

A introdução de espécies arbóreas em campos agrícolas e em pastagens aumenta a produtividade de biomassa total e confere maior estabilidade aos sistemas em condições semiáridas (Martins et al., 2013; Pérez-Marin et al., 2007). Entretanto a produtividade das espécies herbáceas diminuiu quando são cultivadas nas entrelinhas de árvores (Martins et al., 2013). Essa redução pode ser compensada, em longo prazo, pela manutenção da fertili-

dade do solo propiciada pela entrada, no sistema, do N fixado nas leguminosas arbóreas. A quantificação dos inputs via FBN nesses agroecossistemas, geralmente pobres em N, é fundamental para o seu planejamento e manejo.

Estudos sobre o efeito de leguminosas nativas em sistemas agroflorestais não são comuns, mas sabe-se que o alto potencial de FBN dessas espécies pode propiciar o aporte de grandes quantidades de N (Teixeira et al., 2006; Freitas et al., 2010b), que dependerá do potencial de produção de biomassa. Algumas espécies não nativas, como gliricídia [*Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth] e leucena [*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit], têm demonstrado potencial de produção de biomassa ou capacidade de nodulação com rizóbios naturalmente estabelecidas nos solos (Martins et al., 2015b; Silva et al., 2016), mas também não existem estudos sobre quantidades de N que podem ser aportadas pelas mesmas. Em Esperança, PB, observou-se que a gliricídia nodulada por bactérias naturalmente estabelecidas no solo pode obter mais de 50% de seu N por meio da simbiose. Quando inserida em sistema agroflorestal, juntamente com maniçoba, em cultivos de capim-buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) ou palma [*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill.], a leguminosa pode adicionar mais de 40 kg ha⁻¹ de N apenas pelo corte de suas folhas e ramos finos (Martins et al., 2015b).

Fixação em gramíneas

Embora a principal gramínea cultivada no Semiárido seja o milho, existem também cultivos de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.), sorgo [*Sorghum bicolor* (L.) Moench], arroz (*Oryza sativa* L.) e capins diversos utilizados como pasto ou para corte para forragem. Além disso, gramíneas nativas são um importante componente da biomassa de herbáceas em alguns fragmentos de Caatinga. Essas espécies tropicais, de sistema fotossintético C4, apresentam alta eficiência em termos quanto à fotossíntese e à utilização de água, além de potencial de alta produção de biomassa. Diversas espécies diazotróficas (principalmente dos gêneros *Azospirillum*, *Herbaspirillum*, *Gluconacetobacter* e *Burkholderia*) já foram identificadas colonizando a superfície ou o interior das raízes dessas gramíneas (Montañez et al., 2009; Luna et al., 2010), mas ainda não está estabelecido se, e em que extensão, a FBN contribui para a nutrição das plantas.

Para as condições do Semiárido brasileiro, ainda não existem trabalhos publicados com evidências isotópicas de FBN em gramíneas e, conseqüentemente, não existem estimativas do N fixado nessas plantas (Freitas et al., 2015). Mesmo assim, a possibilidade de produção de grande quantidade de biomassa com utilização mínima de fertilizantes nitrogenados (que são dependentes de energia fóssil para sua fabricação) realça a importância da FBN em gramíneas. Por esse motivo, pesquisas estão sendo desenvolvidas (com cana-de-açúcar, sorgo e milho), avisando preencher a lacuna sobre o potencial de benefício da FBN em gramíneas do Semiárido, com previsão de publicação próxima.

Considerações finais

Esforços de pesquisa têm sido conduzidos ao longo dos anos com o objetivo de conhecer a diversidade de microssimbiontes dos solos do Semiárido, bem como a sua seleção para a obtenção de estirpes eficientes agronomicamente. Com a recente consolidação de novos grupos de pesquisa na região e de programas de pós-graduação em ciências agrárias e áreas correlatas, muitos resultados promissores têm sido obtidos nos últimos anos. Esses resultados poderão, em um futuro não muito distante, subsidiar a indicação de novos microrganismos para a inoculação de espécies de interesse para a região. Além da indicação de novos microrganismos, os resultados de pesquisa obtidos pelos grupos de pesquisa da região Nordeste têm potencial para o subsídio de novas tecnologias, práticas e processos agropecuários para a região semiárida.

Para continuarmos progredindo na geração de conhecimento e tecnologia para a FBN na região semiárida, investimentos em pesquisa, desenvolvimento e inovação devem continuar sendo realizados com o fomento de projetos de pesquisa, bolsas de pós-graduação e infraestrutura nas instituições de pesquisa e ensino da região semiárida do Nordeste do Brasil.

Referências

- ALCÂNTARA, R. M. C. M. de; XAVIER, G. R.; RUMJANEK, N. G.; ROCHA, M. de M.; CARVALHO, J. dos S. Eficiência simbiótica de progenitores de cultivares brasileiras de feijão-caupi. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 1, p. 1-9, jan./mar. 2014. DOI: 10.1590/S1806-66902014000100001.
- ALLEN, O. N.; ALLEN, E. K. **The Leguminosae: a source book of characteristics use and nodulation**. Wisconsin: University of Wisconsin, 1981. 812 p. DOI: 10.1007/978-1-349-06142-6.
- ALMEIDA, A. L. G. de; ALCANTARA, R. M. C. M. de; NÓBREGA, R. S. A.; NÓBREGA, J. C. A.; LEITE, L. F. C.; SILVA, J. A. L. da. Produtividade do feijão-caupi cv BR 17 Gurguéia inoculado com bactérias diazotróficas simbióticas no Piauí. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 3, p. 364-369, 2010. DOI: 10.5039/agraria.v5i3a795.
- ANDREWS, M.; JAMES, E. K.; SPRENT, J. I.; BODDEY, R. M.; GROSS, E.; REIS JUNIOR, F. B. Nitrogen fixation in legumes and actinorhizal plants in natural ecosystems: values obtained using ¹⁵N natural abundance. **Plant Ecology and Diversity**, v. 4, n. 2-3, p. 131-140, 2011. DOI: 10.1080/17550874.2011.644343.
- ARAÚJO, E. de L.; CASTRO, C. C. de; ALBUQUERQUE, U. P. de. Dynamics of Brazilian Caatinga: a review concerning the plants, environment and people. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 1, n. 1, p. 15-29, 2007. DOI: 10.1590/S0102-33062005000200011.
- ARAÚJO, E. de L.; SILVA, K. A. da; FERRAZ, E. M. N.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; SILVA, S. I. da. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru-PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 2, p. 282-297, abr./jun. 2005. DOI: 10.1590/S0102-33062005000200011.
- BALA, A.; MURPHY, P. J.; OSUNDE, A.O.; GILLER, K. E. Nodulation of tree legumes and the ecology of their native rhizobial populations in tropical soils. **Applied Soil Ecology**, v. 22, n. 3, p. 211-223, 2003. DOI:10.1016/S0929-1393(02)00157-9.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa SDA nº 13, de 24 de março de 2011. Aprova as normas sobre especificações, garantias, registro, embalagem e rotulagem dos inoculantes destinados à agricultura, bem como as relações dos micro-organismos autorizados e recomendados para produção de inoculantes no Brasil, na forma dos Anexos I, II e III, desta Instrução. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 mar. 2011. Seção 1, p. 3-7. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-13-de-24-03-2011-inoculantes.pdf>. Acesso em: 7 ago. 2017.
- BURITY, H. A.; FARIS, M. A.; COULMAN, B. E.; TA, T. C. Fixação de nitrogênio em alfalfa (*Medicago sativa* L.). Comparação entre os métodos da diferença, da diluição do isótopo e da redução de acetileno. **Caderno Ômega. Série Biologia**, n. 2, p. 63-76, jan. 1990.
- COSTA, E. M.; NÓBREGA, R. S. A.; MARTINS, L. de V.; AMARAL, F. H. C.; MOREIRA, F. M. de S. Nodulação e produtividade de *Vigna unguiculata* (L.) Walp. por cepas de rizóbio em Bom Jesus, PI. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 1, p. 1-7, jan./mar. 2011. DOI: 10.1590/S1806-66902011000100001.

CREWS, T. E. The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: evolutionary versus ecological considerations. **Biogeochemistry**, v. 46, n. 1-3, p. 233-246, July 1999. DOI: 10.1023/A:1006141221938.

CUNHA, J. B. A. **Diversidade de rizóbios em nódulos de acessos de amendoim (*Arachis hypogaea* L.)**. 2014. 62 f. Dissertação (Mestrado em Horticultura Irrigada) – Universidade do Estado da Bahia, Juazeiro.

FAYE, A.; SALL, S.; CHOTTE, J. L.; LESUEUR, D. Soil bio-functioning under *Acacia nilotica* var. *Tomentosa* protected forest along the Senegal River. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 79, n. 1, p. 35–44, 2007. DOI: 10.1007/s10705-007-9093-7.

FERNANDES JÚNIOR, P. I.; AIDAR, S. T.; MORGANTE, C. V.; GAVA, C. A. T.; ZILLI, J. É.; SOUZA, L. S. B.; MARINHO, R. C. N.; NÓBREGA, R. S. A.; BRASIL, M. S.; SEIDO, S. L.; MARTINS, L. M. V. The resurrection plant *Tripogon spicatus* (Poaceae) harbors a diversity of plant growth promoting bacteria in northeastern Brazilian Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 993-1002, jul./ago. 2015.

FERNANDES JÚNIOR, P. I.; SILVA JÚNIOR, E. B.; SILVA JÚNIOR, S.; SANTOS, C. E. R. S.; OLIVEIRA, P. J.; RUMJANEK, N. G.; MARTINS, L. M. V.; XAVIER, G. R. Performance of polymer compositions as carrier to cowpea rhizobial inoculant formulations: survival of rhizobia in pre-inoculated seeds and field efficiency. **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 12, p. 2945-2951, Feb. 2012. DOI: 10.5897/AJB11.1885.

FERREIRA, L. de V. M.; NÓBREGA, R. S. A.; NÓBREGA, J. C. A.; AGUIAR, F. L. de; MOREIRA, F. M. de S.; PACHECO, L. P. Biological nitrogen fixation in production of *Vigna unguiculata* (L.) Walp, family farming in Piauí, Brazil. **Journal of Agricultural Science**, v. 5, n. 4, p. 153-160, 2013. DOI: 10.5539/jas.v5n4p153.

FREITAS, A. D. S. de; BORGES, W. L.; ANDRADE, M. M. de M.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; SANTOS, C. E. de R. e S.; PASSOS, S. R.; XAVIER, G. R.; MULATO, B. M.; LYRA, M. do C. C. P. de. Characteristics of nodule bacteria from *Mimosa* spp. grown in soils of the Brazilian semiarid region. **African Journal of Microbiology Research**, v. 8, n. 8, p. 788-796, Feb. 2014. DOI: 10.5897/AJMR2013.6518.

FREITAS, A. D. S. de; MEDEIROS, P. J. C.; SANTOS, C. E. R. S.; STAMFORD, N. P. Fixação do N₂ e desenvolvimento do guandu inoculado com rizóbio em um Cambissolo salinizado do semi-árido. **Agropecuária Técnica**, v. 24, n. 2, p. 87-95, 2003. DOI: 10.5897/AJMR2013.6518.

FREITAS, A. D. S. de; SAMPAIO, E. V. de S. B.; RAMOS, A. P. de S.; BARBOSA, M. R. de V.; LYRA, R. P.; ARAÚJO, E. L. Nitrogen isotopic patterns in tropical forests along a rainfall gradient in Northeast Brazil. **Plant and Soil**, v. 391, n. 1-2, p. 109-122, June 2015. DOI: 10.1007/s11104-015-2417-5.

FREITAS, A. D. S. de; SAMPAIO, E. V. de S. B.; SANTOS, C. E. de R. e S. Abundância natural do ¹⁵N para quantificação da fixação biológica do nitrogênio em plantas. FIGUEIREDO, M. do V. B.; BURITY, H. A.; OLIVEIRA, J. de P.; SANTOS, C. E. de R. e S.; STAMFORD, N. P. (ed.). **Biotecnologia aplicada à agricultura: textos de apoio e protocolos experimentais**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Recife: Instituto Agrônômico de Pernambuco, 2010. p. 505-517.

FREITAS, A. D. S. de; SAMPAIO, E. V. de S. B.; SANTOS, C. E. R. S.; FERNANDES, A. R. Biological nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid caatinga. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 3, p. 344-349, Mar. 2010b. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2009.09.018.

FREITAS, A. D. S. de; SAMPAIO, E. V. de S. B. de; SILVA, B. L. R. da; ALMEIDA CORTEZ, J. S. de; MENEZES, R. S. C. How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forests? 2. Herbs. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 94, n. 2-3, p. 181-192, Dec. 2012a. DOI: 10.1007/s10705-012-9545-6.

FREITAS, A. D. S. de; SILVA, A. F.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Yield and biological nitrogen fixation of cowpea varieties in the semi-arid region of Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 45, p. 109-114, Oct. 2012b. DOI: 10.1016/j.biombioe.2012.05.017.

FREITAS, A. D. S. de; SILVA, T. O. da; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; ARAÚJO, E. R.; FRAGA, V. da S. Nodulação e fixação de nitrogênio por forrageiras da Caatinga cultivadas em solos do Semiárido paraibano. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 9, p. 1856-1861, set. 2011. DOI: 10.1590/S1516-35982011000900003.

FREITAS, A. D. S. de; VIEIRA, C. L.; SANTOS, C. E. de R. e S.; STAMFORD, N. P.; LYRA, M. do C. C. P. de. Caracterização de rizóbios isolados de Jacatupé cultivado em solo salino no Estado de Pernambuco, Brasil. **Bragantia**, v. 66, n. 3, p. 497-504, 2007. DOI: 10.1590/S0006-87052007000300017.

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (ed.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 146-194. DOI: 10.1017/CBO9780511753398.007.

GUALTER, R. M. R.; BODDEY, R. M.; RUMJANEK, N. G.; FREITAS, A. C. R. de; XAVIER, G. R. Eficiência agrônômica de estirpes de rizóbio em feijão-caupi cultivado na região da Pré-Amazônia maranhense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 3, p. 303-308, mar. 2011.

KAVAMURA, V. N.; SANTOS, S. N.; SILVA, J. L.; PARMA, M. M.; ÁVILA, L. A.; VISCONTI, A.; ZUCCHI, T. D.; TAKETANI, R. G.; ANDREOTE, F. D.; MELO, I. S. Screening of Brazilian cacti rhizobacteria for plant growth promotion under drought. **Microbiological Research**, v. 168, n. 4, p. 183-191, 2013.

KING, J. Y.; BRANDT, L. A.; ADAIR, E. C. Shedding light on plant litter decomposition: advances, implications and new directions in understanding the role of photodegradation. **Biogeochemistry**, v. 111, n. 1-3, p. 57-81, 2012. DOI: 10.1007/s10533-012-9737-9.

LACERDA, A. M.; MOREIRA, F. M. S.; ANDRADE, M. J. B.; SOARES, A. L. L. Efeitos de estirpes de rizóbio sobre a nodulação e produtividade do feijão-caupi. **Revista Ceres**, v. 51, n. 293, p. 67-82, 2004.

LEE, H.; FITZGERALD, J.; HEWINS, D. B.; MCCULLEY, R. L.; ARCHER, S. R.; RAHN, T.; THROOP, H. L. Soil moisture and soil-litter mixing effects on surface litter decomposition: a controlled environment assessment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 72, p. 123-132, May 2014. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.01.027.

LEITE, J.; FISCHER, D.; ROUWS, L. F. M.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; HOFMANN, A.; KUBLIK, S.; SCHLOTTER, M.; XAVIER, G. R.; RADL, V. Cowpea nodules harbor non-rhizobial bacterial communities that are shaped by soil type rather than plant genotype. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, article 2064, Jan. 2017. DOI: 10.3389/fpls.2016.02064.

LEITE, J.; SEIDO, S. L.; PASSOS, S. R.; XAVIER, G. R.; RUMJANEK, N. G.; MARTINS, L. M. V. Biodiversity of rhizobia associated with cowpea cultivars in soils of the lower half of the São Francisco river valley. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1215-1226, Sept./Oct. 2009. DOI: 10.1590/S0100-06832009000500015.

LUNA, M. F.; GALAR, M. L.; APREA, J.; MOLINARI, M. L.; BOIARDI, J. L. Colonization of sorghum and wheat by seed inoculation with *Gluconacetobacter diazotrophicus*. **Biotechnology Letters**, v. 32, n. 8, p. 1071-1076, Aug. 2010. DOI: 10.1007/s10529-010-0256-2.

LYRA, M. do C. C. P. de; FREITAS, A. D. S. de; SILVA, T. A.; SANTOS, C. E. de R. e S. Phenotypic and molecular characteristics of rhizobia isolated from nodules of peanut (*Arachis hypogaea* L.) grown in Brazilian Spodosols. **African Journal of Biotechnology**, v. 12, n. 17, p. 2147-2156, Apr. 2013. DOI: 10.5897/AJB11.1574.

MAPFUMO, P.; MTAMBANENGWE, F.; GILLER, K. E.; MPEPEREKI, S. Tapping indigenous herbaceous legumes for soil fertility management by resource-poor farmers in Zimbabwe. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 109, n. 3-4, p. 221-233, Sept. 2005. DOI: 10.1016/j.agee.2005.03.015.

MARINHO, R. de C. N.; FERREIRA, L. de V. M.; SILVA, A. F. da; MARTINS, L. M. V.; NÓBREGA, R. S. A.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I. Symbiotic and agronomic efficiency of new cowpea rhizobia from Brazilian Semi-Arid. **Bragantia**, v. 76, n. 2, p. 273-281, Apr./June 2017. DOI: 10.1590/1678-4499.003.

MARINHO, R. de C. N.; NÓBREGA, R. S. A.; ZILLI, J. E.; XAVIER, G. R.; SANTOS, C. A. F.; AIDAR, S. de T.; MARTINS, L. M. V.; FERNANDES JUNIOR, P. I. Field performance of new cowpea cultivars inoculated with efficient nitrogen-fixing rhizobial strains in the Brazilian Semiarid. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 5, p. 395-402, maio 2014. DOI: 10.1590/S0100-204X2014000500009.

MARTINS, J. C. R.; FREITAS, A. D. S. de; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Nitrogen symbiotically fixed by cowpea and gliricidia and agroforestry systems under semiarid conditions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 2, p. 178-184, fev. 2015b. DOI: 10.1590/S0100-204X2015000200010.

MARTINS, J. C. R.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SANTOS, A. F. dos; NAGAI, M. A. Produtividade de biomassa em sistemas agroflorestais e tradicionais no Cariri Paraibano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 6, p. 581-587, jun. 2013. DOI: 10.1590/S1415-43662013000600002.

MARTINS, L. M. V.; RUMJANEK, N. G.; NEVES, M. C. P. Diversity of cowpea nodulating rhizobia isolated from the semi-arid Northeastern region of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 67, n. 3, p. 467-471, 1995. Suplemento 3.

MARTINS, L. M. V.; RUMJANEK, N. G.; NEVES, M. C. P. Growth characteristics and symbiotic efficiency of rhizobia isolated from cowpea nodules of the North-East region of Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 5-6, p. 1005-1010, May/June 1997. DOI: 10.1016/S0038-0717(96)00215-5.

MARTINS, L. M. V.; XAVIER, G. R.; RANGEL, F. W.; RIBEIRO, J. R. A.; NEVES, M. C. P.; MORGADO, L. B.; RUMJANEK, N. G. Contribution of biological nitrogen fixation to cowpea: a strategy for

improving grain yield in the semi-arid region of Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, n. 6, p. 333-339, Oct. 2003. DOI: 10.1007/s00374-003-0668-4.

MARTINS, P. G. S.; LIRA JÚNIOR, M. A.; FRACETTO, G. G. M.; SILVA, M. L. R. B. da; VICENTIN, R. P.; LYRA, M. do C. C. P. de. *Mimosa caesalpinifolia* rhizobial isolates from different origins of the Brazilian Northeast. **Archives of Microbiology**, v. 197, n. 3, p. 459-469, Apr. 2015a. DOI: 10.1007/s00203-014-1078-8.

MENEZES, K. A. S.; ESCOBAR, I. E. C.; FRAIZ, A. C. R.; MARTINS, L. M. V.; FERNANDES JÚNIOR, P. I. Genetic variability and symbiotic efficiency of *Erythrina velutina* Willd. root nodule bacteria from the semi-arid region in Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, e0160302, Feb. 2017. DOI: 10.1590/18069657rbc20160302.

MENEZES, K. A. S.; NUNES, G. F. O.; SAMPAIO, A. A.; SILVA, A. F.; SOUZA, L. S. B.; GAVA, C. A. T.; MARTINS, L. M. V.; FERNANDES JÚNIOR, P. I. Diversity of new root nodule bacteria from *Erythrina velutina* Willd., a native legume from the Caatinga dry forest (Northeastern Brazil). **Revista de Ciências Agrárias**, v. 39, n. 2, p. 222-233, 2016. DOI: 10.19084/RCA15050.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DE FRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOS, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491-505, Mar. 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x.

MONTAÑEZ, A.; ABREU, C.; GILL, P. R.; HARDARSON, G.; SICARDI, M. Biological nitrogen fixation in maize (*Zea mays* L.) by ¹⁵N isotope-dilution and identification of associated culturable diazotrophs. **Biology and Fertility of Soils**, v. 45, n. 3, p. 253-263, Feb. 2009. DOI: 10.1007/s00374-008-0322-2.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. atual. ampl. Lavras: Ed. da UFLA, 2006. 729 p.

MOREIRA, J. N.; LIRA, M. de A.; SANTOS, M. V. F. dos; FERREIRA, M. de A.; ARAÚJO, G. G. L. de; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, G. C. da. Caracterização da vegetação de caatinga e da dieta de novilhos no Sertão de Pernambuco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 11, p. 1643-1651, nov. 2006. DOI: 10.1590/S0100-204X2006001100011.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Dry forests of Central America and the Caribbean. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (ed.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 9-34. DOI: 10.1017/CBO9780511753398.002.

NEZOMBA, H.; TAURO, T. P.; MTAMBANENGWE, F.; MAPFUMO, P. Indigenous legumes biomass quality and influence on C and N mineralization under indigenous legume fallow systems. **Symbiosis**, v. 48, n. 1-2, p. 78-91, Feb. 2009. DOI: 10.1007/BF03179987.

NUNES, F. S.; RAIMONDI, A. C.; NIEDWIESKI, A. C.; NUNES, F. S. Fixação de nitrogênio: estrutura, função e modelagem bioinorgânica das nitrogenases. **Química Nova**, v. 26, n. 6, p. 872-879, nov./dez. 2003. DOI: 10.1590/S0100-40422003000600016.

ONYEONAGU, C. C.; ASIEGBU, J. E. Preliminary study of the contribution of native legumes to the nitrogen economy of natural grasslands. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 47, p. 9600-9605, Aug. 2011. DOI: 10.5897/AJB11.752.

- PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSENS, L.; HARMON, M. E.; CURRE, W. S.; KING, J. Y.; ADAIR, E. C.; BRANDT, L. A.; HART, S. C.; FASTH, B. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. **Science**, v. 315, n. 5810, p. 361-364, 2007. DOI: 10.1126/science.1134853.
- PEIX, A.; RAMÍREZ-BAHENA, M. H.; VELÁZQUEZ, E.; BEDMARD, E. J. Bacterial associations with legumes. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 34, n. 1-3, p. 17-42, 2015. DOI: 10.1080/07352689.2014.897899.
- PEREIRA, I. M.; ANDRADE, L. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; BARBOSA, M. R. V. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. **Biotropica**, v. 35, n. 2, p. 154-165, June 2003. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2003.tb00275.x.
- PÉREZ-MARIN, A. P.; MENEZES, R. S. C.; SALCEDO, I. H. Produtividade de milho solteiro ou em aléias de gliricídia adubado com duas fontes orgânicas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 5, p. 669-677, maio 2007. DOI: 10.1590/S0100-204X2007000500009.
- PONS, T. L.; PERREIJN, K.; VAN KESSEL, C.; WERGER, M. J. Symbiotic nitrogen fixation in a tropical rainforest: ¹⁵N natural abundance measurements supported by experimental isotopic enrichment. **New Phytologist**, v. 173, n. 1, p. 154-167, 2007. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2006.01895.x.
- QUEIROZ, L. P. de. **Leguminosas da caatinga**. Feira de Santana: Ed. da UEFS, 2009. 443 p.
- RADL, V.; SIMÕES-ARAÚJO, J. L.; LEITE, J.; PASSOS, S. R.; MARTINS, L. M. V.; XAVIER, G. R.; RUMJANEK, N. G.; BALDANI, J. I.; ZILLI, J. E. *Microvirga vignae* sp. nov., a root nodule symbiotic bacterium isolated from cowpea grown in the semi-arid of Brazil. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 64, n. 3, p. 725-730, 2014. DOI: 10.1099/ijms.0.053082-0.
- REIS, A. M. S.; ARAÚJO, E. L.; FERRAZ, E. M. N.; MOURA, A. N. Inter-annual variation in the floristic and population structure of an herbaceous community of “Caatinga” vegetation in Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 3, p. 497-508, jul./set. 2006. DOI: 10.1590/S0100-84042006000300017.
- REIS JÚNIOR, F. B. dos; SIMON, M. F.; GROSS, E.; BODDEY, R. M.; ELLIOTT, G. N.; ELIAS NETO, N.; LOUREIRO, M. de F.; QUEIROZ, L. P. de; SCOTTI, M. R.; CHEN, W. M.; NORÉN, A.; RUBIO, M. C.; FARIA, S. M. de; BONTEMPS, C.; GOI, S. R.; YOUNG, J. P. W.; SPRENT, J. I.; JAMES, E. K. Nodulation and nitrogen fixation by *Mimosa* spp. in the cerrado and caatinga biomes of Brazil. **New Phytologist**, v. 186, n. 4, p. 934-946, 2010. DOI:10.1111/j.1469-8137.2010.03267.x.
- RODRIGUES, D. R.; SILVA, A. F. da; CAVALCANTI, M. I. P.; ESCOBAR, I. E. C.; FRAIZ, A. C. R.; RIBEIRO, P. R. de A.; FERREIRA NETO, R. A.; FREITAS, A. D. S. de; FERNANDES-JÚNIOR, P. I. Phenotypic, genetic and symbiotic characterization of *Erythrina velutina* rhizobia from Caatinga dry forest. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 49, n. 3, p. 503-512, July/Sept. 2018. DOI: 10.1016/j.bjm.2017.09.007.
- SAMPAIO, E. V. S. B. Fitossociologia. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; MAYO, S. J.; BARBOSA, M. R. V. (ed.). **Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil, Seção Regional de Pernambuco, 1996. p. 203-224.

SAMPAIO, E. V. de S. B.; ARAÚJO, E. de L.; SALCEDO HERNÁN, I.; TIESSEN, H. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 5, p. 621-632, maio 1998.

SANTANA, D. F. Y.; LIRA, M. de A.; SANTOS, M. V. F. dos; FERREIRA, M. de A.; SILVA, M. J. de A.; MARQUES, K. A.; MELLO, A. C. L. de; SANTOS, D. C. dos. Caracterização da caatinga e da dieta de novilhos fistulados, na época chuvosa, no Semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 1, p. 69-78, jan. 2011. DOI: 10.1590/S1516-35982011000100010.

SANTOS, C. E. R. S.; SILVA, V. S. G. da; FREITAS, A. D. S. de; SILVA, A. F. da; BEZERRA, R. de V.; LYRA, M. do C. C. P. de; FERREIRA, J. da S. Prospecting of efficient rhizobia for peanut inoculation in a Planosol under different vegetation covers. **African Journal of Microbiology Research**, v. 11, n. 4, p. 123-131, Jan. 2017a. DOI: 10.5897/AJMR2016.8355.

SANTOS, C. E. R. S.; STAMFORD, N. P.; FREITAS, A. D. S.; VIEIRA, I. M. de M.; SOUTO, S. M.; NEVES, M. C. P.; RUMJANEK, N. G. Efetividade de rizóbios isolados de solos da região Nordeste do Brasil, na fixação do N₂ em amendoim (*Arachis hypogaea* L.). **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 27, n. 2, p. 301-307, Apr./June 2005. DOI: 10.4025/actasciagron.v27i2.1849.

SANTOS, D. R.; SANTOS, C. E. R. S.; STAMFORD, N. P. Inoculação do caupi em solo salinizado da região semi-árida no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, n. 3, p. 291-295, set./dez. 1990.

SANTOS, J. M. F. dos; ALVES, P. A. C.; SILVA, V. C.; KRUSCHEWSKY-RHEM, M. F.; JAMES, E. K.; GROSS, E. Diverse genotypes of *Bradyrhizobium* nodulate herbaceous *Chamaecrista* (Moench) (Fabaceae, Caesalpinioideae) species in Brazil. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 40, n. 2, p. 69-79, Mar. 2017b. DOI: 10.1016/j.syapm.2016.12.004.

SANTOS, J. W. M. dos; SILVA, J. F. da; FERREIRA, T. D. dos S.; DIAS, M. A. M.; FRAIZ, A. C. R.; ESCOBAR, I. E. C.; SANTOS, R. C. dos; LIMA, L. M. de; MORGANTE, C. V.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I. Molecular and symbiotic characterization of peanut bradyrhizobia from the semi-arid region of Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 121, p. 177-184, Dec. 2017c.

SAWANA, A.; ADEOLU, M.; GUPTA, R. S. Molecular signatures and phylogenomic analysis of the genus *Burkholderia*: proposal for division of this genus into the emended genus *Burkholderia* containing pathogenic organisms and a new genus *Paraburkholderia* gen. nov. harboring environmental species. **Frontiers in Genetics**, v. 5, article 429, Dec. 2014. DOI: 10.3389/fgene.2014.00429.

SEEFELDT, L. C.; HOFFMAN, B. M.; DEAN, D. R. Mechanism of Mo-dependent nitrogenase. **Annual Review of Biochemistry**, v. 78, p. 701-722, July 2009. DOI: 10.1146/annurev.biochem.78.070907.103812.

SHEARER, G.; KOHL, D. H. N₂-fixation in field settings: estimations based on natural ¹⁵N abundance. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 13, n. 6, p. 699-756, 1986. DOI: 10.1071/PP9860699.

SILVA, A. F. da; FREITAS, A. D. S. de; COSTA, T. L.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; MARTINS, L. M. V.; SANTOS, C. E. de R. e S.; MENEZES, K. A. S.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Biological nitrogen fixation in tropical dry forests with different legume diversity and abundance. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, n. 3, p. 321-334, Apr. 2017a. DOI: 10.1007/s10705-017-9834-1.

- SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 567–575, 2008. DOI:10.1590/S0100-67622008000300017.
- SILVA, K. A. da; ARAÚJO, E. de L.; FERRAZ, E. M. N. Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 100-110, jan./mar. 2009. DOI: 10.1590/S0102-33062009000100013.
- SILVA, L. B.; TORRES, É. B.; NÓBREGA, R. A. S.; LOPES, G. N.; VOGADO, R. F.; PAVAN, B. E.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I. Biochemical studies of amylase, lipase and protease in *Callosobruchus maculatus* (Coleoptera: Chrysomelidae) populations fed with *Vigna unguiculata* grain cultivated with diazotrophic bacteria strains. **Bulletin of Entomological Research**, v. 107, p. 820-827, 2017b. DOI: 10.1017/S0007485317000463.
- SILVA, V. S. G. da; SANTOS, C. E. de R. e S.; FREITAS, A. D. S. de; STAMFORD, N. P.; SILVA, A. F. da; LYRA, M. do C. C. P. de. Systems of land use affecting nodulation and growth of tree legumes in different soils of the Brazilian semiarid area. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 40, p. 3966-3974, 2016. DOI: 10.5897/AJAR2016.11603.
- SILVEIRA, M. M. L.; ARAÚJO, M. S. B.; SAMPAIO, E. V. S. B. Distribuição de fósforo em diferentes ordens de solo do semiárido da Paraíba e de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 2, p. 281-291, 2006. DOI: 10.1590/S0100 06832006000200009.
- SIZENANDO, C. I. T.; RAMOS, J. P. C.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; LIMA, L. M. de; FREIRE, R. M. M.; SANTOS, R. C. dos. Agronomic efficiency of Bradyrhizobium in peanut under different environments in Brazilian Northeast. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 37, p. 3482-3487, Sept. 2016. DOI: 10.5897/AJAR2016.11294.
- SOUSA, J. B. de; PINHEIRO, M. de S.; SILVA, L. L.; MARTINS, S. C. S.; MARTINS, C. M. Caracterização de bactérias nativas de solo do semiárido isoladas de nódulos de feijão-caupi. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 19, p. 2797-2806, 2014.
- SOUZA, L. Q. de; FREITAS, A. D. S. de; SAMPAIO, E. V. de S. B.; MOURA, P. M.; MENEZES, R. S. C. How much nitrogen is fixed by biological symbiosis in tropical dry forests? 1. Trees and shrubs. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 94, n. 1-2, p. 171-179, Dec. 2012. DOI: 10.1007/s10705-012-9531-z.
- SPRENT, J. I. **Legume nodulation: a global perspective**. Chichester: Wiley-Blackwell, 2009. 200 p. DOI: 10.1002/9781444316384.
- STAMFORD, N. P.; SANTOS, C. E. de R. S. Seleção de estirpes de Rhizobium para caupi, resistentes a temperatura elevada. **Caderno Ômega. Série Agronomia**, v. 1, n. 1, p. 61-63, 1985.
- STAMFORD, N. P.; VIEIRA, I. M. de M. B.; SANTOS, D. R. dos; SANTOS, C. E. de R. e S. Seleção de *Bradyrhizobium* para caupi cultivado em solo ácido (LVA) do semi-árido do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 25, n. 4, p. 545-552, abr. 1990.
- TAMPAKAKI, A. P.; FOTIADIS, C. T.; NTATSI, G.; SAVVAS, D. Phylogenetic multilocus sequence analysis of indigenous slow-growing rhizobia nodulating cowpea (*Vigna unguiculata* L.) in Greece. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 40, n. 3, p. 179-189, Apr. 2017. DOI: 10.1016/j.syapm.2017.01.001.

TAURO, T. P.; NEZOMBA, H.; MTAMBANENGWE, F.; MAPFUMO, P. Germination, field establishment patterns and nitrogen fixation of indigenous legumes on nutrient-depleted soils. **Symbiosis**, v. 48, n. 1-3, p. 92-101, Feb. 2009. DOI: 10.1007/BF03179988.

TEIXEIRA, F. C. P.; BORGES, W. L.; XAVIER, G. R.; RUMJANEK, N. G. Characterization of indigenous rhizobia from Caatinga. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 41, n. 1, p. 201-208, Jan./Mar. 2010.

TEIXEIRA, F. C. P.; REINERT, F.; RUMJANEK, N. G.; BODDEY, R. M. Quantification of the contribution of biological nitrogen fixation to *Cratylia mollis* using the ¹⁵N natural abundance technique in the semi-arid Caatinga region of Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 7, p. 1989-1993, 2006. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.11.013.

TORRES, E. B.; NÓBREGA, R. S. A.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; SILVA, L. B.; CARVALHO, G. dos S.; MARINHO, R. de C. N.; PAVAN, B. E. The damage of *Callosobruchus maculatus* on cowpea grains is dependent of the plant genotype. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 96, n. 12, p. 4276-4280, Sept. 2016. DOI: 10.1002/jsfa.7639.

UNKOVICH, M.; HERRIDGE, D.; PEOPLES, M.; CADISCH, G.; BODDEY, R.; GILLER, K.; ALVES, B.; CHALK, P. **Measuring plant-associated nitrogen fixation in agricultural systems**. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 2008. 258 p. (ACIAR Monograph, 136).

VITOUSEK, P. M.; CASSMAN, K.; CLEVELAND, C. C.; CREWS, T.; FIELD, C. B.; GRIMM, N. B.; HOWARTH, R. W.; MARINO, R.; MARTINELLI, L. A.; RASTETTER, E.; SPRENT, J. I. Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. **Biogeochemistry**, v. 57, n. 1, p. 1-45, 2002. DOI: 10.1023/A:1015798428743.

VITOUSEK, P. M.; MENGE, D. N. L.; REED, S. C.; CLEVELAND, C. C. Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1621, article 20130119, 2013. DOI:10.1098/rstb.2013.0119.

XAVIER, G. R.; MARTINS, L. M. V.; NEVES, M. C. P.; RUMJANEK, N. G. Edaphic factors as determinants for the distribution of intrinsic antibiotic resistance in a cowpea rhizobia population. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, n. 4, p. 386-392, Sept. 1998. DOI: 10.1007/s003740050448.

ZAPPI, D. C.; FILARDI, F. L. R.; LEITMAN, P.; SOUZA, V. C.; WALTER, B. M. T.; PIRANI, J. R.; MORIM, M. P.; QUEIROZ, L. P.; CAVALCANTI, T. B.; MANSANO, V. F.; FORZZA, R. C. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085-1113, Jan. 2015. DOI: 10.1590/2175-7860201566411.

ZILLI, J. É.; MARSON, L. C.; MARSON, B. F.; RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R. Contribuição de estirpes de rizóbio para o desenvolvimento e produtividade de grãos de feijão-caupi em Roraima. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 749-758, 2009. DOI: 10.1590/S0044-59672009000400003.

ZILLI, J. É.; VALISHESKI, R. R.; FREIRE FILHO, F. R.; NEVES, M. C. P.; RUMJANEK, N. G. Assessment of cowpea rhizobium diversity in Cerrado areas of Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 35, n. 4, p. 281-287, Oct./Dec. 2004. DOI: 10.1590/S1517-83822004.

SALINIDADE DO SOLO EM SISTEMAS AGROPECUÁRIOS DO BIOMA CAATINGA

Celsemy Eleutério Maia

Introdução

O problema da salinização do solo é mundial. Estima-se que solos salinos ocupem uma área de 320 milhões de hectares em todo o mundo, com um aumento anual de aproximadamente 10% (Brady; Weil, 2013). A salinização é classificada em primária e secundária: a primeira é relacionada principalmente a condições edafoclimáticas e indutora do processo de halomorfismo e a segunda, relacionada à ação antrópica, decorrente, quase sempre, do manejo inadequado do solo e da água (Oliveira, 1997). Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (Thomas; Morini, 2005), a salinização dos solos causa graves problemas ambientais e socioeconômicos, com perda anual estimada de aproximadamente 11 bilhões de dólares apenas nas áreas irrigadas. A salinidade afeta o crescimento das plantas e, conseqüentemente, sua produtividade, o que causa impacto negativo na receita e no custo dos insumos, na rentabilidade e no valor da terra e, por isso, limita a flexibilidade dos agricultores às condições de mercado (Ripplinger et al., 2016). Segundo Qadir (2016), a degradação do solo pela salinidade é rápida e reverter o problema, por meio da adoção de estratégias de manejo e de gestão, pode durar anos ou décadas e implicar altos custos. Assim a

adoção de tais estratégias não é sustentável sem a mudança de paradigma de “irrigar agora e cuidar da salinidade mais tarde” para “irrigar e simultaneamente manejar a salinidade”. Segundo Griggs et al. (2013), esse problema é um dos principais desafios ambientais a serem resolvidos no século atual em regiões áridas e semiáridas.

A salinização dos solos ocorre principalmente em áreas áridas e semiáridas, com maior intensidade quando a relação precipitação/evaporação é igual ou menor do que 0,75, o que é comum em muitas áreas da região Nordeste do Brasil. Muitos dos sais que afetam os solos se originam das alterações antrópicas no balanço hídrico local, as quais fazem com que entrem mais sais no sistema do que saiam na drenagem (Brady; Weil, 2013). Entretanto, apesar de as altas concentrações de sais solúveis no solo estarem aumentando em todo o mundo, hoje, o problema não é exclusividade de regiões áridas e semiáridas, como demonstrado por Carmona et al. (2011), que estudou áreas de arroz irrigado no Rio Grande do Sul.

Apesar de o problema da salinidade no Nordeste do Brasil não ser recente, Vasconcelos (2014) recomenda ainda estudar e monitorar os atributos e a dinâmica da água nos solos irrigados para encontrar soluções para o problema da salinização nessa região. Além disso, o autor sugere a mobilização da comunidade científica para avaliar o nível de degradação por meio de um programa integrado para estabelecer estratégias de manejo sustentável e salienta que muitos problemas de salinização do solo estão relacionados com a falta de drenagem. Sobre isso, Ritzema (2016) afirmou que apenas 22% das áreas irrigadas são drenadas e, como consequência, de 10% a 16% dessas áreas apresentam problemas com salinidade devido ao fato de a drenagem natural dos solos não ser suficiente para controlar o problema.

Salinidade em áreas agrícolas

A salinidade afeta a produtividade agrícola basicamente por causar diminuição do potencial osmótico da água do solo, induzir deficiência nutricional e provocar toxicidade. A diminuição do potencial osmótico aumenta a dificuldade de absorção de água pelas raízes das plantas, o que força a planta a gastar mais energia para baixar o potencial hídrico dentro das células e, assim, faz diminuir seu crescimento e, conseqüentemente, a produtividade. Já a deficiência nutri-

cional induzida pode ocorrer devido ao desequilíbrio entre nutrientes ou entre elementos que não são nutrientes (neste último caso, tem-se o efeito do íon específico). No caso da toxicidade, ocorre diminuição da produtividade, mas não ocorre desbalanço nutricional. Ben-Gal et al. (2009), ao comentarem sobre a resposta da planta à salinidade, afirmaram que separar esses efeitos não é uma tarefa simples e, na verdade, pode ser uma tarefa impossível. Isso se pode atribuir tanto às consequências osmóticas da salinidade sobre a transpiração, que ocorrem em curto prazo, quanto à toxicidade, que ocorre em longo prazo, de modo a levar a reduções da produtividade e à mortalidade (Shani; Ben-Gal, 2005). Além dos fatores citados, também pode ocorrer problema com a sodificação, que causa a dispersão do solo pelo excesso de sódio (Na) e aumento do pH.

A diminuição do crescimento/produtividade das plantas em função do aumento de salinidade do solo está relacionada geralmente à aplicação de água salina via irrigação ou elevação do lençol freático. Nem sempre, todavia, o aumento da salinidade e, conseqüentemente, da condutividade elétrica (CE) do solo tem efeito negativo sobre a produtividade das plantas. Em solos não salinos do sul do estado de Minas Gerais, Carmo e Silva (2016) verificaram que, apesar do aumento da CE do solo em função de doses crescentes de calcário, favoreceu maior produção de massa seca do milho (*Zea mays*), por fornecer Ca e Mg e aumentar o pH do solo.

Problema de salinidade no Semiárido brasileiro

Muitos estudos, principalmente nos perímetros irrigados do Semiárido brasileiro, foram realizados para avaliar os problemas de salinidade e de sodicidade⁷ e indicaram a predisposição ao acúmulo de sais nos solos de quase todas as regiões do Nordeste do Brasil.

Aguiar Netto et al. (2007) avaliaram as qualidades química e física dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, localizado em Sergipe, e observaram a falta de manejo para controlar a salinidade do solo, o que provoca aumento do pH, da CE e da percentagem de sódio trocável (PST) do solo, com fortes indícios de acumulação de sais no solo pela ascensão do lençol freático associada à ausência de lixiviação e drenagem.

⁷Refere-se ao acúmulo de íons de sódio (Na) presentes na água de irrigação e que eleva a percentagem de sódio trocável no solo.

Em Pernambuco, Freire et al. (2014) avaliaram a salinidade e a sodicidade no Perímetro Irrigado Custódia e verificaram que os solos são alcalinos, de baixa salinidade e de média a alta sodicidade, susceptíveis à dispersão de coloides e degradação de sua qualidade física.

Ao avaliarem o impacto da irrigação nos solos dos perímetros irrigados Baixo Acaraú e Araras Norte, no Ceará, e compararem com os solos da mata nativa, Lopes et al. (2008) verificaram aumento da CE do solo nas áreas irrigadas. Após o período de chuva, foram observados valores de CE em patamares semelhantes ao de mata nativa apenas no Baixo Acaraú, provavelmente devido à textura mais arenosa dos solos, o que facilita a lixiviação dos sais. Para a razão de adsorção de sódio (RAS), houve diferença apenas no Baixo Acaraú, que é mais predisposto à sodicidade.

Ao compararem os solos de áreas irrigadas com os da mata nativa no município de Afonso Bezerra, RN, Costa et al. (2004) verificaram que 28,8% das áreas avaliadas se encontravam afetadas por sais: 9,1% apresentavam caráter salino, 3,0% sódico e 16,7% salino-sódico. Observaram também aumento dos valores de CE, de RAS e de PST e redução da taxa de infiltração de água no solo nas áreas irrigadas há mais tempo. A taxa de infiltração de água nos solos das áreas irrigadas há mais tempo foi, em média, 76,9% menor do que a taxa nos solos de mata nativa. Essa diminuição justifica-se pela sodicidade, que causa dispersão da argila e, conseqüentemente, diminui a infiltração de água.

Ao caracterizarem solos salinos em alguns municípios do Semiárido paraibano, Santos et al. (2015) verificaram que os solos a montante e a jusante dos corpos de água nos municípios de Campina Grande, Alcantil e Areial apresentaram salinidade de forte a muito forte e que a maioria foi classificada como neutros ou alcalinos. Em outro levantamento realizado na Paraíba, Chaves et al. (2005) avaliaram a salinidade dos solos do Perímetro Irrigado São Gonçalo e concluíram que eles não eram afetados pela salinidade e/ou sodicidade. Na mesma área, 8 anos depois, Silva Neto (2013) verificou que o teor de sais havia-se elevado em 51,8% dos solos, problema agravado pela obstrução dos drenos do perímetro e que dificultava a agricultura com espécies não tolerantes no perímetro. Devido ao problema de salinização do solo, constatou-se abandono de lotes pelos proprietários, os quais desconheciam os motivos dessa salinização.

Qualidade da água de irrigação

O problema da salinização, entre outros, está relacionado diretamente com a qualidade da água de irrigação. Quando em excesso e/ou não lixiviados, os sais contidos na água aumentam a salinidade do solo, o que faz diminuir o potencial osmótico e pode aumentar a quantidade de Na (e conseqüentemente a PST) e a concentração de carbonato e bicarbonato no solo, além de provocar a elevação do pH; esse processo é chamado de “calagem líquida”. Com base no equivalente carbonato de Ca () e na simulação de uma lâmina de água de irrigação de 400 mm, Maia et al. (2001a) verificaram que, no Rio Grande do Norte, as quantidades de E_{CaCO_3} variaram de 580 kg ha⁻¹ a 920 kg ha⁻¹ nas águas das regiões da Chapada do Apodi e do Baixo Açu, respectivamente. Embora, quimicamente, a adição de carbonato e de bicarbonato eleve o pH teoricamente a um valor próximo a 8,2, observam-se solos com pH maior do que 9,0 em muitas áreas. Isso se deve à presença de altas concentrações de Na no solo, o que é suficiente para formar principalmente o Na₂CO₃ (que é mais solúvel do que o CaCO₃) e aumentar, assim, o pH do solo. O aumento do pH também é afetado pela relação entre bicarbonato e cloreto na água de irrigação. Nesse sentido, Maia et al. (2012) verificaram que a relação HCO₃/Cl é maior nas águas de baixa salinidade, sendo maior do que 1 para CE menor do que 0,60 dS m⁻¹, 0,52 dS m⁻¹ e 0,43 dS m⁻¹ em águas de poço, de rio e de açude, respectivamente.

Levando em consideração uma lâmina de água de irrigação de 100 mm, a quantidade de sais adicionada (QS_{100} , em kg ha⁻¹) pode ser estimada por f , como fator f igual a 640 e CE dada em dS m⁻¹. Segundo Grattan (2002), deve-se ter cuidado quando se estima a quantidade de sais na água de irrigação com base na CE, pois f de 640, como recomendado por Ayers e Westcot (1999), só pode ser utilizado para águas com CE menor do que 5 dS m⁻¹. Para águas com CE maior, recomenda-se f de 800. Porém, Grattan (2002) alerta para o caso de água com elevadas concentrações de sulfato, cujo fator f deve ser ajustado à parte. Utilizando 537 dados do programa Geração e Adaptação de Tecnologia (GAT) (Medeiros, 1992), Maia e Lacerda (2011) verificaram f de 647, 653 e 620 para águas de poço, de açude e de rio, respectivamente, mas, independentemente da fonte, o valor de f foi de 642 para CE da água até 5 dS m⁻¹.

Um ponto a salientar é quanto à qualidade das águas utilizadas nas pesquisas sobre a salinidade do solo. Muitos estudos utilizam água cuja composição química só apresenta cloreto de sódio (NaCl), porque, como justificam muitos pesquisadores, esse sal prevalece em muitas águas pelo mundo (Yan; Marschner, 2013). Como demonstrado por Richards (1954), com o aumento da concentração de qualquer sal, ocorre aumento da CE. Porém água que contenha apenas NaCl (como disponível, por exemplo, no segundo tanque de evaporação nas salinas), não existe para fins agrícolas. Por isso resta a dúvida: o efeito dessa água no crescimento da planta ou na germinação de sementes será devido à salinidade ou à presença especificamente de NaCl? Ben-Gal et al. (2009) verificaram maior decréscimo na produtividade de milho usando NaCl, quando comparado com CaCl_2 na mesma concentração. Rath e Rousk (2015) afirmaram que, dependendo do tipo de sal usado nos estudos sobre salinidade, esse pode influenciar nos resultados obtidos. Os autores também salientaram que, enquanto alguns estudos com a microbiologia de solos salinizados são realizados com mistura natural de sais, outros são realizados com NaCl puro, e que seus resultados sugerem que a força iônica é o fator preponderante; entretanto é possível que ocorra também o efeito do íon específico. Um trabalho antigo verificou que, para um mesmo potencial osmótico, a produtividade de tomate (*Solanum lycopersicum*) era maior quando, na composição, em vez de sulfato e cloreto, a água continha nitrato (Hayward; Long, 1941), o que mostra que, para uma mesma CE, a resposta da planta pode ser diferente, dependendo da composição iônica da água de irrigação.

Classificação de água de irrigação

Para agrupar águas com potencial de causar salinização/sodicidade do solo, foram propostas muitas classificações. A mais utilizada é de Richards (1954), que se baseia na CE e na RAS como indicadores do risco de salinização (C_n) e sodicidade do solo (S_n), respectivamente. A classificação é organizada em diagrama C_n - S_n , cujos índices n variam de 1 a 4, em que o valor 1 é para águas de boa qualidade e 4, com limitações alta. Entretanto Lopez e Marotta (1998) apresentaram um diagrama cujos valores de risco de salinidade com valores de n variam de 1 a 6 e de sodicidade, de 1 a 4. Levando em consi-

deração que o risco de sodicidade do solo é avaliado pela RAS da água de irrigação, usando águas que contenham apenas NaCl e desejando classificar essa água de acordo com Richards (1954), qual seria a RAS dessa água? Isso porque no cálculo da RAS necessita-se das concentrações de Ca e de Mg e esse tipo de água não podia ser classificada.

Outra classificação, proposta por Singh et al. (1996) com base na experiência da Índia, considera que o risco de salinização depende não apenas da CE, mas também da precipitação média anual da região, do teor de argila do solo e da tolerância das culturas à salinidade. Assim, quanto maiores forem a precipitação da região e a tolerância da cultura e quanto mais arenoso for o solo, maior será o valor da CE da água que pode ser utilizada para irrigação. Nessa classificação, o risco de sodicidade é medido pela RAS e pelo carbonato de sódio residual (CSR), ambos influenciados pelo teor de argila do solo, de modo que, quanto mais arenoso for o solo, maior será o valor da RAS e do CSR da água, que pode ser usada sem causar problema para as culturas.

Para classificar a composição iônica da água de irrigação levando em consideração que a CE da água é função dos íons presentes, Maia et al. (2001b) propuseram um modelo utilizando regressão linear múltipla a partir da seleção por etapas (*step wise*), permanecendo no modelo apenas os íons que contribuem significativamente, podendo inferir quais os íons predominantes na água de irrigação, não pela sua concentração, mas pela influência na CE da água. Assim os autores classificaram as águas da Chapada do Apodi como cálcica-sódica (poço tubular), cálcica (poço amazonas) e cloretada (rio). As águas do Baixo Açu foram classificadas como sódica (poço tubular), magnésiana-cálcica (poço amazonas) e sódica (rio). Essa classificação também foi empregada por Combatt C. et al. (2015) e Narváez M. et al. (2014).

Levando em consideração que a resposta da planta à salinidade não é apenas devido à quantidade de sais contidos na água de irrigação, Maia e Rodrigues (2012) propuseram um índice de qualidade para classificação da água de irrigação (IQAI) que inclui os desvios de cada variável avaliada em relação a um padrão, composto por amostras de água com $CE \leq 0,7 \text{ dS m}^{-1}$. Essa classificação permite detectar que mesmo águas com CE relativamente baixa podem conter certa quantidade de determinado cátion ou ânion que pode afetar o crescimento ou a produtividade da planta. Os autores citaram, como exemplos, águas com CE de $1,05 \text{ dS m}^{-1}$, $1,30 \text{ dS m}^{-1}$ e $1,40 \text{ dS m}^{-1}$, cujos

índices de qualidade apontaram riscos de $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$, de Mg e de Na, respectivamente. O índice foi utilizado por Abegunrin et al. (2016) e Rajab e Esmail (2016); estes últimos obtiveram boa correlação do índice com a CE, Ca, Mg, Na, K, Cl, SO_4 , RAS e CSR no extrato de saturação do solo. Na cultura do trigo (*Triticum*), verificaram boa correlação com o Na e fósforo (P) foliar, com o teor de proteína e com a clorofila. Comparando-o com outros índices propostos na literatura, Esmail e Rajab (2015) concluíram que o índice proposto por Maia e Rodrigues (2012) foi o mais adequado às condições do estudo.

Degradação física do solo

A classificação dos solos afetados por sais é feita analisando-se a CE no extrato de saturação (CE_{es}), a PST e o pH do solo. Os solos que não apresentam características de salinidade intensa, são considerados solos normais e caracterizados pelos valores de $\text{CE}_{\text{es}} \leq 4 \text{ dS m}^{-1}$, $\text{PST} \leq 15\%$ e $\text{pH} \leq 8,5$. Os solos salinos apresentam valores de $\text{CE}_{\text{es}} > 4 \text{ dS m}^{-1}$, $\text{PST} \leq 15\%$ e $\text{pH} \leq 8,5$. Os solos sódicos apresentam os valores de $\text{CE}_{\text{es}} \leq 4 \text{ dS m}^{-1}$, $\text{PST} > 15\%$ e $\text{pH} > 8,5$. E, por último, os solos salino-sódicos apresentam valores de $\text{CE}_{\text{es}} > 4 \text{ dS m}^{-1}$, $\text{PST} > 15\%$ e $\text{pH} > 8,5$ (Brady; Weil, 2013).

O aumento dos valores de CE_{es} , de PST e de pH do solo são causados principalmente pela qualidade da água de irrigação. Usando índice de qualidade de solo (IQS) para avaliar a qualidade ambiental em áreas cultivadas com meloeiro (*Cucumis melo*), Maia (2013) observou aumento da CE (1:5) do solo em mais de cinco vezes nas áreas com 10 ciclos de cultivo em relação à área com a mata nativa. A PST aumenta quando a concentração de Na trocável no complexo de troca aumenta em relação à capacidade de troca catiônica (CTC), o que causa degradação física do solo e promove a dispersão tanto pelo aumento do Na no complexo de troca quanto pela diminuição dos eletrólitos na solução do solo. A dispersão causada pelo Na é devido ao maior raio hidratado do elemento e à pouca atração que exerce sobre os colóides do solo por ser monovalente. Já a baixa concentração de sais na solução do solo favorece a formação de uma camada iônica espessa, o que dificulta a formação de flocos (Brady; Weil, 2013).

A degradação da estrutura do solo é avaliada pelo risco de sodicidade, usando-se a relação entre cátions. Para essa finalidade, Richards (1954) pro-

pôs a RAS, que, após sofrer algumas alterações com a passar dos anos, passou a ser nomeada como RAS ajustada e RAS corrigida, conforme proposto por Rhoades (1972) e Suarez (1981), respectivamente.

Por muito tempo, o risco de dispersão do solo foi avaliado apenas pela RAS. Entretanto, mesmo sendo proposta por Richards (1954), a razão de adsorção de potássio (RAP) foi negligenciada, mesmo já se sabendo do risco de dispersão provocado pelo K (ainda que fosse menor do que o causado pelo Na). Só mais recentemente, foi reativado o cuidado com o risco de dispersão causado pelo K, principalmente pelo aumento de uso de água residual. Nesse sentido, Smiles e Smith (2004) propuseram a razão de adsorção de cátions monovalentes (RACM), definida como, $RACM = (Na+K)/\sqrt{(Ca+Mg)/2}$ em que se dá o mesmo peso para as dispersões causadas pelo Na e pelo K e para as agregações causadas por Ca e por Mg. Posteriormente, dando pesos diferentes aos cátions, Rengasamy e Marchuka (2011) propuseram a *cations ratio of soil structural stability* (CROSS), definida como $CROSS = (Na + 0,56K)/[(Ca + 0,6Mg)/2]^{1/2}$. Recentemente, Smith et al. (2015) redefiniram esses pesos e propuseram uma CROSS otimizada (CROSS_o), definida como $CROSS_o = (Na + 0,335K)/[(Ca + 0,0758Mg)/2]^{1/2}$.

Avaliando-se o potencial de causar dispersão do solo das águas de irrigação da Chapada do Apodi, verificou-se que a CROSS_o superestima a RAS em média de 34%, 32% e 48% nas águas de poço, de rio e de açude, respectivamente (Maia; Braga, 2017).

Salinidade e microbiologia do solo

A salinidade interfere também na biogeoquímica do solo, pois afeta principalmente a ciclagem de nutrientes e a oxidação da matéria orgânica ao causar a diminuição da atividade microbiana, que ocorre, entre outros fatores, por causa do ajuste exigido pelo aumento da osmolaridade, o que força os microrganismos a gastarem energia, para que não percam água das células (Wichern et al., 2006). Essas alterações provocam adaptação da microbiota para tolerar o estresse osmótico, o que pode não ocorrer em curto prazo, e sim depois de certo tempo de exposição à salinidade. Ao avaliarem a atividade microbiana pela respirometria, Asghar et al. (2012) e Yan e Mars-

chner (2012) verificaram que, independentemente da salinidade inicial, seu aumento acarretou diminuição da respiração microbiana. Entretanto sabe-se que a atividade microbiana é maior quando os microrganismos são previamente sujeitos à salinidade, pois comunidades microbianas de solos salinos são mais bem-adaptadas do que comunidades de solos não salinos quando expostas à salinidade (Rath; Rousk, 2015).

A conclusão de que a salinidade do solo diminui a atividade microbiana, medida pela respirometria, geralmente vem de ensaios realizados em curto espaço de tempo, como aqueles conduzidos por Asghar et al. (2012) – 47 dias, Yan e Marschner (2012) – 22 dias, Elmajdoub e Marschner (2015) – 21 dias, e Hasbullah e Marschner (2015) – 15 dias. Freitas (2016), por outro lado, ao avaliar o efeito da salinidade na atividade da microbiota até 119 dias, verificou efeito negativo da salinidade nos primeiros dias do ensaio, com níveis de produção de CO_2 equivalentes aos da testemunha (CE_{es} de $1,15 \text{ dS m}^{-1}$) em aproximadamente 50 dias na presença de matéria orgânica em todas as CE_{es} avaliadas ($1,60 \text{ dS m}^{-1}$, $3,31 \text{ dS m}^{-1}$, $4,65 \text{ dS m}^{-1}$ e $8,25 \text{ dS m}^{-1}$). Após os 50 dias, os tratamentos salinos produziram mais CO_2 do que a testemunha, o que evidencia a capacidade de adaptação dos microrganismos à salinidade do solo.

Alternativas para a convivência com a salinidade no Semiárido

A convivência com a salinidade do solo depende de vários fatores, tais como, o tratamento da água, o reúso da água e o aumento da tolerância das culturas à salinidade. A tolerância das culturas está relacionada ao melhoramento genético das plantas, enquanto os demais fatores podem ser aplicados diretamente na propriedade, porém com atenção aos cuidados exigidos para a adoção e uso de cada uma dessas práticas associadas.

Uso de água residual

Após a utilização humana, as águas de reúso podem ser aproveitadas para fins de irrigação, desde que sejam tomados os devidos cuidados para seu uso. Nesse sentido, visando orientar os usuários de água residual proveniente da estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura, a

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2001) publicou documento estabelecendo algumas orientações para disciplinar essa prática, no qual define critérios mínimos e exigências técnicas a serem atendidos, visando proteger o meio ambiente e a saúde pública. As orientações são referentes à área a ser utilizada, ao uso pretendido, ao sistema de tratamento, ao efluente e à operação. Com relação ao efluente, a Companhia recomenda analisar as características físico-químicas do efluente e, no caso de carga orgânica elevada, sugere realizar ainda ensaio de degradabilidade no solo. Para minimizar o risco de salinização do solo, a CE deve ser menor do que $2,9 \text{ dS m}^{-1}$. Caso a CE esteja entre $0,75 \text{ dS m}^{-1}$ e $2,9 \text{ dS m}^{-1}$, a água só poderá ser usada para irrigar espécies que apresentem alta tolerância à salinidade e que sejam cultivadas em solos de boa drenagem. Para limitar o risco de sodificação e minimizar o problema de permeabilidade dos solos, as recomendações são de que a RAS seja de, no máximo, $12 \text{ (mmol}_c \text{ L}^{-1})^{0,5}$. Além disso, o efluente deve obedecer aos valores máximos para características microbiológicas.

Nos últimos anos, vem-se dando muita importância ao uso de água residual na agricultura. Isso se deve a três fatores (Palombi; Sessa, 2013): aumento da população mundial; redução da disponibilidade de água de boa qualidade; e garantia da segurança alimentar da população. Apesar do fornecimento de alguns nutrientes para as plantas e de matéria orgânica para o solo, o que faz diminuir a demanda por fertilizantes, existem problemas relacionados ao uso dessas águas na irrigação, como o aumento da salinização, a redução da permeabilidade dos solos, o acúmulo de nutrientes e o acúmulo de possíveis elementos tóxicos no solo e na planta (Pinto et al., 2010).

Ao avaliarem o uso de água proveniente de fábrica de papel após 6 anos de irrigação, Almeida et al. (2017) observaram que não houve variação sobre a resistência à penetração, sobre a condutividade hidráulica e sobre a dispersão de argila do solo, assim como nos teores de Ca, de Mg e de carbono (C) orgânico. Entretanto verificaram aumentos do pH, da RAS e da CE do solo. Para uso desse tipo de água, recomendaram adicionar Ca e Mg na água para melhorar a qualidade do efluente, aplicar gesso no solo e monitorar a área irrigada.

Martínez et al. (2013), ao compararem água de poço com água residual ozonizada no cultivo de meloeiro (*Cucumis melo*) irrigado, concluíram que não houve efeito significativo nas propriedades do solo, nas concentra-

ções de macronutrientes nas folhas e frutos nem na produtividade. Além disso, observaram economia de fertilizantes por causa principalmente do nitrogênio (N) e do K fornecidos às plantas pela água de irrigação. Nicolás et al. (2016), porém, verificaram que o uso de água residual com CE de 3,5 dS m⁻¹ provocou aumento da salinidade do solo e diminuição do crescimento e produtividade de citros, principalmente a partir do terceiro ano de uso. Os autores salientaram que esse tipo de água somente poderá ser usado para fins de irrigação, se acompanhado de um plano de manejo de água e solo.

Em condições semiáridas, Oliveira et al. (2016) não verificaram aumento da salinidade do solo ao usarem água residual, que se explica pela lixiviação dos sais, como também pela aplicação de gesso, em cultivo de *Cucurbita maxima* por 123 dias. Porém constataram aumento do pH, redução do N, aumento da sodicidade, mesmo com aplicação de 5,5 g de gesso por planta, e PST maior do que 15%, o que causou degradação física do solo.

Alves et al. (2015) verificaram que o uso de água residual no cultivo da bananeira (*Musa spp.*) reduziu a macroporosidade do solo, aumentou o teor de matéria orgânica, a concentração de Na e a dispersão da argila na camada de 0 cm a 20 cm, e reduziu a estabilidade de agregados, o que levou a um maior risco de erosão do solo.

Muitas das águas provenientes de estação de esgoto podem apresentar risco de salinidade, sodicidade e alcalinização dos solos, como verificado por Sou/Dakouré et al. (2013), que identificaram colapso da estrutura do solo, acúmulos de Na e bicarbonato e aumento do pH na camada superficial do solo, causando dissolução da matéria orgânica. Observaram ainda diminuição da porosidade e da estrutura do solo em curto espaço de tempo e comentaram que, em longo prazo, esses efeitos negativos podem ser irreversíveis. Em apenas 2 anos, observaram diminuição de 50% na produtividade de berinjela (*Solanum melongena*) com o uso de água residual.

O uso de água residual também contribui para aumentar a concentração de metais pesados no solo, mesmo que, em muitos casos, o aumento das concentrações desses elementos no solo não atinja os valores-limite estabelecidos pelos órgãos ambientais (desde que analisados pelo mesmo método químico de extração). Em estudo de longa duração, Meng et al. (2016) observaram aumento das concentrações de cádmio (Cd), de cobre (Cu), de

chumbo (Pb), de zinco (Zn), de níquel (Ni), de cromo (Cr), de arsênio (As) e de mercúrio (Hg) no solo em áreas irrigadas com água de esgoto na camada de 0 cm a 20 cm, o que se correlacionou positivamente com a quantidade absorvida pelo trigo, principalmente nas raízes. Apesar do aumento das concentrações de Cd, de Pb, de Ni, de Cr e de As no solo, esses ficaram abaixo dos valores de qualidade ambiental para solo. Já as concentrações de Cd, de Pb e de As na planta ficaram acima dos valores de referência para matéria seca.

A utilização de água residual em locais de baixa precipitação pode ser problemática. Platts e Grismer (2014) verificaram, na Califórnia, Estados Unidos, acúmulo de cloreto e aumento da CE no extrato de saturação do solo de áreas irrigadas com essas águas e alegaram que a precipitação da região foi insuficiente para lixiviar os sais. Essa situação pode apresentar problema para o cultivo de culturas sensíveis ao íon cloreto, principalmente o morango (*Fragaria vesca*) e as hortaliças folhosas. Nesses casos, recomenda-se aumentar a fração de lixiviação e melhorar o sistema de drenagem da área. Mesmo levando em consideração a importância do uso da água residual, os autores enfatizam a necessidade de mais pesquisas na área.

O uso de água residual também pode contribuir, de formas positiva ou negativa, para a macrofauna do solo. Tessaro et al. (2016) afirmaram que a fauna é afetada pelo uso de água residual em função das características físico-químicas e das lâminas de água aplicada.

A utilização de água residual pode contribuir para a contaminação por microrganismos dos irrigantes e dos produtos colhidos. Usando água de esgoto tratada na irrigação de pimentão (*Capsicum annum*), Almuktar e Scholz (2016) verificaram alta contaminação dos frutos por coliformes totais e a presença de espécies dos gêneros *Streptococcus* e *Salmonella*, principalmente dos frutos mais próximos ao solo.

Reúso de água de drenagem

A agricultura consome, em média, 70% da água potável utilizada para os diferentes fins; as indústrias, 20% e as atividades domésticas, 10%. Além de a quantidade de água para reúso gerada pelas indústrias e pelas atividades domésticas ser relativamente pequena, comparada ao volume usado na agricultura, parte expressiva das áreas irrigadas está distante da maioria

das indústrias e dos grandes centros urbanos. Uma alternativa, sobretudo nos perímetros irrigados da região Nordeste, seria o uso da água de drenagem.

O uso da água de drenagem é uma prática adotada em muitos países, principalmente em regiões áridas e semiáridas. Nesse caso, alguns cuidados devem ser tomados e práticas adotadas visando minimizar, em médio e longo prazos, problemas de salinização do solo. A água de drenagem deve apresentar qualidade minimamente aceitável com relação à salinidade, de forma que possa ser usada e geralmente misturada ou não a uma água de boa qualidade, em função da tolerância da cultura a ser irrigada (Ritzema, 2016).

Apesar de Knapp e Dinar (1984) indicarem não ser viável o uso da água de drenagem, no sul da Califórnia, Estados Unidos, para irrigação de culturas não tolerantes à salinidade, como as fruteiras e as hortaliças, Mohammed e Hassan (2015) verificaram baixa restrição de uso em 52% das águas de drenagem avaliadas no Iraque, utilizando o IQAI, restrição moderada em 47% e restrição severa em apenas 1%, indicando que tal tipo de água pode ser usado principalmente na irrigação de culturas tolerantes e em solos com alta permeabilidade.

Birkle et al. (2003) e Brady e Weil (2013) recomendaram que culturas sensíveis à salinidade sejam sempre irrigadas com água de boa qualidade e que água de drenagem deve ser utilizada somente na irrigação de culturas menos tolerantes à salinidade, seja diretamente ou seja misturada com água de boa qualidade a fim de baixar a CE para valores tolerados pela cultura. A água de drenagem proveniente do segundo cultivo irrigado com água de drenagem também pode ser misturada ou não com água de boa qualidade e utilizada novamente no plantio de culturas tolerantes à salinidade. Para evitar a salinização rápida da área irrigada, recomenda-se que os três plantios sejam realizados em áreas diferentes e que a água de drenagem do terceiro cultivo seja depositada em lagoa de evaporação. O problema de acúmulo de sal na lagoa pode ser minimizado destinando-se o sal acumulado a rios, principalmente durante os períodos chuvosos, quando a vazão de água é alta e se as áreas de cultivo estiverem a poucos quilômetros do mar. Ao usarem modelo de simulação, Birkle et al. (2003) concluíram que tal sistema de cultivo pode ser sustentável por séculos.

Além de prover as necessidades hídricas das culturas, a água de drenagem também pode contribuir para o fornecimento de nutrientes para as plantas (Blackwell et al., 2013; Williams et al. 2015), principalmente com relação a N e a P.

Irrigação com água magnetizada

A técnica de irrigar com água magnetizada vem sendo utilizada há muito tempo principalmente nos países do Oriente Médio. As principais vantagens do uso de água magnetizada são aumento do sistema radicular, da absorção de nutrientes, da taxa de crescimento das plantas, da taxa de germinação de sementes e da velocidade de emergência das plântulas (Maheshwari; Grewal, 2009).

A magnetização da água é obtida pela sua passagem através de um forte ímã instalado sobre a tubulação de irrigação. Esse processo reestrutura as moléculas de água em aglomerados de seis moléculas organizadas simetricamente, com estrutura hexagonal uniforme, o que facilita sua passagem pelas membranas da planta (Ali et al., 2014). Além disso, a água magnetizada aumenta o número de centros de cristalização e altera o teor de *free gas* (Bogatin et al., 1999). Segundo Mohamed e Ebead (2013b), ao passar por um campo magnético, a água ganha um momento magnético que é mantido entre 24 e 48 horas.

Qados e Hozayn (2010) avaliaram o efeito da água magnetizada em *Lens esculenta*, em condição de casa de vegetação, e verificaram aumentos da produção de massa seca, da altura de plantas, do teor de umidade na planta, das clorofilas *a* e *b*, dos carotenoides, do pigmento, dos fenóis totais e das proteínas, o que resultou no aumento da produtividade de sementes em aproximadamente 25%. Resultados semelhantes foram obtidos por Hozayn e Qados (2010) em trigo. Já em *Pisum sativum* e *Cicerari etinum* L., Grewal e Maheshwari (2011) observaram aumentos do índice de emergência de plântulas, da massa seca da parte aérea e das concentrações de N, de K, de Ca, de Mg, de enxofre (S), de Na, de Zn, de ferro (Fe) e de manganês (Mn) na planta. Em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*), Moussa (2011) verificou aumento das concentrações de K, de ácidos nucleicos, de pigmentos foliares, da eficiência de fotoassimilados e do efeito estimulante na atividade das enzimas oxidantes na produtividade e qualidade de feijão. Segundo o autor, o uso

da água magnetizada pode ainda estimular o sistema de defesa da planta, a atividade fotossintética e a eficiência de translocação de fotoassimilados. Resultados semelhantes foram verificados por Mohamed e Ebead (2013a) em a *Vicia faba* L.

O uso de água magnetizada também pode alterar, segundo Noran et al. (1996), algumas das propriedades químicas e físicas do solo, já que a água interage com as cargas das partículas de solo, afetando a cristalização, a precipitação e a translocação de elementos químicos presentes no solo. Mostafazadeh-Fard et al. (2011) e Khoshravesht et al. (2011) verificaram aumento da umidade do solo usando água magnetizada. Mostafazadeh-Fard et al. (2012), ao avaliarem o efeito da água magnetizada em solo irrigado por gotejamento, observaram menores concentrações de Ca, de Mg, de Na, de HCO_3 , de Cl e de SO_4 nas camadas de 0-20 cm, de 20-40 cm e de 40-60 cm abaixo do emissor, o que se deve à maior umidade do solo quando se usa água magnetizada, o que causa lixiviação dos sais. Por isso os autores recomendaram o uso de água magnetizada para a recuperação de solos salinizados.

No Egito, Mohamed (2013) verificou que o uso de água magnetizada diminuiu a CE de solo arenoso, de modo a promover aumento do crescimento de plantas e da composição química de frutos de tomate. Já Mohamed e Ebead (2013b) observaram remoção total dos sais após seis lixiviações usando água magnetizada, remoção que foi, em média, 32% maior do que usando água não magnetizada. Observaram ainda maior disponibilidade de P no solo, com valor 43% maior do nutriente após a primeira lixiviação com água magnetizada, o que indica que o comportamento de nutrientes em um campo magnético é função da sua susceptibilidade magnética.

Já Al-Ogaidi et al. (2017) avaliaram as dimensões do bulbo molhado na irrigação por gotejamento e observaram aumento de raio molhado superficial de 6,2% e diminuição da profundidade molhada de 6,3% em solo com perfil homogêneo. Em solos heterogêneos, com gradiente textural, verificaram diminuição do raio molhado de 1,8% e aumento da profundidade de 7,0%. Assim, no que se refere à formação de bulbo molhado na irrigação por gotejamento, o uso de água magnetizada é recomendada principalmente para solos homogêneos.

Tolerância das culturas à salinidade

As culturas diferem quanto à tolerância à salinidade. Segundo Kijne (2003), durante mais de 100 anos, muitas pesquisas foram desenvolvidas para determinar a tolerância das culturas à salinidade. Muitos desses estudos utilizaram o modelo proposto por Maas e Hoffman (1977), cuja relação entre a produtividade relativa e a salinidade média no sistema radicular poderia ser descrita razoavelmente por uma função de resposta linear, apresentando a salinidade limiar abaixo da qual a produtividade relativa não seria afetada pela salinidade e acima da qual os rendimentos diminuiriam linearmente com o aumento da salinidade.

Apesar de muitos estudos terem sido realizados utilizando-se o modelo de Maas e Hoffman (1977), observa-se, em muitos trabalhos, que a produtividade em função da salinidade do solo não segue exatamente uma relação linear. Assim Van Genuchten e Gupta (1993) propuseram um modelo não linear, facilmente ajustado usando programas estatísticos ou planilhas eletrônicas, que melhor explica o efeito da salinidade do solo na produtividade das plantas. De seis modelos usados por Steppuhn et al. (2005a) para descrever o efeito da salinidade na produtividade de trigo, quatro modelos não lineares se ajustaram melhor aos dados, com menor quadrado médio dos resíduos e maior coeficiente de determinação. Um desses quatro modelos não lineares foi utilizado por Steppuhn et al. (2005b) para avaliar a tolerância das culturas à salinidade.

Além de explicar melhor a variação da produtividade em função da salinidade, modelos não lineares permitem avaliar com maior precisão as taxas de redução da produtividade em função da salinidade média do solo. Igualando a derivada segunda do modelo a zero, calcula-se o ponto de inflexão, isto é, o ponto em que a salinidade causa maior decaimento da produtividade.

Fração de lixiviação na irrigação por gotejamento superficial

Em áreas irrigadas, sobretudo em regiões áridas e semiáridas ou em cultivo protegido, a ausência ou insuficiência de fluxo de água além da zona radicular das plantas causará acúmulo de sais no solo, diminuindo o crescimento e a produtividade das plantas. Nesse sentido, faz-se necessária a aplicação de água em quantidade suficiente para promover fluxo descendente para além do sistema radicular das plantas e controlar a salinidade do solo. A quantidade de água é maior do que a necessária para a cultura, cuja água excedente é responsável pela lixiviação dos sais do sistema radicular. A fração de água aplicada em excesso irá depender, entre outros fatores, da qualidade da água, da cultura irrigada e do solo. Assim o manejo da água de irrigação na prevenção da salinização do solo é de fundamental importância, principalmente quando se usa irrigação por gotejamento superficial.

Diferentemente de outros sistemas de irrigação, a irrigação por gotejamento superficial se caracteriza pela aplicação de água na superfície do solo junto à planta, o que permite umedecer apenas uma fração da área irrigada, onde se concentram as raízes. Devido a essa característica, o processo de lixiviação dos sais na irrigação por gotejamento ocorre de maneira diferente do verificado na irrigação por aspersão ou sulco. Nesse sentido, apesar do ligeiro aumento do bulbo molhado pela aplicação da fração adicional de água para a lixiviação de sais, muitas vezes, faz-se necessário irrigar mesmo quando ocorrem pequenas chuvas para manter os sais na periferia do bulbo e evitar o que se denomina de “choque osmótico” para as plantas (PIZARRO CABELLO, 1985).

Maia (2014) avaliou o volume do bulbo molhado em função da fração de lixiviação e verificou relação linear entre ambas as variáveis. Além disso, constatou que a maior contribuição no volume do bulbo pelo aumento da fração de lixiviação foi para o diâmetro do bulbo, quando comparado com a profundidade. Por meio de simulação, observou que a aplicação de uma fração de lixiviação de 0,2 aumentou em 25% o volume do bulbo molhado em comparação à condição sem aplicação da fração de lixiviação. Nesse sentido,

Pizarro Cabello (1985) afirmou que a irrigação localizada por gotejamento é pouco eficiente para a lixiviação dos sais, porque o movimento da água é tridimensional, de modo a concentrar os sais na periferia do bulbo.

Fitorremediação de solos afetados por sais

Atualmente, difunde-se o uso de plantas tolerantes à salinidade (principalmente a erva-sal) para fazer a recuperação de áreas salinizadas. Mishra e Sangwan (2016) afirmaram que as tecnologias que funcionam bem na recuperação de solos afetados por sais são as drenagens superficial e subterrânea. Entretanto salientam que essas dependem de tecnologias da engenharia civil, que são de alto custo e de difícil manutenção. Nesse sentido, uma forma mais econômica é a utilização de plantas hiperacumuladoras de sais, principalmente em regiões onde a exploração da terra é fragmentada, condição que dificulta a aplicação de projetos de drenagem mais amplos.

Em solos salinos, o recomendado é fazer a lixiviação dos sais com aplicação de água em excesso para movimentá-los para os drenos. Porém, segundo Jesus et al. (2015), essa técnica tem seu efeito limitado em solos com problema de sodicidade. Além disso, o processo de lixiviação depende da disponibilidade de grande quantidade de água, do sistema de drenagem e da profundidade do lençol freático (Qadir et al., 2000). Essa técnica, segundo Laudicina et al. (2009), apresenta ainda como desvantagens a diminuição da atividade microbiana e as reduções do N total e do C orgânico e, conseqüentemente, da fertilidade do solo.

Apesar de alguns trabalhos concluírem que o uso de planta na recuperação de solos salinizados é positivo, outros relatam que a quantidade absorvida é relativamente pequena. Porto et al. (2001) verificaram, depois de 1 ano, que a quantidade de sal extraída pela planta foi equivalente a 3,93% da quantidade de sal aplicada pela água de irrigação oriunda de rejeito de dessalinizadores, que apresentava CE de 11,38 dS m⁻¹. Concluíram ainda que, apesar de a erva-sal retirar maior quantidade de sal quando comparada com plantas não halófitas, a remoção não foi tão significativa quando comparada ao quantitativo de sais adicionados ao solo por meio da irrigação com água de alta salinidade.

O uso de planta na recuperação do solo ainda não supera outras técnicas tradicionais, como o uso do gesso em solos com problema de sodicidade. A avaliarem o uso da fitorremediação na recuperação de solos salino-sódicos, Gharaibeh et al. (2011) verificaram que a eficiência do uso de planta foi similar à do uso do gesso. Entretanto, teoricamente, o uso do corretivo seguido de lixiviação recuperaria o solo em menor tempo em relação ao uso de planta que, na maioria dos estudos, a salinidade do solo é avaliada, em média, aos 365 dias.

Segundo Jesus et al. (2015), os efeitos sinérgicos dos eventos climáticos extremos e da salinização são um obstáculo desafiador para futuras aplicações da fitorremediação, o que exigirá esforços de pesquisa adicionais e multidisciplinares. Também **é preciso** levar em consideração que, mesmo que as plantas utilizadas sejam altamente tolerantes à salinidade, elas também precisam de bom manejo, como adubação e aplicação de água.

Considerações finais

A salinidade do solo é uma realidade em todo o mundo, principalmente nas áreas irrigadas. Vários estudos diagnosticaram o processo de salinização do solo, problema que aumenta com o tempo de uso da terra. Nesse sentido, faz-se necessário entender melhor todos os elementos do processo: a composição química da água de irrigação e seu efeito no solo e na planta, a tolerância das culturas à salinidade e, principalmente, o manejo e recuperação das áreas afetadas por sais.

Com relação à pesquisa, observa-se que muitos trabalhos publicados pouco têm contribuído para o aumento do conhecimento sobre o efeito da salinidade do solo na planta, pois a principal conclusão da maioria desses trabalhos é que a salinidade diminuiu o crescimento da planta (matéria seca, altura da planta, área foliar, etc.) ou a produtividade, ou seja, o que todos já sabem. Na revisão publicada por Magistad (1945), com o título *Plant growth relations on saline and alkali soils*, já estão citados trabalhos com essa mesma conclusão, como o de Hilgard (1886). Outra conclusão recorrente é em relação ao efeito da salinidade na germinação de sementes; novamente, a principal conclusão é que a salinidade causa efeito negativo, deletério ou a diminuição da germinação. Richards (1954) já citava trabalhos do início da

década de 1950 com essa conclusão. Talvez, com o uso de modelagem matemática, outras informações possam aumentar o conhecimento do efeito da salinidade no crescimento de plantas, na produtividade e na germinação de sementes e, posteriormente, possam permitir a comparação desse efeito em diferentes espécies, principalmente em relação à taxa de crescimento/germinação máxima e ao tempo em que ocorrem, por exemplo.

Ainda com relação à pesquisa, faz-se necessário o aprofundamento sobre o tema “salinidade” para as condições brasileiras, que, além de relevante, é uma demanda urgente por conta do aumento anual das áreas afetadas pelo excesso de sal. Esse aprofundamento poderia ser feito por pesquisadores da área da Química do Solo, levando em consideração que o problema da salinidade envolve essa área do conhecimento, como pode ser observado nos principais livros de Química do Solo, tais como, McBride (1994), Bohn et al. (2001) e Sposito (2008). O envolvimento de especialistas da área da Ciência do Solo seria de fundamental importância, visando a uma maior contribuição sobre o tema. Seria importante também que pesquisas desenvolvidas em condições de casa de vegetação fossem validadas posteriormente em condição de campo.

Com relação às pesquisas quanto ao uso e reuso de água na irrigação, deve-se ter cuidado com o balanço de sais no sistema. Isso porque algumas pesquisas são realizadas em curto espaço de tempo ou ciclo único da cultura. O importante seria tentar simular o efeito do uso da água de irrigação na salinização/sodificação do solo em longo prazo. Por exemplo, é insuficiente uma pesquisa que conclui, a partir da observação de apenas um ciclo da cultura, que, apesar de diminuir a produtividade em 30%, a água de qualidade inferior pode ser usada, porque se desconhece o efeito desse tipo de água em médio e longo prazos no solo. Além disso, seria recomendado trabalhar sempre com os dois fatores imprescindíveis para uso de água na irrigação: a qualidade e a quantidade. Assim, para as condições brasileiras, poder-se-ia fazer uso de água de drenagem ou magnetizada (esta última bastante difundida em outros países, mas com pouco registro de uso no Brasil). Apenas para ilustrar, uma fazenda que pratica a fruticultura irrigada no Nordeste importou equipamento para magnetizar a água e verificou, no primeiro ciclo de cultivo, aumento de 20% na produtividade, quando comparada com a produtividade com uso de água não magnetizada.

É preciso considerar, nos projetos das áreas irrigadas, as práticas de convivência com a salinidade não apenas na teoria, mas também no dia a dia, principalmente em regiões de baixa precipitação e água com CE considerada alta para as culturas. Nesse sentido, a drenagem nessas áreas é imprescindível e não faz sentido usar a fração de lixiviação, se a concentração de sal aumenta no sistema por ascensão capilar.

Por fim, levando-se em consideração o aumento da demanda de alimento pela população global, deve-se ter cuidado com os recursos naturais, visando à sustentabilidade da atividade agrícola. É necessário ocorrer a mudança de paradigma sugerida por Qadir (2016), passando do “irrigar agora e cuidar da salinidade mais tarde” para “irrigar e simultaneamente manejar a salinidade”.

Referências

- ABEGUNRIN, T. P.; AWE, G. O.; ADEJUMOBI, M. A. Water quality status of three different rivers for fadama-oriented irrigated agriculture in Ogbomoso, Southwest Nigeria. **Archives of Current Research International**, v. 3, n. 3, p. 1-18, Mar. 2016. DOI: 10.9734/ACRI/2016/24713.
- AGUIAR NETTO, A. de O.; GOMES, C. C. S.; LINS, C. C. V.; BARROS, A. C.; CAMPECHE, L. F. de S. M.; BLANCO, F. F. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, SE, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, n. 6, p. 1640-1645, nov./dez. 2007. DOI: 10.1590/S0103-84782007000600021.
- ALI, Y.; SAMANEH, R.; KAVAKEBIAN, F. Applications of magnetic water technology in farming and agriculture development: a review of recent advances. **Current World Environment**, v. 9, n. 3, p. 695-703, 2014. DOI: 10.12944/CWE.9.3.18.
- ALMEIDA, I. C. C.; FERNANDES, R. B. A.; NEVES, J. C. L.; RUIZ, H. A.; LIMA, T. L. B. de; HOOGMOED, W. Soil quality after six years of paper mill industrial wastewater application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, e0160017, p. 1-11, Feb. 2017. DOI: 10.1590/18069657rbcS20160017.
- ALMUKTAR, S. A. A. N.; SCHOLZ, M. Mineral and biological contamination of soil and *Capsicum annuum* irrigated with recycled domestic wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 167, p. 95-109, Mar. 2016. DOI: 10.1016/j.agwat.2016.01.008.
- AL-OGAIDI, A. M.; WAYAYOK, A.; ROWSHON, M. K.; ABDULLAH, A. F. The influence of magnetized water on soil water dynamics under drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, v. 180, part A, p. 70-77, Jan. 2017. DOI: 10.1016/j.agwat.2016.11.001.

ALVES, P. F. S.; SANTOS, S. R.; KONDO, M. K.; PEGORARO, R. F.; ARAÚJO, E. D. Soil physical attributes in chemigated banana plantation with wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 998-1008, Nov./Dec. 2015. DOI: 10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n6p998-1008/2015.

ASGHAR, H. N.; SETIA, R.; MARSCHNER, P. Community composition and activity of microbes from saline soils and non-saline soils respond similarly to changes in salinity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 47, p. 175-178, Apr. 2012. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.01.002.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade de água na agricultura**. 2. ed. Campina Grande: Ed. da UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO. Irrigação e drenagem, 29).

BEN-GAL, A.; BOROCHOV-NEORI, H.; YERMIYAHU, U.; SHANI, U. Is osmotic potential a more appropriate property than electrical conductivity for evaluating whole-plant response to salinity? **Environmental and Experimental Botany**, v. 65, n. 2-3, p. 232-237, Mar. 2009. DOI: 10.1016/j.envexpbot.2008.09.006.

BIRKLE, D. E.; JURY, W. A.; KAN, I. Model describes sustainable long-term recycling of saline agricultural drainage water. **California Agriculture**, v. 57, n. 1, p. 24-27, Jan. 2003. DOI: 10.3733/ca.v057n01p24.

BLACKWELL, M. S. A.; CARSWELL, A. M.; BOL, R. Variations in concentrations of N and P forms in leachates from dried soils rewetted at different rates. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, n. 1, p. 79-87, Jan. 2013. DOI: 10.1007/s00374-012-0700-7.

BOGATIN, J.; BONDARENKO, N. P. H.; GAK, E. Z.; ROKHINSON, E. E.; ANANYEV, I. P. Magnetic treatment of irrigation water: experimental results and application conditions. **Environmental Science and Technology**, v. 33, n. 8, p. 1280-1285, Mar. 1999. DOI: 10.1021/es980172k.

BOHN, H. L.; MCNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. **Soil chemistry**. 3rd ed. New York: J. Wiley, 2001. 30 p.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686 p.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Condutividade elétrica e crescimento do milho em solos contrastantes sob aplicação de diversos níveis de calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 10, p. 1762-1772, out. 2016. DOI: 10.1590/s0100-204x2016001000008.

CARMONA, F. de C.; ANGHINONI, I.; WEBER, E. J. **Salinidade da água e do solo e seus efeitos sobre o arroz irrigado no Rio Grande do Sul**. Cachoeirinha, RS: IRGA, 2011. 54 p. (IRGA. Boletim técnico, 10).

CHAVES, L. H. G.; CHAVES, I. de B.; VASCONCELOS, A. C. F. de; LEÃO, A. B. Avaliação da salinidade dos Neossolos dos perímetros irrigados de São Gonçalo e engenheiro Arcoverde, PB. **Agropecuária Técnica**, v. 26, n. 1, p. 15-21, 2005.

COMBATT C., E.; NARVÁEZ M., H.; BUSTAMANTE de La B., I. D. Estimación de la salinidade en aguas freáticas del área de influencia de la desembocadura Del río Sinú-Córdoba, Colombia. **Idesia (Arica)**, v.33, n.3, p.55-63, jun./ago. 2015. DOI: 10.4067/S0718-34292015000300009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Aplicação de água de reuso de ETE na agricultura**. São Paulo, 2001. 11 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 17 jan. 2017.

COSTA, D. M. A. da; HOLANDA, J. S. de; FIGUEIREDO FILHO, O. A. de. Caracterização de solos quanto a afetação por sais na bacia do rio Cabugí – Afonso Bezerra-RN. **Holos**, ano 20, v. 2, p. 1-13, out. 2004. DOI: 10.15628/holos.2004.36.

ELMAJDOUB, B.; MARSCHNER, P. Response of microbial activity and biomass to soil salinity when supplied with glucose and cellulose. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 4, p. 816-832, Dec. 2015. DOI: 10.4067/s0718-95162015005000056.

ESMAIL, A. O.; RAJAB, K. S. **Limiting irrigation water quality indices of some groundwater in Erbil plain**. 2015. 21 p. PDF. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/283294788_Limiting_Irrigation_Water_Quality_Indices_of_Some_Groundwater_in_Erbil_Plain. Acesso em: 10 jan. 2017.

FREIRE, M. B. G. S.; MIRANDA, M. F. A.; OLIVEIRA, E. E. M.; SILVA, L. E. da; PESSOA, L. G. M.; ALMEIDA, B. G. de. Agrupamento de solos quanto à salinidade no Perímetro Irrigado de Custódia em função do tempo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. S86-S91, 2014. Suplemento. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v18nsupps86-s91.

FREITAS, F. C. M. **Atividade microbiana em função da salinidade do solo**. 2016. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró.

GHARAIBEH, M. A.; ELTAIF, N. I.; ALBALASMEH, A. A. Reclamation of highly calcareous saline sodic soil using *Atriplex halimus* and by-product gypsum. **International Journal of Phytoremediation**, v. 13, n. 9, p. 873-883, 2011. DOI: 10.1080/15226514.2011.573821.

GRATTAN, S. R. **Irrigation water salinity and crop production**. Oakland: University of California, 2002. 9 p. (ANR Publication, 8066). Disponível em: <https://vric.ucdavis.edu/pdf/irrigation/IrrigationWaterSalinityandCropProduction.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2017.

GREWAL, H. S.; MAHESHWARI, B. L. Magnetic treatment of irrigation water and snow pea and chickpea seeds enhances early growth and nutrient contents of seedlings. **Bioelectromagnetics**, v. 32, n. 1, p. 58-65, Jan. 2011. DOI: 10.1002/bem.20615.

GRIGGS, D.; STAFFORD-SMITH, M.; GAFFNEY, O.; ROCKSTRÖM, J.; ÖHMAN, M. C.; SHYAMSUNDAR, P.; STEFFEN, W.; GLASER, G.; KANIE, N.; NOBLE, I. Policy: sustainable development goals for people and planet. **Nature**, v. 495, n. 7441, p. 305-307, Mar. 2013. DOI: 10.1038/495305a.

HASBULLAH, H.; MARSCHNER, P. Residue properties influence the impact of salinity on soil respiration. **Biology and Fertility of Soils**, v. 51, n. 1, p. 99-111, Jan. 2015. DOI: 10.1007/s00374-014-0955-2.

HAYWARD, H. E.; LONG, E. M. Anatomical and physiological responses of the tomato to varying concentrations of sodium sulphate, and nutrient solutions. **International Journal of Plant Sciences**, v. 102, n. 3, p. 437-462, Mar. 1941. DOI: 10.1086/334980.

HILGARD, E. W. **Alkali lands, irrigation and drainage in their mutual relations**. Sacramento: University of California, College of Agriculture, 1886. 45 p. Digitalizado. Appendix nº VII to the report of the College of Agriculture, and from the report of the tenth United States census, with an abstract of the government report on the Alkali Lands of India.

HOZAYN, M.; QADOS, A. M. S. A. Magnetic water application for improving wheat (*Triticum aestivum* L.) crop production. **Agriculture and Biology Journal of North America**, v. 1, n. 4, p. 677-682, 2010.

JESUS, J. M.; DANKO, A. S.; FIÚZA, A.; BORGES, M. T. Phytoremediation of salt-affected soils: a review of processes, applicability, and the impact of climate change. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 9, p. 6511-6525, May 2015. DOI: 10.1007/s11356-015-4205-4.

KHOSHRAVESH, M.; MOSTAFAZADEH-FARD, B.; MOUSAVI, S. F.; KIANI, A. R. Effects of magnetized water on the distribution pattern of soil water with respect to time in trickle irrigation. **Soil Use and Management**, v. 27, n. 4, p. 515-522, Dec. 2011. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2011.00358.x.

KIJNE, J. W. Water productivity under saline conditions. In: KIJNE, J. W.; BARKER, R.; MOLDEN, D. (ed.). **Water productivity in agriculture: limits and opportunities for improvement**. Cambridge: CAB, 2003. p. 89-102. DOI: 10.1079/9780851996691.0089.

KNAPP, K. C.; DINAR, A. Reuse of agricultural drainage waters: an economic analysis. **Journal of The American Water Resources Association**, v. 20, n. 4, p. 521-525, Aug. 1984. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1984.tb02834.x.

LAUDICINA, V. A.; HURTADO, M. D.; BADALUCCO, L.; DELGADO, A.; PALAZZOLO, E.; PANNO, M. Soil chemical and biochemical properties of a salt-marsh alluvial Spanish area after long-term reclamation. **Biology and Fertility of Soils**, v. 45, n. 7, p. 691-700, Aug. 2009. DOI: 10.1007/s00374-009-0380-0.

LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M.; CHAVES, L. C. G. Impacto da irrigação sobre os solos de perímetros irrigados na Bacia do Acaraú, Ceará, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 28, n. 1, p. 34-43, jan./mar. 2008. DOI: 10.1590/S0100-69162008000100004.

LOPEZ, C. C.; MAROTTA, J. J. L. Diagnostico de nutricion y recomendaciones de abonado. In: LOPEZ, C. C. (ed.). **Fertirrigacion: cultivos hortícolas y ornamentales**. Madrid: Mundi-Prensa, 1998. p. 173-246.

MAAS, E. V.; HOFFMAN, G. J. Crop salt tolerance - current assessment. **Journal of the Irrigation and Drainage Division**, v. 103, n. 2, p. 115-134, June 1977.

MAGISTAD, O. C. Plant growth relations on saline and alkali soils. **The Botanical Review**, v. 11, n. 4, p. 181-230, Apr. 1945. DOI: 10.1007/BF02872514.

MAHESHWARI, B. L.; GREWAL, H. S. Magnetic treatment of irrigation water: its effects on vegetable crop yield and water productivity. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 8, p. 1229-1236, Aug. 2009. DOI: 10.1016/j.agwat.2009.03.016.

MAIA, C. E. Qualidade ambiental em solo com diferentes ciclos de cultivo do meloeiro irrigado. **Ciência Rural**, v. 43, n. 4, p. 603-609, abr. 2013. DOI: 10.1590/S0103-84782013000400007.

MAIA, C. E. Volume do bulbo molhado em função da fração de lixiviação na irrigação por gotejamento superficial. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 2.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SALINIDADE, 2.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE ENGENHARIA DA IRRIGAÇÃO, 2., Fortaleza, 2014. **Anais...** Piracicaba: INOVAGRI: INCT-EI: INCTSA, 2014. p. 1689-1697. DOI: 10.12702/ii.inovagri.2014-a227.

MAIA, C. E.; BRAGA, A. Q. C. Qualidade da água de irrigação usando a relação de cátions e razão de adsorção de sódio. In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 4.; CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 26.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SALINIDADE, 3., 2017, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: INOVAGRI: ABID: UFC, 2017. 9 p. PDF.

MAIA, C. E.; LACERDA, V. S. Relação da condutividade elétrica e a concentração iônica da água de irrigação. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 21., 2011, Petrolina. **As oportunidades de empreendedorismo na agricultura irrigada: anais.** Petrolina: ABID, 2011. 1 CD-ROM.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. de; OLIVEIRA, M. de. Classificação da composição iônica da água de irrigação usando regressão linear múltipla. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 55-59, jan./abr. 2001b. DOI: 10.1590/S1415-43662001000100010.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. de; OLIVEIRA, M. de. Estimativa de carbonato de cálcio aplicado via água de irrigação nas regiões da Chapada do Apodi e Baixo Açu, RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 71-75, jan./abr. 2001a. DOI: 10.1590/S1415-43662001000100013.

MAIA, C. E.; RODRIGUES, K. K. R. da P. Proposal for an index to classify irrigation water quality: a case study in northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, p. 823-830, maio/jun. 2012.

MAIA, C. E.; RODRIGUES, K. K. R. da P.; LACERDA, V. da S. Relação entre bicarbonato e cloreto em águas para fins de irrigação. **Irriga**, v. 1, n. 1, p. 206-219, 2012. DOI: 10.15809/irriga.2012v1n01p206.

MARTÍNEZ, S.; SUAY, R.; MORENO, J.; SEGURA, M. L. Reuse of tertiary municipal wastewater effluent for irrigation of *Cucumis melo* L. **Irrigation Science**, v. 31, n. 4, p. 661-672, July 2013. DOI: 10.1007/s00271-012-0342-4.

MC BRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University, 1994. 406 p.

MEDEIROS, J. F. **Qualidade de água de irrigação e evolução da salinidade nas propriedades assistidas pelo “Gat” nos estados do RN, PB e CE**. 1992. 173 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

MENG, W.; WANG, Z.; HU, B.; WANG, Z.; LI, H.; GOODMAN, R. C. Heavy metals in soil and plants after long-term sewage irrigation at Tianjin China: a case study assessment. **Agricultural Water Management**, v. 171, p. 153-161, June 2016. DOI: 10.1016/j.agwat.2016.03.013.

MISHRA, N. K.; SANGWAN, A. Phytoremediation of salt-affected soils: a review of processes, applicability, and the impact on soil health in Hisar, Haryana. **International Journal of Engineering Science Invention Research and Development**, v. 2, n. 7, p. 418-423, Jan. 2016.

MOHAMED, A. I. Effects of magnetized low quality water on some soil properties and plant growth. **International Journal of Research in Chemistry and Environment**, v. 3, n. 2, p. 140-147, Apr. 2013.

MOHAMED, A. I.; EBEAD, B. M. Effect of irrigation with magnetically treated water on faba bean growth and composition. **International Journal of Agricultural Policy and Research**, v. 1, n. 2, p. 24-40, Apr. 2013a.

MOHAMED, A. I.; EDEAD, B. M. Effect of magnetic treated irrigation water on salt removal from a sandy soil and on the availability of certain nutrients. **International Journal of Engineering and Applied Sciences**, v. 2, n. 2, p. 36-44, Feb. 2013b.

MOHAMMED, O. I.; HASSAN, M. F. Evaluation of drainage water quality for irrigation by integration between irrigation water quality index and GIS. **International Journal of Technical Research and Applications**, v. 3, n. 4, p. 24-32, July/Aug. 2015.

MOSTAFAZADEH-FARD, B.; KHOSHRAVESH, M.; MOUSAVI, S.; KIANI, A. R. Effects of magnetized water and irrigation water salinity on soil moisture distribution in trickle irrigation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 137, n. 6, p. 398-402, 2011. DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000304.

MOSTAFAZADEH-FARD, B.; KHOSHRAVESH, M.; MOUSAVI, S. F.; KIANI, A. R. Effects of magnetized water on soil chemical components underneath trickle irrigation. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 138, n. 12, p. 1075-7081, 2012. DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000513.

MOUSSA, H. R. The impact of magnetic water application for improving common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) production. **New York Science Journal**, v. 4, n. 6, p. 15-20, 2011.

NARVÁEZ M., H.; BUSTAMANTE BARRERA, I.; COMBATT C., E. Estimación de la salinidad en suelos del delta del río Sinú en Colombia, mediante modelos de regresión lineal múltiple. **Idesia (Arica)**, v. 32, n. 3, p. 81-90, ago. 2014. DOI: 10.4067/S0718-34292014000300011.

NICOLÁS, E.; ALARCÓN, J. J.; MOUNZER, O.; PEDRERO, F.; NORTES, P. A.; ALCOBENDAS, R.; ROMERO-TRIGUEROS, C.; BAYONA, J. M.; MAESTRE-VALERO, J. F. Long-term physiological and agronomic responses of mandarin trees to irrigation with saline reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 166, p. 1-8, Mar. 2016. DOI: 10.1016/j.agwat.2015.11.017.

NORAN, R.; SHANI, U.; LIN, I. The effect of irrigation with magnetically treated water on the translocation of minerals in the soil. **Magnetic and Electrical Separation**, v. 7, n. 2, p. 109-122, 1996. DOI: 10.1155/1996/46596.

OLIVEIRA, M. Gênese, classificação e extensão de solos afetados por sais. In: GHEYI, H. R.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: Ed. da UFPB, 1997. p. 1-35.

OLIVEIRA, P. C. P. de; GLOAGUEN, T. V.; GONÇALVES, R. A. B.; SANTOS, D. L.; COUTO, C. F. Soil chemistry after irrigation with treated wastewater in semiarid climate. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0140664, p. 1-13, May 2016. DOI: 10.1590/18069657rbcS20140664.

PALOMBI, L.; SESSA, R. (ed.). **Climate-smart agriculture: sourcebook**. Roma: FAO, 2013. 557 p.

PINTO, U.; MAHESHWARI, B. L.; GREWAL, H. S. Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. **Resources Conservation and Recycling**, v. 54, n. 7, p. 429-435, May 2010. DOI: 10.1016/j.resconrec.2009.09.007.

PIZARRO CABELLO, F. **Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos**. 2. ed. Madrid: Agrícola Española, 1985. 542 p.

PLATTS, B. E.; GRISMER, M. E. Chloride levels increase after 13 years of recycled water use in the Salinas Valley. **California Agriculture**, v. 68, n. 3, p. 68-74, July 2014. DOI: 10.3733/ca.v-068n03p68.

PORTO, E. R.; AMORIM, M. C. C. de; SILVA JÚNIOR, L. G. de A. Uso do rejeito da dessalinização de água salobra para irrigação da erva-sal (*Atriplex nummularia*). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 111-114, 2001. DOI: 10.1590/S1415-43662001000100020.

QADIR, M. Police note: reversing salt-induced land degradation requires integrated measures. **Water Economics and Policy**, v. 2, n. 1, p. 1-8, Mar. 2016. DOI: 10.1142/S2382624X16710016.

QADIR, M.; GHAFOR, A.; MURTAZA, G. Amelioration strategies for saline soils: a review. **Land Degradation and Development**, v. 11, n. 6, p. 501-521, Nov./Dec. 2000. DOI: 10.1002/1099-145X(200011/12)11:6<501::AID-LDR405>3.0.CO;2-S.

QADOS, A. M. S. A.; HOZAYN, M. Magnetic water technology, a novel tool to increase growth, yield and chemical constituents of lentil (*Lens esculenta*) under greenhouse condition. **American-Eurasian Journal Agriculture and Environmental Science**, v. 7, n. 4, p. 457-462, 2010.

RAJAB, K. S.; ESMAIL, A. O. Effect of irrigation water quality indices of groundwater on some soil chemical properties, growth yield and nutrient content of wheat in Erbil plain. In.: SCIENTIFIC AGRICULTURAL CONFERENCE, 2nd., 2016, Duhok. [Proceedings...]. Duhok: University of Duhok, College of Agriculture, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/304115599_EFFECT_OF_IRRIGATION_WATER_QUALITY_INDICES_OF_GROUNDWATER_ON_SOME_SOIL_CHEMICAL_PROPERTIES_GROWTH_YIELD_AND_NUTRIENT_CONTENT_OF_WHEAT_IN_ERBIL_PLAIN. Acesso em: 10 jan. 2017.

RATH, K. M.; ROUSK, J. Salt effects on the soil microbial decomposer community and their role in organic carbon cycling: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 81, p. 108-123, Feb. 2015. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.11.001.

RENGASAMYA, P.; MARCHUKA, A. Cation ratio of soil structural stability (CROSS). **Soil Research**, v. 49, n. 3, p. 280-285, 2011.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, DC: United States Salinity Laboratory, 1954. 160 p. (USDA. Handbook, 60).

RIPPLINGER, D.; WICK, A.; CASEY, F. **Economics of soil salinity**. [Fargo]: NDSU Extension Service, 2016. 2 p. Disponível em: https://www.ndsu.edu/soilhealth/wp-content/uploads/2015/12/economics-salinity_6-13-16.pdf. Acesso em: 5 jan. 2017.

RITZEMA, H. P. Drain for gain: managing salinity in irrigated lands: a review. **Agricultural Water Management**, n. 176, p. 18-28, Oct. 2016. DOI: 10.1016/j.agwat.2016.05.014.

RHOADES, J. D. Quality of water for irrigation. **Soil Science**, v. 113, n. 4, p. 277-284, 1972.

SANTOS, R. T.; DANTAS NETO, J.; FARIAS, D. D. C. R.; FARIAS, S. A. R. Caracterização de solos salinos no semiárido paraibano. **Revista Educação Agrícola Superior**, v. 30, n. 1, p. 27-32, 2015. DOI: 10.12722/0101-756X.v30n01a06.

SHANI, U.; BEN-GAL, A. Long-term response of grapevines to salinity: osmotic effects and ion toxicity. **American Journal of Enology and Viticulture**, v. 56, n. 2, p. 148-154, June 2005.

SILVA NETO, M. F. **A problemática da salinização do solo no perímetro irrigado de São Gonçalo – PB**. 2013. 139 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

SMILES, D.; SMITH, C. A survey of the cation content of piggery effluents and some consequences of their use to irrigate soil. **Australian Journal of Soil Research**, v. 42, n. 2, p. 231-246, 2004.

SINGH, C. S.; GUPTA, S. K.; RAM, S. Assessment and management of poor quality waters for crop production: a simulation model (SWAM). **Agricultural Water Management**, v.30, n. 1, p. 25-40, Mar. 1996. DOI: 10.1016/0378-3774(95)01212-5.

SMITH, C. J.; OSTER, J. D.; SPOSITO, G. Potassium and magnesium in irrigation water quality assessment. **Agriculture Water Management**, v. 157, p. 59-64, July 2015.

SOU/DAKOURÉ, M. Y.; MERMOUD, A.; YACOUBA, H.; BOIVIN, P. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. **Geoderma**, v. 200-201, p. 31-39, June 2013. DOI: 10.1016/j.geoderma.2013.02.008.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2nd ed. New York: Oxford University, 2008. 329 p.

STEPPIH, H.; VAN GENUCHTEN, M. Th.; GRIEVE, C. M. Root-zone salinity: II. Indices for tolerance in agricultural crops. **Crop Science**, v. 45, n. 1, p. 221-232, Jan./Feb. 2005b. DOI: 10.2135/cropsci2005.0221.

STEPPIH, H.; VAN GENUCHTEN, M. Th.; GRIEVE, C. M. Root-zone salinity: I. Selecting a product-yield index and response function for crop tolerance. **Crop Science**, v. 45, n. 1, p. 209-220, Jan./Feb. 2005a. DOI: 10.2135/cropsci2005.0209.

SUAREZ, D. I. Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternate method of estimating SAR of soil or drainage water. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 3, p. 469-475, May/June 1981.

TESSARO, D.; SAMPAIO, S. C.; CASTALDELLI, A. P. A. Wastewater use in agriculture and potential effects on meso and macrofauna soil. **Ciência Rural**, v. 46, n. 6, p. 976-983, June 2016. DOI: 10.1590/0103-8478cr20141648.

THOMAS, R. P.; MORINI, S. **Management of irrigation induced salt affected soils**. Roma: CISAU: IPTRID: AGLL: FAO, 2005. p. 155-171.

VAN GENUCHTEN, M. T.; GUPTA, S. K. A reassessment of the crop tolerance response function. **Journal of the Indian Society of Soil Science**, v. 41, n. 4, p. 730-737, 1993.

VASCONCELOS, M. C. da C. de A. Salinização do solo em áreas irrigadas: aspectos físicos e químicos. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 10, n. 1, p. 20-25, jan./mar. 2014.

WICHERN, J.; WICHERN, F.; JOERGENSEN, R. G. Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. **Geoderma**, v. 137, n. 1-2, p. 100-108, Dec. 2006. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.08.001.

WILLIAMS, M. R.; KING, K. W.; FAUSEY, N. R. Drainage water management effects on tile discharge and water quality. **Agricultural Water Management**, v. 148, p. 43-51, Jan. 2015. DOI: 10.1016/j.agwat.2014.09.017.

YAN, N.; MARSCHNER, P. Response of microbial activity and biomass to increasing salinity depends on the final salinity, not the original salinity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 53, p. 50-55, Oct. 2012. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.04.028.

YAN, N.; MARSCHNER, P. Response of soil respiration and microbial biomass to changing EC in saline soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 65, p. 322-328, Oct. 2013. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.06.008.

Capítulo 4

SISTEMAS INTEGRADOS NO BIOMA CAATINGA

Nilzema Lima da Silva

Rafael Gonçalves Tonucci

Paulo Sérgio Lima e Silva

Fernando Lisboa Guedes

Roberto Cláudio Fernandes Franco Pompeu

Introdução

A agricultura no Nordeste vem sendo caracterizada, desde a sua origem, por um modelo em que a exploração do solo está acima de sua sustentabilidade (Araújo Filho, 2013). Também se observa que os sistemas de produção agrícolas comumente adotados pela agricultura tradicional na região da Caatinga caracterizaram-se, desde seus primórdios coloniais, por um extrativismo predatório dos recursos naturais de solo e de vegetação (Araújo Filho, 2013).

Ao longo da sua história, várias soluções foram propostas para resolver esses problemas, incluindo os sistemas agropecuários integrados (Andrade, 1963; Aidar; Kluthcouski, 2003; Carvalho; Egler, 2003; Leal et al., 2003; Brasil, 2005; Araújo Filho, 2013). Os sistemas agropecuários integrados são aqueles que envolvem interações temporais e espaciais, em diferentes graus, com as explorações de culturas e animais na mesma área, simultaneamente ou sequencialmente em rotação ou em sucessão (Moraes et al., 2014a, 2014b).

Esses sistemas devem, cada vez mais, assumir um papel de destaque na produção de alimentos (vegetal e animal) e de recursos madeireiros, sendo um motor para a segurança alimentar e energética das futuras gerações.

O objetivo deste capítulo é descrever os sistemas integrados para o Semiárido brasileiro (bioma Caatinga) observados no Nordeste brasileiro.

Sistemas integrados no bioma Caatinga

A Caatinga é amplamente variável em composição, bem como em fisionomia, em resposta à heterogeneidade de clima, topografia, tipos de solo e influência antrópica. Essa heterogeneidade motivou muitos pesquisadores a dividir a Caatinga em subáreas.

Luetzelburg (1923) a dividiu em duas classes (arbustiva, subdividida em nove subclasses, e arbórea, subdividida em três subclasses). Rizzini (1963) dividiu a vegetação do Nordeste em quatro setores: agreste (floresta xerófila decídua), sertão (arbustiva espinhosa e suculenta), seridó (arbustos e suculentas) e ilha de Fernando de Noronha (vegetação do tipo agreste). Veloso (1964) dividiu a vegetação do Nordeste em duas classes: formação caatinga, dividida em três subclasses, e formação florestal. Schnell (1966) classificou a vegetação da Caatinga em quatro tipos: 1) florestal seca, densa, com algumas espécies de árvores de tronco suculento; 2) arbustiva densa com cactáceas de grande porte; 3) arbustiva aberta com característica de estepe; e 4) caatinga difusa com arbustos espaçados nas áreas mais secas. Andrade-Lima (1981) dividiu a vegetação da Caatinga em 12 tipos principais e agrupou-os em seis unidades fisionômicas, cuja descrição é feita por Prado (2003): Unidade I, tipo de vegetação 1 (floresta de Caatinga alta); Unidade II, tipos de vegetação 2, 3, 4 e 6 (floresta de Caatinga média); Unidade III, tipo de vegetação 5 (floresta de Caatinga baixa); Unidade IV, tipos de vegetação 7, 8, 9 e 10 (Caatinga arbustiva densa ou aberta); Unidade V, tipo de vegetação 11 (Caatinga arbustiva baixa); Unidade VI, tipo de vegetação 12 (floresta ciliar). Prado (2003) acrescentou uma nova unidade (VII) – denominada “floresta de Caatinga média” – e um tipo de vegetação (13) – com predominância dos gêneros *Auxemma*, *Mimosa*, *Luetzelburgia* e *Thiloa* – à classificação de Andrade-Lima (1981).

Considerando o zoneamento agroclimático do Nordeste (ZANA) e os conhecimentos fitogeográficos e geológicos, foram propostas oito ecorregiões: complexo de Campo Maior, complexo Ibiapaba-Araripe, depressão sertaneja setentrional, planalto da Borborema, depressão sertaneja meridional, dunas do São Francisco, complexo da Chapada Diamantina e raso da Catarina (VELLOSO et al., 2002).

Estudos sobre a caracterização dos sistemas agrícolas utilizados pelos agricultores do Semiárido foram realizados por vários autores (Lima, 1988; Oliveira et al., 1997; Carvalho et al., 2001; Almeida et al., 2006; Costa et al., 2008; Vidal et al., 2011; Salin et al., 2012; Riet-Correa et al., 2013; Silva et al., 2015; Aquino et al., 2016). Entre outros resultados, mostraram que:

- a) A maioria das propriedades, na região Nordeste, tem área inferior a 10 ha, quer se considerem as propriedades de um modo geral, quer se considerem apenas os estabelecimentos em que o proprietário (e não um arrendatário, parceiro ou ocupante) é o produtor rural. Quando se consideram as propriedades de uma maneira geral, aquelas cujas áreas são inferiores a 10 ha representaram 70,5%, 68,0% e 65,9% nos anos 1985, 1995 e 2006, respectivamente. Quando se consideram apenas as propriedades em que o proprietário é o produtor rural, os valores respectivos são 52,7%, 54,4% e 59,3% (Hoffmann; Ney, 2010).
- b) A agricultura do Semiárido brasileiro é, em grande parte, de natureza familiar.
- c) Os agricultores, em geral, são descapitalizados, de baixo nível educacional e frequentemente sofrem da falta de crédito e de assistência técnica (Castro, 2012).
- d) A disponibilidade de recursos hídricos, em algumas áreas do Semiárido (Salomão et al., 2011), faz com que a agricultura dessa região tenha natureza dual (Alves; Souza, 2015). Embora a maior proporção da agricultura do Semiárido seja praticada em condições de sequeiro, existe também a presença de agricultura irrigada.
- e) A variação entre os sistemas agrícolas praticados no Semiárido brasileiro, mesmo entre propriedades em um mesmo município, é ampla. Essa variação deve-se a fatores edafoclimáticos, mas também a aspectos econômicos, sociais e culturais.
- f) As culturas frequentemente são cultivadas em consorciação, na qual estão envolvidas duas ou mais espécies.

Os sistemas integrados, nos quais as culturas, a produção animal e a floresta estão integradas em um mesmo sistema de produção, têm sido amplamente incentivados nos trópicos, em especial no Brasil. Quando bem-planejados, esses sistemas apresentam uma sinergia bastante favorável: a atividade pecuária fornece adubo para as culturas agrícolas (fertilizam o solo), os resíduos da colheita são recursos importantes para a segurança alimentar dos rebanhos e a floresta fornece forragem para os animais na estação seca (quando as folhas caem) e faz aumentar a quantidade de matéria orgânica do solo (MOS). Os sistemas mistos de lavoura-pecuária-floresta podem ser caracterizados como sistemas que, em certa medida, integram as atividades de produção agrícola, pecuária e florestal, de modo a obterem benefícios das interações resultantes (Sumberg, 2003).

Frequentemente, em levantamentos das características dos sistemas produtivos de municípios do Semiárido, são apresentados alguns tipos de sistemas agropecuários integrados praticados pelos agricultores, embora essa integração, em alguns casos, seja muito tênue. Por exemplo, Almeida et al. (2006) relataram o uso de esterco dos animais como fertilizante em lavouras de três municípios do estado de Pernambuco. Santos (2013) informou que alguns agricultores de Janduís, RN, fazem revezamento de áreas com agricultura e pecuária.

Voltolini et al. (2011) descreveram o “sistema de fundo de pasto”, que é muito praticado no Sertão do São Francisco. Esse sistema se caracteriza pela criação de animais em áreas desprovidas de cercas, o que dá aos animais total acesso às áreas de vegetação nativa. Nesse caso, os rebanhos de caprinos e ovinos de diversos criadores se utilizam dessa área coletiva de vegetação nativa, que é pastejada sem critérios técnicos e que, na maioria das situações, atende a um número de animais maior do que pode suportar.

O sistema integrado conhecido como CBL é oriundo das iniciais das fontes alimentares utilizadas no sistema: “C” para “Caatinga”, “B” para “búfalo” (*Cenchrus ciliaris* L.) e “L” para leucena [*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.], que passou a ser leguminosa contemplando um número maior de culturas forrageiras. O CBL foi inicialmente concebido para a produção de bovinos de corte, especialmente nas fases de recria e de engorda. Entretanto, por sua flexibilidade, pode ser utilizado também para a produção de crias, tratando-se de bovinos, e para a produção de caprinos e ovinos em

cria, recria e engorda. Detalhes sobre o referido sistema são apresentados por Guimarães Filho et al. (1996). O sistema CBL baseia-se no uso da Caatinga por um período de 2 a 4 meses ao ano, de pastos de capim-buffel por 8 a 10 meses (em geral, na época seca do ano) e de áreas destinadas ao cultivo de leguminosas ou outras forrageiras com o intuito de suplementar o rebanho com fontes volumosas. Essas forrageiras são utilizadas na forma de pastejo direto (como fenos ou silagens) ou servidas in natura aos animais. A distribuição dos componentes na área pode obedecer ao seguinte critério: 67% para áreas da Caatinga, 30% para pastos de capim-buffel e o restante para culturas forrageiras (Guimarães Filho et al., 1996; Voltolini et al., 2011).

O sistema integrado de produção experimental (Sipro) (Voltolini et al., 2011) tem como bases alimentares a Caatinga e o capim-buffel. Contudo abrange, além da silvicultura, as agriculturas irrigada e de sequeiro. A agricultura irrigada é feita com as culturas de milho (*Zea mays*) e de feijão (*Phaseolus vulgaris*). A agricultura de sequeiro é feita com sorgo (*Sorghum bicolor*), algodão (*Gossypium hirsutum*), mamona (*Ricinus communis*), milho e feijão. A fração pecuária do sistema contempla bovinos, caprinos e animais de trabalho em sistema de produção misto. A Caatinga é usada durante todo o ano, especialmente na época chuvosa e parcialmente na época seca. Durante a estação chuvosa, também se podem utilizar os pastos cultivados, como o capim-buffel. Os pastos de capim-buffel podem ser utilizados no meio ou no fim da estação chuvosa, quando a Caatinga apresenta menor massa de forragem. No período seco do ano, são utilizadas as palhadas remanescentes de milho e de feijão, bem como os grãos de sorgo (Voltolini et al., 2011).

O sistema integrado de frutivinocultura está, normalmente, integrado com as culturas do caju (*Anacardium occidentale*) e da uva (*Vitis vinifera*). Os animais pastejam o sub-bosque dos vinhedos e a plantação de caju, que são comumente enriquecidos por uma grama exótica (por exemplo, *Megathyrsus maximum* cultivar Massai).

Os sistemas de produção sustentáveis (SPS) baseados no caju são comuns no Ceará e no Piauí, enquanto os sistemas de sub-bosque de vinha como forragem são observados principalmente em Pernambuco. Outro tipo de integração é o aproveitamento de frutos-refugos de melão (*Cucumis melo*), de goiaba (*Psidium guajava*), de caju, de acerola (*Malpighia marginata*) e de melancia (*Citrullus lanatus*) dos perímetros irrigados (o que se

observa em Pernambuco, na Bahia, na Paraíba, no Ceará e no Rio Grande do Norte) na suplementação de ruminantes no período de escassez de alimentos no Semiárido brasileiro.

O outro sistema agropecuário integrado observado por Araújo Filho (2013) foi denominado de sistema agroflorestal – Sobral (SAF-Sobral) (Araújo Filho et al., 2010a, 2010b). O SAF-Sobral integra três subsistemas: um agrossilvicultural e dois silvipastoris. O animal (bovino, caprino e/ou ovino) integra os três subsistemas via pastejo e redistribuição de nutrientes pela produção de urina e fezes (esterco). O cerne do sistema é a divisão da área em três parcelas. A primeira, que corresponde a 20% da área, forma o sistema agrossilvicultural e é chamado de área agrícola (A); a segunda, que ocupa 60% da área, funciona como um sistema silvipastoril e é denominado área pastoril (P); e a terceira, que ocupa 20% da área, é outro sistema silvipastoril nomeado de reserva legal (R). O sistema é proposto para unidades produtivas a partir de 3 ha. A produtividade média obtida na área agrícola desse sistema variou de 722 kg ha⁻¹ em 1998 a 2.625 kg ha⁻¹ em 2007, com a média no período de 1.384 kg ha⁻¹. A preparação da área A consta de um raleamento da vegetação arbórea (devem ser preservadas cerca de 200 árvores por hectare). Após a retirada da madeira útil, cuja venda custeará parte das despesas de implantação, os garranchos são amontoados em cordões perpendiculares ao declive do terreno e espaçados em 3,0 m para proteção do solo contra erosão. Os cordões de garranchos devem ter 0,4 m de largura e 0,5 m de altura. Procede-se, então, ao plantio de uma leguminosa em linhas localizadas em ambos os lados dos cordões. A decomposição dos cordões é rápida e coincide com o estabelecimento da leguminosa perene no terreno, de modo que os substituirá no papel de proteção do solo. Até que haja bom estabelecimento da leguminosa perene implantada nas aleias (faixas), que será a principal fonte de adubos verdes, não deve ser praticado o destocamento, pois a rebrotação das espécies nativas constitui fonte de adubação verde durante o período das chuvas. O plantio das culturas tradicionais deve ser realizado nas faixas entre os cordões com o objetivo de proteger o solo. A área P consta de uma caatinga raleada ou enriquecida, onde o rebanho será mantido. A área R pode ser manejada como um lote florestal e/ou sediar um apiário. No início das chuvas, o rebanho é mantido na área R por um período de 35 a 40 dias, respeitando sempre uma taxa de lotação entre moderada ou conservativa; o uso da forragem será entre 35% e 45%, a depender da oferta

de forragem na área para aproveitar a rebrota das espécies arbóreas e arbustivas forrageiras e para permitir o crescimento das forrageiras herbáceas da área P. Findo o período de utilização da área R, o rebanho é introduzido na área P, onde permanece pelo resto da estação; a taxa de lotação é sempre controlada para não haver comprometimento do pasto para sua utilização nos anos vindouros. Na mesma época, tem início, na parcela A, o plantio das culturas alimentares, seguindo-se as atividades de cultivo, de capinas, de corte e de colocação, sobre o solo, dos ramos da leguminosa e das rebrotações dos tocos. No fim do período das chuvas, o rebanho é colocado novamente na área R para aproveitar a folhada recém-caída das espécies caducifólias e permanece lá por um período de 30 dias, sempre submetido ao controle da taxa de lotação. Na parcela A, é feita a colheita das culturas e efetuado o último corte na parte aérea da leguminosa, que será utilizada na confecção de feno. Então o rebanho passa para a área A e, por um período de 40 dias, a utiliza como um banco de proteína. Findo o período de 40 dias, o rebanho permanece, pelo resto da época seca, na área P limitado ao pastejo leve e/ou moderado. Finalmente, ao término da estação seca, a área A é novamente utilizada como banco de proteína por um período de 30 a 40 dias.

Matéria orgânica do solo em sistemas de produção integrada na Caatinga

Os solos da Caatinga são geralmente pouco profundos, de baixa permeabilidade, de baixo teor de matéria orgânica (MO), mas relativamente ricos em bases trocáveis. Anualmente, recebem excesso de calor e luz, o que resulta em intensa e constante ação dos intemperismos físico e biológico e, conseqüentemente, acarreta rápida mineralização da MO e manutenção vigorosa da circulação de nutrientes no ecossistema. Sua fertilidade baseia-se, pois, na alcalinidade e na riqueza em bases trocáveis. Assim os métodos empíricos de exploração desses solos deveriam estar baseados no menor distúrbio possível do meio biológico e no aporte de matéria orgânica, mediante a manutenção de uma cobertura viva formada por plantas fixadoras de nitrogênio e de uma cobertura morta de restos culturais, esterco animal e fontes diversas de adubação orgânica (Duque, 1980).

O SAF tem sido indicado como uma próspera alternativa para aumentar a produção vegetal e o conteúdo de matéria orgânica do solo (MOS) na Caatinga (Assis et al., 2010; Silva et al., 2011), assemelhando-se mais aos solos da vegetação natural do que dos sistemas agrícolas tradicionais ou intensivos (Maia et al., 2007, 2008). Os sistemas silvipastoris demonstraram alta eficiência na diminuição da erosão do solo (Aguiar et al., 2013), na recuperação da qualidade do solo (Maia et al., 2007; Nogueira et al., 2008), no aumento do carbono orgânico do solo (COS) (Maia et al., 2007) e no sequestro de carbono (Assis et al., 2010).

Campanha et al. (2011) realizaram estudos sobre perdas de solo, de água, de nutrientes e de COS pela erosão hídrica em sistemas de produção agroflorestal, tradicional e em condições naturais em áreas de Caatinga. Os autores verificaram que, em relação às perdas de solo, o tratamento que apresentou as menores médias foi o agrossilvipastoril, que superou inclusive os tratamentos na vegetação nativa. Segundo os autores, a proteção do solo gerada pela cobertura vegetal dos estratos herbáceo e arbóreo, assim como sua produção e deposição de serapilheira, foram fatores que amenizaram a perda de solo nos SAFs. Em relação aos nutrientes e COS, os tratamentos silvipastoril e SAF apresentaram as menores perdas totais e, por isso, foram recomendados como práticas a serem adotadas na região semiárida brasileira, sem impactos significativos sobre a fertilidade do solo.

Assis et al. (2010), ao trabalharem com diferentes sistemas de uso da terra no Ceará, relataram que a agricultura intensiva reduz o COS e seu estoque na camada superficial (de 0 m a 0,15 m). Os estoques de COS observados por Aguiar et al. (2014), ao estudarem SAFs numa cronosequência de 6, 9 e 13 anos, foram elevados em comparação aos de outras regiões semiáridas (Takimoto et al., 2008; Howlett et al., 2011), o que mostra que, em um período de 13 anos, os SAFs armazenaram um total de até $4,4 \text{ t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ de carbono. Considerando apenas os estoques de biomassa de árvores e assumindo que 1 t de carbono na biomassa arbórea é equivalente a uma redução de 3,67 t de CO_2 na atmosfera (Turner et al., 1995), a potencial redução das

emissões de CO₂ da atmosfera pelos SAFs corresponde a até 8,8 t ha⁻¹ano⁻¹. Esses valores representam de 26% a 47% do sequestro de carbono que ocorre na vegetação lenhosa em uma área de Caatinga preservada.

Maia et al. (2007) e Silva et al. (2011), após avaliarem os teores de MOS e os parâmetros físicos do solo em diferentes sistemas de uso da terra, incluindo SPS, SAF e culturas tradicionais, concluíram que, em comparação à qualidade do solo em cultivo tradicional, a qualidade em SAFs é mais semelhante à do ecossistema natural. Tais semelhanças podem surgir que árvores e agricultura se complementam funcionalmente e estruturalmente (Jordan, 2004), o que favorece o fornecimento constante de MOS. Normalmente, os sistemas silvipastoris têm as maiores quantidades de COS como consequência do suprimento contínuo de resíduos orgânicos provenientes de sistemas radiculares diversificados, do fornecimento de nutrientes pela urina e estrume e da falta de preparo do solo (Fialho et al., 2013). A similaridade entre as densidades dos solos em agrossilvicultura e em ecossistema inalterado está relacionada às raízes das árvores que permitem a formação e estabilização de agregados do solo por meio de processos físicos, decomposição e produção de exsudados radiculares.

Os reservatórios de MOS são diretamente afetados pelo manejo do solo (Xavier et al., 2013). Ziegler et al. (2013), após 5 anos de estudo em um SAF com milho e feijão consorciados com gliricídia (*Gliricidia sepium*) e caju no litoral do Ceará, verificaram que os SAFs se mostraram economicamente viáveis apenas quando incrementados com insumos orgânicos no solo (esterco e bagana). Esse fato reforça que o COS é indicador sensível da qualidade do solo.

Considerações finais

Os resultados das pesquisas brevemente referidas aqui mostraram que os SAFs constituem a melhor opção para sustar a degradação do bioma Caatinga, que, há mais de 400 anos, vem sendo submetido a desmatamentos e queimadas.

Referências

AGUIAR, M. I.; FIALHO, J. S.; CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, T. S. Carbon sequestration and nutrient reserves under different land use systems. **Revista Árvore**, v. 38, n. 1, p. 81-93, jan./fev. 2014. DOI: 10.1590/S0100-67622014000100008.

AGUIAR, M. I. de; FIALHO, J. S.; ARAÚJO, F. das C. S. de; CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, T. S. de. Does biomass production depend on plant community diversity?. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 3, p. 699-711, June 2013. DOI: 10.1007/s10457-012-9590-9.

AIDAR, H.; KLUTHCOUSKI, J. Evolução das atividades lavoureiras e pecuárias nos Cerrados. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. (ed.). **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p. 23-58.

ALMEIDA, A. C. S. de; FERREIRA, R. L. C.; SANTOS, M. V. F. dos; SILVA, J. A. A. da; LIRA, M. A. Caracterização de produtores e propriedades rurais em três municípios do estado de Pernambuco. **Caatinga**, v. 19, n. 4, p. 323-332, out./dez. 2006.

ALVES, E.; SOUZA, G. da S. e. O semiárido segundo o censo agropecuário 2006 e os censos de população 1991, 2000 e 2010. **Revista de Política Agrícola**, v. 24, n. 1, p. 74-85, jan./mar. 2015.

ANDRADE, M. C. **A terra e o homem no Nordeste**. São Paulo: Brasiliense, 1963. 273 p.

ANDRADE-LIMA, D. de. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, n. 2, p. 149-153, jul./dez. 1981.

AQUINO, R. S.; LEMOS, C. G.; ALENCAR, C. A.; SILVA, E. G.; LIMA, R. S.; GOMES, J. A. F.; SILVA, A. F. A realidade da caprinocultura e ovinocultura no semiárido brasileiro: um retrato do sertão do Araripe, Pernambuco. **Publicações em Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 10, n. 4, p. 271-281, abr. 2016. DOI: 10.22256/pubvet.v10n4.271-281.

ARAÚJO FILHO, J. A. de. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. Recife: Projeto Dom Hélder Câmara, 2013. 200 p.

ARAÚJO FILHO, J. A. de; CAMPANHA, M. M.; FRANÇA, F. M. C.; SILVA, N. L. da; SOUSA NETO, J. M. Sistema de produção agrossilvipastoril no semiárido do Ceará. In: INTERNATIONAL CONFERENCE: CLIMATE, SUSTAINABILITY AND DEVELOPMENT IN SEMI-ARID REGIONS, 2nd, 2010, Fortaleza. **Proceedings...** Fortaleza: CGEE; Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2010a. 17 f. 1 CD-ROM.

ARAUJO FILHO, J. A. de; SILVA, N. L. da; FRANÇA, F. M. C.; CAMPANHA, M. M.; SOUSA NETO, J. M. de. **Sistema de produção agrossilvipastoril no semiárido do Ceará**. Fortaleza: Secretaria de Recursos Hídricos, 2010b. 33 p. (Cartilhas temáticas: Tecnologias e práticas hidroambientais para convivência com o Semiárido, v. 10).

ASSIS, C. P. de; OLIVEIRA, T. S. de; DANTAS, J. d'A. da N.; MENDONÇA, E, de S. Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern

Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 138, n. 1-2, p. 74-82, June 2010. DOI: 10.1016/j.agee.2010.04.002.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretária de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Plano estratégico de desenvolvimento sustentável do Semi-Árido-PDSA (Versão para discussão)**. Brasília, DF: MIN: SDR: ADENE, 2005. 134 p. (Documento de Base, 1).

CAMPANHA, M. M.; ARAÚJO, F. S. de; MENEZES, M. O. T. de; SILVA, M. A.; MEDEIROS, H. R. de. Estrutura da comunidade vegetal arbóreo-arbustiva de um sistema agrossilvipastoril em Sobral-CE. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 3, p. 94-101, jul./set. 2011.

CARVALHO, M. V. B. de M. A.; FERREIRA, R. L. C.; SANTOS, M. V. F. dos; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; FREITAS, Â. M. de M.; ALMEIDA, O. C. de. Caracterização de propriedades rurais e identificação de espécies arbóreas e arbustivas ocorrentes em pastagens do Agreste de Pernambuco. **Revista Científica de Produção Animal**, v. 3, n. 1, p. 38-54, jan./jun. 2001.

CARVALHO, O. de; EGLER, C. A. G. **Alternativas de desenvolvimento para o nordeste semi-árido**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2003. 204 p.

CASTRO, C. N. de. **A agricultura no nordeste brasileiro: oportunidades e limitações ao desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Ipea, 2012. 48 p. (Texto para discussão, 1786).

COSTA, R. G.; ALMEIDA, C. C.; PIMENTA FILHO, E. C.; HOLANDA JUNIOR, E. V.; SANTOS, N. M. Caracterização do sistema de produção caprino e ovino na região semi-árida do estado da Paraíba, Brasil. **Archivos de Zootecnia**, v. 57, n. 218, p. 195-205, jun. 2008.

DUQUE, J. G. **Solo e água no polígono das secas**. 5. ed. Mossoró: Fundação Guimarães Duque, 1980. 273 p.

FIALHO, J. S.; AGUIAR, M. I. de; MAIA, L. dos S.; MAGALHÃES, R. B.; ARAÚJO, F. das C. S. de; CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, T. S. de. Soil quality, resistance and resilience in traditional agricultural and agroforestry ecosystems in Brazil's semiarid region. **African Journal of Agricultural Research**, v. 8, n. 40, p. 5020-5031, 2013. DOI: 10.5897/AJAR2013.6712.

GUIMARÃES FILHO, C.; SOARES, J. G. G.; RICHÉ, G. R. **Sistema caatinga-Buffel-Leucena para produção de bovinos no semi-árido**. Petrolina: Embrapa-CPATSA, 1996. 39 p. (Embrapa-CPATSA. Circular técnica, 34).

HOFFMANN, R.; NEY, M. G. **Estrutura fundiária e propriedade agrícola no Brasil: grandes regiões e unidades da federação: de 1970 a 2008**. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2010. 109 p.

HOWLETT, D. S.; MORENO, G.; LOSADA, M. R. M.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D. Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, n. 7, p. 1897-1904, July 2011. DOI: 10.1023/B:A-GFO.0000028991.86647.35.

JORDAN, C. F. Organic farming and agroforestry: alleycropping for mulch production for organic farms of southeastern United States. **Agroforestry Systems**, v. 61, n. 1-3, p. 79-90, July 2004. DOI: 10.1023/B:AGFO.0000028991.86647.35.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da (ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. 804 p.

LIMA, P. C. F. Sistemas agrossilviculturais desenvolvidos no semi-árido brasileiro. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 16, p. 7-17, jun. 1988.

LUETZELBURG, P. von. **Estudo botânico do nordeste**. Rio de Janeiro: Ministério da Viação e Obras Públicas, 1923. v. 1, 126 p. (Publicação 57, Série I, A).

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. da S.; OLIVEIRA, T. S. de; MENDONÇA, E. de S.; ARAUJO FILHO, J. A. de. Frações de nitrogênio em Luvisolo sob sistemas agroflorestais e convencional no semi-árido cearense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 381-392, jan./fev. 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000100036.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAUJO FILHO, J. A. de. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 71, n. 2, p. 127-138, 2007. DOI: 10.1007/s10457-007-9063-8.

MORAES, A. de; CARVALHO, P. C. de F.; ANGHINONI, I.; LUSTOSA, S. B. C.; COSTA, S. E. V. G. de A.; KUNRATH, T. R. Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. **European Journal of Agronomy**, v. 57, p. 4-9, July 2014a. Special issue. DOI: 10.1016/j.eja.2013.10.004.

MORAES, A. de; CARVALHO, P. C. de F.; LUSTOSA, S. B. C.; LANG, C. R.; DEISS, L. Research on integrated crop-livestock systems in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 5, p. 1024-1031, 2014b. Número especial. DOI: 10.1590/S1806-66902014000500018.

NOGUEIRA, R. da S.; OLIVEIRA, T. S. de; TEXEIRA, A. dos S.; ARAÚJO FILHO, J. A. de. Redistribuição de carbono orgânico e fósforo pelo escoamento superficial em sistemas agrícolas convencionais e agroflorestais no semi-árido cearense. **Revista Ceres**, v. 55, n. 4, p. 327-337, 2008.

OLIVEIRA, C. A. V.; CORREIA, R. C.; BONNAL, P.; CAVALCANTI, N. de B. Tipologia dos sistemas de produção praticados pelos pequenos produtores do Estado do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 35., 1997, Natal. **O público e o privado na agricultura brasileira**: anais. Brasília, DF: SOBER, 1997. p. 200-213. 1 CD-ROM.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da (ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 3-73.

RIET-CORREA, B.; SIMÕES, S. V. D.; PEREIRA FILHO, J. M.; AZEVEDO, S. S. de; MELO, D. B. de; BATISTA, J. A.; MIRANDA NETO, E. G. de; RIET-CORREA, F. Sistemas produtivos de caprinocultura leiteira no semiárido paraibano: caracterização, principais limitantes e avaliação de estratégias de intervenção. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 33, n. 3, p. 345-352, mar. 2013. DOI: 10.1590/S0100-736X2013000300012.

RIZZINI, C. T. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica (florístico-sociológica) do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 25, n. 1, p. 3-64, jan. 1963.

SALIN, T. C.; FERREIRA, R. L. C.; ALBUQUERQUE, S. F. de; SILVA, J. A. A. da; ALVES JÚNIOR, F. T. Caracterização de sistemas agrícolas produtivos no semiárido brasileiro como bases para um planejamento agroflorestal. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 2, p. 109-118, mar./jun. 2012.

SALOMÃO, G. B.; PADOVAN, M. M.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S. L.; SILVA, S. M.; ABREU, T. S. S. Espécies arbóreas de uso medicinal em sistema agroflorestal no Território do Cone Sul de Mato Grosso do Sul. In: WORKSHOP DE PLANTAS MEDICINAIS DE MATO GROSSO DO SUL, 14., 2011, Dourados. **Plantas medicinais: do popular ao científico: anais...** Dourados: UFGD, 2011. 1 CD-ROM.

SANTOS, C. F. dos. **Diagnóstico da agricultura familiar no município de Janduí/RN: perspectiva social, econômica e ambiental**. 2013. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente, Tecnologia e Sociedade) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.

SCHNELL, R. Problèmes phytogéographiques, écologiques et économiques de la caatinga brésilienne. **Journal D'Agriculture Tropicale et de Botanique Appliquée**, v. 13, n. 1-3, p. 59-90, Janv./Mars 1966. DOI: 10.3406/jatba.1966.2871.

SILVA, G. L.; LIMA, H. V.; CAMPANHA, M. M.; GILKES, R. J.; OLIVEIRA, T. S. Soil physical quality of Luvisol under agroforestry, natural vegetation and conventional crop management systems in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma**, v. 167-168, p. 61-70, Nov. 2011. DOI: 10.1016/j.geoderma.2011.09.009.

SILVA, V. R. da; SILVA, M. M. da; PEREIRA, M. C. de B. Pluriatividade e sustentabilidade em comunidades rurais do semiárido nordestino. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 35, p. 349-366, dez. 2015. DOI: 10.5380/dma.v35i0.40504.

SUMBERG, J. Toward a dis-aggregated view of crop-livestock integration in Western Africa. **Land Use Policy**, v. 20, n. 3, p. 253-264, July 2003. DOI: 10.1016/S0264-8377(03)00021-8.

TAKIMOTO, A.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D. Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 125, n. 1, p. 159-166, May 2008. DOI: 10.1016/j.agee.2007.12.010.

TURNER, D. P.; KOERPER, G. J.; HARMON, M. E.; LEE, J. J. Carbon sequestration by forests of the United States. Current status and projections to the year 2040. **Tellus B: Chemical and Physical Meteorology**, v. 47, n. 1-2, p. 232-239, jan. 1995. DOI: 10.1034/j.1600-0889.47.issue1.19.x

VELOSO, H. P. Os grandes climaxes do Brasil: IV - considerações gerais sobre a vegetação da região nordeste. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 62, n. 1, p. 203-223, jan./dez. 1964. DOI: 10.1590/S0074-02761964000100015.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. (ed.). **Ecorregiões**: propostas para o bioma caatinga. Recife: Associação Plantas do Nordeste: Instituto de Conservação Ambiental, 2002. 75 p. Resultados do Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga, Aldeia, PE, 2001.

VIDAL, D. L. Diversidade tipológica do manejo rural feminino no semiárido brasileiro. **Archivos de Zootecnia**, v. 60, n. 232, p. 1149-1160, dez. 2011. DOI: 10.4321/S0004-05922011000400030.

VOLTOLINI, T. V.; SANTOS, R. M.; MORAES, S. A.; ARAÚJO, G. G. L. Principais modelos produtivos na criação de caprinos e ovinos. In: VOLTOLINI, T. V. (ed.). **Produção de caprinos e ovinos no Semiárido**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2011. cap. 9, p. 219-232.

XAVIER, F. A. da S.; MAIA, S. M. F.; RIBEIRO, K. A.; MENDONÇA, E. de S.; OLIVEIRA, T. S. de. Effect of cover plants on soil C and N dynamics in different soil management systems in dwarf cashew culture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 165, p. 173-183, Jan. 2013. DOI: 10.1016/j.agee.2012.12.003.

ZIEGLER, H. R. S. ; ARAÚJO FILHO, J. A.; DONATTI, R.; BARBOSA, M. M. ; OLIVEIRA, V. P. V. Análise de benefício/custo de Sistema Agroflorestal (SAF) experimental com adição de resíduos orgânicos no Semiárido Cearense. **Cadernos de Agroecologia**, v. 8, n. 2, nov. 2013.

Parte IV

**Solos sustentáveis para a
agricultura do bioma Mata
Atlântica do Nordeste**

Capítulo 1

MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE CANA-DE- AÇÚCAR NO BIOMA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE BRASILEIRO

*Alexandre Campelo de Oliveira
Luiz Guilherme Medeiros Pessoa
Fernando José Freire
Emídio Cantídio Almeida de Oliveira
Djalma Euzébio Simões Neto
Wagner Luís da Silva Souza*

Introdução

O bioma Mata Atlântica abrange uma importante área do território nacional: estende-se do estado do Ceará ao estado do Rio Grande do Sul. Na área de abrangência desse bioma, está concentrada a maior densidade demográfica e grande parte da população economicamente ativa do País. No Nordeste do Brasil, o bioma Mata Atlântica pode ser encontrado em todos os estados da região, com exceção do estado do Maranhão. Inserida nesse contexto, a agricultura canieira está presente na maior parte das áreas cultivadas no Nordeste do Brasil, as quais eram originalmente povoadas por espécies nativas do bioma Mata Atlântica.

O cultivo da cana-de-açúcar no Nordeste brasileiro teve início durante a colonização portuguesa, há mais de 500 anos, e está enraizado na cultura nordestina, pois, além de ter sido de grande importância para o desenvolvimento socioeconômico da região Nordeste, ainda tem papel fundamental para a geração de renda e empregos. As maiores expansões das áreas cultivadas se deram na década de 1970, quando surgiram o Programa Nacional de Melhoramento

da Cana-de-Açúcar (Planalsucar), criado em 1971, e, em seguida, o Programa Nacional do Álcool (Proálcool), em 1975. Isso trouxe incentivos para a produção do etanol em todo o País e a execução de muitas pesquisas relacionadas à cultura, revitalizando o Instituto do Açúcar e do Álcool (IAA), criado na década de 1930 para consolidar a política intervencionista do governo federal na agroindústria sucroalcooleira.

Com o fim do Proálcool, os órgãos governamentais responsáveis pela pesquisa canavieira foram extintos, e, com isso, criou-se uma grande lacuna na pesquisa de cana-de-açúcar no Nordeste. No final da década de 1990, com a busca por energias renováveis, o setor canavieiro teve um novo impulso e, na mesma época, surgiu a Rede Interuniversitária para Desenvolvimento do Setor Sucroalcooleiro (RIDESA), que, com a participação de algumas universidades públicas federais, retomou as pesquisas voltadas para o melhoramento vegetal da cana-de-açúcar. Assim, com desenvolvimento e consolidação desse programa, pesquisadores de outras áreas começaram a trabalhar mais efetivamente com a cultura.

Inicialmente cultivada nos estados de Pernambuco e da Bahia, a cultura adaptou-se rapidamente às condições edafoclimáticas da região; portanto expandiu-se ao longo do tempo e é cultivada nos mais variados tipos de solos, como: Latossolos, Argissolos, Espodossolos, Nitossolos e Gleissolos. Os solos da região cultivados com cana-de-açúcar são bastante variados em relação à textura e, na grande maioria, pobres quimicamente, apresentando baixos teores de nutrientes e elevada acidez. Assim entender os mecanismos envolvidos com a dinâmica desses solos é de suma importância para manejá-los adequadamente, visando atender à demanda da cultura e atingir maiores produtividades.

Mesmo com os esforços dos pesquisadores no Nordeste, muitos aspectos referentes ao manejo de solos nos canaviais nordestinos ainda necessitam de mais estudos, como o manejo adotado da fertilidade do solo (com base em informações levantadas no final da década de 1970), que, em muitos casos, dá-se de forma empírica baseada nas observações dos produtores. Dessa forma, alguns questionamentos devem ser levantados e mais bem-trabalhados; por exemplo, o impacto da utilização de insumos na cultura da cana-de-açúcar, o melhor aproveitamento e eficiência dos insumos, as alterações nas características do ambiente, a utilização de resíduos da agroindústria canavieira e o manejo e conservação dos solos.

A cultura da cana-de-açúcar está fortemente associada à história do Nordeste e intrinsecamente ligada ao desenvolvimento econômico da região, contudo a convivência do setor sucroalcooleiro com o meio ambiente é muitas vezes contestada. Portanto é necessário buscar meios de tornar o setor mais produtivo, mantendo sua importância social e econômica com uma convivência sustentável com o ambiente onde está inserida.

Um breve histórico

A agricultura canvieira teve início com a colonização do Brasil por Portugal; as principais áreas de cultivo foram em Pernambuco e no Recôncavo Baiano, e o açúcar e o melão eram os principais produtos. Alguns fatores foram importantes para a afirmação da agricultura canvieira, entre os quais, a rápida adaptação da cultura ao solo e ao clima e também a proximidade da região Nordeste com Portugal (Bittar Filho, 2000).

O segundo e importante ciclo da agricultura canvieira teve início na década de 1970 com a criação do Proálcool, alavancado por um importante aporte de recursos por parte do governo federal, melhorias tecnológicas e a fabricação de carros movidos a etanol. Contudo a extinção do programa no final da década de 1980 fez com que algumas unidades passassem a produzir também açúcar, visando ao mercado externo. Esses dois fatores, aliados a tomadas de decisões governamentais, levaram a uma forte crise no setor, que encerrou suas atividades em muitas unidades sucroenergéticas, principalmente no Nordeste, ou foi incorporado por outras unidades mais estáveis economicamente durante o período da crise no setor.

No final da década de 1990, a busca mundial por energias renováveis e a tentativa de diminuição da utilização de combustíveis fósseis fizeram com que o setor sucroalcooleiro retomasse o crescimento e fosse modernizado em todo o Brasil. A agricultura canvieira sempre teve papel de grande importância no agronegócio brasileiro, com a busca mundial pelo etanol como fonte de energia em substituição aos derivados do petróleo, com o fortalecimento do açúcar no mercado internacional e, ainda, com maior valorização de subprodutos da fabricação de açúcar, álcool e alcoolquímicas (Goes et al., 2008).

No Nordeste, as unidades enfrentaram diferentes realidades; em alguns casos, o número de unidades se manteve estagnado, em grande parte, por não mais existir área para expansão e, em outros casos, por haver redução de área devido à grande especulação imobiliária em torno da região canavieira. A região Nordeste, que ocupa a quarta posição entre os maiores territórios produtores do País, tem sofrido uma queda na área plantada nos últimos 12 anos. Na safra 2005/2006, a área cultivada correspondia a 1,077 milhões de hectares com previsão para safra 2016/2017 de 905 mil hectares, havendo assim uma diminuição de 172 mil hectares. Notadamente, o estado do Ceará apresenta a maior queda na área plantada, com uma diminuição de aproximadamente 32 mil hectares. Outro dado importante está relacionado à redução da área plantada nos estados de Alagoas e de Pernambuco, os quais são os mais tradicionais na agricultura canavieira. Essa redução demonstra uma grave crise que o setor tem enfrentado nos últimos 5 anos. Contudo, a diminuição da área plantada não ocorreu de forma generalizada, pois em alguns estados houve incremento devido a novas frentes de produção, como ocorreu nos estados do Piauí, de Sergipe e da Paraíba: o Piauí com o incremento de 5,2 mil hectares nos últimos 12 anos, a Paraíba com 25 mil hectares e Sergipe passou de 24,8 mil hectares para 48 mil hectares, quase duplicando sua área plantada (Acompanhamento..., 2015).

Com a diminuição da área plantada na região Nordeste, os números de produção também apresentaram queda. Na safra 2005/2006, a produção total foi de 56,6 mil toneladas, passando por um pico na safra 2011/2012, com 63,48 mil toneladas, e depois apresentou uma queda acentuada com previsão de 46,99 mil toneladas para a safra 2016/2017. Mais uma vez, o destaque negativo fica por conta dos estados de Alagoas e de Pernambuco: Pernambuco já contribuiu com 20,42 mil toneladas na safra 2007/2008, no entanto, para a safra 2016/2017 a previsão será de 13,37 mil toneladas. Para Alagoas, nas mesmas safras citadas, a produção foi de 29,86 mil toneladas e previsão de 17,79 mil toneladas, respectivamente. Nos dois casos, na safra 2016/2017, uma queda de quase metade da produção, se comparada com a safra de maior produção.

De forma geral, em todos os países em que ocorreu a verticalização da lavoura canavieira em razão do aumento da tecnologia na utilização de maquinários e insumos agrícolas, verificou-se um aumento da produção, sem que fosse necessário o incremento de área plantada. Assim a produtividade agrícola é um aspecto importante que, portanto, também deve ser levada em consideração.

Os números de produtividade podem ser considerados um termômetro das condições dos canaviais, ou seja, normalmente, em anos agrícolas com boa precipitação, valoração dos produtos da agroindústria canavieira e estabilização do preço dos insumos no mercado, a tendência é de aumento de produtividade; por sua vez, em anos em que há deficit hídrico e baixos preços de açúcar e de etanol, o produtor não atua de forma correta no manejo dos canaviais, o que ocasiona a queda da produtividade.

A produtividade agrícola do Nordeste ainda está abaixo da média nacional, com valor médio de $51,95 \text{ t ha}^{-1}$, enquanto a média nacional é de $76,23 \text{ t ha}^{-1}$. Os estados com maior média de produtividade, prevista para a safra 2016/2017 no Nordeste são: Bahia, Alagoas e Pernambuco, com $64,76 \text{ t ha}^{-1}$, $54,10 \text{ t ha}^{-1}$ e $53,25 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente (Acompanhamento..., 2015).

Vários fatores podem contribuir para a queda de produtividade nos canaviais nordestinos e entre eles estão o deficit hídrico e a topografia da região. As baixas precipitações e a má distribuição de chuvas limitam a produtividade nos canaviais e impedem que a cultura atinja todo seu potencial genético produtivo. Já a topografia da região é um grande desafio para o manejo do solo, pois suas condições apresentam problemas de ordens química e física, como nos Tabuleiros Costeiros, que são muito arenosos e com baixos teores de cátions, ou ainda nos solos mais argilosos com excesso de alumínio tóxico às plantas e também com baixos teores de cátions. Além disso, pode-se citar o problema da compactação do solo, que, em razão da redução de porosidade, diminui a água disponível às plantas.

Para agravar ainda mais a situação, o manejo do solo passa a ser negligenciado quando o cenário econômico é desfavorável. Portanto, para que

não haja redução da qualidade do solo, cabe ao produtor conhecer os mecanismos envolvidos, como a demanda nutricional da planta, as qualidades física e química dos solos e o manejo da irrigação. Torna-se necessário, então, conhecer o seu ambiente de produção, para que sejam tomadas medidas para minimizar os impactos e manter o solo produtivo.

Manejo de solos para a cultura da cana-de-açúcar

O manejo do solo na agricultura tem como objetivo maximizar a relação solo-planta e buscar altas produtividades, sem que ocorra degradação do ambiente. No manejo do solo para a cultura da cana-de-açúcar, alguns aspectos devem ser considerados, como: tipo de solo, topografia, tratamentos culturais, tecnologia de colheita e plantio. O sucesso do manejo do canavial está diretamente relacionado ao nível tecnológico que o produtor pode acessar.

O cultivo da cana-de-açúcar no Nordeste localiza-se em uma região onde predominam as classes dos Latossolos e Argissolos, mas também pode ocorrer, em menor escala, em Espodossolos e Neossolos, e, em condições bastante restritas, em Gleissolos. Esses solos estão localizados em regiões com as mais diversas condições topográficas, que variam desde sítios planos, como nos Tabuleiros Costeiros, em que é possível a mecanização e a utilização de implementos agrícolas mais pesados, até regiões com elevada declividade, onde praticamente todo o trabalho é feito de forma manual. Assim não existe padronização dos métodos adotados e as técnicas utilizadas variam de produtor para produtor. Essas interações podem trazer efeitos benéficos, mas, em casos de manejo inadequado, pode ocorrer decréscimo de produtividade devido às degradações química, física e biológica do solo.

O preparo do solo para a cultura da cana-de-açúcar pode variar, dependendo das condições da área de plantio, dos sistemas de manejo e da implantação ou da renovação do canavial (Maia; Ribeiro, 2004b; Silva; Cabeda, 2005; Tavares et al., 2012). Essas operações agrícolas podem contribuir para a compactação ou descompactação do solo, com conseqüente desagregação de sua estrutura. O tipo de manejo adotado está diretamente relacionado às

modificações ocorridas. Dessa forma, o preparo de solo, além da utilização de corretivos e de fertilizantes, pode alterar as características do solo, principalmente na camada arável (Maia; Ribeiro, 2004b).

Quando as modificações são de ordem física, podem resultar em aumento da densidade do solo e diminuição da porosidade e da condutividade hidráulica (Vasconcelos et al., 2014). Segundo Souza et al. (2012), o intenso número de operações mecanizadas em lavouras de cana-de-açúcar resulta na compactação do solo, com efeitos danosos sobre sua qualidade física. Silva e Cabeda (2006), em pesquisa realizada nos Tabuleiros Costeiros do estado de Alagoas, em Argissolo Amarelo de textura médio-argilosa cultivado com cana-de-açúcar, destacaram que, mesmo considerando que o preparo de solo é realizado em um período que pode variar de 5 a 6 anos, o intenso tráfego de máquinas que ocorre anualmente nas operações de cultivo, de adubação e de colheita, pode contribuir para a compressão da matriz do solo e fragmentação dos agregados.

A compactação do solo é definida como um aumento da densidade do solo, o qual é o resultado do rearranjo das partículas do solo, o que, conseqüentemente, reduz a porosidade (Reichert et al., 2010). A compactação resulta em problemas ambientais, agronômicos e econômicos, como inundação, erosão, lixiviação de defensivos, emissão de gases de efeito estufa e perda de rendimento das culturas agrícolas (Keller; Lamandé, 2010).

Segundo Pacheco e Cantalice (2011), a análise da compressibilidade e do comportamento hídrico do solo pode ser uma maneira eficaz de avaliação e monitoramento da compactação do solo causado pelo tráfego de máquinas. Maia e Ribeiro (2004b), em estudo realizado em área de sistema convencional de preparo do solo, em um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar por 30 anos, verificaram a redução dos valores de macro e microporosidade, contudo não observaram modificações dos valores da densidade do solo, da umidade no ponto de murcha permanente e da distribuição de tamanho dos agregados.

As pressões sobre a superfície do solo impostas pelo tráfego de máquinas agrícolas durante o preparo periódico do solo, o cultivo e a colheita

da cana-de-açúcar fazem com que ocorra maior adensamento das partículas, reduzindo a quantidade de poros (macroporos), o que acarreta aumento da densidade do solo e, conseqüentemente, ocorre o surgimento de um novo estado de resistência do solo a pressões externas.

Muitos estudos têm constatado que os solos não agricultáveis (matas ou floresta nativa) apresentam menores valores de tensões de pré-compactação (Assis; Lanças, 2005; Silva; Cabeda, 2006; Vasconcelos et al., 2012). Nesses trabalhos, os autores enfatizaram que os menores valores da tensão de compactação são devido a um maior espaço poroso (macroporos), o qual é mais susceptível à compactação e, conseqüentemente, a capacidade de suporte de cargas desses solos será menor. Nesse sentido, Vasconcelos et al. (2012), ao avaliarem a compressibilidade de um Latossolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar em quatro sistemas de manejo, constataram que o solo de mata nativa apresentou menores valores de tensão de pré-compactação em relação aos solos cultivados com cana-de-açúcar com e sem adição de vinhaça e de torta de filtro (Tabela 1). Em estudo realizado por Souza (2015) em um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar ao longo de 50 anos, observou-se que no solo sob cultivo com cana-de-açúcar a capacidade de suporte de carga do solo é de 200 kPa, superior ao solo de Mata Atlântica (100 kPa).

Tabela 1. Valores médios de tensão de pré-compactação (σ'_p , kPa) em solo cultivado com cana-de-açúcar submetido a diferentes sistemas de manejo.

Umidade (kg kg ⁻¹)	Sistemas de manejo (camada 0 m a 0,20 m)			
	Irrigado	Mata	Vinhaça+torta	Vinhaça
0,10	162,1 Aa ⁽¹⁾	112,1Ca	126,01 Ba	130,3 Ba
0,14	131,0 Ab	86,4 Cb	101,2 Bb	105,5 Bb
0,18	95,1 Ac	77,8 Bc	82,9 Bc	86,7 Bc
0,22	76,4 Ad	67,1Bd	71,6 Ad	74,6 Ad

⁽¹⁾Letras maiúsculas iguais na mesma linha e minúsculas iguais na mesma coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey (5%).

Fonte: Adaptado de Vasconcelos et al. (2012).

É importante controlar a pressão exercida por máquinas agrícolas sobre o solo de áreas cultivadas com cana-de-açúcar, pois são submetidos, na maioria das vezes, a pressões superiores às de compactação, cujo excesso acarretará surgimento de compactações adicionais nesses sistemas, favorecendo deformações plásticas não recuperáveis. Contudo vale ressaltar que alterações em solos cultivados, quando comparados com solos com a vegetação original, são normais, pois todo sistema antropizado é modificado com saídas e entradas muito diferentes das condições naturais, cabendo aos produtores conhecer os mecanismos envolvidos para minimizar os efeitos e manter a qualidade física do solo.

Manejo da fertilidade do solo para a cultura da cana-de-açúcar

A depender do manejo adotado, podem ocorrer tanto alterações físicas quanto alterações nas características químicas do solo, como: teores de matéria orgânica, de fixação de fósforo (P) e de P e potássio (K) (Oliveira et al., 2014). Maia e Ribeiro (2004a), ao avaliarem solos cultivados com cana-de-açúcar por um período de 30 anos, observaram que os valores de cálcio (Ca), de magnésio (Mg), de saturação por bases, de capacidade de troca de cátions e de carbono orgânico foram reduzidos, e os teores de P disponível e de saturação por alumínio (Al) foram aumentados, quando comparados com a mata nativa. Silva et al. (2006), também ao avaliarem a influência de sistemas de manejo nas características químicas do solo, observaram redução da capacidade de troca de cátions e aumentos da condutividade elétrica e do pH em água.

As alterações químicas podem ser decorrentes de várias condições, como a extração de nutrientes pela cultura, a utilização de corretivos e condicionadores, as adubações e a utilização de resíduos. Entender cada aspecto relacionado à interação solo-planta é de fundamental importância para o manejo e manutenção da fertilidade do solo.

Demanda nutricional da cana-de-açúcar

O aumento de produtividade dos canaviais é fruto de um processo intenso de melhoramento genético que vem, ao longo do tempo, lançando variedades mais adaptadas às condições edafoclimáticas da região Nordeste. As variedades atuais são mais produtivas que variedades utilizadas em décadas passadas, e, conseqüentemente, ocorre maior retirada de nutrientes do solo, ou seja, plantas mais produtivas tendem a ser mais exigentes em relação a sua nutrição. Dessa forma, é de suma importância conhecer o aporte de nutrientes alocados nos compartimentos da planta para uma adequada recomendação de corretivos e fertilizantes, tornando os métodos de adubação mais eficazes e economicamente mais sustentáveis (Coleti et al., 2006).

Atualmente, as adubações realizadas utilizam valores médios e ainda não consideram a extração e exigência específica de determinada variedade. Muitas vezes, os produtores alegam que adotam a adubação única em razão da logística, dos custos de distribuição e para não precisarem adquirir uma gama maior de adubos e formulações.

Vale ressaltar também que pesquisas relacionadas às exigências nutricionais das variedades utilizadas no Nordeste são escassas e muito recentes, sendo, portanto, necessário mais informações e tempo para elaborar de forma concreta e sistemática, um manual de recomendações atualizado. Contudo a tomada de decisão do produtor para elaboração do seu programa de adubação pode considerar os números já levantados por pesquisas realizadas na região e em outras regiões com variedades utilizadas no Nordeste.

Os trabalhos mais recentes relacionados à diagnose nutricional demonstram que as variedades apresentam comportamento diferente em relação à demanda nutricional e, o mais importante, que o solo pode influenciar os teores de nutrientes na planta e, conseqüentemente, afetar a sua extração. Moura Filho et al. (2014), ao avaliarem a diagnose nutricional de variedades de cana-de-açúcar cultivadas em Argissolo Amarelo Distrocoeso fragipânico, de textura arenosa/média/argilosa, e em Argissolo Amarelo Distrocoeso Abrúptico fragipânico, de textura média/argilosa, no estado de Alagoas, observaram que o segundo solo citado disponibilizou maior quantidade para as plantas de P, de Ca, de Mg, de Zn e de Fe, e, conseqüentemente, ocorreu diferenças nos teores foliares dos nutrientes citados.

Oliveira et al. (2011), ao trabalharem em Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico com irrigação plena em Carpina, PE, avaliaram a extração de nutrientes por 11 variedades de cana-de-açúcar. A pesquisa constatou a grande diferença na exigência nutricional entre as variedades testadas com variações próximas de 10 kg ha⁻¹ para o P e até 166 kg ha⁻¹ para o N quando comparadas à menor e à maior extração, respectivamente. É importante observar os valores de extração da variedade RB 9257, demonstrando a elevada exigência nutricional e o cuidado que deve ser tomado no manejo do solo (Tabela 2).

Assim entender a necessidade da cultura e ao mesmo tempo ter uma exata noção da extração de nutrientes permitem ao produtor se orientar para repor ao solo o que foi retirado, fazendo com que as qualidades benéficas do solo se perpetuem, mantendo o ambiente sempre produtivo.

Tabela 2. Extração total de macronutrientes por variedades de cana-de-açúcar.

Nutriente (kg ha ⁻¹)	Variedade											
	SP	RB	RB	RB	RB	RB	RB	SP	SP	RB	RB	
	791011	813904	863129	872552	943365	72454	763710	784764	813250	867515	92579	
	kg ha ⁻¹											
Nitrogênio	142,3	94,3	196,0	95,6	177,0	153,0	170,4	200,8	241,4	237,5	260,0	
Fósforo	24,7	298,0	29,2	28,0	24,5	23,2	27,2	19,9	28,4	18,6	25,2	
Potássio	84,1	46,5	67,7	72,9	47,5	56,5	52,2	24,9	82,2	24,6	46,0	
Cálcio	236,5	192,6	264,1	209,9	231,0	185,9	194,2	208,9	224,8	237,6	305,5	
Magnésio	55,3	74,3	81,9	82,6	95,7	87,4	84,9	82,2	99,4	90	121,8	

Fonte: Oliveira et al. (2011).

Corretivos e condicionadores para a cultura da cana-de-açúcar

Os solos cultivados com cana-de-açúcar no Nordeste apresentam, em sua grande maioria, reação ácida, baixos teores de bases e baixa capacidade de troca de cátions; já nos mais argilosos, elevados teores de Al trocável e elevada saturação por Al. As reduções dos teores de bases trocáveis em solos cultivados com cana-de-açúcar podem estar relacionadas à perda por lixiviação ou absorção pela cultura (Maia; Ribeiro, 2004a).

No solo, o Al é um importante limitador do crescimento radicular, além de apresentar elevada toxidez para as plantas. Sobral e Guimarães (1992), ao avaliarem a relação da toxidez por Al e a produção de cana-de-açúcar em Argissolos de Pernambuco, consideraram o índice de saturação por Al o melhor indicador para avaliar a toxidez do elemento no solo. Os autores estabeleceram como nível crítico $0,6 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para o teor de Al trocável e 25% para a saturação por Al. Foram também determinados os índices de toxidez da cultura da cana-de-açúcar (Tabela 3).

Tabela 3. Índices de toxidez da acultura da cana-de-açúcar, considerando os teores de alumínio trocável e saturação por alumínio do solo.

Classe	Índice de toxidez	
	Al ^{tr} (cmol _c dm ⁻³)	m%
Baixa	< 0,4	< 18
Media	0,4 - 0,8	18 - 30
Alta	0,8 - 1,2	30 - 45
Muito alta	> 1,2	> 45

Fonte: Sobral e Guimarães (1992).

São utilizados corretivos à base de carbonato de cálcio, procedimento de aplicação de corretivos ao solo chamado de calagem, tanto para correção de problemas relacionados à acidez com a neutralização do Al trocável quanto para fornecer Ca e Mg para as plantas.

As metodologias para o cálculo da recomendação de corretivos já estão bem-estabelecidas, cabendo ao produtor escolher o método que melhor se adapta à sua propriedade. Os métodos existentes para o cálculo da

necessidade de calcário levam em consideração, basicamente, o teor de Al trocável do solo, os teores de Ca^{+2} e de Mg^{+2} trocáveis do solo, a saturação por bases do solo e a capacidade de troca de cátions do solo.

Considerando os estados do Nordeste, pode-se citar o manual *Recomendação de adubação do Estado de Pernambuco*, no qual o método adotado para correção do solo considera dois princípios básicos: a neutralização do Al trocável ou a elevação dos teores de Ca e de Mg trocáveis, em que o nível crítico de Ca e de Mg no solo é de $2 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. A fórmula considera ainda um fator de correção relacionado ao teor de argila do solo. As fórmulas descritas no manual podem ser observadas a seguir:

Em que: $NC = f \times Al^{+3}$ ou $NC = f \times [2 - (Ca + Mg)]$

f é o fator de correção do teor de argila do solo, sendo de 1,5; 2; e 2,5 para solos com teores de argila <15%; 15-35%; e >35%, respectivamente.

O manual indica que o cálculo seja feito pelas duas fórmulas para utilizar como necessidade de calagem o maior valor obtido. Os produtores utilizam também o método de saturação por bases, que tem como princípio a elevação da saturação de bases do solo a um nível adequado para à cultura:

Em que: $NC = CTC_r * (V1 - V2) / 100$

NC = Necessidade de calagem; CTC_r = Capacidade de troca de cátions do solo; $V1$ = Saturação por bases desejada; $V2$ = Saturação de bases atual do solo.

Alguns produtos, alternativos ao calcário, têm sido pesquisados para a correção da acidez do solo nos canaviais. Chaves e Farias (2008), ao avaliarem o uso de calcário e escória de siderurgia como corretivos de solo e ao utilizarem o método de saturação por bases para o cálculo das doses de corretivos, verificaram que os níveis de pH, de Ca e de Mg do solo foram aumentados independentemente do tipo de corretivo. Sobral et al. (2011), ao utilizarem escória de siderurgia, observaram aumentos de Ca, de Mg, de silício (Si), de P, de manganês (Mn) e de ferro (Fe), bem como diminuição da acidez potencial. Esses autores verificaram que a utilização da escória não elevou os teores de metais pesados no solo.

Independentemente do método utilizado, a avaliação correta no momento da escolha do produtor traz bons resultados no tocante à recuperação dos níveis de Ca e de Mg do solo. É importante ressaltar que a escolha do corretivo deve levar em consideração vários parâmetros, como o poder relativo de neutralização total (PRNT), a eficiência relativa (ER), a granulometria e a sua composição química.

Considerando uma boa parte dos solos cultivados com cana-de-açúcar no Nordeste, verificou-se que somente a utilização do corretivo pode não ser suficiente para minimizar os efeitos da ação do Al no solo. Os corretivos apresentam baixa solubilidade, são aplicados em superfície e, quando possível, incorporados. Contudo essa incorporação não ultrapassa 30 cm de solo. O sistema radicular da cana-de-açúcar ultrapassa facilmente os 60 cm de profundidade e a presença do Al no solo pode ser uma barreira química limitante para o crescimento radicular da cultura e resultar em redução da produtividade.

Como os corretivos não conseguem atingir as camadas mais profundas do perfil, é necessário buscar alternativas que melhorem as condições químicas do solo em profundidade e, dessa forma, permitir o aprofundamento das raízes, o que vem sendo alcançado com o uso do gesso agrícola.

Por sua elevada mobilidade no solo, o Ca^{+2} contido no gesso agrícola migra em profundidade com a descida da água no perfil do solo e, como consequência, supre as necessidades da cultura por esse elemento e precipita o Al tóxico às plantas (Freire et al., 2007); dessa forma, promove o desenvolvimento do sistema radicular, melhorando a disponibilidade hídrica e nutricional às plantas (Rocha, 2007). Contudo é importante considerar suas características para utilizar no momento correto, evitando a utilização indiscriminada.

Outro aspecto nutricional importante é a quantidade de enxofre (S) que entra no sistema quando o gesso é utilizado. Silva et al. (2012) observaram aumento dos teores de S no solo quando foi aplicado gesso. Fernandes et al. (2007), ao trabalharem em cinco solos de diferentes texturas e utilizando o gesso como fonte de S para a cultura da cana-de-açúcar, verificaram ganhos significativos de produtividade.

Adubação para a cultura da cana-de-açúcar

O manejo da nutrição da cana-de-açúcar envolve uma série de aspectos, desde a análise de solo até o regime hídrico ao qual a cultura será submetida. A cana-de-açúcar pode ser cultivada em sequeiro, em cultivos irrigados e, mais recentemente, em áreas com gotejamento; nestes casos, a demanda nutricional é diferenciada considerando os aspectos já citados.

A adubação convencional da cana-de-açúcar passa por uma adubação de fundação (no ato da implementação do canavial ou na sua renovação) e, posteriormente, por adubações de cobertura. Basicamente, essas adubações têm como principal objetivo o fornecimento de N, de P e de K. As recomendações mais tradicionais preconizam a aplicação, na cana-planta, de todo o P na fundação e parcelamento do N e do K, com aplicação de uma parte no plantio e o restante em fertilizações de cobertura. Nos ciclos seguintes, geralmente uma adubação com N e K é realizada a lanço.

O manejo de fertilizantes é uma prática edáfica de conservação do solo, muito importante para a manutenção de sua fertilidade, repondo os nutrientes extraídos pela cultura e reparando perdas que ocorrem naturalmente no sistema. Assim a falta dessa manutenção da fertilidade tem-se mostrado um fator limitante para o aumento de produtividade dos canaviais no Nordeste.

A adubação básica com o fornecimento de N, de P e de K é realizada em quase sua totalidade com o uso de formulações. No entanto nem sempre as quantidades aplicadas das fórmulas atendem à demanda da cultura por completo, uma vez que costumeiramente é utilizada uma única fórmula para todo o canavial, sem levar em consideração as diferentes condições de fertilidade que podem ocorrer.

Os níveis críticos dos nutrientes no solo são hoje um dos principais fatores para recomendação de adubação. No entanto somente Pernambuco tem um manual de recomendação de adubação e uso de corretivos que contempla a cultura da cana-de-açúcar, no qual essas recomendações têm como base os níveis críticos dos nutrientes no solo. Entretanto é importante destacar que o referido manual tem como referência pesquisas realizadas nas décadas de 1970 e 1980 e, apesar de ainda ser uma importante ferramenta, sua atualização é necessária. Na Tabela 4, podem-se observar os valores recomendados

pelo manual *Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco* (Cavalcanti, 2008). De acordo com esse manual, para a recomendação da adubação fosfatada, são utilizadas três classes de fertilidade, contudo não considera características importantes do solo que podem influenciar a disponibilidade de P (Tabela 4).

Tabela 4. Recomendação de adubação da cana-planta e da cana-soca para o estado de Pernambuco.

Teor no solo	Cana-planta		Cana-soca
	Plantio	Cobertura	
	----- (kg ha ⁻¹) -----		
	Nitrogênio (N)		
Não considerado	20	20	80
	Fósforo (P ₂ O ₅)		
< 6	120	-	40
6-10	60	-	30
>10	30	-	-
	Potássio (K ₂ O)		
<0,08	40	40	100
0,08-0,15	30	30	80
>0,15	30	30	80

Fonte: Recomendações... (2008).

Simões Neto et al. (2011) verificaram que os teores de P no solo podem variar dependendo do extrator químico utilizado, e quando o extrator foi o Mehlich-1, as características do solo influenciaram a determinação do elemento.

As condições do ambiente podem ser um importante fator para ganhos de produtividade e, no caso do P, as condições de solo podem ter uma relação ainda mais íntima, pois estão diretamente relacionadas às quantidades do elemento para atingir os maiores níveis de produtividade. Simões Neto et al. (2012), ao trabalharem com cinco solos no estado de Pernambuco, observaram doses de máxima eficiência agrônômica para o ciclo de cana-planta, que variavam de 9,7 kg ha⁻¹ em um Espodossolo até valores de 99,9 kg ha⁻¹ em um Latossolo.

Ganhos de produtividade com a adubação fosfatada são comuns nos canaviais do Nordeste, o que reflete, portanto, a baixa quantidade desse elemento nos solos nordestinos. Santos et al. (2009), ao trabalharem com diferentes fontes de P, observaram sua influência na produtividade agrícola obtida no canavial. Simões Neto et al. (2012), ao trabalharem com doses de P em canaviais de Pernambuco, encontraram aumento das produções agrícola e industrial.

Costa et al. (2014) ao trabalharem em Pernambuco e na Paraíba com doses de 0 kg ha⁻¹, 40 kg ha⁻¹, 80 kg ha⁻¹, 120 kg ha⁻¹, 160 kg ha⁻¹ e 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ para cana-planta e de 0 kg ha⁻¹ e de 40 kg ha⁻¹ para cana-soca, obtiveram ganhos de 34% no ciclo de cana-planta, no entanto, no ciclo de cana-soca, houve resposta satisfatória para a adubação fosfatada de cobertura somente em Argissolos menos intemperizados de textura média, porém não ocorreu o mesmo efeito em Argissolos mais argilosos e intemperizados. Dessa forma, o devido manejo do P deve passar diretamente por uma recomendação adequada, evitando perdas e maximizando os efeitos dos fertilizantes. Com base em resultados de cinco experimentos com solos representativos do Nordeste, Simões Neto et al. (2015), propuseram nova classe de interpretação dos teores de P disponível no solo e nova recomendação de adubação fosfatada para cana-de-açúcar (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5. Classes de disponibilidade de fósforo para cana-de-açúcar no ciclo de cana-planta.

Argila (g kg ¹)	Prem (mg L ¹)	Classe de disponibilidade (mg dm ⁻³)				
		Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito Alta
Mehlich1						
600	<12	<3,5	3,5-5,5	5,6-9,5	9,6-12,0	>12
350 a 600	12-17	<6,5	6,5-9,5	9,6-12,5	12,6-16,0	>16
150 a 350	17-35	<8,5	8,5-12,5	16,6-15,0	15,1-18,0	>18
<150	35-60	<10,5	10,5-13,5	13,6-17,0	17,1-20	>20
Resina de troca aniônica						
-	-	<30	30-40	41-56	57-65	>65

Fonte: Simões Neto et al. (2015).

Tabela 6. Recomendação da adubação fosfatada (kg ha^{-1} de P_2O_5) para cana-de-açúcar.

Produtividade esperada (t ha^{-1})	Classe de fertilidade para fósforo				
	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Muito alta
< 90	180	150	120	90	60
> 90	160	130	100	70	40

Fonte: Simões Neto et al. (2015).

Os trabalhos envolvendo o manejo do P nos canaviais do Nordeste têm subsidiado as tomadas de decisões nas unidades agrícolas, o que contribui para melhorias na produtividade e na qualidade do solo.

Nos últimos anos, poucos trabalhos foram desenvolvidos com a adubação potássica. Dessa forma, o manejo desse elemento limitou-se a pesquisas realizadas em épocas passadas. A recomendação usual de adubo mineral para cana-planta pode variar de 60 kg ha^{-1} a 80 kg ha^{-1} de K_2O e para cana-soca, de 80 kg ha^{-1} a 100 kg ha^{-1} de K_2O , mas esses valores variam de acordo com o teor de K no solo. Contudo a resposta da cultura à adubação pode variar dependendo do sistema de cultivo adotado.

Otto et al. (2010), ao avaliarem doses e parcelamento da adubação potássica em cana-de-açúcar no estado de São Paulo, obtiveram para o manejo da adubação potássica uma máxima produtividade estimada de 160 t ha^{-1} com a dose de 130 kg ha^{-1} de K_2O de forma parcelada e com a dose de 160 kg ha^{-1} de K_2O aplicada de forma única; os autores comentaram que a adubação potássica realizada toda no fundo do sulco pode ter favorecido a lixiviação do elemento. Rossetto et al. (2004), ao empregarem doses de até 200 kg ha^{-1} de K_2O , observaram incremento nos teores de K nos solos e obtiveram resposta linear à adubação potássica nos ciclos de cana-planta e de cana-soca. Os resultados obtidos em outras regiões canavieiras do País indicam que existe a necessidade de uma atualização da recomendação desse elemento nos solos do Nordeste, observando-se características como a granulometria e a CTC para uma reposição adequada do K extraído durante o ciclo da cultura.

Entre os macronutrientes, a resposta mais controversa ocorre quando se trabalha adubação nitrogenada. É muito disseminado que a cana-planta não responde à adubação nitrogenada, no entanto, cientificamente, essa

afirmação nunca foi comprovada. Em alguns casos, não se obtiveram ganhos significativos com a utilização de N, porém, em casos cuja adubação nitrogenada foi suprimida sem critérios bem-estabelecidos ocorreram perdas severas de produtividade.

A recomendação para cana-planta é de 40 kg ha⁻¹ de N e para as socarias, de 80 kg ha⁻¹ de N, contudo esses números devem ser revistos, uma vez que as variedades atuais são mais produtivas, logo mais exigentes. Alguns produtores têm-se baseado na expectativa de produtividade, tomando como base dados experimentais que indicam a quantidade necessária de N para produção de 1 t de cana.

Teodoro (2011), ao trabalhar com irrigação e doses de N em Tabuleiros Costeiros de Alagoas, observou que em dois ciclos consecutivos de cana-de-açúcar, com uma dose de 50 kg ha⁻¹, foi possível obter ganhos de 8,5 t ha⁻¹ de cana em relação à testemunha. No mesmo trabalho, o autor verificou que, com uma dose de 200 kg ha⁻¹ de N, foi observado incremento menor que 1 t ha⁻¹, quando comparado com a dose de 50 kg ha⁻¹. Os resultados obtidos pelo autor demonstram que pode ocorrer uma “perda” de 150 kg ha⁻¹ no sistema, ressaltando o cuidado que se deve ter com adubação nitrogenada, para que não ocorram perdas excessivas, ocasionando prejuízos econômicos e danos ambientais.

Salcedo et al. (1988), em um Argissolo de textura arenosa do município de Goiana, PE, verificaram perdas totais por lixiviação de N na ordem de 21 kg ha⁻¹ e 28 kg ha⁻¹ quando aplicados 60 kg ha⁻¹, tendo como fonte a ureia fornecida de formas parcelada e única.

É importante para o manejo da fertilidade do solo observar todo o ciclo da cultura e repor as saídas de nutrientes do sistema. A adubação de cobertura é uma prática de grande importância para a estabilidade da produção e manutenção da fertilidade do solo. Andrade Júnior et al. (2012), em cultivo de cana no Piauí com gotejamento no ciclo de primeira soca, obtiveram os melhores resultados com aplicação de 90 kg ha⁻¹ de N e de 60 kg ha⁻¹ de K₂O. Carvalho et al. (2009), também em sistema de produção de cana-de-açúcar com irrigação no estado da Paraíba, verificaram incrementos na produtividade e nos rendimentos de álcool e de açúcar quando utilizaram 112 kg ha⁻¹ de N e 164 kg ha⁻¹ de K₂O.

Os resultados apresentados indicam que existe grande variabilidade de respostas, ou seja, o ambiente de produção e o tipo de solo são fatores primordiais; dessa forma, está claro que não existe uma única receita e que o manejo da fertilidade do solo deve levar em consideração todos os aspectos do ambiente.

Utilização de resíduos

A agroindústria sucroalcooleira produz uma quantidade significativa de resíduos, que, se utilizados de forma adequada, podem ser um importante fator de melhoria das condições do solo. Considerando vários fatores relacionados ao manejo do solo, a torta de filtro e a vinhaça se apresentam como fonte importante de nutrientes e de matéria orgânica. A torta de filtro é proveniente da filtração a vácuo da mistura do bagaço moído e do lodo originado do processo de clarificação do caldo da cana, rica em compostos orgânicos e inorgânicos insolubilizados (Fravet et al., 2010).

A composição da torta de filtro é variável e dependente de uma série de fatores adotados no campo e no processo industrial de cada unidade produtora. Seus efeitos na qualidade do solo são significativos e sua utilização frequente acarreta melhorias da fertilidade do solo e consequentes ganhos de produção. Silva et al. (2014), no município de Rio Formoso, PE, observaram ganhos significativos de produtividade com a utilização de torta de filtro isoladamente ou em combinação com adubação convencional. Almeida Júnior et al. (2011), em um Espodosolo, verificaram que o uso de torta de filtro promoveu redução da saturação por alumínio do solo e incrementos nos teores de N, de P, de Ca e de K.

A vinhaça é um resíduo originado da fabricação do álcool, com grande volume produzido: cerca de 13 L de vinhaça para cada 1 L de álcool. Apresenta elevada concentração de nutrientes, principalmente K e matéria orgânica (Barros et al., 2010). Brito et al. (2009), em ensaio em três classes de solo (Nitossolo, Argissolo e Espodosolo), observaram incremento no conteúdo de K nos três solos após a aplicação de vinhaça. Barros et al. (2010) compararam duas áreas plantadas com cana-de-açúcar no estado de Sergipe e observaram que, na área fertirrigada com vinhaça por 10 anos, houve

incremento no conteúdo de matéria orgânica no solo e aumento dos teores de macronutrientes. Os autores, então, concluíram que a adição de vinhaça promoveu melhoria da fertilidade do solo.

A contínua adição de resíduos orgânicos ao solo em diferentes sistemas de manejo (em superfície ou incorporado ao solo) age na atenuação dos processos de compactação do solo. Quando aplicados em superfície, esses resíduos formam uma cobertura morta que pode dissipar parte da pressão exercida pelas rodas das máquinas e/ou patas de animais, reduzindo os efeitos da compactação (comportamento mecânico).

Souza (2015) constatou que as menores pressões de pré-compactação nos sistemas de manejo com torta de filtro e vinhaça demonstram o efeito da aplicação desses resíduos no processo de atenuação das pressões sobre o solo (Tabela 7). Conforme Braida et al. (2006), a aplicação de resíduos vegetais na superfície absorve parte da energia de compactação gerada pelo uso de máquinas agrícolas, devido ao fato de que, no intervalo de tempo de deformação dos resíduos, não ocorre a transmissão de energia compactante. Desse modo, as menores pressões de pré-compressão sofridas nos sistemas de manejo com torta de filtro e vinhaça demonstraram que as fibras de cana presentes na torta de filtro e na vinhaça, aplicadas pelo período de 25 anos, conseguiram dissipar a energia de compactação por meio da deformação desses resíduos fibrosos, além de terem sido efetivos por longos períodos de tempo.

Tabela 7. Valores da pressão de pré-compressão de Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo.

Sistema de manejo	0 - 0,20 (m)			
	0,32	0,36	0,42	COT
	sp (kPa)			(g kg ⁻¹)
Mata	143,55 Aa ⁽¹⁾	133,89 Aa	101,21 Aa	2,42 A
Torta	74,98 Ba	54,52 Ba	49,39 Ba	1,32 B
Vinhaça	76,43 Ba	73,34 Ba	-----	1,04 B

⁽¹⁾Letras maiúsculas iguais na mesma coluna e minúsculas iguais na mesma linha não apresentam diferenças significativas pelo teste Tukey (5%).

Fonte: Souza (2015).

Logo, pode-se inferir que a susceptibilidade à compactação torna-se menor, à medida que a quantidade de material orgânico no solo aumenta. Isso ocorre pelas seguintes razões: a) o efeito amortecedor da matéria orgânica, que resulta em dissipação de parte da energia aplicada ao solo; b) a capacidade de retenção da água da matéria orgânica, que, ao retê-la junto de suas partículas, impede que a água atue como lubrificante entre as partículas minerais; c) a capacidade da matéria orgânica em estabelecer ligações entre as partículas de solo, aumentando a coesão entre elas; e d) a baixa densidade da matéria orgânica, de modo que, ao aumentar o teor de matéria orgânica, diminui a densidade da mistura solo-matéria orgânica (Ball et al., 2000).

Na Figura 1, podem-se verificar as curvas de compressão de Gleissolo Háplico cultivado com cana-de-açúcar em dois sistemas de manejo distintos. Observa-se, em ambas as curvas, que, conforme a umidade volumétrica aumenta, a densidade do solo aumenta até atingir um valor máximo e, então, diminui por causa da baixa compressibilidade da água.

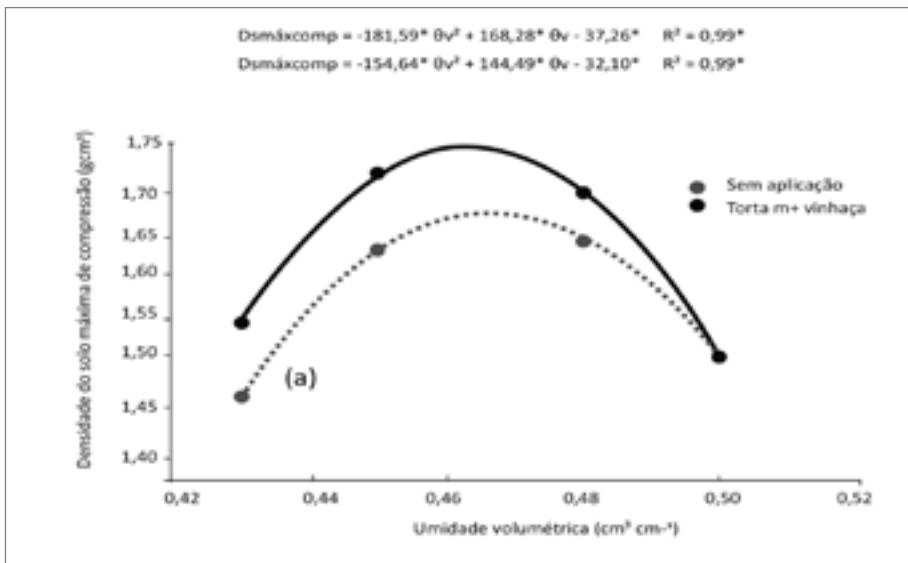


Figura 1. Densidade do solo máxima de compressão em função da umidade volumétrica do solo nas profundidades de 0 m a 0,20 m.

Fonte: Souza (2015).

No solo com aplicação dos resíduos da cana-de-açúcar (torta + vinhaça), a densidade máxima de compactação é superior a do solo sem aplicação dos resíduos. Segundo Camargo (1997), a grande capacidade de retenção de água pela matéria orgânica reduz a quantidade de água entre as partículas minerais do solo, sendo necessários ter maiores teores de água, para que a densidade máxima do solo seja atingida. Isso acarreta maior margem de segurança para a trafegabilidade de máquinas no canavial em umidades distantes da umidade crítica de compactação do solo.

Manejo conservacionista na cultura da cana-de-açúcar

O uso inadequado do solo leva à sua degradação, dificultando ou tornando impossível o seu uso para fins agrícolas. A falta de informações precisas sobre as alterações físicas e químicas dos solos submetidos ao cultivo de cana-de-açúcar pode dificultar a identificação dos fatores responsáveis por possíveis quedas de produtividade e, conseqüentemente, a implantação de práticas de manejo mais adequadas à manutenção das condições agrícolas dos solos (Garbiate et al., 2011). Nesse sentido, Moreti et al. (2003) consideraram que o conhecimento das relações entre os fatores que causam as perdas de solo e os que permitem reduzi-las é de fundamental importância na adoção de sistemas de uso conservacionistas. Assim Panachuki et al. (2006) afirmaram que o sucesso de uma exploração agrícola equilibrada depende, em grande parte, da investigação e do controle dos aspectos referentes aos agentes causadores da erosão, como as chuvas e certos atributos do solo, que, pela ação antrópica, podem favorecer ou dificultar o processo erosivo, já que as atividades humanas constituem os principais agentes catalisadores desses processos.

A agricultura conservacionista tem como alicerce o mínimo revolvimento do solo, a manutenção de resíduos na superfície e o uso de rotação de culturas (Derpsch et al., 1985). Calegari et al. (2008) afirmaram que a manutenção e/ou adição de matéria orgânica ao solo tende a melhorar o sistema produtivo ao longo dos anos. Dessa forma, o mínimo revolvimento do solo associado a práticas de manejo que venham a manter ou aumentar as entradas de matéria orgânica, beneficiando os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, são as principais estratégias a serem adotadas num manejo conservacionista da cana-de-açúcar.

Sistema de plantio direto na cultura da cana-de-açúcar

As características químicas e físicas do solo podem ser melhoradas por meio do manejo adequado do solo e da cultura da cana-de-açúcar, envolvendo a utilização de sistemas conservacionistas (Bianchini et al., 2001). O plantio direto, que proporciona comprovadas melhorias da qualidade do solo (Franchini et al., 2000), surge como uma eficiente alternativa em acumular matéria orgânica no solo e contribuir para o sequestro do CO₂ atmosférico em solos agrícolas e, portanto, para a melhoria da qualidade ambiental (Amado et al., 2001).

De médio a longo prazos, o sistema de plantio direto favorece o maior acúmulo de palha na superfície do solo, maiores taxas de infiltração de água no solo (Barcelos et al., 1999), maior percentagem de agregados nas classes de maior diâmetro, menor desagregação do solo, maior retenção de água (Carvalho et al., 1999), redução superior a 99% nas perdas de solo e 94% nas perdas de água (Seganfredo et al., 1997), menores temperaturas máximas e flutuação térmica do solo (Amado et al., 1990), menor evaporação da água do solo (Freitas et al., 2004), maior economia de água de irrigação em torno de 14% (Andrade et al., 2002), em relação ao preparo convencional com o solo descoberto ou sem palhada na superfície do solo. O plantio direto da cana-de-açúcar ainda proporciona redução do número de operações, do tempo disponível de pessoal e de equipamentos envolvidos, dos custos em aproximadamente 47% em comparação com o convencional, além de poder aumentar a produtividade (Luz et al., 2003).

O sistema de plantio direto compreende aproximadamente 25 milhões de hectares com produção de grãos no Brasil; porém é muito pouco utilizado na cultura da cana-de-açúcar (Cury et al., 2014), principalmente no Nordeste do Brasil, onde essa prática ainda é muito restrita e parece ser uma realidade distante na agricultura canavieira nordestina. Recentemente, o sistema de plantio direto vem despertando interesse do setor sucroalcooleiro, uma vez que a conjuntura econômica desfavorável ao setor nos últimos anos impõe a necessidade de aumento da eficiência da produção agrícola, com relação à produtividade e aos custos (Santos Júnior et al., 2015).

Queima dos resíduos na cultura da cana-de-açúcar

O tipo de colheita da cana-de-açúcar pode influenciar a produção e a longevidade da cultura, os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, o meio ambiente e a saúde pública (Souza et al., 2006). O sistema de colheita por cana queimada produz grandes impactos ambientais, como eliminação da biomassa presente na superfície do solo e emissões de gás carbônico para a atmosfera, contribuindo assim com o efeito estufa e com a diminuição da matéria orgânica no solo (Souza et al., 2005). Além disso, o solo permanece descoberto por um período relativamente longo, o que acelera o processo erosivo e culmina com a degradação da qualidade do solo.

A reforma do canavial reduz o potencial de sequestro de carbono (C) nesse manejo (La Scala Júnior et al., 2012), uma vez que a perturbação física do solo durante esse período acarretará o aumento da oxidação da matéria orgânica e as perdas de solo por erosão (Galdos et al., 2009). Entretanto sistemas de plantio em que os resíduos culturais são mantidos sobre o solo, aumentam consideravelmente o teor de C nas camadas mais superficiais, em comparação com os sistemas de preparo convencional (Canellas et al., 2010). Em média, cinco vezes mais C é acumulado no solo, devido à adoção de um sistema conservacionista (Dendooven et al., 2012).

A manutenção da palha da cana-de-açúcar no solo, com a prática da colheita sem despalha a fogo, também contribui para a melhoria da fertilidade do solo, comparativamente àquela na qual se realiza a queima (Wood, 1991). A produção de palha de um canavial em colheita mecanizada, que inclui as folhas, as bainhas e o ponteiro, além de quantidade variável de pedaços de colmo, pode variar de 10 t ha⁻¹ a 30 t ha⁻¹ de matéria seca. Esse material contém de 40 kg ha⁻¹ a 80 kg ha⁻¹ de N, potencialmente disponíveis à cultura por ação dos microrganismos do solo (Trivelin et al., 1996; Oliveira et al., 1999). Contudo a grande quantidade de palha na superfície do solo pode aumentar o tempo para a rebrota da cana-soca, aumentar a incidência de algumas pragas e promover a saturação por K em solos que recebem aplicação de vinhaça, de forma que muitas usinas já consideram a possibilidade de retirar parte da palha do campo (Sordi; Manechini, 2013).

No Brasil, em experimento realizado em Cruangi, PE, com despalha manual, Urquiaga et al. (1991) verificaram que, das 74 t ha⁻¹ de matéria seca de palha depositada na superfície do solo, somente 6 t ha⁻¹ ficaram como resíduo após 5 anos. No sistema com queima, encontraram 0,4 t ha⁻¹ como resíduo. Esses resultados indicaram que 81% da palha foi degradada e, possivelmente, mineralizada pelos microrganismos do solo, evidenciando que o processo foi relativamente rápido. A média de produtividade de cinco ciclos consecutivos de cana-de-açúcar sem queima (67 t ha⁻¹) superou em 10% da cana-de-açúcar com queima e, nos anos mais secos ou quando a distribuição de chuvas foi muito irregular, o sistema sem a queima foi 25% superior.

Emissões de CO₂ na cultura da cana-de-açúcar

O processo de emissão de CO₂, partindo do interior do solo até a superfície, é governado pela equação de difusão, que, por sua vez, é influenciada, em primeira ordem, por alterações na temperatura e umidade do solo (Kang et al., 2003). Considerando que tanto a umidade quanto a temperatura apresentam grande variação espaço-temporal e relação direta com as condições climáticas locais (Panosso et al., 2009), a caracterização do fluxo de CO₂ do solo é um dos grandes desafios da comunidade científica em razão das incertezas relacionadas a essas medidas (Moitinho et al., 2013).

Sabe-se que, após as operações de preparo, há um aumento da aeração do solo e, conseqüentemente, há maior acessibilidade ao oxigênio (O), necessário à microbiota (Gesch et al., 2007), principal responsável pela decomposição da matéria orgânica (Lou et al., 2011). Dessa forma, as intensas atividades de preparo do solo aumentam, inicialmente, as taxas de emissão de CO₂ do solo para a atmosfera devido ao rompimento dos agregados do solo, fazendo com que parte do C anteriormente protegido em seu interior seja exposto à ação microbiana, tornando-o mais suscetível à mineralização (Reicosky; Archer, 2007; Schwartz et al., 2010).

No Brasil, a colheita da cana-de-açúcar, que tradicionalmente era precedida pela queima das folhas, vem sendo realizada sem uso do fogo, o que contribui para a redução das emissões de gases do efeito estufa (Leal et al., 2013). Outros benefícios do sistema de colheita sem queima consistem em: melhoria dos atributos físicos do solo (Dourado-Neto et al., 1999); maior crescimento e ciclagem de raízes (Alvarez et al., 2000); maior infiltração de água no solo (Graham et al., 2002); redução da densidade do solo (Tominaga et al., 2002); menores custos de renovação do canavial, reciclagem e liberação gradual de nutrientes pela decomposição da palha; menores perdas de nutrientes; e diminuição da emissão de gases e fuligem (Canellas et al., 2003).

Além disso, a cultura da cana-de-açúcar tem a capacidade de retirar da atmosfera e incorporar em sua fitomassa grande quantidade de CO_2 (em torno de $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), o equivalente a $30 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C. Se parte desse C ficar acumulada no solo por meio da matéria orgânica por um longo período, o sistema passa a funcionar como coletor líquido para o sequestro de CO_2 atmosférico, auxiliando na mitigação do efeito estufa (Ronquim, 2007). Dessa forma, o cultivo da cana-de-açúcar sem queima dos seus resíduos, com a manutenção da palha sobre a superfície do solo, vem a potencializar as reduções da emissão de CO_2 para a atmosfera.

Erosão do solo na cultura da cana-de-açúcar

A cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais deixados na superfície tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, em virtude da dissipação de energia cinética das gotas de chuva, a qual diminui a desagregação do solo e o selamento superficial, além de aumentar a infiltração de água no solo, atuando ainda na redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, da capacidade erosiva da enxurrada (Cogo et al., 2003). Panachuki et al. (2006) afirmaram que o fator mais importante de alteração da taxa de infiltra-

ção de água no solo durante a chuva é a cobertura vegetal que está na superfície do solo. Martins Filho et al. (2009) e Romero (2009) relataram que a cobertura vegetal tem importante papel no controle da erosão e na redução das perdas de matéria orgânica e nutrientes no sedimento em área cultivada com cana-de-açúcar.

De acordo com Corrêa et al. (2008) e Vasconcelos et al. (2010), os solos dos Tabuleiros Costeiros cultivados com cana-de-açúcar, durante longo período de tempo com sistemas de manejo com diferentes aportes de matéria orgânica, podem apresentar alterações em suas propriedades físicas e químicas. Oliveira et al. (2010) ao investigarem três sistemas de manejo da cana-de-açúcar (sequeiro, irrigado e fertirrigado), constataram que a área com fertirrigação com vinhaça degradou menos fisicamente o solo pelo fato de lhe adicionar matéria orgânica. Vasconcelos et al. (2014) avaliaram o efeito de sistemas de manejo (irrigado, fertirrigado com vinhaça e com aplicação de vinhaça + torta de filtro) na cultura da cana-de-açúcar sobre os atributos físicos de um Latossolo Amarelo no litoral alagoano e verificaram que os sistemas de manejo com aportes de resíduos (sistema de manejo de fertirrigação com vinhaça e área cultivada com a aplicação de vinhaça + torta de filtro) da cana-de-açúcar apresentaram menor degradação física do solo.

Ao avaliarem os efeitos de diferentes coberturas do solo com cana-de-açúcar (solo descoberto com uma aração e uma gradagem, efeito isolado do dossel da cana-de-açúcar, efeito do dossel da cana-de-açúcar + efeito da palha e efeito isolado do resíduo) sobre escoamento superficial na erosão entressulcos de Argissolo Vermelho-Amarelo, Bezerra e Cantalice (2006) verificaram que o dossel da cana-de-açúcar + efeito do resíduo (palha) promoveu aumento da rugosidade hidráulica e dos volumes de interceptação vegetal, determinando as menores lâminas de escoamento superficial e os maiores volumes de infiltração e, assim, proporcionou as menores taxas de desagregação do solo (Tabela 8).

Tabela 8. Taxas de desagregação entressulcos do solo (D_i), observadas para as diferentes formas de cobertura vegetal da cana-de-açúcar no 3º e no 12º mês de desenvolvimento.

Tratamento	Declividade ($m\ m^{-1}$)	D_i ($kg\ m^{-2}\ s^{-1}$)
	3 meses	
SD	0,13	$9,413 \times 10^{-4}$ a
R	0,09	$3,449 \times 10^{-4}$ b
D	0,08	$3,013 \times 10^{-4}$ b
D + R	0,10	$9,381 \times 10^{-5}$ b
12 meses		
R	0,07	$4,856 \times 10^{-5}$ b
D ⁽¹⁾	0,09	$1,481 \times 10^{-4}$ b
D + R ⁽¹⁾	0,09	$6,923 \times 10^{-6}$ b

Nota: SD = solo descoberto; D = efeito isolado do dossel da cana-de-açúcar; D + R = efeito do dossel da cana-de-açúcar + resíduo (palha); R = resíduo (palha) da cana-de-açúcar; ⁽¹⁾Valores médios de duas repetições. Valores seguidos da mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si a 5%.

Fonte: Bezerra e Cantalice (2006).

Considerações finais

Os solos utilizados para o cultivo de cana-de-açúcar sofrem alterações quando comparados aos sistemas naturais. No entanto, considerando o longo período em que a cultura é cultivada, podem-se entender as alterações ocorridas como controláveis e reversíveis.

Tendo como parâmetro o manejo convencional, práticas simples como utilização de corretivos, condicionadores e fertilizantes se mostram suficientes para recuperar e manter a fertilidade desses solos. Aliadas a isso, pode-se contar com a vinhaça e com a torta de filtro, resíduos da agroindústria canavieira e importantes fontes de nutrientes e de matéria orgânica. Esses resíduos contribuem também para a melhoria da qualidade física do solo, que pode ser mantida e recuperada, controlando e monitorando fatores como umidade do solo, pressão de tráfego de máquinas e implementos no campo.

Ainda que com práticas convencionais utilizadas de forma correta seja possível minimizar a degradação do solo, a adoção de práticas conservacionistas tem-se mostrado um fator primordial para manutenção da qualidade do solo e do ambiente por períodos mais longos do que quando se adotam somente práticas convencionais. Contudo é de suma importância conhecer as características e propriedades do solo em que se cultiva, para adotar as ações corretas e necessárias para manejar esses solos.

As pesquisas têm avançado, entretanto ainda é necessário o empenho de pesquisadores com unidades produtoras, com o intuito de levantar dados para subsidiar o manejo e, conseqüentemente, a conservação dos solos cultivados com cana-de-açúcar no bioma Mata Atlântica.

Referências

- ACOMPANHAMENTO SAFRA BRASILEIRA [DE] CANA-DE-AÇÚCAR: safra 2015/16: terceiro levantamento, v. 2, n. 3, p. 1-70, dez. 2015. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/cana/boletim-da-safra-de-cana-de-acucar/item/download/1202_749eb-578caa73aa7a837ef42ed33c688. Acesso em: 26 jul. 2017.
- ALMEIDA JÚNIOR, A. B. de; NASCIMENTO, C. W. A. do; SOBRAL, M. F.; SILVA, F. B. V. da; GOMES, W. A. Fertilidade do solo e absorção de nutrientes em cana-de-açúcar fertilizada com torta de filtro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 10, p. 1004-1013, out. 2011. DOI: 10.1590/S1415-43662011001000003.
- ALVAREZ, I. A.; CASTRO, P. R. de C. e; NOGUEIRA, M. C. S. Crescimento de raízes de cana crua e queimada em dois ciclos. **Scientia Agrícola**, v. 57, n. 4, p. 653-659, out./dez. 2000. DOI: 10.1590/S0103-90162000000400009.
- AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 189-197, jan./mar. 2001. DOI: 10.1590/S0100-06832001000100020.
- AMADO, T. J. C.; MATOS, A. T. de; TORRES, L. Flutuação de temperatura e umidade do solo sob preparo convencional e em faixas na cultura da cebola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 25, n. 4, p. 625-631, abr. 1990.
- ANDRADE, R. da S.; MOREIRA, J. A. A.; STONE, L. F.; CARVALHO, J. de A. Consumo relativo de água do feijoeiro no plantio direto em função da porcentagem de cobertura morta do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 35-38, jan./abr. 2002. DOI: 10.1590/S1415-43662002000100007
- ANDRADE JÚNIOR, A. S. de; BASTOS, E. A.; RIBEIRO, V. Q.; DUARTE, J. A. L.; BRAGA, D. L.; NOLETO, D. H. Níveis de água, nitrogênio e potássio por gotejamento subsuperficial em ca-

nade açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 1, p. 76-84, jan. 2012. DOI: 10.1590/S0100-204X2012000100011.

ASSIS, R. L. de; LANÇAS, K. P. Avaliação dos atributos físicos de um Nitossolo Vermelho distroférico sob sistema plantio direto, preparo convencional e mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 515-522, jul./ago. 2005. DOI: 10.1590/S0100-06832005000400004.

BALL, B. C.; CAMPBELL, D. J.; HUNTER, E. A. Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in UK. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 1-2, p. 83-91, Sept. 2000. DOI: 10.1016/S0167-1987(00)00145-8.

BARCELOS, A. A.; CASSOL, E. A.; DENARDIN, J. E. Infiltração de água em um Latossolo vermelho-escuro sob condições de chuva intensa em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 35-43, jan./mar. 1999. DOI: 10.1590/S0100-06831999000100005.

BARROS, R. P. de; VIÉGAS, P. R. A.; SILVA, P. L. da; SOUZA, R. M. de; BARBOSA, L.; VIÉGAS, R. A.; BARRETO, M. C. de V.; MELO, A. S. de. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 40, n. 3, p. 341-346, jul./set. 2010. DOI: 10.5216/pat.v40i3.6422.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 565-573, maio/jun. 2006. DOI: 10.1590/S0100-06832006000300016.

BIANCHINI, A.; MAGALHÃES, P. S. G.; BRAUNBECK, O. Cultivo do solo em áreas de cana crua. **Revista STAB**, v. 19, n. 5, p. 30-33, maio/jun. 2001.

BITTAR FILHO, C. A. A apropriação do solo no Brasil colonial e monárquico: uma perspectiva histórico-jurídica. **Revista de Informação Legislativa**, v. 37 n. 148, p. 177-181, 2000.

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; VEIGA, M. da; REINERT, D. J. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 4, p. 605-614, jul./ago. 2006. DOI: 10.1590/S0100-06832006000400001.

BRITO, F. de L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Efeito da aplicação de vinhaça nas características químicas de solos da zona da mata de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 4, n. 4, p. 456-462, 2009. DOI: 10.5039/agraria.v4i4a14.

CALEGARI, A.; HARGROVE, W. L.; RHEINHEIMER, D. dos S.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; TOURDONNET, S. de; GUIMARÃES, M. de F. Impact of long-term no-tillage and cropping system management on soil organic carbon in an Oxisol: a model for sustainability. **Agronomy Journal**, v. 100, n. 4, p. 1013-1019, 2008. DOI: 10.2134/agronj2007.0121.

CAMARGO, O. A. **Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas**. 1997. 132 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

CANELLAS, L. P.; BUSATO, J. G.; DOBBS, L. B.; BALDOTTO, M. A.; RUMJANEK, V. M.; OLIVARES, F. L. Soil organic matter and nutrient pools under long-term non-burning management

of sugar cane. **European Journal of Soil Science**, v. 61, n. 3, p. 375-383, June 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01229.x.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 935-944, set./out. 2003. DOI: 10.1590/S0100-06832003000500018.

CARVALHO, C. M. de; AZEVEDO, H. M. de; DANTAS NETO, J.; FARIAS, C. H. de A.; SILVA, C. T. S. da; GOMES FILHO, R. R. Rendimento de açúcar e álcool da cana-de-açúcar submetida a diferentes níveis de irrigação. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 4, n. 1, p. 72-77, 2009. DOI: 10.5039/agraria.v4i1a12.

CARVALHO, E. J. M.; FIGUEIREDO, M. de S.; COSTA, L. M. da. Comportamento físico-hídrico de um Podzólico vermelho-amarelo câmbico fase terraço sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 2, p. 257-265, fev. 1999. DOI: 10.1590/S0100-204X1999000200015.

CAVALCANTI, F. J. de A. (coord.). **Recomendações de adubação para o Estado de Pernambuco**: 2a. aproximação. 3. ed. rev. Recife: Instituto Agrônomo de Pernambuco, 2008. 212 p.

CHAVES, L. H.; FARIAS, C. H. de A. Escória de siderurgia e calcário na correção da acidez do solo e na disponibilidade de cálcio, magnésio e fósforo. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 5, p. 75-82, 2008.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 743-753, jul./ago. 2003. DOI: 10.1590/S0100-06832003000400019.

COLETI, J. T.; CASAGRANDE, J. C.; STUPIELLO, J. J.; RIBEIRO, L. D.; OLIVEIRA, G. D. de. Remoção de macronutrientes pela cana-planta e cana-soca, Argissolos, variedades RB83486 e SP81-3250. **Revista STAB**, v. 24, n. 5, p. 32-36, maio/jun. 2006.

CORRÊA, M. M.; KER, J. C.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; CURI, N.; TORRES, T. C. P. Caracterização física, química, mineralógica e micromorfológica de horizontes coesos e fragipãs de solos vermelhos e amarelos do ambiente tabuleiros costeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 297-313, jan./fev. 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000100028.

COSTA, D. B. da; ANDRADE, P. K. B. de; SILVA, S. A. M. da; SIMÕES NETO, D. E.; FREIRE, F. J.; OLIVEIRA, E. C. A. de. Adubação fosfatada em cana planta e soca em Argissolos do Nordeste de diferentes texturas. **Revista Caatinga**, v. 27, n. 4, p. 47-56, out./dez. 2014.

CURY, T. N.; DEMARIA, I. C.; BOLONHEZI, D. Biomassa radicular da cultura de cana-de-açúcar em sistema convencional e plantio direto com e sem calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1929-1938, nov./dez. 2014. DOI: 10.1590/S0100-06832014000600027.

DENDOOVEN, L.; GUTIÉRREZ-OLIVA, V. F.; PATIÑO-ZÚÑIGA, L.; RAMÍREZ-VILLANUEVA, D. A.; VERHULST, N.; LUNA-GUIDO, M.; MARSCH, R.; MONTES-MOLINA, J.; GUTIÉRREZ-MICELI, F.

- A.; VÁSQUEZ-MURRIETA, S.; GOVAERTS, B. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 431, p. 237-244, Aug. 2012. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.029.
- DERPSCH, R.; SIDIRAS, N.; HEINZMANN, F. X. Manejo do solo com coberturas verdes de inverno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 20, n. 7, p. 761-773, jul. 1985.
- DOURADO-NETO, D.; TIMM, L. C.; OLIVEIRA, J. C. M. de; REICHARDT, K.; BACCHI, O. O. S.; TO-MINAGA, T. T.; CÁSSARO, F. A. M. State-space approach for the analysis of soil water content and temperature in a sugarcane crop. **Scientia Agricola**, v. 56, n. 4, p. 1215-1221, 1999. DOI: 10.1590/S0103-90161999000500025.
- FERNANDES, M. B.; FREIRE, F. J.; COSTA, F. G. B. Gesso mineral como fonte de enxofre para cana-de-açúcar. **Revista Caatinga**, v. 20, n. 4, p. 101-109, out./dez. 2007.
- FRANCHINI, J. C.; BORKERT, C. M.; FERREIRA, M. M.; GAUDÊNCIO, C. A. Alterações na fertilidade do solo em sistemas de rotação de culturas em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 459-467, abr./jun. 2000.
- FRAVET, P. R. F. de; SOARES, R. A. B.; LANA, R. M. Q.; LANA, Â. M. Q.; KORNDÖRFER, G. H. Efeito de doses de torta de filtro e modo de aplicação sobre a produtividade e qualidade tecnológica da soqueira de cana-de-açúcar. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 3, p. 618-624, maio/jun. 2010. DOI: 10.1590/S1413-70542010000300013.
- FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. dos S.; ROCHA, A. T. da; OLIVEIRA, A. C. de. Gesso mineral do Araripe e suas implicações na produtividade agrícola da cana-de-açúcar no estado de Pernambuco. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica**, v. 4, p. 199-213, 2007.
- FREITAS, P. S. L. de; MANTOVANI, E. C.; SEDIYAMA, G. C.; COSTA, L. C. Efeito da cobertura de resíduo da cultura do milho na evaporação da água do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 85-91, jan./abr. 2004. DOI: 10.1590/S1415-43662004000100013.
- GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, v. 153, n. 3-4, p. 347-352, Nov. 2009. DOI: 10.1016/j.geoderma.2009.08.025.
- GARBIATE, M. V.; VITORINO, A. C. T.; TOMASINI, B. A.; BERGAMIN, A. C.; PANACHUKI, E. Erosão em entre sulcos em área cultivada com cana crua e queimada sob colheita manual e mecanizada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 6, p. 2145-2155, nov./dez. 2011. DOI: 10.1590/S0100-06832011000600029.
- GESCH, R. W.; REICOSKY, D. C.; GILBERT, R. A.; MORRIS, D. R. Influence of tillage and plant residue management on respiration of a Florida Everglades Histosol. **Soil and Tillage Research**, v. 92, n. 1-2, p. 156-166, Jan. 2007. DOI: 10.1016/j.still.2006.02.004.
- GOES, T.; MARRA, R.; SILVA, G. S. e. Setor sucroalcooleiro no Brasil: situação atual e perspectivas. **Revista de Política Agrícola**, ano 17, n. 2, p. 39-51, abr./jun. 2008.

GRAHAM, M. H.; HAYNES, R. J.; MEYER, J. H. Changes in soil chemistry and aggregate stability induced by fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. **European Journal of Soil Science**, v. 53, n. 4, p. 589-598, Dec. 2002. DOI: 10.1046/j.1365-2389.2002.00472.x.

KANG, S.; DOH, S.; LEE, D.; LEE, D.; JIN, V. L.; KIMBALL, J. Topographic and climatic controls on soil respiration in six temperate mixed-hardwood forest slopes, Korea. **Global Change Biology**, v. 9, n. 10, p. 1427-1437, Oct. 2003. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00668.x.

KELLER, T.; LAMANDÉ, M. Challenges in the development of analytical soil compaction models. **Soil and Tillage Research**, v. 111, n. 1, p. 54-64, Dec. 2010. DOI: 10.1016/j.still.2010.08.004.

LA SCALA JÚNIOR, N.; DE FIGUEIREDO, E. B.; PANOSSO, A. R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 775-785, Aug. 2012. DOI: 10.1590/S1519-69842012000400012.

LEAL, M. R. L.; GALDOS, M. V.; SCARPARE, F. V.; SEABRA, J. E. A.; WALTER, A.; OLIVEIRA, C. O. F. Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: a literature review. **Biomass and Bioenergy**, v. 53, p. 11-19, June 2013. DOI: 10.1016/j.biombioe.2013.03.007.

LOU, Y.; LIANG, W.; XU, M.; HE, X.; WANG, Y.; ZHAO, K. Straw coverage alleviates seasonal variability of the topsoil microbial biomass and activity. **Catena**, v. 86, n. 2, p. 117-120, Aug. 2011. DOI: 10.1016/j.catena.2011.03.006.

LUZ, P. D. de C.; MONTEZUMA, M.; SCALÉA, M. Plantio direto e preparo reduzido ganham terreno. **JornalCana**, Ribeirão Preto, 1 abr. 2003. Disponível em: <https://jornalcana.com.br/plantio-direto-e-preparo-reduzido-ganham-terreno/>. Acesso em: 26 jul. 2017.

MAIA, J. L. T.; RIBEIRO, M. R. Cultivo contínuo da cana-de-açúcar e modificações químicas de um Argissolo Amarelo fragipânico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 11, p. 1127-1132, nov. 2004a. DOI: 10.1590/S0100-204X2004001100011.

MAIA, J. L. T.; RIBEIRO, M. R. Propriedades de um Argissolo Amarelo fragipânico de Alagoas sob cultivo contínuo da cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 1, p. 79-87, jan. 2004b. DOI: 10.1590/S0100-204X2004000100012.

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 1, p. 8-18, jan./mar. 2009. DOI: 10.1590/S0100-69162009000100002.

MOITINHO, M. R.; PADOVAN, M. P.; PANOSSO, A. R.; LA SCALA JÚNIOR, N. Efeito do preparo do solo e resíduo da colheita de cana-de-açúcar sobre a emissão de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1720-1728, nov./dez. 2013. DOI: 10.1590/S0100-06832013000600028.

MORETI, D.; CARVALHO, M. P.; MANNIGEL, A. R.; MEDEIROS, L. R. Importantes características de chuva para a conservação do solo e da água no município de São Manuel (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 713-726, jul./ago. 2003. DOI: 10.1590/S0100-06832003000400016.

MOURA FILHO, G.; ALBUQUERQUE, A. W. de; MOURA, A. B.; SANTOS, A. C. I. dos; OLIVEIRA FILHO, M. dos S.; SILVA, L. C. da. Diagnóstico nutricional de variedades de cana-de-açúcar em Argissolos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 11, p. 1102-1109, nov. 2014. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v18n11p1102-1109.

OLIVEIRA, A. P. P. de; LIMA, E.; ANJOS, L. H. dos; ZONTA, E.; PEREIRA, M. G. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar: conhecimento atual sobre modificações em atributos de solos de tabuleiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 9, p. 939-947, set. 2014. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v18n09p939-947.

OLIVEIRA, E. C. de A.; FREIRE, F. J.; OLIVEIRA, R. I. de; OLIVEIRA, A. C. de; FREIRE, M. B. G. dos S. Acúmulo e alocação de nutrientes em cana-de-açúcar. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 3, p. 579-588, 2011.

OLIVEIRA, M. W. de; TRIVELIN, P. C. O.; GAVA, G. J. de C.; PENATTI, C. P. Degradação da palhada de cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 56, n. 4, p. 803-809, out./dez. 1999. DOI: 10.1590/S0103-90161999000400006.

OLIVEIRA, V. S.; ROLIM, M. M.; VASCONCELOS, R. F. B.; COSTA, Y. D. J.; PEDROSA, E. M. R. Compactação de um Argissolo Amarelo Distrocoeso submetido a diferentes manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, p. 914-920, set. 2010. DOI: 10.1590/S1415-43662010000900002.

OTTO, R.; VITTI, G. C.; LUZ, P. H. C. de. Manejo da adubação potássica na cultura da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1137-1145, 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000400013.

PACHECO, E. P.; CANTALICE, J. R. B. Compressibilidade, resistência à penetração e intervalo hídrico ótimo de um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar nos tabuleiros costeiros de Alagoas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 403-415, mar./abr. 2011. DOI: 10.1590/S0100-06832011000200010.

PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F. de; URCHEI, M. A. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 261-268, abr./jun. 2006. DOI: 10.1590/S1415-43662006000200003.

PANOSSO, A. R.; MARQUES JUNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA JÚNIOR, N. Spatial and temporal variability of soil CO₂ emission in a sugarcane area under green and slash-and burn managements. **Soil and Tillage Research**, v. 105, n. 2, p. 275-282, Nov. 2009. DOI: 10.1016/j.still.2009.09.008.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; SUZUKI, L. E. A. S.; HORN, R. Mecânica do solo. In: VAN LIER, Q. J. **Física do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira Ciência do Solo, 2010. 298 p.

REICOSKY, D. C.; ARCHER, D. W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 1, p. 109-121, May 2007. DOI: 10.1016/j.still.2006.07.004.

ROCHA, A. T. **Gesso mineral na melhoria do ambiente radicular da cana-de-açúcar e implicações na produtividade agrícola e industrial**. 2007. 69 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

ROMERO, N. C. de S. **Perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão em entressulcos em Argissolo com resíduos de cana-de-açúcar**. 2009. 41 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal.

RONQUIM, C. C. **Dinâmica espaço temporal do carbono aprisionado na fitomassa dos agroecossistemas no nordeste do Estado de São Paulo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2007. 52 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 63).

ROSSETTO, R.; SPIRONELLO, A.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. Calagem para a cana-de-açúcar e sua interação com a adubação potássica. **Bragantia**, v. 63, n. 1, p. 105-119, 2004. DOI: 10.1590/S0006-87052004000100011.

SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CARNEIRO, C. J. G. Dinâmica de nutrientes em cana-de-açúcar. IV. Perda de N por lixiviação em cana-planta fertilizada com ureia-15N. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 23, n. 7, p. 725-732, jul. 1988.

SANTOS, V. R. dos; MOURA FILHO, G.; ALBUQUERQUE, A. W. de; COSTA, J. P. V. da; SANTOS, C. G. dos; SANTOS, A. C. I. dos. Crescimento e produtividade agrícola de cana-de-açúcar em diferentes fontes de fósforo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 389-396, jul./ago. 2009. DOI: 10.1590/S1415-43662009000400004.

SANTOS JUNIOR, J. de D. G. dos; SA, M. A. C. de; OLIVEIRA, C. M. de; FRANZ, C. A. B.; REIN, T. A.; SOUSA, D. M. G. de. **Sistema plantio direto de cana-de-açúcar no Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2015. 8 p. (Embrapa Cerrados. Circular Técnica, 30).

SCHWARTZ, R. C.; BAUMHARDT, R. L.; EVETT, S. R. Tillage effects on soil water redistribution and bare soil evaporation throughout a season. **Soil and Tillage Research**, v. 110, n. 2, p. 221-229, Nov. 2010. DOI: 10.1016/j.still.2010.07.015.

SEGANFREDO, M. L.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. de. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 2, p. 287-291, 1997.

SILVA, A. J. N. da; CABEDA, M. S. V. Compactação e compressibilidade do solo sob sistemas de manejo e níveis de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, p. 921-930, nov./dez. 2006. DOI: 10.1590/S0100-06832006000600001.

SILVA, A. J. N. da; CABEDA, M. S. V. Influência de diferentes sistemas de uso e manejo na coesão, resistência ao cisalhamento e óxidos de Fe, Si e Al em solo de tabuleiro costeiro de Alagoas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 3, p. 447-457, maio/jun. 2005. DOI: 10.1590/S0100-06832005000300015.

SILVA, A. J. N. da; CABEDA, M. S. V.; CARVALHO, F. G. de; LIMA, J. F. W. F. Alterações físicas e químicas de um Argissolo amarelo sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 76-83, 2006. DOI: 10.1590/S1415-43662006000100012.

SILVA, A. S. da; LAIME, E. M. O.; SOUZA, R. N.; MEDEIROS, M. R. F. A. de; FREIRE, F. J. Enxofre disponível em solo cultivado com cana-de-açúcar submetido a doses de gesso mineral. **Revista Educação Agrícola Superior**, v. 27, n. 2, p. 124-127, 2012. DOI: 10.12722/0101-756X.v27n02a08.

SILVA, W. P. da; ALMEIDA, C. D. G. C. de; SILVA, V. G. de F.; BASTOS, G. Q.; MARQUES, K. P. P. Produtividade e qualidade tecnológica da cana-de-açúcar sob diferentes fontes de adubação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 8, n. 6, p. 476-487, 2014. DOI: 10.7127/rbai.v8n600261.

SIMÕES NETO, D. E.; OLIVEIRA, A. C. de; FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. dos S.; OLIVEIRA, E. C. A. de; ROCHA, A. T. da. Adubação fosfatada para cana-de-açúcar em solos representativos para o cultivo da espécie no Nordeste brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 1, p. 73-81, 2015. DOI: 10.1590/S0100-204X2015000100008.

SIMÕES NETO, D. E.; OLIVEIRA, A. C. de; ROCHA, A. T. da; FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. dos S.; NASCIMENTO, C. W. do. Características agroindustriais da cana-de-açúcar em função da adubação fosfatada, em solos de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 4, p. 347-354, abr. 2012. DOI: 10.1590/S1415-43662012000400003.

SIMÕES NETO, D. E.; OLIVEIRA, A. C. de; ROCHA, A. T. da; FREIRE, F. J.; FREIRE, M. B. G. dos S.; NASCIMENTO, C. W. A. do. Níveis críticos de fósforo em solos cultivados com cana-de-açúcar em Pernambuco. **Revista Ceres**, v. 58, n. 6, p. 802-810, nov./dez. 2011. DOI: 10.1590/S0034-737X2011000600018.

SOBRAL, A. F. de; GUIMARÃES, V. O. da S. Relação entre a toxidez do alumínio e a produção de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 27, n. 2, p. 287-292, fev. 1992.

SOBRAL, M. F.; NASCIMENTO, C. W. A. do; CUNHA, K. P. V.; FERREIRA, H. A.; SILVA, A. J.; SILVA, F. B. V. Escória de siderurgia e seus efeitos nos teores de nutrientes e metais pesados em cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 8, p. 867-872, ago. 2011. DOI: 10.1590/S1415-43662011000800015.

SORDI, R. de A.; MANECHINI, C. Utilization of trash: a view from the agronomic and industrial perspective. **Scientia Agrícola**, v. 70, n. 5, Sept./Oct. 2013. Opinion. DOI: 10.1590/S0103-90162013000500002.

SOUZA, G. S. de; SOUZA, Z. M. de; SILVA, R. B. da; ARAÚJO, F. S.; BARBOSA, R. S. Compressibilidade do solo e sistema radicular da cana-de-açúcar em manejo com e sem controle de tráfego. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 4, p. 603-612, abr. 2012. DOI: 10.1590/S0100-204X2012000400017.

SOUZA, Z. M. de; BEUTLER, A. N.; PRADO, R. de M.; BENTO, M. J. C. Efeito de sistemas de colheita de cana-de-açúcar nos atributos físicos de um Latossolo Vermelho. **Científica**, v. 34, n. 1, p. 31-38, 2006.

SOUZA, Z. M. de; PRADO, R. de M.; PAIXÃO, A. C. S.; CESARIN, L. G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 3, p. 271-278, mar. 2005. DOI: 10.1590/S0100-204X2005000300011.

SOUZA, W. L. S. **Comportamento físico-mecânico de dois solos cultivados dois solos cultivados com cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo**. 2015. 183 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

TAVARES, U. E.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R.; MONTENEGRO, A. A. A.; MAGALHÃES, A. G.; BARRETO, M. T. L. Variabilidade espacial de atributos físicos e mecânicos de um Argissolo

sob cultivo de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 11, p. 1206-1214, nov. 2012. DOI: 10.1590/S1415-43662012001100009.

TEODRO, I. **Respostas técnico-econômicas da cana-de-açúcar à níveis de irrigação e adubação nitrogenada**. 2011. 100 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

TOMINAGA, T. T.; CÁSSARO, F. A. M.; BACCHI, O. O. S.; REICHARDT, K.; OLIVEIRA, J. C. M.; TIMM, L. C. Variability of soil water content and bulk density in a sugar cane field. **Australian Journal of Soil Research**, v. 40, n. 4, p. 604-614, June 2002. DOI: 10.1071/SR01020.

TRIVELIN, P. C. O.; RODRIGUES, J. C. S.; VICTORIA, R. L. Utilização por soqueira de cana-de-açúcar de início de safra do nitrogênio da aquamônia-15N e uréia-15N aplicado ao solo em complemento à vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 31, n. 2, p. 89-99, fev. 1996.

URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; OLIVEIRA, O. C.; LIMA, E.; GUIMARÃES, D. H. V. **A Importância de não queimar a palha na cultura de cana-de-açúcar**. Seropédica: EMBRAPA-CNPBS, 1991. 6 p. (EMBRAPA-CNPBS. Comunicado técnico, 5).

VASCONCELOS, R. F. B. de; CANTALICE, J. R. B.; MOURA, G. B. de A.; ROLIM, M. M.; MONTE-NEGRO, C. E. de V. Compressibilidade de um Latossolo Amarelo distrocoeso não saturado sob diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 525-536, mar./abr. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000200022.

VASCONCELOS, R. F. B. de; CANTALICE, J. R. B.; OLIVEIRA, V. S. de; COSTA, Y. D. J. da; CAVALCANTE, D. M. Estabilidade de agregados de um Latossolo Amarelo distrocoeso de tabuleiro costeiro sob diferentes aportes de resíduos orgânicos da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 309-316, mar./abr. 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000200004.

VASCONCELOS, R. F. B. de; SOUZA, E. R. de; CANTALICE, J. R. B.; SILVA, L. S. Qualidade física de Latossolo Amarelo de tabuleiros costeiros em diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 381-386, abr. 2014. DOI: 10.1590/S1415-43662014000400004.

WOOD, A. W. Management of crop residues following green harvesting of sugarcane in north Queensland. **Soil and Tillage Research**, v. 20, n. 1, p. 69-85, Apr. 1991. DOI: 10.1016/0167-1987(91)90126-I.

Capítulo 2

MANEJO DA FERTILIDADE DO SOLO E ESTADO NUTRICIONAL DE FRUTEIRAS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE BRASILEIRO

William Natale

Danilo Eduardo Rozane

Márcio Cleber de Medeiros Corrêa

Ronialison Fernandes Queiroz

Henrique Antunes de Souza

Antonio João de Lima Neto

Introdução

A fotossíntese é o processo que mantém a vida no planeta. É uma reação bioquímica muito antiga (cerca de 2 bilhões de anos), a qual permitiu o aparecimento e a manutenção da vida. Apesar de antiga, como todo processo natural, houve aperfeiçoamento e evolução, a fim de que a eficiência atingisse o máximo possível.

O ser humano tirou proveito da capacidade fotossintética dos vegetais, dando início à agricultura há cerca de 10 mil anos, o que permitiu a fixação do homem e o começo da civilização. Mesmo com toda evolução, desenvolvimento e emprego de tecnologia, ainda hoje, segundo a FAO (2015), 95% do alimento produzido no mundo advém do solo, graças aos vegetais. Entretanto os solos têm limites naturais para nutrir as plantas e sustentar a produtividade vegetal, sendo um meio altamente complexo e interativo. Desse modo, não é difícil justificar a importância dos estudos relativos a esse recurso natural, especialmente por sua fragilidade.

A fim de que o processo fotossintético atinja sua máxima eficácia, todos os fatores essenciais devem estar presentes em níveis satisfatórios. Depois da água, a carência de nutrientes é o aspecto que afeta de modo mais drástico a produtividade vegetal. A importância dos nutrientes é reconhecida desde o século 18, quando Liebig estabeleceu a Lei do Mínimo e as bases da química agrícola. Desde essa época, a pesquisa mostrou a essencialidade dos elementos individualmente e demonstrou também que é o equilíbrio entre os nutrientes que permite às plantas expressar todo seu potencial genético, traduzido em produção.

Apesar de os elementos essenciais serem os mesmos para todos os vegetais, as exigências individuais de cada nutriente, bem como seu equilíbrio, são completamente diferentes entre as espécies. É a diversidade que, de um lado, garante a explosão de vida e a heterogeneidade da natureza e, de outro, dificulta as recomendações de corretivos e fertilizantes. E não apenas a quantidade e o equilíbrio entre os elementos são variáveis para cada espécie, mas também a época em que os nutrientes são requeridos durante o ciclo de vida, o que caracteriza a cinética de absorção. Além disso, o modo de aplicação do calcário e do adubo varia bastante em função da cultura. Isso é função do ciclo, do sistema radicular das plantas e da perenidade ou não da cultura. Esse conhecimento determina as ações para satisfazer as exigências nutricionais de cada espécie.

As frutíferas são um grupo particular de vegetais explorados em todo o mundo. Com a maior conscientização e preocupação do homem com a alimentação saudável, as frutas têm ganhado mais espaço no consumo humano. Entre as principais características da produção de frutas, as quais influenciam as práticas de correção da acidez e da aplicação de adubos, estão o modo de cultivo, a irrigação e a perenidade dos pomares. Este último aspecto implica a disponibilidade dos nutrientes e as suas formas assimiláveis praticamente durante todo o ano. Desse modo, a estratégia para a produção agrícola de frutíferas deve considerar todos esses aspectos, a fim de que a atividade seja rentável.

É importante levar em conta, ainda, que os solos das regiões tropicais do Brasil são altamente intemperizados e, em consequência, pobres em fertilidade. Isso implica que a calagem e a adubação sejam práticas obrigatórias quando se deseja alcançar altas produtividades.

Outro ponto importante é que a fruticultura é uma atividade intensiva, de longo prazo, requerendo, em geral, grande quantidade de mão de obra. Além disso, as doses de corretivos/fertilizantes empregadas nos pomares são muito elevadas por unidade de superfície, quando comparadas a outras culturas. Isso pressupõe a adequada capacidade técnica do produtor, a fim de compensar o investimento. É desnecessário mencionar que os adubos representam, depois da mão de obra, a maior parcela dos custos de produção. Assim o manejo adequado dos fertilizantes aumenta a relação benefício/custo e reduz os possíveis riscos de danos ambientais.

A introdução de novas práticas agrícolas e tecnológicas na fruticultura é fundamental para se alcançarem produtividades elevadas. A nutrição de plantas desempenha papel importante, não apenas por aumentar a produção, mas também por afetar a qualidade do produto colhido e, indiretamente, o lucro da atividade. Desse modo, compreender a participação dos nutrientes, suas interações e os possíveis mecanismos para atingir o equilíbrio adequado para as diversas espécies frutíferas contribui para a agricultura durável, necessária à permanência do homem no campo.

Este capítulo tem por objetivo colocar em evidência as principais informações sobre pesquisas envolvendo a nutrição mineral de frutíferas, a recomendação de adubação da banana e do caju, apresentando o método de diagnose da composição nutricional (CND) e ilustrando com dados da cultura da banana nas condições do estado do Ceará.

Considerações sobre a fruticultura - culturas da banana e do caju

O agronegócio movimentou, em 2016, 458 bilhões de dólares, sendo, individualmente, o setor mais relevante da economia brasileira: cerca de 23% do PIB, 48% da pauta de exportações e 33% dos empregos. A agricultura e a pecuária não estão imunes à crise, mas geraram 50 mil novas vagas de emprego nos primeiros 10 meses de 2016, enquanto os demais setores da economia cortaram quase 800 mil postos de trabalho. As vendas externas do agronegócio têm promovido seguidos superávits da balança comercial brasileira. Em 2016, os produtos do agronegócio garantiram saldo comercial significativo ao País de 72,5 bilhões de dólares (Fruticultura..., 2016).

Entre as atividades do agronegócio, o Brasil se destaca como o terceiro maior produtor de frutas do mundo, atrás apenas da China e da Índia. De acordo com Treichel et al. (2016), a área cultivada com plantas frutíferas na China é de cerca de 14,4 milhões de hectares, com produção anual de 227 milhões de toneladas, enquanto na Índia as frutas ocupam 6,4 milhões de hectares, cuja produção é de 72 milhões de toneladas. No Brasil, os pomares de frutas abrangem cerca de 2,4 milhões de hectares, com produção anual de aproximadamente 41 milhões de toneladas. As participações da China, da Índia e do Brasil na produção mundial de frutas é de 29,4%, 9,4% e 5,3%, respectivamente.

A fruticultura é uma atividade de extrema importância para a geração de renda e para o desenvolvimento agrícola do Brasil. O segmento gera, aproximadamente, 5,6 milhões de empregos, distribuídos por vários polos de produção no País (Fruticultura..., 2016).

A fruticultura tem três aspectos que a distinguem das demais atividades agrícolas no País:

1. Social: o cultivo de frutas requer enorme quantidade de mão de obra, desde a implantação do pomar até os períodos de colheita.
2. Econômico: a exigência de alta produtividade, mas com qualidade dos frutos, a fim de garantir o retorno econômico do capital investido, necessário à permanência do fruticultor no campo. Além disso, o capital imobilizado nos pomares perenes é significativamente maior que nas culturas anuais.
3. Ambiental: o cultivo de espécies perenes, como é a maioria das plantas frutíferas, permite a ocupação de solos considerados inadequados à atividade agrícola convencional, contribuindo assim com o uso racional do solo.

O Brasil apresenta características de solo, de clima, de disponibilidade de água e de diversidade de espécies frutíferas que o dotam de condições privilegiadas para tornar-se um polo produtor e exportador de frutas. Essas características favoráveis ao desenvolvimento da fruticultura são importantes, não apenas pelo valor nutritivo das frutas, mas também pela perspectiva de incremento da produção agrícola, na ampliação da atividade agroindustrial e no potencial de exportação.

O consumo de frutas deverá aumentar, devido ao crescente interesse do consumidor brasileiro por uma alimentação mais saudável, pois o consumo de frutas está diretamente relacionado ao combate às doenças e à obesidade – uma pesquisa encomendada pela Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA) indica que 53% da população brasileira tem sobrepeso ou algum grau de obesidade.

Projeções da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) indicam que o consumo per capita de frutas (brasileiro e mundial) deve continuar crescendo a taxas superiores aos das economias doméstica e mundial. Além disso, a melhoria da situação econômica do Brasil e o aumento do poder de compra da população devem contribuir para o aquecimento do consumo interno de frutas nos próximos anos.

Com o objetivo de atender a essa nova realidade do mercado e com a crescente demanda mundial por frutas tropicais, o agricultor brasileiro deverá priorizar a qualidade do produto colhido e o incremento da produtividade, o que é alcançado somente com avanços nas técnicas de cultivo. Os fruticultores que não se adequarem a essa nova realidade, perderão competitividade. O atendimento das necessidades nutricionais dos pomares é a chave para atingir esse objetivo, pois, de um lado, os solos brasileiros têm baixa fertilidade natural e, de outro, as plantas perenes têm grande exigência em nutrientes.

Infelizmente, a produtividade dos pomares no Brasil ainda é insatisfatória, quando comparada à de países com tradição na fruticultura, além de depender de uma nutrição mineral ótima, nem sempre fácil de alcançar com os atuais métodos de diagnose vegetal. Em face do desafio da produção de frutas, é necessário utilizar todas as ferramentas disponíveis para avaliar o estado nutricional das plantas, a fim de aplicar o elemento correto e em dose suficiente, caso haja necessidade. Nesse contexto, dois desafios se apresentam para a pesquisa: reduzir os custos de produção ligados ao uso de insumos e alcançar colheitas em quantidade e com qualidade.

Há carência, porém, de informações sobre aspectos ligados à fertilidade do solo, ao manejo de insumos e às exigências nutricionais das plantas frutíferas, impedindo que o Brasil tenha maior destaque nessa área do agronegócio.

É importante lembrar que os pomares de frutas são explorações agrícolas de longo prazo, cujas raízes das plantas permanecem praticamente restritas ao mesmo volume de solo por vários anos. Desse modo, antes da implantação dos pomares, é imprescindível conhecer todos os fatores que possam limitar o eficiente aproveitamento da água e dos nutrientes, impedindo assim o rápido estabelecimento do pomar e o desenvolvimento das plantas, e colocando em risco o sucesso do empreendimento agrícola. Além disso, impedimentos no solo, invariavelmente, afetam o uso eficiente de fertilizantes e a melhoria da relação benefício/custo por meio do incremento da produtividade.

O conhecimento e o manejo adequado de todos os fatores ligados à produção agrícola, especialmente no caso da fruticultura, são fundamentais, haja vista a sua influência sobre aspectos ligados à qualidade dos frutos. É compreensível, porém, que as culturas perenes não reajam à adubação da mesma maneira que as culturas anuais. As razões são muitas e variadas. Nesse caso, apenas para caracterizar a frutífera que será empregada como exemplo na discussão deste texto, usaram-se as informações adaptadas de Gros (1974):

- a) A bananeira, apesar de não ter um sistema radicular pujante, explora considerável volume de solo quando se considera a forma de manejo comercial, ou seja, famílias.
- b) A planta perene ou semiperene como um todo (rizoma, pseudocaule e folhas) constitui um imenso reservatório de nutrientes. Em função disso, a bananeira não demonstra de modo imediato as carências nutricionais do meio no qual está sendo cultivada. Assim essas plantas reagem mais lentamente à aplicação de fertilizantes.
- c) A condução tradicional da família de bananeiras (mãe, filha e neta) implica que, a cada ciclo, uma planta inteira seja eliminada, levando consigo enorme quantidade de nutrientes. Mesmo permanecendo no pomar, a parte vegetativa eliminada depende da mineralização para disponibilizar os nutrientes nela contidos.
- d) A adubação do pomar tem importância não somente para a frutificação em curso, mas também para a formação das novas bananeiras, bem como das colheitas futuras, pois os fertilizantes aplicados no pomar servirão para nutrir a planta-mãe, a filha e a neta.

Durante muito tempo, algumas frutíferas, em especial aquelas nativas das regiões tropicais, como a bananeira, foram consideradas plantas rústicas, razão pela qual se pensava que seu desenvolvimento era independente das condições de solo e de clima. Porém não é possível imaginar que um solo possa ser explorado por uma cultura indefinidamente, sem que se faça qualquer restituição equilibrada de nutrientes. Mesmo assim, devido às características das plantas frutíferas perenes, as dificuldades de experimentação com essas culturas desencorajam pesquisas e pesquisadores.

A bananeira (*Musa spp.*) tem como centro de origem a Ásia, tendo daí se dispersado por todo o mundo, estando presente em mais de 80 países. É uma frutífera exigente em calor e distribuição regular de água e, por essa razão, é considerada uma espécie tipicamente tropical.

A banana é a fruta mais produzida no mundo. Em 2014, o volume alcançou 114 milhões de toneladas e é cultivada em cerca de 5,4 milhões de hectares. Índia, China, Filipinas, Brasil, Indonésia e Equador respondem por 62% da produção mundial, segundo a FAO (2017). As bananas constituem alimento básico, tanto em áreas rurais quanto urbanas de várias regiões do mundo, especialmente em países mais pobres. O elevado consumo da fruta pode ser explicado pela sua versatilidade, pela praticidade do consumo in natura, pelo sabor agradável e pela riqueza em nutrientes e vitaminas, tudo isso associado ao preço acessível à maior parte da população, sendo um importante alimento em países em desenvolvimento, pois alcança todas as camadas sociais.

O Brasil é o quarto maior produtor mundial, e a banana é a segunda fruta mais consumida no País, com área cultivada de 480 mil hectares e produção de 6,9 milhões de toneladas em 2014 (FAO, 2017). Os números do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Fruticultura..., 2016) mostram que a produção de frutas como a banana e o mamão crescerá 10% na produção até 2025.

A bananeira é explorada em pequena ou larga escala, em praticamente todos os estados brasileiros, tornando o País um grande produtor. O cultivo dessa fruta tem grande importância socioeconômica no Nordeste, sendo geralmente explorada por pequenos agricultores, predominando a mão de obra familiar. As principais áreas de cultivo de banana no Brasil estão na re-

gião Nordeste, que é responsável pela maior produção, com 2,3 milhões de toneladas, ocupando 185 mil hectares e respondendo por 33,4% da produção total do País. Em seguida, aparece a região Sudeste, com 2,2 milhões de toneladas em área cultivada de 138 mil hectares, o que equivale a 32,3% da produção brasileira (IBGE, 2015).

No Ceará, cerca de 44,5 mil hectares são cultivados com bananeiras, cuja produção é de 385 mil toneladas da fruta, revelando produtividade ao redor de 8,7 t ha⁻¹, que, seguramente, está entre as mais baixas de todo o País (IBGE, 2015). Somente essa informação já é motivo de preocupação e justificativa para a realização de mais pesquisas com a cultura, tendo em vista o potencial genético das cultivares de banana atualmente disponíveis. Com isso, resta melhorar as condições de manejo, especialmente com relação à nutrição para alcançar bons níveis de produtividade.

O cajueiro (*Anacardium occidentale*) é uma planta nativa do Nordeste brasileiro com considerável capacidade adaptativa a solos de baixa fertilidade, a temperaturas elevadas e ao estresse hídrico. Devido a essas características, o cajueiro se tornou uma importante fonte de renda para os estados do Nordeste, principalmente para aqueles que têm regiões semiáridas. Ademais, por produzir em pleno período seco, na entressafra das culturas anuais, o cajueiro se torna importante para a geração de empregos tanto no campo quanto nas indústrias (Serrano; Pessoa, 2016). O cajueiro é uma planta tropical adaptada às condições nordestinas, principalmente do litoral.

Do cajueiro, aproveita-se praticamente tudo. O principal produto é a amêndoa da castanha-de-caju (ACC), localizada no interior da castanha, de onde também é extraída a película que reveste a amêndoa, rica em tanino e utilizada na indústria química de tintas e vernizes. Da casca da castanha, extrai-se o líquido da casca de castanha-de-caju (LCC), usado na indústria química e de lubrificantes, curtidores, aditivos, entre outros e o resíduo da casca é utilizado como fonte de energia nas indústrias, por meio de sua queima em fornalhas. Já o pedúnculo do caju (pseudofruto) é processado por indústrias ou minifábricas para a obtenção do suco ou da polpa congelada, a ser utilizada na fabricação de sucos, cajuínas e outras bebidas. O pedúnculo também pode ser aproveitado para a fabricação de diversos produtos, principalmente doces, e para alimentação animal, além de que o caju inteiro também é comercializado in natura em feiras e supermercados. Outras partes da planta

também são utilizadas, pois os restolhos dos galhos podados, as cascas das árvores e as folhas, por serem fontes de tanino e goma, são aproveitados na indústria química e na geração de energia (queima) (Serrano; Pessoa, 2016).

A cultura do cajueiro é explorada por aproximadamente 195 mil produtores e cerca de 75% deles são pequenos produtores, com áreas inferiores a 20 hectares. Na cadeia produtiva do caju, estima-se a geração anual de cerca de 250 mil empregos diretos e indiretos, cuja importância é ainda maior em razão de a época de maior demanda de mão de obra (colheita) coincidir com a entressafra das culturas anuais de subsistência (Serrano; Pessoa, 2016). Na região produtora de caju no Nordeste brasileiro, encontram-se grandes fábricas e dezenas de minifábricas processadoras de castanha, cuja capacidade atual de beneficiamento gira em torno de 300 mil toneladas de castanhas, entre as quais se destacam também as fábricas e minifábricas processadoras de suco, e as minifábricas de cajuína e doces (Serrano; Pessoa, 2016).

Nos últimos anos, o Ceará vem representando quase 50% do total de castanha-de-caju produzida no Brasil, sendo seguido pelos estados do Rio Grande do Norte ($\approx 22\%$) e do Piauí ($\approx 18\%$), os quais juntos representam cerca de 90% do total produzido (Serrano; Pessoa, 2016). Quanto aos municípios, em 2013, os maiores produtores de castanha-de-caju foram Beberibe, CE; Macaíba, RN; e Cascavel, CE, enquanto os maiores em área colhida foram Beberibe, CE; Serra do Mel, RN; Bela Cruz, CE; Pio IX, PI; e Cascavel, CE (Serrano; Pessoa, 2016).

Embora apresente alta rusticidade, o cajueiro não se desenvolve bem em solos rasos e muito argilosos ($>60\%$ de argila). Preferencialmente, o cajueiro deve ser cultivado em solos de textura arenosa ou franco-arenosa (menos de 15% de argila), relevo plano ou suave ondulado, não sujeitos a encharcamento, sem camadas impermeáveis e de profundidade superior a 1,5 m. Os principais solos cultivados com cajueiro nos estados do Ceará, do Piauí e do Rio Grande do Norte são os Latossolos, os Neossolos Quartzarênicos e os Argissolos (Taniguchi; Crisóstomo, 2016a).

A análise química do solo, como guia para a recomendação de corretivos e de fertilizantes, deve ser realizada com certa antecedência ao transplante da muda. Em pomares já estabelecidos, as análises do solo e de folha fornecem subsídios ao técnico para a recomendação de fertilizantes e de corretivos necessários. Apesar de ser considerada uma planta rústica, o ca-

jueiro tem demonstrado que a calagem e as adubações propiciam maiores produtividades. Em cada ciclo de crescimento, os nutrientes são removidos do solo para suprir as partes vegetativas das plantas (folhas, ramos, caule e raízes) e para exportação quando da colheita dos frutos e pseudofrutos. O crescimento das plantas e as colheitas satisfatórias somente serão possíveis, no mínimo, pela reposição dos nutrientes exportados pelas partes colhidas (Crisóstomo et al., 2009).

Principais solos do bioma Mata Atlântica e Tabuleiros Costeiros

A região Nordeste do Brasil, em razão da diversidade de climas, de formações vegetais, de tipos de rochas e de conformações do relevo, apresenta grande diversidade de ambientes e, conseqüentemente, de solos (Marques et al., 2014). Os principais solos da Mata Atlântica/Tabuleiros Costeiros são os Latossolos, os Neossolos e os Argissolos, cada qual com suas características e peculiaridades, o que exige manejo diferenciado. Quando se pretende colocá-los no processo agrícola produtivo, em muitos desses solos a acidez está presente, e sua correção é imprescindível, visto que a maioria das frutíferas exploradas comercialmente responde à aplicação de corretivos. Outro cuidado é com a irrigação, que deve ser dimensionada utilizando todos os parâmetros técnicos disponíveis, pois muitos desses solos são arenosos na superfície, o que determina a rápida percolação da água e, eventualmente, a lixiviação de nutrientes (Marques et al., 2014).

Os Latossolos são solos bem-desenvolvidos, profundos e bem-drenados, com horizonte B latossólico (Bw); apresentam características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas uniformes no perfil; são solos bastante intemperizados e alterados em relação ao material de origem; exibem cores vermelhas, vermelho-amarelas, amarelas, acinzentadas ou brunadas; ocorrem comumente em relevo suave ondulado a plano e sua sequência de horizontes é do tipo A – Bw – C (Marques et al., 2014). As principais características dos Latossolos são a boa capacidade de armazenamento de água e o bom potencial para a mecanização agrícola e agricultura irrigada; têm

fertilidade natural baixa, problemas com fixação de fósforo e coesão natural em alguns indivíduos amarelos, notadamente naqueles que ocupam a região dos Tabuleiros Costeiros; são utilizados largamente como substrato para a produção agrícola intensiva, pastagem, silvicultura e fruticultura (Marques et al., 2014).

Os Neossolos são solos minerais pouco desenvolvidos, com ausência do horizonte B diagnóstico e com predomínio dessas características herdadas do material de origem. Em razão de sua diversidade e de suas características singulares, são subdivididos em quatro subordens: Neossolos Litólicos, Neossolos Regolíticos, Neossolos Quartzarênicos e Neossolos Flúvicos (Marques et al., 2014). Os Neossolos Quartzarênicos são derivados de rochas ou sedimentos de natureza essencialmente quartzosa. Apresentam textura arenosa até 1,5 m de profundidade; ocorrem em relevo suave ondulado e apresentam pequena diferenciação entre horizontes no perfil; a sequência de horizontes é do tipo A-C; têm potencial baixo a médio para a agricultura, grande profundidade efetiva, forte a excessivamente drenados e permitem a mecanização agrícola (Marques et al., 2014). Como fator limitante, apresentam baixa a muito baixa capacidade de retenção de água, fertilidade natural muito baixa, baixos teores de matéria orgânica e elevado risco de contaminação de águas subterrâneas. São solos utilizados como substrato para a agricultura irrigada (particularmente a fruticultura), pastagem, pecuária extensiva e preservação ambiental (Marques et al., 2014).

Os Argissolos apresentam acúmulo de argila em subsuperfície, tipificados pelo horizonte B textural (Bt). São solos minerais bem-desenvolvidos e drenados, profundos a muito profundos. Exibem cores vermelhas, vermelho-amarelas, amarelas, acinzentadas ou brunadas; apresentam sequência de horizontes dos tipos A – E – Bt – C – R ou A – Bt – C – ; têm boa capacidade de armazenamento de água e efluentes, bom potencial para a mecanização agrícola e agricultura irrigada, quando em relevo plano a suave ondulado (Marques et al., 2014). Apresentam, de modo geral, como fator limitante, baixa fertilidade natural, alta suscetibilidade à erosão quando têm mudança textural abrupta, coesão natural em alguns solos amarelos e associação com relevo movimentado. São utilizados para a agricultura intensiva, pastagem, silvicultura e fruticultura (Marques et al., 2014).

Adução nas culturas da banana e do caju

Recomendação de adubação para a cultura da banana nos Tabuleiros Costeiros

Calagem

A aplicação de calcário, quando recomendada, deve ser realizada com antecedência mínima de 30 dias do plantio, a lanço em toda a área e incorporado por meio de gradagem profunda. Em razão da pouca mobilidade do Ca no solo, é imprescindível a utilização de gradagem para incorporação do calcário. É comum nos tabuleiros a existência de solos com elevado teor de alumínio e pobres em Ca, o que torna essa prática fundamental para a implantação de fruteiras, entre as quais, a bananeira (Souza; Vieira Neto, 2016). Recomenda-se o uso do calcário com valores maiores que 12% de MgO, evitando assim o desequilíbrio entre o K e o Mg e, consequentemente, o surgimento do distúrbio fisiológico “azul da bananeira”, deficiência de Mg induzida pelo excesso de K (Souza; Vieira Neto, 2016).

Adubação orgânica

É a melhor forma de fornecer N na fase do plantio, principalmente quando se utilizam mudas convencionais, pois as perdas são mínimas; além disso, estimula o desenvolvimento das raízes. Assim recomendam-se de 10 a 15 litros de esterco bovino de curral por cova ou de 3 a 5 litros de esterco de galinha ou de 2 a 3 litros de torta de mamona ou similar (Souza; Vieira Neto, 2016). A cobertura do solo com resíduos vegetais, oriundos da própria bananeira (folhas e pseudocaules), é uma das principais alternativas para que o bananicultor promova adição de matéria orgânica no sistema produtivo dessa cultura, prática expressiva na melhoria das propriedades físicas e microbiológicas do solo (Souza; Vieira Neto, 2016).

Adubação fosfatada

A bananeira necessita de pequenas quantidades de P, mas se não aplicado, prejudica o desenvolvimento do sistema radicular da planta e, consequentemente, afeta a produção. A quantidade total recomendada após análise do solo (40 a 120 kg de P_2O_5 ha⁻¹) deve ser colocada na cova,

no plantio. Pode ser aplicado nas formas de superfosfato simples (18% P_2O_5), superfosfato triplo (45% P_2O_5), fosfato diamônico (DAP) (45% P_2O_5) e fosfato monoamônico (MAP) (48% P_2O_5). Anualmente deve ser repetida a aplicação, após nova análise química do solo. Solos com teores de P acima de 30 mg dm^{-3} (extrator de Mehlich) dispensam a adubação fosfatada (Souza; Vieira Neto, 2016).

Adubação nitrogenada

O N é um nutriente muito importante para o crescimento vegetativo da planta. Recomendam-se de 160 a 400 kg de N mineral ha^{-1} por ano, dependendo da produtividade esperada. A primeira aplicação deve ser feita em cobertura, em torno de 30 a 45 dias após o plantio (Souza; Vieira Neto, 2016). Adubos nitrogenados que podem ser empregados: ureia (45% N), sulfato de amônio (20% N), nitrato de cálcio (14% N) e nitrato de amônio (34% N).

Adubação potássica

O K é considerado o nutriente mais importante para a produção de frutos de qualidade superior, cuja quantidade recomendada varia de 100 a 750 kg de $K_2O \text{ ha}^{-1}$, dependendo do teor no solo (Souza; Vieira Neto, 2016). A primeira aplicação deve ser feita em cobertura, no 3º ou 4º mês após o plantio (Souza; Vieira Neto, 2016). Caso o teor de K no solo seja inferior a 59 mg dm^{-3} , iniciar a aplicação aos 30 dias juntamente com a primeira aplicação de N. Pode ser aplicado nas formas de cloreto de potássio (60% K_2O). Solos com teores de K acima de 234 mg dm^{-3} dispensam a adubação potássica (Souza; Vieira Neto, 2016).

Adubação com micronutrientes

O B e o Zn são os micronutrientes que promovem, com maior frequência, deficiência nas bananeiras (Souza; Vieira Neto, 2016). Como fonte, aplicar no plantio 50 g de FTE BR12 por cova. Para teores de B no solo inferiores a $0,2 \text{ mg dm}^{-3}$ (extrator de água quente), devem-se aplicar 3,5 kg de B ha^{-1} ; para teores de Zn inferiores a $0,5 \text{ mg dm}^{-3}$ (extrator de DTPA), aplicar 15 kg de Zn ha^{-1} (Souza; Vieira Neto, 2016).

Parcelamento das adubações

O parcelamento vai depender da textura e da capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, da precipitação e do manejo adotado. Em solos arenosos e com baixa CTC, deve-se parcelar semanalmente ou quinzenalmente (Souza; Vieira Neto, 2016). Em solos mais argilosos, as adubações podem ser feitas mensalmente ou a cada 2 meses, principalmente nas aplicações via solo (Souza; Vieira Neto, 2016).

Localização dos fertilizantes

As adubações via solo, em cobertura, devem ser feitas em círculo, numa faixa de 10 cm a 20 cm de largura e de 20 cm a 40 cm distante da muda, aumentando-se a distância com a idade da planta (Souza; Vieira Neto, 2016). No bananal adulto, os adubos devem ser distribuídos em meia-lua, em frente às plantas filha e neta. Em caso de plantios muito adensados, a adubação pode ser feita a lanço, nas ruas. Em plantios irrigados, os fertilizantes devem ser aplicados, preferencialmente, via água de irrigação (Souza; Vieira Neto, 2016).

Recomendação de adubação para a cultura do caju

Calagem

As quantidades de calcário a serem aplicadas devem ser suficientes para elevar a saturação por bases (V_2) a 60% e os teores de cálcio (Ca^{2+}) e de magnésio (Mg^{2+}) trocáveis para o mínimo de $6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e $3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente (Tanigushi; Crisóstomo, 2016b).

Gessagem

A necessidade da aplicação de gesso também é verificada por meio da análise de solo, porém da camada subsuperficial (20 cm a 40 cm), considerando-se como parâmetros para aplicação: menos de 3 mmol_c

dm^{-3} de cálcio (Ca^{2+}) e/ou mais de $5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de alumínio (Al^{3+}) e/ou saturação por alumínio (m%) maior que 40%. A dose de gesso deve ser calculada em função do teor de argila do solo (determinado pela análise física do solo), recomendando-se aplicar até 500 kg ha^{-1} em solo arenoso, 1.000 kg ha^{-1} em solo de textura média, 1.500 kg ha^{-1} em solo argiloso e 2.000 kg ha^{-1} em solo muito argiloso; outro critério de recomendação é substituir 25% do calcário por gesso (Tanigushi; Crisóstomo, 2016b).

Recomendação de adubação de fundação

Na cova de plantio indicada para o cajueiro (geralmente 40 cm de largura x 40 cm de comprimento x 40 cm de profundidade), recomenda-se aplicar calcário dolomítico em quantidade equivalente à recomendada na calagem para 1 m^2 de solo; em seguida, encher a cova com mistura de terra superficial acrescida de superfosfato simples (quantidade definida de acordo com a análise do solo), 100 g de FTE BR12 e, se possível, 10 litros de esterco bovino bem-curtido (coloração escura) (Tanigushi; Crisóstomo, 2016b).

Adubação de pós-plantio (primeiro ano): os fertilizantes nitrogenados (ureia, sulfato de amônio ou MAP) e potássico (cloreto de potássio) (Tabela 1) devem ser aplicados no período das chuvas, em três ou mais parcelas iguais, em sulco circular, com 10 cm a 15 cm de profundidade e 10 cm a 15 cm de largura, com distância entre 20 cm e 30 cm do caule da planta, cobertos com terra (Tanigushi; Crisóstomo, 2016b).

Adubação de formação e produção: a adubação recomendada deve seguir o mesmo sistema de aplicação para o primeiro ano, contudo o fósforo (superfosfato simples) deve ser aplicado em uma única parcela. A profundidade e largura do sulco de adubação são as mesmas adotadas para o pós-plantio, porém a distância do caule deve ser aumentada de modo a situar-se no terço externo da projeção da copa (Tanigushi; Crisóstomo, 2016b).

Tabela 1. Recomendações de adubação mineral para o cajueiro-anão em sequeiro, de acordo com os teores de fósforo (P) e de potássio (K) determinados na análise química de solo.

Adubação (g/planta)	N	P resina (mg/dm ³)			K solo (mmol _c /dm ³)		
		0 a 12	13 a 30	> 30	0 a 1,5	1,6 a 3,0	> 3,0
	P ₂ O ₅ (g/planta)*			K ₂ O ₅ (g/planta)			
Plantio	0	180	140	90	0	0	0
0-1 ano	45	0	0	0	50	30	20
1-2 anos	70	160	140	90	90	50	30
Formação 2-3 anos	120	220	180	110	110	90	50
3-4 anos	150	290	230	140	170	130	70
4-5 anos	220	290	230	140	170	130	70
Produção							
< 1.200 kg/ha de castanhas	300	160	80	80	120	80	80
1.200 – 3.000 kg/ha de castanhas	520	240	160	120	240	160	120
> 3.000 kg/ha de castanhas	1.000	400	300	200	450	300	200

*Utilizar como fonte, preferencialmente, superfosfato simples para adicionar enxofre às plantas.

Fonte: Tanigushi e Crisostomo (2016b).

Recomendação de adubação para cultivo irrigado na cultura do caju

No cultivo irrigado, os fertilizantes nitrogenados (ureia, sulfato de amônio, nitrato de cálcio, nitrato de potássio, nitrato de amônio, MAP e DAP) e potássicos (cloreto de potássio, sulfato de potássio, nitrato de potássio e fosfato monopotássico), solúveis, sólidos ou líquidos, são injetados na água de irrigação, possibilitando, melhor distribuição e aproveitamento pelo sistema radicular (Tanigushi; Crisóstomo, 2016b). Por sua vez, os fosfatados (ácido fosfórico, MAP, DAP e fosfato monopotássico) também podem ser aplicados via água de irrigação, observando-se os cuidados necessários para evitar o entupimento dos emissores (microaspersores ou gotejadores). As doses recomendadas às diversas fases de crescimento da planta são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Recomendações de adubação mineral para o cajueiro-anão sob irrigação, de acordo com os teores de fósforo e de potássio determinados na análise química de solo.

Adubação (g/planta)	N		P resina (mg/dm ³)			K solo (mmol/dm ³)		
	0 a 12		13 a 30	> 30	0 a 1,5	1,6 a 3,0	> 3,0	
	P ₂ O ₅ (g/planta)			K ₂ O ₅ (g/planta)				
Plantio	0	200	150	100	0	0	0	0
0 - 1 ano	60	0	0	0	60	40	20	20
1 - 2 anos	80	200	150	100	100	60	40	40
Formação	2-3 anos	150	250	200	120	140	100	60
3-4 anos	200	300	250	150	180	140	80	80
4-5 anos	300	300	250	150	180	140	80	80
Produção:								
< 1.200 kg/ha de castanhas	400	200	100	100	150	100	80	80
1.200 – 3.000 kg/ha de castanhas	700	300	200	150	300	200	150	150
> 3.000 kg/ha de castanhas	1.000	400	300	200	450	300	200	200

Fonte: Tanigushi e Crisostomo (2016b).

Folha diagnóstica das culturas da banana e do caju

Na avaliação do estado nutricional das plantas, estabelece-se uma comparação entre dados de uma amostra e respectivos valores de referência para a cultura. Esses valores são geralmente obtidos em experimentos de calibração de nutrientes, nos quais é possível controlar características genéticas e ambientais, tendo como único fator de variação o nutriente objeto de estudo (Silva, 2008). A amostragem de folhas é utilizada como um parâmetro para se identificar a nutrição das plantas; logo, pode-se afirmar que, quando se realiza a amostragem de uma cultura e depois procede-se à análise química dessa amostra, pretende-se diagnosticar, por meio da análise química de uma parte da planta, como está a condição nutricional da planta ou lavoura como um todo (Silva, 2008). A amostragem de folhas deve ser realizada em área homogênea, que rotineiramente

denomina-se de gleba, talhão ou piquete. Nessa área deve ser observada a uniformidade quanto a relevo, tipo de solo, produtividade, variedades, idade, combinação copa/porta-enxerto, práticas culturais, drenagem, uso de irrigação, carga animal, entre outros fatores (Silva, 2008).

Indiferentemente do método a ser utilizado para interpretação dos resultados das análises químicas de tecido vegetal, o fato é que os critérios adotados para a amostragem de uma dada análise só podem ser comparados com amostras retiradas da mesma época e parte da planta, pois todos os métodos de interpretação consistem, basicamente, em comparar os resultados encontrados com resultados de amostras oriundas de plantas (ou glebas) com alta produtividade. Na Tabela 3, apresentam-se as recomendações de órgão, época e quantidade de amostras para avaliação do estado nutricional das culturas da banana e do caju, de diferentes autores (Silva, 2008).

Tabela 3. Diferentes recomendações sobre amostragem de folhas para diagnose foliar.

Órgão amostrado	Época de amostragem	Número	Referência
Banana			
10 cm centrais da terceira folha a partir do ápice, sem a nervura central e as metades periféricas	Emissão da inflorescência	25	Martinez et al. (1999)
Folha III (abaixo e oposta às flores), posição mediana (10 cm largura) clorofilada	Florescimento	25	Malavolta et al. (1997)
Coletar os 5-10 cm centrais da terceira folha a partir da inflorescência, eliminando a nervura central e as metades periféricas	Florescimento	50	Oliveira (2004)
	-	30	Raij et al. (1996)
Caju			
Folhas recém-maduras do ano	Verão	40	Malavolta et al. (1997)
Folhas de posições diferentes na copa	Verão	40	Malavolta et al. (1997)

Fonte: Silva (2008).

Importância da diagnose do estado nutricional para as plantas frutíferas

A introdução contínua de inovações tecnológicas na fruticultura é um aspecto-chave para o aumento da produtividade. Entre os fatores de manejo que causam preocupação, a nutrição mineral se destaca, visto que a ação inadequada em práticas como a calagem e/ou a adubação traz reflexos negativos na produtividade dos pomares e na qualidade dos frutos. Para o crescimento, desenvolvimento e produção, as frutíferas demandam fornecimento contínuo e equilibrado de nutrientes às raízes, a fim de que ocorra absorção, transporte e metabolização na parte aérea das plantas. Os estudos sobre absorção de nutrientes indicam, porém, que esses processos não ocorrem de forma independente dos demais elementos presentes na solução do solo.

A análise de solo é uma ferramenta consagrada na agricultura, porém, para a maioria das frutíferas, além de conhecer a fertilidade do solo, há necessidade de se realizar a análise foliar em virtude da perenidade dos pomares, visto que esse grupo de plantas adquire certa estabilidade nutricional na fase adulta (Marschner, 2005). Em razão dessa estabilidade, a diagnose foliar nas frutíferas, que geralmente é realizada no florescimento ou no início do desenvolvimento dos frutos, permite fazer ajustes nos programas de adubação em tempo de não comprometer a safra do pomar no mesmo ano agrícola. É importante destacar que as técnicas de diagnóstico (solo e planta) não se excluem mutuamente: são complementares e permitem acompanhar os benefícios da calagem e da adubação no solo, além de seus reflexos nas frutíferas. É importante ressaltar, ainda, que as frutíferas permanecem explorando praticamente o mesmo volume de solo por vários anos. Nessa situação, podem ocorrer impedimentos químicos (acidez) ou físicos (compactação do solo) que diminuem a eficiência dos fertilizantes. Essa é uma das principais vantagens da análise de plantas, pois é possível determinar que a cultura eventualmente apresenta quantidades insuficientes de um dado nutriente, apesar de sua abundância no solo. Pode-se afirmar, então, que a análise de solo indica apenas o potencial de fornecimento de nutrientes, enquanto a análise foliar informa o que foi realmente absorvido e metabolizado pela planta. Assim a única maneira de determinar se a planta está aproveitando o nutriente aplicado é fazer o diagnóstico do estado nutricional por meio da análise foliar.

A priori, para conhecer as exigências nutricionais de uma cultura, não se pode imaginar um modo mais direto e objetivo do que “perguntar” à própria planta, pela análise de tecido vegetal. Desse modo, a avaliação nutricional de plantas perenes, como a maioria das frutíferas, deve ser realizada por meio da análise química das folhas. A diagnose foliar possibilita a avaliação direta, pois a planta constitui o próprio extrator de nutrientes do solo (Beaufils, 1973). Foi baseado nesse conceito que Lagatu e Maume (1934a, 1934b) idealizaram o método conhecido como diagnose foliar.

Bould (1966) utilizou a análise foliar em plantas frutíferas decíduas. O autor afirmou que o método é baseado nas seguintes premissas:

- a) A folha é o principal órgão de metabolismo da planta.
- b) Mudanças no suprimento de nutrientes têm reflexos na composição das folhas.
- c) Essas alterações são mais pronunciadas em determinadas fases do desenvolvimento do que em outras.
- d) Os teores de nutrientes nas folhas, em fases específicas do crescimento, estão relacionados com o desempenho da cultura.

Considerando que, em geral, os solos das regiões tropicais do Brasil são altamente intemperizados e, em consequência, pobres em fertilidade, a calagem e a adubação são práticas obrigatórias quando se deseja alcançar altas produtividades. Além disso, são técnicas fundamentais para que haja equilíbrio nutricional ao longo do ciclo da cultura e, quando realizadas de forma criteriosa, é possível explorar o potencial máximo dos genótipos e atingir elevados rendimentos. Cabe destacar que as frutíferas são muito exigentes em nutrientes, seja para a manutenção da parte vegetativa das árvores, seja pela elevada exportação de elementos pelos frutos a cada safra, cujas necessidades só são passíveis de ser supridas, nas condições edáficas brasileiras, pela aplicação de corretivos e fertilizantes. Pode-se afirmar também que nenhum solo contém nutrientes em quantidade suficiente e de forma equilibrada para atender à demanda das plantas, garantindo a exploração por dezenas de anos, como nos pomares de frutas.

Qualquer que seja o resultado da análise foliar de um elemento individual (baixo, médio ou alto), é possível que esse valor não esteja equilibrado em relação aos demais nutrientes. A diagnose foliar é capaz de mostrar anomalias nutricionais, mas não sua origem. Mesmo indicando a carência nutri-

cional, a diagnose não tem o poder de recomendar como corrigi-la. Assim nunca é demais enfatizar que a diagnose foliar é uma ferramenta complementar à análise do solo e, juntas, possibilitam planejar, calibrar e recomendar calcário e fertilizante para os pomares.

Cada solo oferece um ambiente radicular único para as plantas, com propriedades que afetam a disponibilidade de ar, de água e de nutrientes. Os efeitos do clima à época da amostragem, sobre os resultados da análise de solo, são bem-conhecidos. Em média, as raízes das plantas ocupam cerca de 1% do volume total do solo explorado. Desse modo, quanto menor for a ocupação do solo pelas raízes para um dado nível de exigência de nutriente, maior deve ser a concentração do elemento revelado pela análise de solo para a máxima produção. Culturas arbóreas perenes, como as frutíferas, exploram grande volume de solo em comparação com as plantas anuais, embora a densidade radicular seja menor. Não é surpreendente, portanto, que o nível crítico na análise de solo para certos nutrientes seja diferente entre as frutíferas e as culturas anuais, mesmo que ambas sejam cultivadas no mesmo solo. Pode-se afirmar com segurança que, comparativamente à maioria das culturas anuais, as frutíferas perenes são menos exigentes e parecem estar satisfeitas com menores concentrações de nutrientes na solução do solo. Isso é justificado, pelo menos em parte, pelo período mais longo de absorção dos elementos essenciais e pela exploração de maior volume de solo, associados à estrutura abrangente do sistema radicular das frutíferas.

Em resumo, a análise química do solo e a diagnose foliar são instrumentos que permitem determinar se a correção da acidez e a adubação têm alcançado os efeitos desejados nas plantas. Por meio dessas determinações, é possível avaliar se todos os benefícios do manejo da fertilidade do solo estão sendo refletidos pela cultura. É necessário, porém, estar ciente das muitas variáveis que podem afetar o diagnóstico do estado nutricional dos vegetais e, portanto, deve haver constante avaliação das técnicas empregadas. A melhoria do conhecimento sobre aspectos fisiológicos, bioquímicos e ambientais tem mostrado que o diagnóstico deve ser feito sobre índices globais de equilíbrio nutritivo da planta, e não sobre valores de concentração ou relações entre elementos. As pesquisas para conhecer o estado nutricional dos vegetais levaram ao desenvolvimento de técnicas que evoluíram ao longo do tempo. Entre os vários métodos de diagnose do estado nutricional das

plantas, podem-se destacar o nível crítico (NC), a faixa de suficiência (FS), o sistema integrado de diagnose e recomendação (Dris) e, mais recentemente, a diagnose da composição nutricional (CND). Nunca é demais enfatizar que o aperfeiçoamento dos métodos de diagnose e, conseqüentemente, da racionalização no uso de insumos, é uma exigência da agricultura moderna, preocupada em alcançar altas produtividades, mas com qualidade das colheitas e de modo a afetar o mínimo possível o meio agrícola.

Evolução dos métodos diagnósticos

A busca de métodos eficientes para a avaliação do estado nutricional das plantas tem sido objeto de muitas pesquisas, desde meados do século 20. A análise química de plantas, com critérios ajustados de amostragem, é uma ferramenta essencial para diagnosticar o real status nutricional das culturas. O conceito de usar o teor mineral das folhas como critério para a avaliação do estado nutricional foi proposto por Lagatue e Maume (1934a, 1934b), em Montpellier, na França. Entretanto é importante ressaltar que esses autores, além de estabelecerem as bases para a diagnose foliar, determinando quimicamente os elementos de forma individual, avançaram em indicar, já naquela época, que a relação entre os nutrientes era importante (Rozane et al., 2015a, 2015b). Mesmo anteriormente, no século 19, o pesquisador Boussingault já enfatizara a importância do balanço entre os nutrientes contidos no tecido vegetal (Boaretto; Natale, 2016).

Os resultados de análises químicas do tecido vegetal podem ser interpretados por diversos métodos, sobressaindo os univariados, como o NC e a FS; os métodos bivariados, como o Dris; e o multivariado, como a CND. Considerando que a composição mineral do tecido vegetal depende de grande número de fatores complexos, seja devido à própria folha, à árvore frutífera, aos tratos culturais, seja devido às condições do meio, a interpretação dos resultados da diagnose foliar deve ser prudente. O método do nível crítico foi desenvolvido supondo-se que o teor mínimo de um dado elemento fosse necessário para alcançar o desempenho máximo do vegetal. Abaixo do NC, a planta é considerada carente. Entre o limite de carência e o de excesso, a planta está em estado de suficiência nutricional, ainda que, além do rendimento máximo, o consumo de luxo possa ocorrer (Parent; Natale, 2008).

O nível crítico teve como marco o trabalho de Ulrich e Hills (1967), no qual os autores fizeram a célebre representação gráfica indicando zonas de deficiência, de transição e adequada de um dado nutriente, individualmente. O ponto em que o crescimento/produção é reduzido em 10% do valor máximo, é considerado o NC do elemento no tecido vegetal. O NC é estabelecido assumindo-se que os nutrientes, com exceção daquele que está sendo estudado, não são limitantes à produtividade e que não interagem de forma significativa quando presentes em níveis adequados (Parent, 2011; Parent et al., 2013a). Contudo, uma vez que os resultados analíticos do tecido são limitados em um espaço composicional fechado, delimitado apenas pela unidade de medição, no qual todos os nutrientes interagem, deve haver efeito de ressonância devido à variação na composição dentro das faixas de teores críticos (Parent, 2011). Assim, quando se altera a proporção dos nutrientes, ocorrem efeitos que repercutem no sistema como um todo (Parent et al., 2013a). Por esse motivo, a utilização do nível crítico para a interpretação do estado nutricional da planta é limitada, principalmente em função da ocorrência de interações entre os elementos presentes no tecido vegetal (Bates, 1971; Parent; Dafir, 1992). Para um dado nutriente, o NC pode variar, por exemplo, em função da interferência de outros elementos em sua absorção e assimilação pela planta (Parent; Natale, 2008).

Um exemplo clássico desse comportamento da planta foi mostrado por Prevot e Ollagnier (1956), que apresentaram resultados de um experimento com doses crescentes de potássio (K) e avaliaram seus efeitos nos teores foliares de K, de cálcio (Ca), de magnésio (Mg) e na soma dos três cátions (Tabela 4).

Pode-se observar que, à medida que as doses de K aumentam, ocorre incremento dos teores foliares de K, o que é esperado. Além disso, a elevação das doses de K provoca decréscimos nos teores foliares de Ca e de Mg, justificados pelo antagonismo entre os elementos. Isso provoca profunda modificação no equilíbrio iônico, entretanto a soma ponderal dos três cátions não indica alteração significativa. Tudo se passa como se a planta dispusesse de um equilíbrio nominal entre nutrientes mono e bivalentes e que toda a redução em um dos dois grupos é automaticamente compensada pela elevação dos teores no outro grupo.

Tabela 4. Efeito de doses crescentes de potássio (K) sobre os teores foliares de K, de cálcio (Ca) e de magnésio (Mg) em carnaúba.

Tratamento	K	Ca	Mg	Soma
K ₀	0,513	0,829	0,385	1,727
K ₁	0,761 ⁽²⁾	0,788	0,281 ⁽¹⁾	1,830
K ₂	0,945 ⁽²⁾	0,712 ⁽¹⁾	0,241 ⁽²⁾	1,898
K ₃	0,964 ⁽²⁾	0,706 ⁽¹⁾	0,243 ⁽²⁾	1,911

⁽¹⁾Significativo $p < 0,05$; ⁽²⁾Significativo $p < 0,01$.

Fonte: Prevot e Ollagnier (1956).

Outro aspecto limitante a ser considerado é que a confiabilidade do diagnóstico nutricional é mais consistente, quando as condições edafoclimáticas e de manejo da lavoura em diagnóstico são similares às condições em que foram estabelecidos o NC ou a FS. Isso faz com que, na determinação dos padrões nutricionais de referência, seja necessário o estabelecimento de ensaios de calibração em diversos locais, de modo a assegurar ampla representatividade em relação ao solo, clima e potencial produtivo da espécie vegetal, o que muitas vezes é inviável devido a recursos humanos e financeiros limitados, bem como por exigir tempo para a realização dos ensaios. Além disso, o método do NC não possibilita a definição da ordem de limitação dos nutrientes.

O método da FS, assim como o NC, é baseado na correlação entre os teores de nutrientes e a produção. Se o solo apresenta deficiência de algum elemento, essa carência estará presente também nas diferentes partes da planta, sendo comumente utilizada a folha recém-madura para essa avaliação. Quando a deficiência é severa e os sintomas são evidentes, já ocorreu perda de produção. Diferentemente do NC, a FS utiliza intervalos de teores foliares de nutrientes para indicar o estado nutricional dos vegetais. Entretanto, em ambos (NC ou FS), busca-se estabelecer para cada elemento limites superior e inferior, entre os quais o teor do nutriente é considerado adequado. Sabe-se, porém, que a máxima produção depende do equilíbrio entre os nutrientes na planta, caracterizado por proporções (relações) bem-definidas entre esses elementos. Assim nem sempre estabelecer o teor absoluto do nutriente é suficiente para alcançar altos rendimentos. Em muitos casos,

a deficiência relativa, ou seja, a proporcionalidade entre os vários elementos desempenha papel mais importante. Na realidade, cabe destacar que cada fator de produção atua melhor, quando os demais fatores estão próximos do seu ideal. Desse modo, embora o NC e a FS tenham praticidade na interpretação dos resultados analíticos, não levam em consideração as interações que ocorrem entre os nutrientes, o que limita sua eficácia.

Considerando o exposto, constata-se que, em relação aos diferentes métodos de avaliação do estado nutricional das plantas, existe a necessidade de mudança do paradigma nas pesquisas futuras, substituindo o conceito da Lei do Mínimo, a qual estabelece que a limitação do desenvolvimento vegetal ocorre devido à deficiência de determinado nutriente, pelo conceito de balanço nutricional, em que grupos de elementos devem estar equilibrados para melhorar o desempenho das culturas. Dessa forma, a abordagem a ser realizada deve ser mais abrangente, a fim de elevar a confiabilidade da diagnose nutricional (Parent et al., 2012, 2013b).

A avaliação do estado nutricional pelo NC e FS depende da indicação de valores de referência para os nutrientes, estabelecidos em experimentos de calibração, nos quais as características genéticas, ambientais e as interações entre os elementos são controladas (Bhargava; Chadha, 1988). Por essa razão, os resultados assim obtidos devem ser empregados na avaliação de culturas que se desenvolvem nas mesmas condições utilizadas na experimentação, o que torna o processo extremamente restritivo para uso em larga escala na agricultura. Além disso, os valores de referência não são definitivos, estando sujeitos a revisões periódicas em consequência da introdução de novos materiais genéticos, novas técnicas de manejo ou de cultivo, variação nas condições do ambiente, o que exigiria, regularmente, a instalação de experimentos de calibração, os quais são onerosos e, em geral, de média a longa duração, especialmente no caso de frutíferas (Parent, 2011; Rozane et al., 2016).

Uma alternativa aos experimentos de calibração seria o aproveitamento de informações de monitoramento nutricional, obtidas em talhões comerciais. Esses dados agregam informações oriundas de ampla variação ambiental e, portanto, não podem ser utilizados para a determinação de curvas de resposta, como aquelas obtidas nos experimentos de calibração para o estabelecimento do NC ou da FS. Contudo há a possibilidade de se utilizar

o método Dris para a obtenção dos valores de referência, a partir dessas informações. Assim a diagnose nutricional foi aprimorada com o desenvolvimento do método Dris, proposto por Beaufils (1973). Essa técnica considera interações binárias, ou seja, as relações entre dois nutrientes na planta a ser diagnosticada, comparando-as às normas Dris obtidas em cultivos de alta produtividade (Walworth; Sumner, 1987). Assim o método pode explicar, em parte, as interações entre elementos (Walworth; Sumner, 1988).

O método Dris apresenta algumas vantagens em relação ao NC e à FS, como: escala contínua, fácil interpretação, ordenamento dos nutrientes mais limitantes, diagnóstico de casos em que a produtividade é afetada pelo desequilíbrio nutricional e obtenção de um índice que representa o equilíbrio nutricional da planta como um todo; porém o uso do Dris não evita desvios ou anomalias inerentes aos dados composicionais, sendo geometricamente deficiente (Parent, 2011; Parent et al., 2013a).

O sistema Dris usa como padrão nutricional uma população de referência, estabelecida com base em plantas de alta produtividade, obtendo-se o índice de balanço nutricional que consiste na soma de valores absolutos dos índices Dris de cada nutriente, os quais indicam o estado nutricional de cada lavoura. Como os nutrientes absorvidos pela planta interagem dentro dos limites físicos do tecido vegetal, suas proporções ou concentrações mudam relativamente entre si, como resultado do sinergismo, do antagonismo ou da neutralidade, produzindo, portanto, ressonância dentro do espaço fechado da composição do tecido, o que pode gerar falsas correlações. Segundo Parent et al. (2013b), os dados de teores de nutrientes são intrinsecamente de natureza multivariada, e cada nutriente não pode ser interpretado sem ser relacionado aos demais. A transformação logarítmica proposta por Aitchison (1986) para a análise composicional, usada por Parent e Dafir (1992) e Parent et al. (2009) para fins de diagnose, pode reduzir as falsas correlações entre os componentes do tecido vegetal.

De acordo com Holland (1966), a consistência da interpretação das análises de tecido vegetal aumenta, à medida que o enfoque univariado (NC e FS) é ampliado, de modo a considerar as relações entre nutrientes, dois a dois, ou seja, relações duais ou bivariadas (Dris), e assim progressivamente até idealmente abranger, mediante enfoque multivariado, toda a estrutura de variação da composição nutricional. Nesse contexto, foi desenvolvido o

método *compositional nutrients diagnosis* (CND), proposto por Parent e Dafir (1992), o qual indica que a composição mineral dos tecidos vegetais, expressa como teores ou valores relativos, é a informação numérica básica para o diagnóstico do estado nutricional das plantas.

O método CND utiliza a transformação logarítmica, recomendada nos estudos desenvolvidos por Aitchison (1986) e empregada nas análises de dados composicionais, como os teores de nutrientes. Ao trabalhar com a análise de dados composicionais, Aitchison (1986) observou que na diagnose foliar os teores dos elementos devem ser expressos um em relação ao outro, pois transmitem uma informação relativa. O CND é um dos mais recentes métodos de interpretação de análise do tecido vegetal e se baseia nas relações entre o teor de um nutriente isolado e a média geométrica dos teores dos demais componentes da matéria seca (relações multivariáveis), inclusive aqueles não determinados analiticamente, sendo considerada a melhor forma de expressão do equilíbrio no tecido vegetal (Parent; Dafir, 1992; Egozcue; Pawlowsky-Glahn, 2005).

O conceito do CND difere do Dris, pois gera um fator de correção para qualquer nutriente, colocando todos os elementos essenciais em análise (multinutriente), enquanto o Dris promove um fator de correção simples para a relação de nutrientes dois a dois. Desse modo, o CND expande o conceito do Dris do espaço bidimensional para o multidimensional. Outra vantagem ao se empregar a metodologia CND é a possibilidade de atribuir às carências e aos excessos o mesmo peso no desbalanço, o que pode ser detectado com o emprego da distância de Mahalanobis (Parent et al., 2009). Isso permite definir a contribuição de cada nutriente na composição nutricional da matéria seca. Em relação ao Dris, a metodologia CND tem um único desvio-padrão e possibilita ainda a identificação e a exclusão de dados atípicos (*outliers*), o que aumenta a confiabilidade na interpretação dos resultados (Parent et al., 2009, 2013a, 2013b).

De acordo com Egozcue et al. (2003), teores foliares interpretados por métodos que não empregam a análise multivariada tendem à redundância, à dependência de escala e à distribuição não normal. As transformações logarítmicas podem evitar essas situações, reduzindo as falsas correlações entre os componentes do tecido vegetal. Parent et al. (2012) indicam, ainda, que a transformação logarítmica de dados composicionais deve ser empregada em

contrastes entre as médias geométricas dos grupos de componentes, o que permite obter o coeficiente de ortogonalidade.

Em resumo, o CND é uma evolução dos métodos uni e bivariado, baseado na análise composicional de dados e na análise de componentes principais, tendo, pois, potencial mais elevado para melhorar a diagnose do tecido vegetal em estudo. Isso é uma grande vantagem, pois permite o acesso às modernas ferramentas da informática, reduzindo o esforço computacional na análise.

Na literatura, são encontrados estudos que empregam o método CND em algumas culturas de grande valor econômico no Brasil, entretanto a banana não é uma delas. Assim o desenvolvimento de normas CND específicas para a cultura da banana no estado do Ceará, associado à criação de um software que possibilite a avaliação do estado nutricional dos pomares de forma prática, rápida e eficaz, poderá auxiliar com maior precisão na determinação dos fatores que estão limitando a produção. Dessa maneira, a ferramenta poderá contribuir para a adoção de programas adequados de calagem e adubação, com conseqüente incremento da produtividade e redução dos custos, além de amenizar os potenciais riscos de contaminação ambiental, favorecendo a competitividade do setor frutícola no Nordeste do Brasil.

Aplicação do método CND em um banco de dados de bananeiras do estado do Ceará

O presente tópico tem como objetivo desenvolver normas CND para áreas comerciais de bananeiras irrigadas, com base na seleção da subpopulação de alto rendimento, elaborando um software que possibilite a avaliação do estado nutricional da cultura a partir do método CND, empregando-se os resultados de análises químicas de tecido vegetal e avaliação da produtividade de de bananeiras do estado do Ceará.

A fim de utilizar material vegetal para a avaliação do estado nutricional, é importante identificar os principais fatores que influenciam os teores dos elementos na planta, principalmente em relação à época de amostragem e à parte ou posição do órgão que será analisado. Quanto à época de coleta,

para plantas herbáceas, é comum realizar a amostragem das folhas recém-maduras, completamente desenvolvidas.

Com o objetivo de padronizar a amostragem foliar em bananeiras, para que os dados de diferentes pesquisas possam ser comparados, Martin-Prével (1984) estabeleceu o *méthode d'échantillonnage internationale de référence* (Meir), um método de amostragem internacional de referência, que consiste na coleta da terceira folha (f3), contando-se a partir do ápice, na época em que a inflorescência apresenta todas as pencas femininas sem brácteas e com duas ou três pencas masculinas abertas. Dessa f3, retira-se uma faixa central com largura de 10 cm em ambos os lados da folha, desprezando-se a nervura central e as extremidades dessa faixa.

Determinou-se a produtividade e empregou-se o método de amostragem Meir para a avaliação dos teores foliares de 100 talhões comerciais de bananeiras da variedade Prata Catarina, destinadas à produção de frutas in natura, cultivadas em um Cambissolo no município de Russas, CE. Os resultados apresentaram normalidade na distribuição gaussiana dos dados (n=100) pelo teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,01$), como descrito por Hair et al. (2005) (Figura 1), aceitando-se, portanto, H_0 , ou seja, os dados têm distribuição normal.

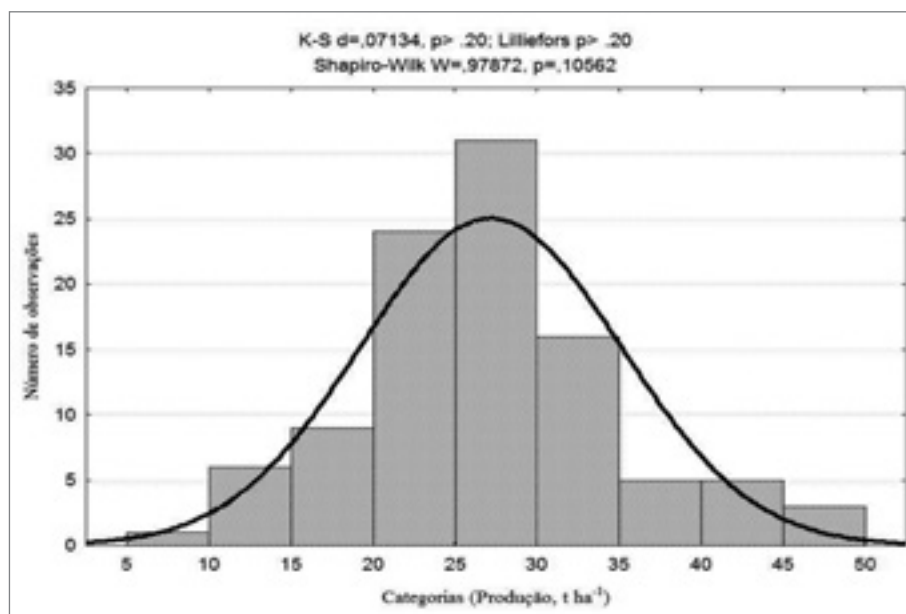


Figura 1. Distribuição gaussiana da produção, n=100.

Apesar de a distribuição gaussiana da produção de bananas ser normal (Figura 1), para análises do diagnóstico da composição nutricional (CND), Parent et al. (2009) indicaram a exclusão de resultados atípicos (*outliers*), que são dados discrepantes no conjunto das observações, que ocasionam distorção no valor da média. Para a exclusão desses dados atípicos em culturas agrícolas, Parent et al. (2009) sugeriram o emprego da distância de Mahalanobis. Assim, após utilizar a referida metodologia nesse banco de dados, excluíram-se 17 resultados atípicos do conjunto de observações, permanecendo 83 resultados que apresentaram variação de produtividade entre 47,2 t ha⁻¹ e 9,4 t ha⁻¹, com média de 26,6 t ha⁻¹ e desvio-padrão de 8 t ha⁻¹.

Previamente à análise dos dados, realizou-se novamente a distribuição gaussiana dos resultados (n=83), como descrito por Hair et al. (2005), verificando-se na Figura 2 distribuição normal para a produtividade, bem como para os elementos avaliados.

Ao explorar inicialmente os resultados, empregou-se a matriz de correlação (Tabela 5), a fim de verificar a existência de correlações significativas, ou seja, a força do relacionamento (linear) entre duas variáveis e o adequado coeficiente de determinação entre os teores de nutrientes, o Na e a produtividade. Não foi possível verificar pela análise univariada nenhuma correlação de Pearson (r) elevada que pudesse ser explorada, além de ser pouco adequada à justificativa de que um nutriente isolado fosse capaz de explicar substancialmente a produtividade, como já evidenciado por Geraldson et al. (1973), Marschner (2005) e Rozane et al. (2016).

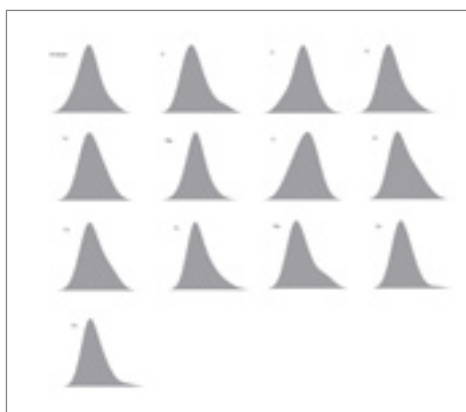


Figura 2. Distribuição gaussiana da produção, dos nutrientes e do sódio, n=83. N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; Na: sódio.

Tabela 5. Matriz de correlação (Pearson) entre os teores foliares de nutrientes, de sódio e de produtividade nos talhões de bananeiras (n=83).

Produtividade	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na	
N	-0,08	0,01	-0,07	-0,07	-0,11	-0,32 ⁽¹⁾	-0,05	0,23 ⁽¹⁾	-0,12	0,17	0,17	-0,08	-0,24 ⁽¹⁾
P	0,52 ⁽¹⁾		-0,02	0,51 ⁽¹⁾	0,43 ⁽¹⁾	0,06	0,48 ⁽¹⁾	0,38 ⁽¹⁾	0,48 ⁽¹⁾	0,39 ⁽¹⁾	0,45 ⁽¹⁾	0,22 ⁽¹⁾	
K	0,28 ⁽¹⁾			0,05	0,36 ⁽¹⁾	-0,18	0,08	0,31 ⁽¹⁾	0,15	0,24 ⁽¹⁾	-0,02	-0,02	
Ca						-0,08	-0,11	-0,09	0,25 ⁽¹⁾	-0,09	0,03	0,24 ⁽¹⁾	
Mg				-0,23 ⁽¹⁾		0,09	0,58 ⁽¹⁾	0,32 ⁽¹⁾	0,43 ⁽¹⁾	0,33 ⁽¹⁾	0,42 ⁽¹⁾	0,26 ⁽¹⁾	
S					0,65 ⁽¹⁾	0,12	0,24 ⁽¹⁾	0,07	0,29 ⁽¹⁾	0,22 ⁽¹⁾	0,31 ⁽¹⁾	0,24 ⁽¹⁾	
B								-0,14	-0,46 ⁽¹⁾	0,04	-0,16	0,12	0,32 ⁽¹⁾
Cu									0,48 ⁽¹⁾	0,52 ⁽¹⁾	0,25 ⁽¹⁾	0,36 ⁽¹⁾	0,22 ⁽¹⁾
Fe										0,25 ⁽¹⁾	0,25 ⁽¹⁾	0,28 ⁽¹⁾	-0,25 ⁽¹⁾
Mn											0,33 ⁽¹⁾	0,67 ⁽¹⁾	0,63 ⁽¹⁾
Zn												0,27 ⁽¹⁾	0,09
													0,50 ⁽¹⁾

⁽¹⁾significativo ($p<0,05$).

Nota: As demais correlações não foram significativas. N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; Na: sódio.

O Cu e o Na foram os elementos que apresentaram as maiores quantidades de correlações significativas, seguidos pelo N, Ca, Mg, Fe e Mn. Entre os elementos, as correlações significativas com coeficiente de determinação os quais chamam a atenção ($>0,50$), podem ser observadas entre N-P, N-Ca, Ca-Mg, Ca-B, Fe-Zn e Fe-Na (Tabela 2).

Apesar das consideráveis exportações (Teixeira et al., 2007) e dos aportes recomendados de N e de K para a cultura da banana (Teixeira et al., 1997), no presente estudo, as correlações entre N e K, e destes com a produtividade, não apresentaram significância (Tabela 5), tampouco superfície de resposta (Figura 3) para indicar relações adequadas a elevadas produtividades.

Procedendo-se à divisão da população de referência dos 83 talhões comerciais, como indicado por Khiari et al. (2001b), observa-se como ponto médio de inflexão na função cumulativa a produtividade de 26,7 t ha⁻¹, valor que foi tomado como base para a determinação da subpopulação de alta produtividade, ou seja, de referência (n=37), como apresentado na Figura 4.

Entre os 83 talhões válidos, ou seja, após a exclusão dos dados atípicos, 37 (45%) apresentaram produtividade superior a 27,0 t ha⁻¹ de banana (primeira produção após o ponto de inflexão) e constituíram a subpopulação de alta produtividade, com valor médio de 33,4 t ha⁻¹ e desvio-padrão de 6 t ha⁻¹. Os demais 46 talhões (55%) constituíram a subpopulação de baixa produtividade, com média de 20,8 t ha⁻¹ e desvio-padrão de 5 t ha⁻¹.

Considerando as relações univariadas entre os teores foliares dos elementos e a produtividade, após a divisão das populações de alta e baixa produtividade, constata-se que nenhuma dessas subpopulações (Tabelas 3 e 4) superou a quantidade de correlações observadas no banco de dados completo (Tabela 2), o que era esperado, haja vista o menor número de observações em cada uma delas, resultando assim em redução do número de ocorrências. Rozane et al. (2016), ao avaliarem um banco de dados de videiras, também fizeram a mesma observação.

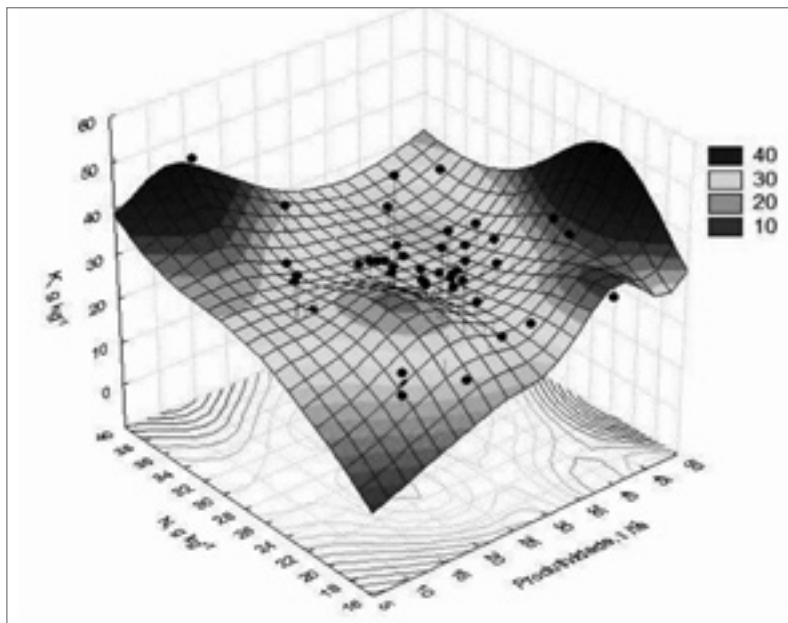


Figura 3. Superfície de resposta entre a produtividade e os teores foliares de nitrogênio (N) e de potássio (K).

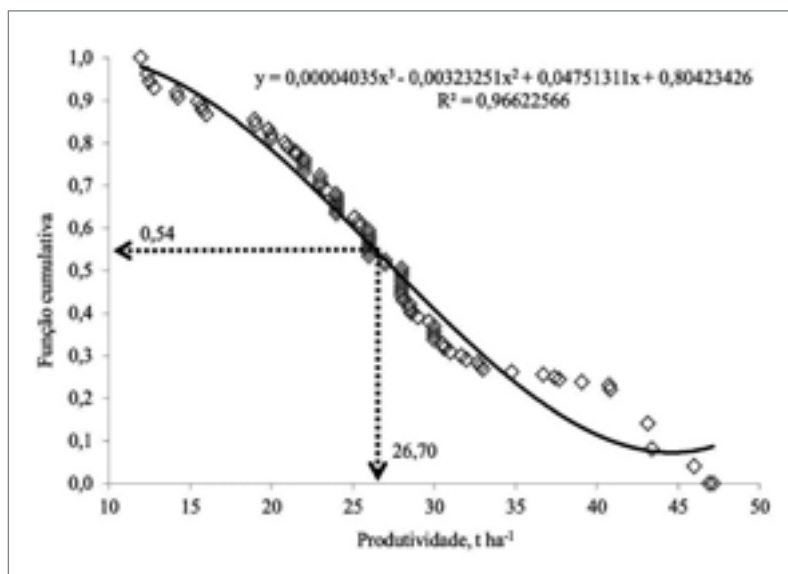


Figura 4. Função cumulativa do banco de dados de banana ‘Catarina’ no estado do Ceará, n=83.

Com a divisão das populações de alta e baixa produtividade, as relações que se destacaram no banco de dados completo (Tabela 5), continuaram em destaque ($p > 0,50$) (Tabelas 6 e 7), sobressaindo na população de alta produtividade as relações P-Mg, Ca-Mg, B-Cu, B-Fe e Fe-Na; para a população de baixa produtividade, merecem destaque as relações N-P, N-Ca, N-B, N-Fe, N-Mn, Ca-Mg, Ca-B, B-Fe, Fe-Zn, Fe-Na e Zn-Na. A relação Fe-Na, em ambas as populações, apresenta forte correlação positiva, em especial na população de alta produtividade ($r = 0,80^*$ - significativo a 5% de probabilidade), o que pode ser explicado pela parcial substituição das funções metabólicas do K pelo Na (Korndorfer, 2006), especialmente em áreas cujas condições de fertilidade estejam aquém das adequadas à cultura. Comumente, isso é evidenciado pela alta disponibilidade de Fe, especialmente nas condições de solos intemperizados, e/ou devido às elevadas exportações nas áreas de alta produtividade. No presente estudo, evidencia-se que o teor médio de K nas populações de alta produtividade é de 26 g kg^{-1} , ou seja, abaixo da faixa considerada adequada por Prezotti (1992) e Silva et al. (2002) à cultura da banana 'Prata'. Isso é indicativo da participação do Na no metabolismo dessa frutífera em áreas com alta produtividade. Inocencio et al. (2014) enfatizaram, ainda, que o aumento da disponibilidade de Na reduziu a absorção de K em mudas de espécies florestais. Constata-se também que os teores médios de K nas populações de alta e baixa produtividade foram de 26 g kg^{-1} e 31 g kg^{-1} , respectivamente, ou seja, ambos considerados insuficientes por Teixeira et al. (1997).

Todas as relações significativas dos teores de nutrientes mais o Na na subpopulação de baixo rendimento apresentaram correlação inversa com a produtividade, o que poderia sugerir carência ou fitotoxicidade desses elementos em áreas com baixa produtividade.

A divisão das populações em alta e baixa produtividade não garante a indicação de faixas seguras de teores de nutrientes que pudessem ser consideradas adequadas. A Tabela 8 apresenta os valores máximos, mínimos, médios e o desvio-padrão dos teores foliares dos nutrientes mais o Na das populações de alta e baixa produtividades, obtidos com o banco de dados.

Tabela 6. Matriz de correlação (Pearson) entre os teores foliares de nutrientes, de sódio e de produtividade nos talhões da subpopulação de bananeiras de alta produtividade (n=37).

Produtividade	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na
N	0,17	-0,06	0,35 ⁽¹⁾	0,15	-0,15	-0,44 ⁽¹⁾	0,10	0,29	0,24	-0,10	0,45*	0,06
P	0,44		-0,12	0,44 ⁽¹⁾	0,41 ⁽¹⁾	0,19	0,38 ⁽¹⁾	0,52 ⁽¹⁾	0,22	0,10	0,36 ⁽¹⁾	-0,08
K	0,21	0,13	0,52 ⁽¹⁾	0,13	-0,02	0,19	0,00	0,11	0,11	0,11	-0,11	-0,17
Ca	-0,02	-0,19	-0,15	0,08	0,00	0,32	0,06	0,05	0,25	0,06	0,05	0,25
Mg	0,53 ⁽¹⁾	0,11	0,60 ⁽¹⁾	0,46 ⁽¹⁾	0,42 ⁽¹⁾	0,22	0,27	0,24	0,24	0,22	0,27	0,24
S	0,37 ⁽¹⁾	0,18	0,03	0,09	0,00	0,03	0,16	0,16	0,16	0,09	0,03	0,16
B	-0,10	-0,43 ⁽¹⁾	0,13	0,01	0,01	0,01	0,28	0,28	0,28	0,13	-0,14	0,28
Cu	0,57 ⁽¹⁾	0,60 ⁽¹⁾	0,15	0,46 ⁽¹⁾	0,40 ⁽¹⁾	0,40 ⁽¹⁾	0,40 ⁽¹⁾	0,40 ⁽¹⁾	0,40 ⁽¹⁾	0,15	0,46 ⁽¹⁾	0,40 ⁽¹⁾
Fe				0,18	0,11	0,44 ⁽¹⁾	-0,22	-0,22	-0,22	0,18	0,11	0,44 ⁽¹⁾
Mn					0,20	0,42 ⁽¹⁾	0,80 ⁽¹⁾	0,80 ⁽¹⁾	0,80 ⁽¹⁾	0,20	0,42 ⁽¹⁾	0,80 ⁽¹⁾
Zn						0,05	0,18	0,18	0,18		0,05	0,18
												0,25

⁽¹⁾Significativo ($p < 0,05$).

Nota: As demais correlações não foram significativas. N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; Na: sódio.

Tabela 7. Matriz de correlação (Pearson) entre os teores foliares de nutrientes, de Na e de produtividade nos talhões da subpopulação de bananeiras de baixa produtividade (n=46).

Produtividade	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na
	-0,35 ⁽¹⁾	-0,08	0,06	-0,31 ⁽¹⁾	-0,25	-0,01	-0,38 ⁽¹⁾	0,01	-0,15	0,18	-0,19	-0,31 ⁽¹⁾
N	0,54 ⁽¹⁾	0,01	0,01	0,53 ⁽¹⁾	0,38 ⁽¹⁾	0,02	0,60 ⁽¹⁾	0,28	0,55 ⁽¹⁾	0,51 ⁽¹⁾	0,47 ⁽¹⁾	0,33 ⁽¹⁾
P		0,42 ⁽¹⁾		-0,04	0,17	-0,42 ⁽¹⁾	0,26	0,36 ⁽¹⁾	0,25	0,29	0,01	0,02
K			0,41 ⁽¹⁾		-0,14	-0,15	-0,22	-0,07	0,18	-0,11	-0,02	0,19
Ca				0,74 ⁽¹⁾		0,08	0,52 ⁽¹⁾	0,20	0,42 ⁽¹⁾	0,39 ⁽¹⁾	0,49 ⁽¹⁾	0,24
Mg					0,01	0,32 ⁽¹⁾		0,02	0,35 ⁽¹⁾	0,30 ⁽¹⁾	0,41 ⁽¹⁾	0,29
S						-0,20		-0,46 ⁽¹⁾	-0,04	-0,17	0,20	0,27
B								0,44 ⁽¹⁾	0,56 ⁽¹⁾	0,32 ⁽¹⁾	0,39 ⁽¹⁾	0,17
Cu									0,34 ⁽¹⁾	0,26	0,27	-0,27
Fe										0,40 ⁽¹⁾	0,73 ⁽¹⁾	0,56 ⁽¹⁾
Mn											0,34 ⁽¹⁾	0,09
Zn												0,60 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Significativo ($p < 0,05$).

Nota: As demais correlações não foram significativas. N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; Na: sódio.

Tabela 8. Valores mínimos, máximos, médios e desvio-padrão dos teores foliares dos nutrientes mais o sódio em folhas de bananeiras e produtividade nas subpopulações de alta e baixa produtividades, bem como as faixas de suficiência indicadas para as variedades Prata e Prata-anã.

Elementos	Alta produtividade			Baixa produtividade			'Prata' ⁽¹⁾	'PrataAnã' ⁽²⁾
	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média		
N (g kg ⁻¹)	36,6	18,9	25,3	3,8	38,0	17,8	27 - 36	25 - 29
P (g kg ⁻¹)	2,2	1,1	1,7	0,3	2,1	1,1	1,8 - 2,7	1,5 - 1,9
K (g kg ⁻¹)	52,5	13,5	26,0	8,0	57,5	17,0	30 - 54	27 - 35
Ca (g kg ⁻¹)	13,3	2,8	7,6	2,4	13,3	4,4	1,2 - 2,5	4,5 - 7,5
Mg (g kg ⁻¹)	6,9	2,3	5,0	1,0	8,3	3,3	3 - 6	2,4 - 4
S (g kg ⁻¹)	2,2	0,3	1,3	0,5	2,4	0,3	2 - 3	1,7 - 2,0
B (mg kg ⁻¹)	42	7	20	10	37	6	10 - 25	10 - 25
Cu (mg kg ⁻¹)	15	3	8	3	16	1	6 - 30	2,6 - 8,8
Fe (mg kg ⁻¹)	185	38	91	40	255	43	80 - 360	72 - 157
Mn (mg kg ⁻¹)	165	16	74	36	283	20	20 - 200	173 - 630
Zn (mg kg ⁻¹)	28	10	18	4	52	10	20 - 50	14 - 25
Na (mg kg ⁻¹)	200	10	50	44	300	10	71	54
Produtividade (t ha ⁻¹)	47,2	27,0	33,4	6,1	26,0	9,4	20,8	4,7

⁽¹⁾Prezotti (1992); ⁽²⁾Silva et al. (2002). N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; S: enxofre; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Zn: zinco; Na: sódio.

Capítulo 2 Manejo da fertilidade do solo e estado nutricional de fruteiras no bioma Mata Atlântica do Nordeste brasileiro

Os teores médios \pm s dos nutrientes avaliados nas subpopulações de alta e baixa produtividades não apresentaram diferenças quanto a sua classificação nas faixas de teores considerados adequados por Prezotti (1992) ou Silva et al. (2002) (Tabela 5), o que evidencia a necessidade da implantação de métodos multivariados para a diagnose do estado nutricional.

A indicação univariada não está representando a contento os coeficientes de determinação, nem as correlações significativas. Assim a utilização da relação entre o índice de desequilíbrio nutricional ($CND-r^2$) e a distância de Mahalanobis (D^2) da população de referência (Figura 5) evidencia que quanto maior a distância (D^2), maior é o desequilíbrio nutricional ($CND-r^2$). Resultados inferiores, porém significativos, foram relatados por Khiari et al. (2001b) em batata, em pesquisa realizada no Canadá, na qual os autores obtiveram $R^2 = 0,34$, e em videiras no Rio Grande do Sul, por Rozane et al. (2016), em que os autores observaram $R^2 = 0,42$.

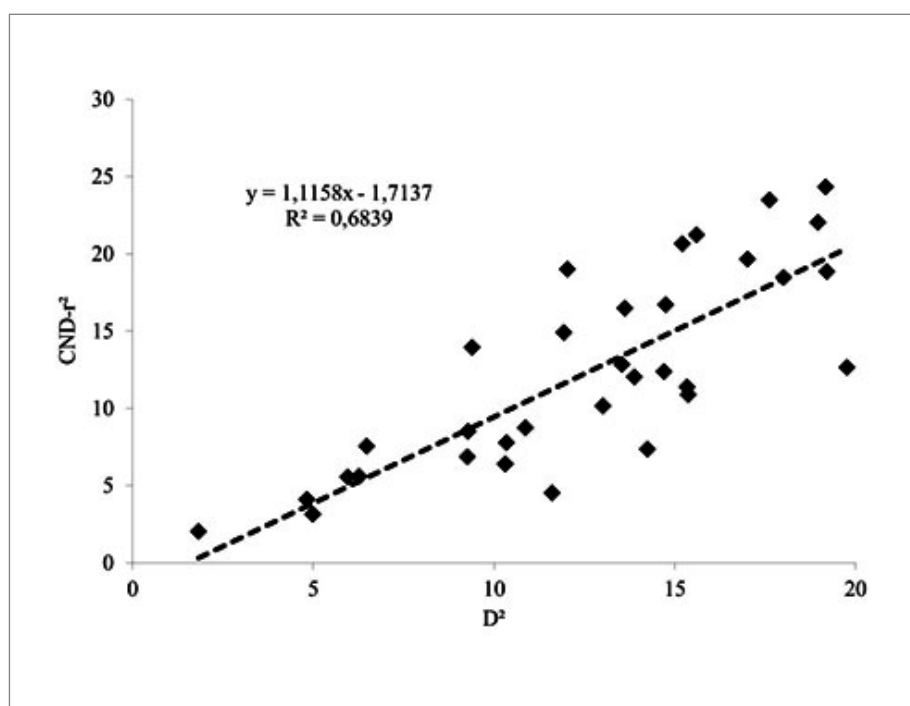


Figura 5. Índice de desequilíbrio nutricional ($CND-r^2$) e distância de Mahalanobis (D^2) na população de referência ($n=37$) de bananeiras 'Prata Catarina'.

As normas CND para a bananeira 'Prata Catarina' foram elaboradas de acordo com Khiari et al. (2001a), Parent e Dafir (1992) e Parent et al. (2005, 2009), resultando no software CND-Banana¹. No mesmo site, é possível consultar outros programas já desenvolvidos, como o CND-Goiaiba, o CND-Manga e o CND-Atemoia.

Com base nos teores médios sugeridos como adequados a bananeiras 'Prata' por Prezotti (1992) e ao analisar os teores normais médios como amostra foliar para comparação com os padrões avaliados pelas normas CND, observou-se que os índices IN, IP, IK, ICa, IMg, IS, IB, ICu, IFe, IMn e IZn foram: -0,4; 0,1; 0,8; -6,8; -1,8; 1,0; -0,8; 1,7; 2,3; 0,5; 1,8, respectivamente, sendo o $CND-r^2 = 63,3$.

Usando a mesma analogia, com base nos teores médios sugeridos como adequados a bananeiras 'Prata anã' por Silva et al. (2002) e ao analisar os teores normais médios como amostra foliar para comparação com os padrões avaliados pelas normas CND, observou-se que os índices IN, IP, IK, ICa, IMg, IS, IB, ICu, IFe, IMn e IZn foram: -0,7; -0,8; 0,1; -1,6; -2,9; 0,6; -0,6; -1,0; 0,4; 3,4; -0,5, respectivamente, sendo o $CND-r^2 = 25,9$.

Nas condições em que a pesquisa foi realizada e ao utilizar o teor médio das normas indicado por Prezotti (1992), verifica-se que as normas subestimam os valores de Ca e de Mg e superestimam os de Cu, de Fe e de Zn, resultando em desequilíbrio ($CND-r^2 = 63,3$), ou seja, aquém do adequado, conforme indicado nos parâmetros da Tabela 6. Com relação à indicação de Silva et al. (2002), as normas subestimam os teores de Ca, de Mg e de Cu e superestimam o de Mn, o que também resulta em consequente desequilíbrio ($CND-r^2 = 25,9$), como indicado na Tabela 9.

Contudo há que se considerar o emprego de normas específicas em vez de gerais, como sugerem Parent et al. (2013a, 2013b), Rozane et al. (2015a, 2015b, 2016), Silva et al. (2005) e Souza et al. (2016).

¹ Disponível em: <<http://www.registro.unesp.br/#!/sites/cnd/>>.

Tabela 9. Desvio médio e distorção dos índices nutricionais na população de referência (n=37) de bananeiras 'Prata Catarina'.

Parâmetros	IN	IP	IK	ICa	IMg	IS	IB	ICu	IFe	IMn	IZn	INa	CND-r ²
Desvio médio	0,78	0,75	0,73	0,73	0,80	0,78	0,81	0,78	0,83	0,77	0,77	0,83	5,46
Distorção	-0,03	0,08	0,29	-0,15	0,01	-1,11	-0,23	-0,19	0,27	-0,54	0,07	0,03	0,40

Considerações finais

O agronegócio e, em especial a fruticultura, desempenham papel importante na economia brasileira. Entretanto os solos tropicais nos quais essa atividade se desenvolve impõem restrições, particularmente químicas e nutricionais às plantas. Para alcançar altas produtividades, mas com qualidade dos frutos colhidos, a fim de atender à crescente exigência dos consumidores, deve-se lançar mão de todas as ferramentas disponíveis, com destaque para a avaliação do estado nutricional das culturas. O atendimento das necessidades das frutíferas passa pela utilização de quantidades elevadas de insumos, aumentando os custos de produção. Desse modo, tem havido aprimoramento dos métodos de diagnose vegetal nas últimas décadas, haja vista ser um processo dinâmico e que evolui conforme se obtém maior conhecimento sobre as exigências das plantas. Garantir a aplicação dos elementos essenciais às culturas significa melhorar a relação benefício/custo pelo aumento da produtividade, sem desperdício de recursos e sem contaminar o ambiente. Desse modo, é primordial que mais pesquisas, especialmente de campo, sejam conduzidas, a fim de produzir alimentos cada vez mais saudáveis, de melhor qualidade e com menor custo, considerando as reais necessidades das plantas.

Referências

- AITCHISON, J. **The statistical analysis of compositional data**. London: Chapman & Hall, 1986. 416 p. DOI: 10.1007/978-94-009-4109-0.
- BATES, T. E. Factors affecting critical nutrient concentrations in plants and their evaluation: a review. **Soil Science**, v. 112, n. 2, p. 116-130, 1971. DOI: 10.1097/00010694-197108000-00005.
- BEAUFILS, E. R. **Diagnosis and recommendation integrated system (DRIS)**. Pietermaritzburg: University of Natal, 1973. 132p. (Soil science bulletin, 1).
- BHARGAVA, B. S.; CHADHA, K. L. Leaf nutrient guide for fruit and plantation crops. **Fertilizer News**, v. 33, n. 7, p. 21-29, 1988.
- BOARETTO, A. E.; NATALE, W. Importância da nutrição adequada para produtividade e qualidade dos alimentos. In: PRADO, R. de M.; CECÍLIO FILHO, A. B. (org.). **Nutrição e adubação de hortaliças**. Jaboticabal: FCAV: Capes, 2016. v. 1, p. 45-74.
- BOULD, C. Leafanalysis of deciduous fruits. In: CHILDERS, N.F. (ed.). **Temperate to tropical fruit nutrition**. New Jersey: Rutgers University, 1966. p. 651684. (Horticultural publications).
- CRISOSTOMO, L. A.; PIMENTEL, C. R. M.; MIRANDA, F. R. de; OLIVEIRA, V. H. de. Cajueiro -Anão Precoce. In: CRISOSTOMO, L. A.; NAUMOV, A. (org.). **Adubando para alta produtividade e qualidade: fruteiras tropicais do Brasil**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2009. Cap. 3, p. 50-69.
- EGOZCUE, J. J.; PAWLOWSKY-GLAHN, V. Groups of parts and their balances in compositional data analysis. **Mathematical Geology**, v. 37, n. 7, p. 795-828, Oct. 2005. DOI: 10.1007/s11004-005-7381-9.
- EGOZCUE, J. J.; PAWLOWSKY-GLAHN, V.; MATEU-FIGUERAS, G.; BARCELÓ-VIDAL, C. Isometric logratio transformations for compositional data analysis. **Mathematical Geology**, v. 35, n. 3, p. 279-300, 2003.
- FAO. **Des sols sains sont le fondement d'une production alimentaire saine**. Rome, 2015. 4 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4405f.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2017.
- FAO. **FAOSTAT**. [s.n.t]. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>. Acesso em: 16 mar. 2017.
- FRUTICULTURA, balanço 2016, perspectivas 2017. [s.l.]: DocPlayer, 2016. Disponível em: <http://docplayer.com.br/45977432-Balanco-2016-perspectivas-fruticultura.html>. Acesso em: 5 dez. 2016.
- GERALDSON, C. M.; KLACAN, G. R.; LORENZ, O. A. Plant analysis as an aid in fertilizing vegetable crops. In: WALSH, L. M.; BEATON, J. D. (ed.). **Soil testing and plant analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1973. p. 365-379.
- GROS, A. **Engrais: guide pratique de la fertilisation**. 6. éd. Paris: Librairie de l'Académie d'Agriculture, 1974. 436 p.
- HAIR, J. F.; TATHAM, F. R.; ANDERSON, R. E.; BLACK, W. **Análise multivariada de dados**. 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 680 p.

- HOLLAND, D. A. The interpretation of leaf analysis. **Journal of Horticultural Science**, v. 41, n. 4, p. 311-329, 1966.
- IBGE. **Produção agrícola municipal**. 2015. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 16 mar. 2017.
- INOCENCIO, M. F.; CARVALHO, J. G. de; FURTINI NETO, A. E. Potássio, sódio e crescimento inicial de espécies florestais sob substituição de potássio por sódio. **Revista Árvore**, v. 38, n. 1, p. 113-126, jan./fev. 2014. DOI: 10.1590/S0100-67622014000100011.
- KHIARI, L.; PARENT, L. É.; TREMBLAY, N. Critical compositional nutrient indexes for sweet corn at early growth stage. **Agronomy Journal**, v. 93, n. 4, p. 809-814, 2001b. DOI: 10.2134/agronj2001.934809x.
- KHIARI, L.; PARENT, L. É.; TREMBLAY, N. Selecting the high-yield subpopulation for diagnosing nutrient imbalance in crops. **Agronomy Journal**, v. 93, n. 4, p. 802-808, 2001a. DOI: 10.2134/agronj2001.934802x.
- KORNDORFER, G. H. Elementos benéficos. In: FERNANDES, M. S. (ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. p. 355-374.
- LAGATU, H.; MAUME, L. Le diagnostic foliaire de lapomme de terre. **Annales de L'Ecole Nationale d'Agriculture de Montpellier**, v. 22, p. 50-158, 1934a.
- LAGATU, H.; MAUME, L. Recherchessur lê diagnostic foliaire. **Annales de L'Ecole Nationale d'Agriculture de Montpellier**, v. 22, p. 257-306, 1934b.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFÓS, 1997. 319 p.
- MARQUES, F. A.; NASCIMENTO, A. F. do; ARAUJO FILHO, J. C. de; SILVA, A. B. da. **Solos do nordeste**. Recife: Embrapa Solos, 2014. 8 p. 1 Cartilha.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 6th ed. London: Academic Press, 2005. 889 p.
- MARTIN-PRÉVEL, P. Bananier. In: MARTIN-PRÉVEL, P.; GAGNARD, J.; GAUTIER, P. (ed.). **L'analyse végétale dans le contrôle de l'alimentation des plantes tempérée set tropicales**. Paris: Tec&Doc, 1984. p. 715-751.
- MARTINEZ, H. E. P.; CARVALHO, J. G.; SOUZA, R. B. Diagnose foliar. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARAES, P. T. G.; ALVAREZ V. V. H. (ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**: 5a. aproximação. Viçosa, MG: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 143-168.
- OLIVEIRA, S. A. Análise foliar. In: SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. p. 245-256
- PARENT, L. E. Diagnosis of the nutrient compositional space of fruit crops. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 33, n. 1, p. 321-334, Mar. 2011. DOI: 10.1590/S0100-29452011000100041.
- PARENT, L. E.; DAFIR, M. A theoretical concept of compositional nutrient diagnosis. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, v. 117, n. 2, p. 239-242, 1992.
- PARENT, L. E.; KHIARI, L.; PETTIGREW, A. Nitrogen diagnosis of Christmas tree needle greenness. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 85, n. 4, p. 939-947, 2005. DOI: 10.4141/P03-101.

PARENT, L. E.; NATALE, W. CND como alternativa a sistemas de alta produtividade: vantagens e benefícios. In: PRADO, R. de M.; ROZANE, D. E.; VALE, D. W. do; CORREIA, M. A. R.; SOUZA, H. A. de (ed.). **Nutrição de Plantas: Diagnóstico foliar em grandes culturas**. Jaboticabal: UNESP, 2008. p. 105-114.

PARENT, L. E.; NATALE, W.; ZIADI, N. Compositional nutrient diagnosis of corn using the Mahalanobis distance as nutrient imbalance index. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 89, n. 4, p. 383-390, 2009. DOI: 10.4141/cjss08050.

PARENT, S. E.; PARENT, L. E.; EGOZCUE, J. J.; ROZANE, D.-E.; HERNANDES, A.; LAPOINTE, L.; HÉBERT-GENTILE, V.; NAESS, K.; MARCHAND, S.; LAFOND, J.; JUNIOR MATTOS, D.; BARLOW, P.; NATALE, W. The plant ionome revisited by the nutrient balance concept. **Frontiers in Plant Science**, v. 4, Article 39, p. 1-10, 2013a. DOI: 10.3389/fpls.2013.00039.

PARENT, S. E.; PARENT, L. E.; ROZANE, D. E.; HERNANDES, A.; NATALE, W. Nutrient balance as paradigm of soil and plant chemometrics. In: ISSAKA, R. N. (ed.). **Soil fertility**. London: IntechOpen, 2012. Cap. 4, p. 83-114. DOI: 10.5772/53343.

PARENT, S. E.; PARENT, L. E.; ROZANE, D. E.; NATALE, W. Plant ionome diagnosis using sound balances: case study with mango (*Mangifera indica*). **Frontiers in Plant Science**, v. 4, Article 449, p. 1-12, Nov. 2013b. DOI: 10.3389/fpls.2013.00449.

PREVOT, P.; OLLAGNIER, M. Méthode d'utilisation du diagnostic foliaire. In: WALLACE, T. **Plant analysis and fertilizer problems**. Paris: Ithro, 1956. p. 177-192.

PREZOTTI, L. C. **Recomendações de calagem e adubação para o Estado do Espírito Santo: 3ª aproximação**. Vitória: Emcapa, 1992. 73 p. (Emcapa. Circular técnica, 12).

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agronômico, 1996. 285 p. (IAC. Boletim técnico, 100).

ROZANE, D. E.; BRUNETTO, G.; MELO, G. W. B. de; NATALE, W.; PARENT, S. E.; SANTOS, E. M. H. dos; ZALAMENA, J.; PARENT, L. E. Avaliação do estado nutricional de videiras pela Diagnóstico da Composição Nutricional - CND. In: MELO, G. W. B. de; ZALAMENA, J.; BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A. **Calagem, adubação e contaminação em solos cultivados com videiras**. Bento Gonçalves, RS: Embrapa uva e Vinho, p. 45-61, 2016. (Embrapa uva e Vinho. Documentos, 100).

ROZANE, D. E.; MATTOS JUNIOR, D.; PARENT, S. E.; NATALE, W.; PARENT, L. E. Meta-analysis in the selection of groups in varieties of citrus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 46, n. 15, p. 1948-1959, jul. 2015a. DOI: 10.1080/00103624.2015.1069307.

ROZANE, D. E.; PARENT, L. E.; NATALE, W. Evolution of the predictive criteria for the tropical fruit tree nutritional status. **Científica**, v. 44, n. 1, p. 102-112, 2015b.

SERRANO, L. A. P.; PESSOA, P. F. A. P. Aspectos econômicos da cultura do cajueiro. In: SERRANO, L. A. L. (ed.). **Sistema de produção do caju**. 2. ed. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2016. Versão eletrônica. (Embrapa Agroindústria Tropical. Sistema de produção, 1).

SILVA, G. G. C. da; NEVES, J. C. L.; ALVAREZ V., V. H.; LEITE, F. P. Avaliação da universalidade das normas DRIS, M-DRIS e CND. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 755-761, 2005. DOI: 10.1590/S0100-06832005000500011.

SILVA, L. B. E.; OLIVEIRA, L. F. C.; NASCIMENTO, J. L. Estimativa da demanda suplementar de irrigação da banana (*Musa sp.*) para diferentes épocas de plantio em Goiânia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA, 17., 2002, Belém, PA. **Anais...** Belém, PA: Sociedade Brasileira de Fruticultura, 2002. 1 CD ROM.

SILVA, M. A. C. Importância dos critérios de amostragem de folhas. In: PRADO, R. de M.; ROZANE, D. E.; VALE, D. W. do; CORREIA, M. A. R.; SOUZA, H. A. de. (ed.). **Nutrição de plantas: diagnose foliar em grandes culturas**. Jaboticabal: UNESP, 2008. p. 61-82.

SOUZA, H. A.; PARENT, S. É.; ROZANE, D. E.; AMORIM, D. A.; MODESTO, V. C.; NATALE, W.; PARENT, L. E. Guava waste to sustain guava (*Psidiumguajava*) agroecosystem: nutriente “balance” concepts. **Frontiers in Plant Science**, v. 7, p. 1-13, Aug. 2016. DOI: 10.3389/fpls.2016.01252.

SOUZA, L. S.; VIEIRA NETO, R. D. Adubação. In: BORGES, A. L. (ed.). **Cultivo da banana para o ecossistema dos Tabuleiros Costeiros**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2016. Versão eletrônica. (Embrapa Mandioca e Fruticultura. Sistema de Produção, 4).

TANIGUCHI, C. A. K.; CRISÓSTOMO, L. A. Adubação do cajueiro. In: SERRANO, L. A. L. (ed.). **Sistema de produção do caju**. 2. ed. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2016b. Versão eletrônica. (Embrapa Agroindústria Tropical. Sistema de produção, 1).

TANIGUCHI, C. A. K.; CRISÓSTOMO, L. A. Clima e solo para o cajueiro. In: SERRANO, L. A. L. (ed.). **Sistema de produção do caju**. 2. ed. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2016a. Versão eletrônica. (Embrapa Agroindústria Tropical. Sistema de produção, 1).

TEIXEIRA, L. A. J.; NATALE, W.; BETTIOL NETO, J. E.; MARTINS, A. L. M. Nitrogênio e potássio em bananeira via fertirrigação e adubação convencional – atributos químicos do solo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 29, n. 1, p. 143-152, 2007. DOI: 10.1590/S0100-29452007000100031.

TEIXEIRA, L. A. J.; SPIRONELLO, A.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, P. Banana. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (ed). **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2. ed.rev. atual. Campinas: IAC: FUNDAG, 1997. p. 131-132. (IAC. Boletim técnico, 100).

TREICHEL, M.; KIST, B. B.; SANTOS, C. E. dos; CARVALHO, C. de; BELING, R. R. **Anuário brasileiro da fruticultura 2016**. Santa Cruz do Sul: Gazeta Santa Cruz, 2016. 88 p.

ULRICH, A.; HILLS, F. J. Principles and practices of plant analysis. In: HARDY, G. W. (ed.). **Soil testing and plant analysis**. Madison: Soil Science Society of America, 1967. p. 11-24. (SSSA. Special publication, 2).

WALWORTH, J. L.; SUMNER, M. E. Foliar diagnosis: a review. In: TINKER, P. B.; LAUCHLI, A. (ed.). **Advances in plant nutrition**. New York: Praeger, 1988. p. 193-240.

WALWORTH, J. L.; SUMNER, M. E. The Diagnosis and Recommendation integrated system (DRIS). In: STEWART, B. A. (ed.). **Advances in soil science**. New York: Springer, 1987. v. 6, p. 149-188. DOI: 10.1007/978-1-4612-4682-4_4.

MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE GRÃOS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE BRASILEIRO

*Edson Patto Pacheco
Inácio de Barros
Lafayette Franco Sobral
Antônio Carlos Barreto
Marcelo Ferreira Fernandes*

Introdução

A área de abrangência do bioma Mata Atlântica no litoral da região Nordeste coincide em parte com o limite geográfico referente à ecorregião dos Tabuleiros Costeiros, uma das grandes unidades de paisagem definidas no Zoneamento Agroecológico do Nordeste (Silva et al., 1992). Portanto os trabalhos de pesquisa desenvolvidos nessa ecorregião sobre manejo do solo se adequam não apenas à área que coincide geograficamente com o bioma, mas também à área circunvizinha, pela similaridade de suas características geoambientais.

Os Tabuleiros Costeiros são formações terciárias, bem típicas do litoral nordestino. Apresentam altitude média de 50 m a 100 m e compreendem platôs de origem sedimentar, com grau de entalhamento variável, ora com vales estreitos e encostas abruptas, ora abertos com encostas suaves e fundo com amplas várzeas. A precipitação anual média varia de 500 mm a 1.500 mm e é altamente sazonal e concentrada: cerca de 80% ocorrem em um período de 6 meses. A cada ano em toda a ecorregião, o início e

o término do período chuvoso são variáveis, assim como a quantidade de chuva. As temperaturas anuais médias situam-se em torno de 26 °C, com pouca variação entre as médias do mês mais quente e do mês mais frio. Do ponto de vista dos recursos naturais, os problemas inerentes à produção agrícola dos solos dos Tabuleiros Costeiros, dos quais cerca de 70% são Latossolos e Argissolos Amarelos, estão ligados principalmente à sua baixa fertilidade natural, baixa capacidade de retenção de cátions e água, além de agregação deficiente (Haynes, 1970; Silva et al., 1992).

Apesar de esses solos serem, em geral, profundos, apresentam com frequência um horizonte subsuperficial adensado, descrito como coeso, que se apresenta duro a muito duro quando seco e friável quando úmido (Jacomine; Ribeiro, 1997). A origem desse horizonte é controvertida e, em geral, associada a vários processos morfopedogenéticos. O fato é que a sua ocorrência altera vários atributos dos solos, tais como, densidade, porosidade e velocidade de infiltração de água, impondo vários graus de restrições ao desenvolvimento do sistema radicular das plantas, com implicações negativas de natureza econômica e ambiental.

Aspectos da fertilidade dos solos dos Tabuleiros Costeiros

Limitações da fertilidade dos solos de Tabuleiros Costeiros

Os solos predominantes dos Tabuleiros Costeiros são os Latossolos Amarelos e os Argissolos Amarelos, ocorrendo ainda, porém em menor proporção, Argissolos Acinzentados, Neossolos Quartzarênicos e Espodossolos. Todos apresentam alto grau de intemperismo e, como resultado, baixos teores de minerais primários. Na fração areia, predomina o quartzo, enquanto na fração argila, predomina a caulinita, que tem baixa capacidade de troca catiônica, $< 100 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Sobral, 1984; Jacomine, 1996)(Tabela 1).

Em função da predominância de horizontes arenosos superficiais, os solos dos Tabuleiros Costeiros apresentam baixa retenção de umidade, o que limita a sua utilização para fins agropecuários, pois podem ocorrer

Tabela 1. Granulometria e principais componentes das frações argila da camada de 0 cm a 20 cm de Latossolo e Argissolo dos Tabuleiros Costeiros.

Solo	Areia	Silte	Argila	Ocorrência de minerais de argila
	2µm-0,2µm	<0,2 µm	<0,2 µm	<0,2 µm
	g kg ⁻¹			
Latossolo	793	95	51	61
Argissolo	686	139	111	64

Fonte: Sobral (1984).

deficits hídricos ocasionais (Haynes, 1970). Além disso, são comuns horizontes subsuperficiais coesos, que dificultam a infiltração da água, influenciando na condutividade hidráulica. Entretanto Cintra (1997) observou que camadas adensadas, posicionadas em diferentes profundidades do perfil de um Argissolo coeso, formam uma zona de acúmulo de umidade capaz de retardar o déficit hídrico dos citros no período seco.

Na década de 1970, a Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (Sudene) financiou o estudo da fertilidade dos solos dos Tabuleiros Costeiros por meio da análise de solo e ensaios em vasos, em que foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado, cujos tratamentos foram constituídos de todos os nutrientes menos aquele que estava sendo objeto do estudo. Por exemplo: completo menos nitrogênio, completo menos fósforo, etc. Os resultados indicaram que os solos dos Tabuleiros Costeiros apresentam baixos teores de matéria orgânica e de fósforo (P), baixa saturação por bases e baixos teores de micronutrientes, principalmente cobre (Cu) e boro (B) (Souza et al., 1973; Sobral et al., 1974). Os métodos de análise utilizados nos trabalhos foram o Mehlich-1 para o P, potássio (K) e micronutrientes, e a extração com KCl (1 mol L⁻¹) para o Al³⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺.

O baixo teor de P nos solos dos Tabuleiros Costeiros dificulta o estabelecimento, limita a produção e constitui-se fator de degradação das pastagens. Com o objetivo de estudar o efeito do P no estabelecimento de *Urochloa decumbens* e de *U. humidicola*, dois experimentos em blocos casualizados com parcelas subdivididas foram instalados em um Argissolo Amarelo, em que foram aplicados a lanço 100 kg, 200 kg e 300 kg de P_2O_5 ha⁻¹. Na Figura 1, demonstra-se a resposta das braquiárias à aplicação de P durante a fase de estabelecimento.

A frequência com que o P deve ser aplicado nas pastagens é um fator determinante. Na Figura 2A, são ilustradas as relações entre o P aplicado e o P recuperado pelo Mehlich-1. Observa-se que, com o passar do tempo, o P recuperado diminui em função da utilização de P pela forrageira e da fixação de P pelo solo. Apesar dos baixos teores de argila e de óxidos de ferro e de alumínio, as reações que tornam o P indisponível para as plantas também ocorrem nos solos dos Tabuleiros Costeiros.

Por meio de métodos rápidos de laboratório, pode-se estimar o fator de requerimento de P (definido como a quantidade de P necessária para elevar em uma unidade o P extraído do solo por determinado extrator). Sobral et al. (1998) observaram que os solos do Cerrado com predominância de gibsitita na fração argila apresentaram maiores fatores de requerimento de P pelo Mehlich-3, quando comparados com Argissolos. O fator de requerimento de um Latossolo com 680 g kg⁻¹ de argila foi 9,09, enquanto o de um Argissolo com 230 g kg⁻¹ de argila foi 2,63. Esses dados indicam que, em solos do Cerrado com alto poder de fixação, a quantidade de P a ser aplicada para aumentar em uma unidade o teor de P no solo pelo Mehlich-3 é 3,45 vezes maior. Essa é uma vantagem dos solos dos Tabuleiros Costeiros em relação aos solos do Cerrado. Correlações significativas entre as estimativas obtidas em laboratório e aquelas obtidas a campo foram observadas por Sobral et al. (1998). Esse fator assume importância quando as adubações visam elevar o teor de P no solo. Para as recomendações baseadas em curvas de resposta a nutrientes obtidas em situação de campo, esse fator já está incluído, pois a resposta da cultura é função do P que estava disponível e que pôde ser absorvido pela planta. A Figura 2B apresenta a relação entre o tempo decor-

rido da aplicação de 100 kg de P_2O_5 ha^{-1} e o teor de P no solo pelo Mehlich-1. Observa-se que, após 4 anos, o P tende a retornar ao nível inicial. Nas doses de 200 kg ha^{-1} e 300 kg ha^{-1} de P_2O_5 , o comportamento foi o mesmo, porém, como as doses foram maiores, a taxa de declínio de P no solo foi menor. Com o passar do tempo, o P recuperado diminui, indicando a utilização de P pela forrageira e a fixação de P pelo solo. Não foi possível quantificar a contribuição de cada um na diminuição de P do solo.

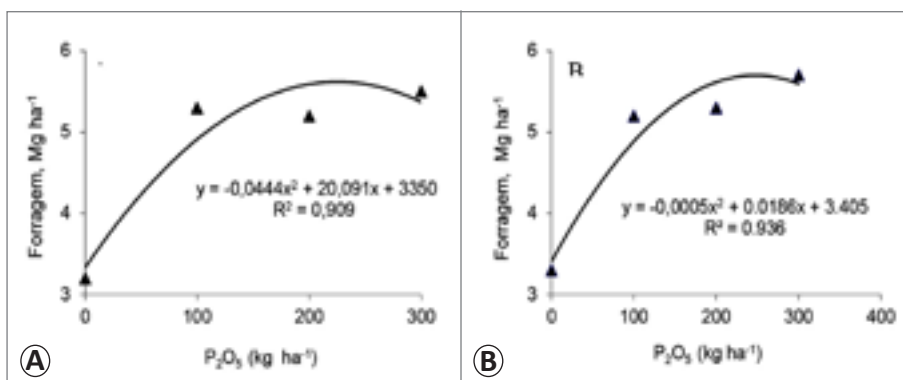


Figura 1. Efeito do fósforo (P) na produção de forragem durante a fase de estabelecimento de *Urochloa decumbens* (A) e de *U. humidicola* (B) em um Argissolo Amarelo.

Fonte: Sobral et al. (1981).

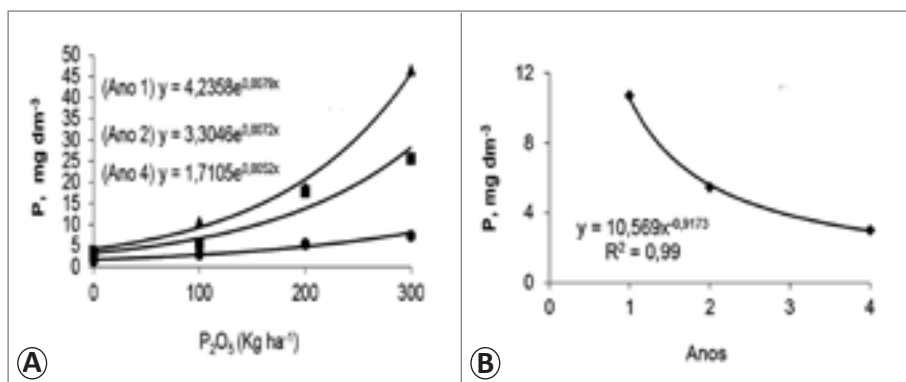


Figura 2. Recuperação do fósforo (P) aplicado pelo Mehlich-1 (A) e diminuição do P no solo em função do tempo de aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (B).

Fonte: Sobral et al. (1998).

Comparação dos extratores Mehlich-1, Mehlich-3 e resina para o fósforo em solos dos Tabuleiros Costeiros

A disponibilidade de P em solos dos Tabuleiros Costeiros é estimada pelo Mehlich-1. Esse método foi comparado ao método da resina e ao do Mehlich-3. Amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 cm a 20 cm em perfis de Latossolos, Argissolos e Espodossolos, os quais são os mais representativos dos Tabuleiros Costeiros. Os locais de coleta e a classificação dos solos são apresentados na Tabela 2. Os teores de argila e de matéria orgânica e os valores de pH dos solos utilizados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 2. Locais de amostragem e classificação pelo Soil Taxonomy USA e pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.

Localidade, Estado	Classificação do solo	
	Soil Taxinomy	Sistema Brasileiro
Itapirema, PE	Ultisol	Argissolo Amarelo
Itapirema, PE	Ultisol	Argissolo Amarelo
Goiana, PE	Ultisol	Argissolo Amarelo
Giasa, PB	Podzol	Espodossolo
Giasa, PB	Podzol	Espodossolo
Caetés, AL	Oxisol	Latossolo Amarelo
Coruripe, AL	Ultisol	Argissolo Acinzentado
Coruripe, AL	Ultisol	Argissolo Amarelo
Coruripe, AL	Ultisol	Argissolo Amarelo Distrófico
Umbauba, SE	Ultisol	Argissolo Amarelo
Feira de Santana, BA	Ultisol	Argissolo Acinzentado Distrófico
Cruz das Almas, BA	Oxisol	Latossolo Amarelo Distrófico
Entre Rios, BA	Oxisol	Latossolo Amarelo Distrófico
Cruz das Almas, BA	Oxisol	Latossolo Amarelo
Cruz das Almas, BA	Oxisol	Latossolo Amarelo
Cruz das Almas, BA	Oxisol	Latossolo Amarelo
Rio Real, BA	Oxisol	Latossolo Amarelo
Nossa Senhora das Dores, SE	Oxisol	Latossolo Amarelo
Lagarto, SE	Oxisol	Latossolo Amarelo

Fonte: Os autores.

Tabela 3. Teores de argila e de matéria orgânica e valores de pH de Latossolos, Argissolos e Espodosolos dos Tabuleiros Costeiros, citados na Tabela 2.

	Faixa de valores			
	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão
pH em água	4,1	5,9	5,1	0,5
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	12,1	75,9	42,4	18,0
Argila (g kg ⁻¹)	10,0	272,6	120,5	79,4
P Mehlich-1(mg dm ⁻³)	2,3	120,9	28,7	36,1
K Mehlich-1(mg dm ⁻³)	12,8	257,3	71,9	58,6
Ca KCl N (mmol _c dm ⁻³)	1,6	23,5	9,7	6,5
Mg KCl N (mmol _c dm ⁻³)	0,5	8,9	4,4	2,1
Cu Mehlich-1 (mg dm ⁻³)	0,5	10,0	1,6	2,0
Mn Mehlich-1 (mg dm ⁻³)	0,1	22,8	7,3	7,0
Zn Mehlich-1 (mg dm ⁻³)	0,5	8,6	2,5	2,4

Fonte: Os autores.

As análises do teor de argila, da matéria orgânica, da determinação do pH e da extração de P pelo Mehlich-1 foram realizadas de acordo com Silva (1999). A extração com o Mehlich-3 foi realizada de acordo com Mehlich (1984). As extrações de P com resina foram realizadas de acordo com Raij et al. (1986). Experimentos em vasos foram conduzidos em casa de vegetação para determinar a absorção de P pelo milho.

Coefficientes de correlação entre o P absorvido pelo milho e o P extraído pelos métodos Mehlich-1, Mehlich-3 e resina foram 0,61 ($R^2=0,37$), 0,56 ($R^2=0,31$) e 0,72 ($R^2=0,52$), respectivamente. Observa-se que o coeficiente de correlação do método da resina foi maior que o do Mehlich-1 e o deste foi maior que o do Mehlich-3. Entretanto os valores são próximos. O Mehlich-1 é o método mais utilizado no Brasil e a resina é utilizada em estados do Sul e do Sudeste do Brasil (em São Paulo, por exemplo).

A regressão linear ajustada entre os teores de P extraídos pelo Mehlich-1 como variável independente e os teores extraídos pelo Mehlich-3 é apresentada na Figura 3A.

Lins (1987) observou que a relação entre o P extraído pelo Mehlich-1 e pelo Mehlich-3 é dependente do teor de argila. Em solos com maiores teores de argila, o Mehlich-3 extrai mais P do que o Mehlich-1. As observações de Lins (1987) foram confirmadas nos solos dos Tabuleiros Costeiros. As amostras de solo foram separadas em dois conjuntos com teores de argila maiores e menores do que 120 g kg^{-1} . O coeficiente angular da equação de regressão ajustada entre as extrações de P com Mehlich-1 e Mehlich-3 em solos com menos de 120 g kg^{-1} foi 0,94 ($R^2 = 0,96$, $p < 0,01$), indicando que as quantidades de P extraídas pelos dois métodos foram muito próximas. Entretanto, em amostras com teores de argila maiores do que 120 g kg^{-1} , o coeficiente angular foi 1,25 ($R^2 = 0,93$, $p < 0,01$), indicando que o Mehlich-3 extraiu mais P do que o Mehlich-1. O extrator Mehlich-1 é uma mistura dos ácidos sulfúrico e clorídrico e tem seu poder de extração de P diminuído pelo teor de argila.

A regressão linear entre os teores de P extraídos pelo Mehlich-1 como variável independente e os teores extraídos pelo método da resina como variável dependente é apresentada na Figura 3B. O coeficiente angular da equação de regressão indica que o método da resina extraiu menos P do que o Mehlich-1. Entretanto observa-se que, quando o teor de P pelo Mehlich-1 é maior do que 40 mg dm^{-3} , os valores se distanciam da reta da equação ajustada, indicando que os dois métodos extraem quantidades diferentes de P, quando os valores do nutriente são mais altos, o que também foi observado no Mehlich-3. Equações de regressão foram ajustadas entre o P absorvido pelo milho e o P extraído de amostras com menos de 40 mg dm^{-3} pelos três métodos. Os coeficientes de correlação excluindo amostras com mais de 40 mg dm^{-3} aumentaram para 0,84 ($R^2 = 0,70$), 0,81 ($R^2 = 0,66$) e 0,87 ($R^2 = 0,76$) com o Mehlich-1, Mehlich-3 e resina, respectivamente. As diferenças entre os coeficientes de correlação foram maiores com o Mehlich-3 e menores com a resina. A adição de atributos do solo à equação ajustada entre o P absorvido e o P extraído tem sido utilizada para melhorar a interpretação dos resultados da análise de solo quanto ao P. Atributos de solo como pH, Al^{3+} , matéria orgânica e teor de argila foram incorporados no modelo de regressão. Entretanto os atributos citados tiveram pouca influência na relação entre o P absorvido e o P extraído pelos três métodos, pois os coeficientes de determinação (R^2) foram 0,55, 0,50 e 0,62, com o Mehlich-1, Mehlich-3 e resina, respectivamente.

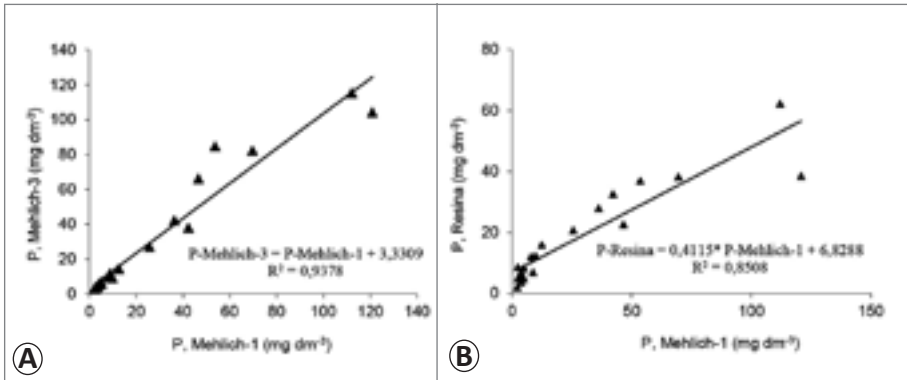


Figura 3. Regressões lineares entre os teores de fósforo (P) extraídos pelo Mehlich-1 como variável independente e pelo Mehlich-3 (A) e por resina (B) como variáveis dependentes.

Sistema de plantio direto (SPD) nos Tabuleiros Costeiros

Efeito do manejo do solo na conservação do solo e da água

Longe de ser uma tecnologia simples, o preparo do solo compreende um conjunto de técnicas que, quando irracionalmente utilizado, pode levar à destruição dos solos em poucos anos de uso intensivo, desencadeando inclusive o processo de desertificação de áreas agrícolas. As técnicas de preparo do solo desenvolvidas na Europa, em clima temperado ou frio, para uso em terrenos pouco acidentados e com chuvas de baixa energia, inicialmente foram introduzidas sem modificações no Brasil. Essas técnicas de preparo de solo consistem na incorporação de resíduos vegetais, deixando a superfície do solo descoberta por muitos meses. Em condições de altas temperaturas, chuvas intensas e solos com relevo ondulado, esse preparo do solo pode e tem causado efeitos desastrosos quanto a perdas por erosão (Silveira, 1989).

A erosão hídrica é considerada o tipo de degradação com maior impacto sobre a capacidade produtiva dos solos. Esses impactos são facilitados por práticas de manejo inadequadas (Carvalho et al., 2002), principalmente aquelas que fazem uso constante de mecanização e intensivo preparo do terreno, geralmente acarretando diminuição da cobertura do solo (principal

fator para a sua conservação), da sua rugosidade e da porosidade total da camada preparada (Burwell et al., 1963), aumentando, dessa forma, o processo erosivo (Cogo, 1981).

Diferentes sistemas de cultivo propiciam cobertura vegetal dos solos de forma diferenciada e, portanto, condições distintas de exposição do solo aos agentes causadores da erosão (Bertoni; Lombardi Neto, 1985). Assim o manejo do solo tem grande influência no processo erosivo (Silva et al., 2005). Em um Cambissolo de Santa Catarina, Schick et al. (2000) observaram perdas de solo e água duas vezes maiores no sistema de plantio convencional, quando comparado ao sistema de plantio direto na rotação soja-milho. Resultados semelhantes também foram observados por Silva et al. (2005) em um Latossolo no Mato Grosso do Sul com diferentes sistemas de rotação de cultura.

Os sistemas de preparo do solo considerados conservacionistas são aqueles caracterizados por uma movimentação reduzida do solo, pela conservação dos resíduos vegetais na superfície e pela elevada rugosidade (exceto no plantio direto), favorecendo assim à redução da erosão (Cogo et al., 1984; Bertol, 1995; Hernani et al., 1997).

A conservação dos resíduos culturais na superfície do terreno é mais eficiente para diminuir as perdas de solo e água do que a incorporação total ou parcial dos resíduos (Carvalho et al., 1990; Bertol et al., 1997; Hernani et al., 1997). Apesar da baixa rugosidade superficial, a semeadura direta possibilita que os resíduos vegetais nas soqueiras das culturas sejam ancorados ao solo, apresentando ainda elevada consolidação de superfície (Dissmeyer; Foster, 1981), aumentando assim a tensão de cisalhamento e, portanto, a resistência à erosão hídrica (Bertol, 1995; Cogo, 1981).

Apesar da menor intensidade e da maior irregularidade das chuvas na região do Agreste (Silva et al., 2011), a cultura do milho tem tido, nos últimos anos, forte expansão. Apenas no estado de Sergipe, por exemplo, entre 2003 e 2010, a produção de milho passou de 86,6 mil toneladas para 750,7 mil toneladas, ou seja, um aumento de 867% (Barros et al., 2013).

O desenvolvimento de novas cultivares de milho, adaptadas e de alta produtividade, tem sido de suma importância para incrementar a melhoria

da produtividade da cultura no Agreste. No entanto os solos destinados às lavouras são geralmente preparados de forma intensiva e indiscriminada com o implemento conhecido entre os técnicos e agricultores como “gradão”. Esse tipo de operação é realizada com tratores pesados, provocando a compactação subsuperficial do solo, bem como a desagregação e pulverização excessiva dos agregados da camada superficial. Associados à prática do monocultivo, os solos que apresentam essas características, ficam altamente expostos ao processo erosivo, que, além de provocar perdas de grandes volumes de solos férteis, pode ainda causar o assoreamento dos mananciais d’água, com consequente déficit hídrico em períodos de estiagem e enchentes devastadoras, devido à diminuição de capacidade de vazão dos mananciais.

O sistema convencional de preparo do solo com grades é frequentemente mais utilizado por questões práticas que estão relacionadas ao elevado rendimento e facilidades operacionais. No entanto, devido à suscetibilidade, à erosão e às elevadas taxas de perda de matéria orgânica a que os solos são submetidos nesse sistema, a adoção de sistemas de cultivo conservacionistas deve ser estimulada, para que se mantenha a cobertura do solo, preservando a sua matéria orgânica e a sua estrutura, contribuindo efetivamente para diminuição do efeito erosivo das chuvas. Nesse sentido, o sistema de plantio direto tem-se apresentado como alternativa tecnicamente viável (Oliveira et al., 2001), fato que tem-se confirmado experimentalmente.

Em um Cambissolo, posicionado em relevo ondulado e com inclinação média de 5,5% na região do Agreste sergipano, as perdas de solo onde se utilizou o cultivo convencional (com aração e duas gradagens) foram 77% maiores do que quando foi adotado o sistema de plantio direto no período de 2011 a 2013 (Figura 4). Apesar da redução das perdas de solo nos sistemas de preparo conservacionistas, as perdas de água foram ligeiramente maiores no sistema de plantio direto e no cultivo mínimo do que no sistema de preparo convencional do solo (Figura 5). Provavelmente, esse resultado se deu em razão do tipo de regime hídrico com menor incidência de chuvas de alta intensidade e do tipo de solo com maior teor de argila.

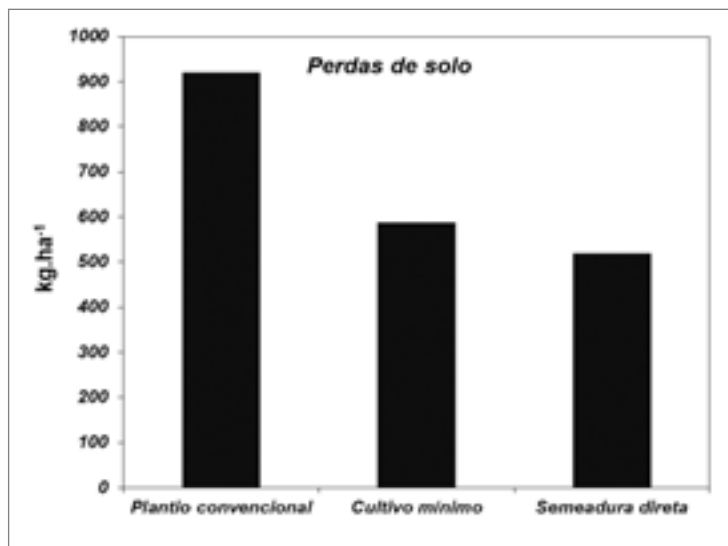


Figura 4. Efeito do sistema de preparo nas perdas de solo em um Cambissolo do Agreste sergipano com 5,5% de declividade, no período de 2011 a 2013.

Fonte: Barros et al. (2015).

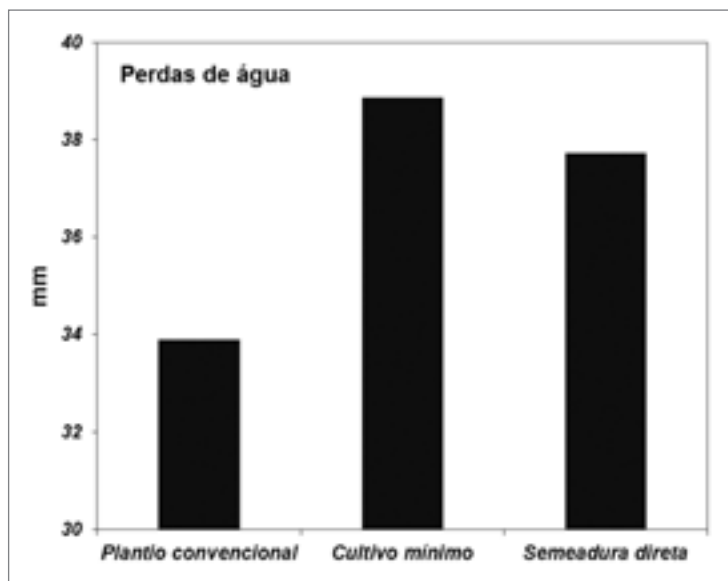


Figura 5. Efeito do sistema de preparo nas perdas de água em um Cambissolo do Agreste sergipano com 5,5% de declividade, no período e 2011 a 2013.

Fonte: Barros et al. (2015).

Sistema de plantio direto como alternativa de manejo sustentável do solo

O SPD foi adotado nos estados do Paraná e do Rio Grande do Sul, na década de 1970, com o objetivo de conservar o solo. Segundo a Federação Brasileira de Plantio Direto e Irrigação (2017), essa técnica é praticada em quase todas as regiões do País, atingindo, na safra 2011/2012, uma área maior que 30 milhões de hectares com o cultivo de grãos, incluindo grandes, médios e pequenos produtores, entre estes os que utilizam tração animal.

O plantio direto, que é o processo de distribuição de sementes e fertilizantes no solo sem o seu prévio preparo, é o que mais se aproxima do conceito de agricultura sustentável ao longo do tempo, pois apresenta uma série de vantagens em relação ao preparo convencional do solo: reduz a erosão, aumenta o teor de matéria orgânica e a fertilidade do solo, diminui a infestação por plantas espontâneas ao longo do tempo, diminui o consumo de combustíveis fósseis, aumenta a disponibilidade de água para as plantas, preserva e recupera os mananciais de água, sequestra CO₂ (contribuindo com a diminuição do efeito estufa), reduz os custos gerais da lavoura e proporciona ainda o aumento gradativo da produtividade (Borges, 1998).

No entanto, para que desempenhe realmente a sua função, o SPD não deve ser considerado como uma prática agrônômica isolada, e sim dentro de um contexto sistêmico, devendo apresentar as seguintes premissas: a eliminação ou redução das operações de preparo do solo, o uso de herbicidas para o controle de plantas daninhas, a formação e manutenção da cobertura morta, a rotação de culturas e o uso de semeadoras específicas (Cruz, 2012).

O Nordeste apresenta um importante polo produtor de milho localizado em áreas do Agreste da Bahia e de Sergipe, os quais apresentam sistemas de produção mais tecnificados, com médias de produtividade acima da média nacional (Carvalho et al., 2010).

Devido ao grande valor do milho e aos riscos climáticos apresentados na região do Agreste, a cultura tem-se estendido para áreas de Tabuleiros Costeiros, tradicionalmente cultivados com cana-de-açúcar e citros. Em razão da economia e do melhor aproveitamento do curto período para implantação das lavouras, alguns produtores já vêm adotando o plantio direto. No entanto essa prática ainda é pouco difundida e necessita de ajustes, visando principalmente a alternativas para formação de cobertura do solo e rotação de cultura, que são imprescindíveis à sustentabilidade desse sistema.

Segundo Pacheco et al. (2013), o regime de chuva limitado, combinado com a prática comum de pastejo dos restos culturais das lavouras de milho no Agreste sergipano, torna a formação de cobertura um dos maiores desafios na conversão do sistema convencional de preparo do solo para o sistema de plantio direto na região.

O plantio de espécies forrageiras consorciadas com culturas anuais tem-se mostrado uma técnica eficiente e economicamente viável como método de formação, recuperação e renovação de pastagens (Jakelaitis et al., 2004). O estabelecimento do consórcio pode acontecer por meio da semeadura simultânea da cultura anual e da forrageira ou a partir da semeadura da cultura anual e da germinação natural da forrageira de sementes existentes no solo. Após a colheita da cultura anual, tem-se a pastagem formada e disponível para utilização na alimentação animal como pastagem ou na formação de cobertura para o plantio direto da cultura sucessora.

Além disso, a rotação e a sucessão de culturas, considerando a combinação de espécies com diferentes exigências nutricionais, produção de fitomassa e sistema radicular, tornam o SPD mais eficiente do que os sistemas convencionais que utilizam a monocultura, além de facilitar o controle integrado de pragas, de doenças e de plantas daninhas (Cruz, 2012).

A cultura do milho, entre outras gramíneas, proporciona produção de fitomassa com elevada relação carbono/nitrogênio (C/N), contribuindo com a manutenção da cobertura do solo por maior tempo de permanência na superfície. No entanto o uso de culturas de baixa relação C/N, a exemplo da soja, é importante na rotação e na sucessão de culturas para melhorar a qualidade da matéria orgânica, proporcionando maior velocidade de decomposição e, conseqüentemente, maior reciclagem de nutrientes. Em resumo, na rotação e sucessão de culturas, deve-se realizar a alternância de uma cultura de alta relação C/N (gramíneas) com outra de baixa relação C/N (leguminosas) para se obter um equilíbrio entre quantidade e qualidade de matéria orgânica (Resck, 1981).

Procurando-se alternativas para as premissas de formação de cobertura do solo e rotação de culturas, para viabilização do SPD nos Tabuleiros Costeiros nordestinos, em 2012, a Embrapa Tabuleiros Costeiros implantou um experimento de longa duração na Estação Experimental Jorge Sobral,

localizada no município de Nossa Senhora das Dores, SE, em um Argissolo Vermelho-Amarelo, textura argilosa, distrófico e relevo ondulado (Santos et al., 2006), com coordenadas geográficas 10°27'S e 37°11'W, altitude média de 200 m, temperatura média de 26 °C e pluviosidade média anual de 1.150 mm. A região pode ser considerada uma transição Agreste/Tabuleiros Costeiros, em que a semeadura de culturas anuais ocorre da segunda-quinzena de maio à primeira-de junho e a colheita, entre a segunda-quinzena de outubro e a primeira de novembro, dependendo do ciclo da cultivar utilizada.

Para compor os tratamentos do experimento, foram considerados os sistemas de preparo convencional do solo e de plantio direto, cultivo simultâneo de milho com forrageiras (*U. decumbens*, *U. Ruziziensis* e guandu) e rotação de milho com soja.

A semeadura mecânica simultânea do milho com *Urochloa* e/ou guandu foi realizada, adotando-se a técnica da mistura das sementes das forrageiras com o fertilizante (12 kg de sementes ha⁻¹ para braquiárias e 30 kg de sementes ha⁻¹ para guandu), com regulagem de distribuição no sulco de plantio abaixo das sementes de milho, que foram distribuídas com densidade de semeadura de 70 mil sementes ha⁻¹ no espaçamento de 0,5 m entre linhas, utilizando-se a cultivar AG 7088 PRO. A adubação foi realizada nas doses de 200 kg ha⁻¹, 100 kg ha⁻¹ e 80 kg ha⁻¹ de N, P e K, respectivamente, e todo o N foi aplicado em cobertura quando o milho apresentava quatro folhas, utilizando-se ureia como fonte de N.

Para os tratamentos com sistema convencional de preparo do solo, foi realizada uma aração com arado de disco e duas gradagens leves para destorroamento e nivelamento do solo nas parcelas, que apresentavam dimensões de 10 m de largura e 40 m de comprimento. Para os tratamentos com plantio direto, a vegetação espontânea ou forrageira do ano anterior foi dessecada com aplicação de glifosato na dose de 4 L ha⁻¹ do produto comercial (360 g L⁻¹ do princípio ativo), com antecedência de, no mínimo, 15 dias da semeadura, ou até 30 dias, dependendo do volume e do estágio de desenvolvimento das braquiárias.

A soja em rotação com o milho foi distribuída nas parcelas com densidade de semeadura de 20 sementes por metro, com espaçamento de 0,5 m entre linhas. As sementes foram inoculadas com *Rhizobium* imediatamente an-

tes da sementeira e a adubação de base foi realizada nas doses de 100 kg ha⁻¹ e 80 kg ha⁻¹ de P e K, respectivamente. Todas as etapas de preparo do solo, pulverizações, sementeira e colheita foram realizadas com máquinas agrícolas, com exceção da adubação de cobertura, que foi realizada manualmente.

Nos 2 primeiros anos de cultivo, o guandu não apresentou bom desempenho, devido a irregularidades na germinação no sistema de sementeira simultânea com milho, bem como morte das plantas após a colheita em decorrência de injúrias causadas pela colhedora. Considerando-se esse aspecto, o guandu foi suprimido do experimento e deu lugar a outros tratamentos com braquiárias, a partir de 2014. As braquiárias apresentaram excelente desenvolvimento em 2013 no sistema de sementeira simultânea com milho (Figura 6), não ocorrendo diferença de rendimento entre as duas espécies utilizadas, com produtividade média de 6.854 kg ha⁻¹ de matéria seca e 7,4% de proteína bruta, em avaliação realizada em fevereiro de 2014.



Fotos: Edson Patto Pacheco

Figura 6. Consórcio de milho com *U. Decumbens* (safra 2013) para formação de cobertura morta e plantio direto de soja (safra 2014).

A cultura do milho em plantio direto não apresentou diferença significativa de produtividade em relação ao sistema convencional de preparo do solo, com rendimento médio de 8.712 kg ha⁻¹ e 8.097 kg ha⁻¹, nas safras de 2012 e 2013, respectivamente, o que demonstra a viabilidade inicial da conversão do sistema convencional para plantio direto, que normalmente apresenta queda de produtividade nos primeiros anos. A produtividade do milho também não foi comprometida em razão do cultivo consorciado com as forrageiras, confirmando ser uma prática viável para formação de cobertura ou pastagens (Pacheco et al., 2013).

Em 2014 e 2015, a cultura do milho também não apresentou diferença entre os tratamentos, com médias de produtividade de 7.045 kg ha⁻¹ e 6.476 kg ha⁻¹ nas duas safras, respectivamente. A menor produtividade na safra de 2014, em relação às safras de 2012 e 2013, foi devido ao baixo estande de plantas (aproximadamente 32 mil plantas ha⁻¹), obtido em virtude de lote de sementes com baixo poder germinativo; o replantio não foi viável devido à semeadura simultânea com braquiárias. Já em 2015, as plantas de milho apresentavam excelente desenvolvimento vegetativo, podendo atribuir a queda na produtividade em decorrência de veranicos ocorridos na floração e no enchimento de grãos, conforme pode ser observado no gráfico de pluviosidade mensal para a estação experimental de Nossa Senhora das Dores, SE (Figura 7). No entanto, segundo relatos de produtores locais, a produtividade média do experimento na safra de 2015 superou as médias obtidas em lavouras da região.

Em 2016, a adversidade climática foi ainda mais severa, com uma quantidade total de chuva menor do que 350 mm durante os ciclos das culturas do milho e de soja, com total anual de 557 mm, bem inferior à média histórica dos últimos 14 anos, de 1.150 mm. Além do baixo volume de chuvas durante os ciclos do milho e da soja na safra de 2016, ocorreu má distribuição de chuvas com veranico de 17 dias após a semeadura e baixo volume nos períodos de floração e de enchimento de grãos, que ocorreu de agosto a setembro (Figura 7). Não houve diferença significativa entre os tratamentos com plantio direto, independentemente do uso de braquiária ou não, com média de produtividade de 6.355 kg ha⁻¹, que foi significativamente superior ao tratamento de milho cultivado em sistema convencional de preparo do solo em monocultivo, que apresentou média de 5.294 kg ha⁻¹, demonstrando a vantagem do plantio direto em anos com deficiência hídrica e início de estabilização do sistema ao longo do tempo, após a adoção do SPD.

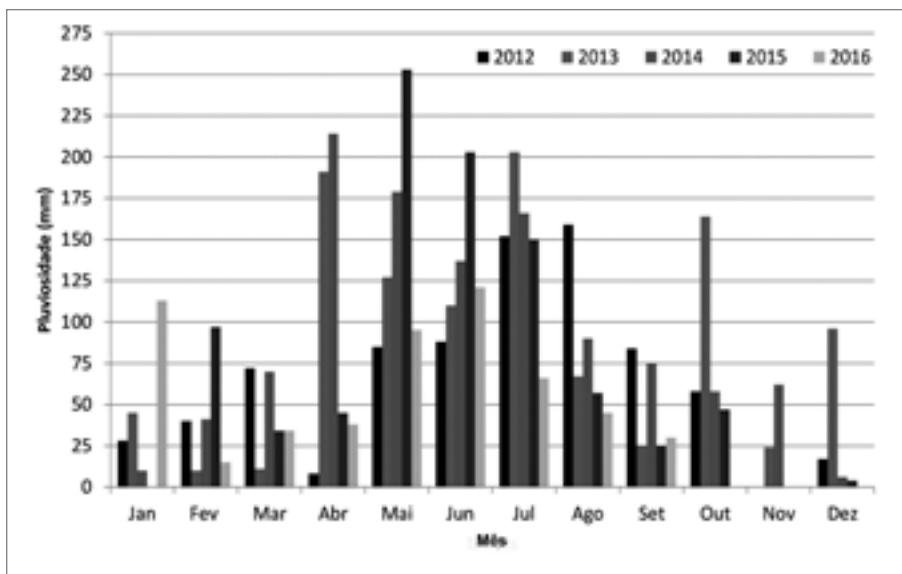


Figura 7. Pluviosidade mensal para o município de Nossa Senhora das Dores, SE.

Fonte: Os autores.

Na Tabela 4, são apresentados os dados de produtividade média da cultivar de soja Msoy 9144 RR, nas safras de 2012 a 2016. Em 2012 e 2013, a soja foi cultivada somente nas parcelas referentes aos tratamentos em monocultivo, nos sistemas de preparo convencional do solo e plantio direto, apresentando médias de 2.930 kg ha^{-1} e 2.984 kg ha^{-1} em 2012, e 3.010 kg ha^{-1} e 3.073 kg ha^{-1} em 2013, respectivamente.

Na safra de 2014, além dos tratamentos em monocultivo, a soja foi cultivada em rotação com milho em plantio direto e sobre cobertura proporcionada por milho cultivado simultaneamente com *U. Decumbens* ou *U. ruziziensis*, que mantiveram o solo coberto até a fase de colheita, conforme pode ser observado na Figura 8.

Os tratamentos em rotação de cultura apresentaram, na safra de 2014, produtividade de soja significativamente superior aos tratamentos em monocultivo, observando-se ainda uma tendência de maiores produtividades de soja, quando cultivada em plantio direto sobre cobertura de braquiárias, obtendo-se produtividade de até 3.718 kg ha^{-1} no tratamento M+UD-S-PD.

Tabela 4. Produtividade de soja cultivar Msoy 9144 RR em diferentes sistemas de cultivo em Nossa Senhora das Dores, SE, no período de 2012 a 2016.

Tratamento	Produtividade de Soja (kg ha ⁻¹)				
	Safra 2012	Safra 2013	Safra 2014	Safra 2015	Safra 2016
S-S-PC	2.930	2.984	2.290 b	1.529	527 c
M-S-PC	milho	milho	3.204 a	milho	676 c
S-S-PD	3.010	3.073	2.935 b	1.986	530 c
M-S-PD	milho	milho	3.413 a	milho	1.017 b
M+UD-S-PD	milho	milho	3.718 a	milho	1.607 a
M+UR-S-PD	milho	milho	3.532 a	milho	1.291 b

Nota: S-S-PC: soja em monocultivo com preparo convencional do solo; M-S-PC: milho em rotação com soja com preparo convencional do solo; S-S-PD: soja em monocultivo em plantio direto; M-S-PD: milho em rotação com soja em plantio direto; M+UD-S-PD: cultivo de milho simultâneo com *U. decumbens* em rotação com soja em plantio direto; e M+UR-S-PD: cultivo de milho simultâneo com *U. ruziziensis* em rotação com soja em plantio direto.

Fonte: Os autores.



Fotos: Edson Patto Pacheco

Figura 8. Soja (safra 2014) em rotação com milho consorciado com *Urochloa decumbens* (safra 2013).

Na safra de 2015, a soja apresentou queda de produtividade em relação aos anos anteriores, principalmente em decorrência de efeitos climáticos, conforme mencionado anteriormente. Já na safra de 2016, foram obtidas produtividades muito baixas em razão do baixo estande, que apresentou média de 29.200 plantas por hectare no experimento. Esse fato pode ser atribuído à estiagem de 17 dias após a semeadura em solo com alto teor de água. No entanto os resultados apresentaram comportamento semelhante aos da safra 2014, ou seja, com produtividade de soja significativamente superior nos tratamentos em rotação de cultura, observando-se produtividade média significativamente superior no tratamento M+UD-S-PD.

Por meio desses resultados, pode-se concluir que o milho é pouco sensível ao sistema de produção em curto espaço de tempo após a conversão do sistema convencional de preparo do solo para plantio direto. No entanto a cultura da soja apresenta resposta significativa a diferentes sistemas de produção em curto espaço de tempo, demonstrando eminente dependência da rotação de cultura e das práticas que contribuam para a formação de cobertura morta do solo, que pode ser viabilizada por meio da utilização da técnica de semeadura simultânea do milho com forrageiras, permitindo ainda que sejam utilizadas para pastejo na integração lavoura-pecuária na região dos Tabuleiros Costeiros. Vale ressaltar que esses sistemas são altamente dependentes do regime pluviométrico e que, em situação de estresse hídrico, poderá haver comprometimento do desenvolvimento das forrageiras, quando houver ausência de precipitações após a colheita do milho.

Assim, por se tratar de resultados dependentes não só do regime pluviométrico incerto entre os anos para a região considerada, como também das lentas mudanças das interações físicas, químicas e microbiológicas do solo, apesar de se ter convicção das tendências aqui apresentadas, esse estudo deve ser conduzido por, pelo menos, mais 5 anos, para que se possam confirmar os resultados até agora obtidos.

Uso de leguminosas para adubação verde e cobertura do solo

Adubação verde

A adoção de práticas de manejo que aliam excessiva movimentação do solo com baixa reposição de restos vegetais, contribui, no decorrer do tempo, para o decréscimo dos teores de matéria orgânica e, conseqüentemente, agrava o processo de deterioração de características físicas, químicas e biológicas dos solos (Igue, 1984). Portanto, para os solos dos Tabuleiros Costeiros, o manejo da matéria orgânica é essencial, pois é a principal reserva de N do solo, influencia diversos aspectos físicos relacionados ao movimento de água e trocas gasosas e é a responsável por grande parte da capacidade de troca de cátions (CTC). De acordo com Raij (1991), cerca de 56% a 82% da CTC de solos tropicais é derivada da matéria orgânica.

Entre as práticas de manejo visando à conservação e/ou recuperação dos teores de matéria orgânica e da qualidade do solo, a adubação verde é das mais promissoras, pois, além dos benefícios de proteção superficial e melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, apresenta um custo relativamente baixo, sem deixar de ser eficiente do ponto de vista produtivo. Um efeito benéfico da adubação verde, de especial importância para os solos dos Tabuleiros Costeiros, é a capacidade de algumas leguminosas funcionarem como arados biológicos, rompendo camadas adensadas em subsuperfície, pois a dinâmica de água e o aprofundamento de raízes no perfil desses solos são, comumente, restringidos pela presença das camadas coesas. Além disso, o uso de leguminosas com sistemas radiculares vigorosos promove, em escala extensiva, a atividade de microrganismos e da mesofauna em profundidade no solo, o que dificilmente pode ser conseguido por outras tecnologias e insumos, como práticas mecânicas e fertilizantes minerais (Costa, 1993).

Leguminosas anuais

Avaliação de leguminosas

Diversas espécies de leguminosas foram avaliadas, visando fornecer suporte à implementação da prática da adubação verde na ecorregião dos Tabuleiros Costeiros (Barreto; Fernandes, 1999). Características consideradas para a seleção dessas leguminosas incluíram a alta produtividade de biomassa seca, a baixa susceptibilidade a pragas e doenças, a boa produção de sementes e a facilidade de semeaduras manual e mecânica.

Tomando por base a produtividade de matéria seca da parte aérea, as leguminosas foram divididas em três grupos: a) grupo de maior produtividade (guandu-comum, labe-labe e feijão-de-porco); b) grupo de produtividade intermediária (*Crotalaria ochroleuca*, mucuna-preta, *C. juncea* e *C. spectabilis*); e c) grupo de menor produtividade (mucuna-rajada, calopogônio, guandu-anão, amendoim, *C. breviflora* e feijão-de-corda). Constatou-se que, de maneira geral, as produções de matéria seca da parte aérea foram equivalentes às obtidas em outras regiões (Miyasaka, 1984; Abboud; Duque, 1993), o que expressa bom potencial da utilização dessas espécies de plantas no conjunto de práticas de manejo a serem adotadas para manutenção e/ou recuperação da qualidade do solo.

Determinaram-se os teores de macronutrientes na parte aérea das leguminosas avaliadas. O feijão-de-porco, as mucunas e o calopogônio foram as espécies que apresentaram os maiores teores de N na matéria seca da parte aérea, acima de 28 g kg^{-1} . Altos teores de N na mucuna-preta também foram observados por Abboud e Duque (1993). O feijão-de-porco, por associar altos teores de N e alta produtividade de biomassa, foi a espécie que mais contribuiu para o aporte de N ao solo em quantidade (kg ha^{-1}). Em virtude dos baixos teores de matéria orgânica dos solos de Tabuleiros Costeiros e do fato de a área na qual o experimento foi instalado não ter recebido adubos nitrogenados, é pertinente dizer que a maior parte do N presente nas plantas seja proveniente da fixação biológica. Essa observação permite destacar o feijão-de-porco como uma leguminosa promissora quanto à eficiência desse processo e, por conseguinte, para utilização quando o objetivo principal da prática for o fornecimento de grande quantidade desse nutriente para culturas consorciadas.

Práticas de manejo da adubação verde

Preparo do solo e sistemas de cultivo

O preparo do solo para plantio, comumente feito por meio de aração e gradagem ou apenas gradagem em solos de textura mais leve, tem contribuído para um contínuo processo de degradação dos solos. O revolvimento periódico do solo por essas operações acelera o processo de decomposição da matéria orgânica, diminui o seu acúmulo e restringe os efeitos positivos da adubação verde, principalmente em relação à melhoria de características físicas (como agregação, densidade e porosidade) e químicas (como a CTC). Vários estudos têm mostrado que, para a recuperação dos teores de matéria orgânica em sistemas de produção intensivos, o uso de espécies que produzam grandes quantidades de resíduos deve estar aliado à redução do revolvimento do solo (Testa et al., 1992; Bayer; Mielniczuk, 1997). O uso de métodos de preparo do solo com pouco ou nenhum revolvimento é indicado para a ecorregião dos Tabuleiros Costeiros, a exemplo do cultivo mínimo e do plantio direto. Um grande desafio a ser vencido é a produção de biomassa suficiente durante o período seco do ano. Uma alternativa testada nas condições dessa ecorregião é o plantio da cultura do milho consorciado com leguminosas.

No sistema consorciado, as espécies envolvidas se complementam no uso de recursos como luz, água e nutrientes. À medida que elas apresentam diferenças de porte aéreo e de distribuição do sistema radicular, ocorre melhor interceptação de luz pela parte aérea e a exploração de água e nutrientes em diferentes camadas do solo, o que caracteriza uma complementaridade espacial. Outro tipo de complementaridade é a temporal, que ocorre quando as espécies apresentam seus níveis máximos de uso desses recursos em épocas diferentes (Willey, 1979).

Sabe-se que, nas regiões tropicais, a taxa de decomposição de materiais orgânicos adicionados ao solo é muito alta e, conseqüentemente, o tempo de residência desses materiais é pequeno, o que limita os efeitos benéficos da adubação verde (Igue, 1984). Segundo Harris et al. (1966), a formação de agregados e sua estabilidade são determinadas pelo suprimento contínuo de resíduos orgânicos (raízes, folhas e caules) e por sua decomposição no solo. Um método eficiente para favorecer a estruturação do solo é

a combinação de gramíneas que tenham um sistema radicular abundante e em constante renovação, com leguminosas que fixam N. Devido à relação C/N elevada, as raízes das gramíneas são decompostas mais lentamente e, portanto, atuam como agentes estabilizadores importantes dos macroagregados (Tisdall; Oades, 1980).

Com culturas anuais, como o milho que apresenta grande potencial de exploração nessa ecorregião, os melhores resultados foram obtidos com leguminosas de porte ereto, como guandu-comum (Figura 9A), *C. juncea* e feijão-de-porco (Figura 9B), em plantio simultâneo (Heinrichs et al., 2002; Barreto; Fernandes, 2005). O espaçamento do milho deve ser de 1 m entre linhas e 0,40 m entre covas, com densidade de duas plantas por cova. A leguminosa deve ser plantada entre as fileiras de milho, com a mesma densidade utilizada no plantio exclusivo. Nesse sistema, o P e o K devem ser fornecidos para ambas as culturas, por meio da adubação a lanço ou da aplicação de adubo no sulco de plantio. Se a leguminosa não for adubada, ela sofre competição muito forte por parte do milho, o que causa redução acentuada da produção de biomassa. O N deve ser aplicado apenas para o milho. Espera-se que, com o uso continuado desse sistema, a necessidade de N diminua com o tempo. Com a utilização da leguminosa em sistema de consórcio, é possível o uso continuado da adubação verde, à medida que não restringe a exploração econômica da área pela cultura de caráter comercial. Portanto cria-se um estímulo econômico para a adoção, pelos agricultores, dessa prática tão importante na recuperação e/ou aproveitamento de áreas mais degradadas na propriedade.

Fotos: Antônio Carlos Barreto

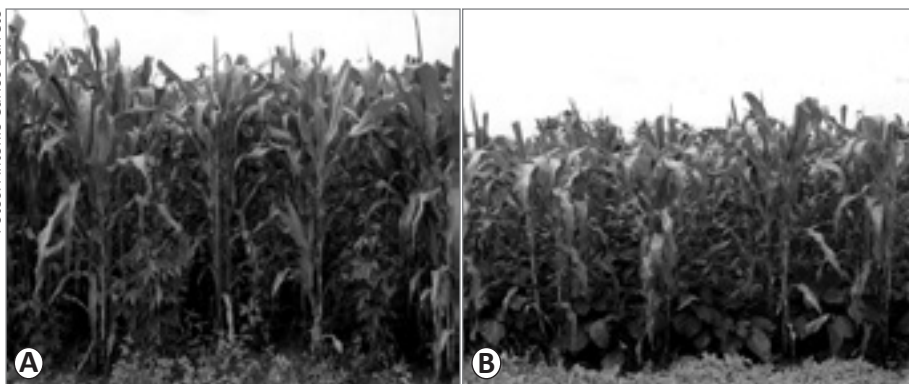


Figura 9. Milho em consórcio com guandu-comum (A) e milho em consórcio com feijão-de-porco (B).

Das leguminosas citadas, o guandu foi a que apresentou o melhor desempenho em consórcio com o milho, pois é uma espécie que se estabelece mais lentamente, exercendo pequena competição com o milho e, quando este declina vegetativamente, o guandu apresenta desenvolvimento expressivo e de longo prazo. Além desse resultado favorável ao uso do guandu, sabe-se que essa espécie apresenta uma série de outras características muito positivas, tais como: tolerância à seca, possibilidade de uso dos grãos para consumo humano, potencial forrageiro e raiz pivotante com capacidade de penetrar em camadas mais adensadas do solo, a exemplo dos horizontes coesos comuns nos Tabuleiros Costeiros.

Além do mais, o guandu apresenta boa capacidade de rebrota quando a planta é cortada acima do ponto de crescimento (em torno de 1 m de altura) e após a formação das vagens (Seiffert; Thiago, 1983). Portanto, após a colheita do milho, que ocorre no início do período seco, pode-se optar por efetuar a poda do guandu, cujas plantas, por estarem com o sistema radicular totalmente estabelecido, rebrotam e se desenvolvem satisfatoriamente, chegando a apresentar, no início do ano seguinte, produções de matéria seca em torno de 10 t ha⁻¹ a 12 t ha⁻¹, viabilizando assim a implantação do sistema de plantio direto.

Leguminosas perenes

Avaliação de leguminosas

Estudos com leguminosas perenes foram desenvolvidos em Argissolo Amarelo dos Tabuleiros Costeiros de Sergipe, comparando-se as espécies gliricídia (*Gliricidia sepium*) e leucena (*Leucaena leucocephala*) em relação à produção de biomassa, nutrientes na parte aérea, adaptabilidade ao sistema de cultivo em alamedas e capacidade de promover melhorias em características físicas e químicas do solo (Barreto; Fernandes, 2001). Foi observado que as duas espécies promoveram melhorias em algumas das características do solo avaliadas, mas a gliricídia, além da maior produção de biomassa e excelente capacidade de rebrota, apresentou maior longevidade e melhor adaptação ao cultivo em alamedas, o que está de acordo com estudo anteriormente desenvolvido por Silva e Mendonça (1995) em solos de tabuleiro do sul da Bahia, com essas mesmas leguminosas.

Cultivo de alamedas de gliricídia

Esse sistema consiste no plantio de leguminosas perenes, de porte arbustivo, em fileiras suficientemente espaçadas para permitir o plantio de culturas alimentares e/ou comerciais entre elas (Wilson; Kang, 1981; Barreto; Carvalho Filho, 1992). Essa prática apresenta reconhecido potencial de uso, principalmente na recuperação de áreas degradadas, pela melhoria de características do solo (aumento de matéria orgânica, oferta de nutrientes, aumento da porosidade e diminuição da densidade), como já constatado em solos de Tabuleiros Costeiros (Silva; Mendonça, 1995; Barreto; Fernandes, 2001; Barreto et al., 2002).

A gliricídia é uma leguminosa arbórea que apresenta crescimento rápido e enraizamento profundo, o que lhe confere boa tolerância à seca. Igualmente, suporta muito bem a realização de cortes periódicos, pois apresenta alta capacidade de rebrota. É considerada uma espécie de múltiplos usos, como adubação verde, forragem, reflorestamento e cerca viva (Carvalho Filho et al., 1997).

Formas de uso

A gliricídia tem demonstrado grande adaptabilidade à ecorregião dos Tabuleiros Costeiros, apresentando desenvolvimento vegetativo vigoroso e sem ocorrência de problemas fitossanitários. Nessa ecorregião, pode ser utilizada como cultura complementar aos sistemas de produção predominantes, ocupando parte da área da propriedade para as seguintes finalidades: a) recuperação e aproveitamento de áreas degradadas, por meio da melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo; b) produção de forragem de alto valor nutritivo, sobretudo proteico, favorecendo a manutenção de animais num sistema integrado lavoura-pecuária; c) produção adicional de alimentos para o consumo humano ou que gere excedentes para complementação da renda do agricultor.

Calagem e adubação

Como os solos da ecorregião dos Tabuleiros Costeiros, na sua maioria, são de baixa fertilidade, é conveniente que, na implantação da área com

gliricídia, seja feita, pelo menos, correção da acidez e da adubação com P e K, macronutrientes importantes para um satisfatório estabelecimento e desenvolvimento das plantas. Naturalmente, a gliricídia, como grande parte das leguminosas, dispensa o uso de N, que é obtido por meio da fixação simbiótica com bactérias dos gêneros *Rhizobium* e *Bradyrhizobium*. Esse processo, no entanto, tem sua eficiência comprometida em solos com limitações nutricionais, principalmente em relação ao P.

Preferencialmente, as recomendações de adubação devem ser baseadas em resultados de análises do solo. A calagem, quando necessária, deve ser realizada em toda a área, incorporando-se o calcário, de preferência dolomítico, com antecedência de cerca de 2 meses em relação ao plantio, na profundidade de 20 cm, por intermédio das operações de preparo do solo. Devem-se aplicar os adubos no fundo da cova ou sulco de plantio, cobrindo-os com um pouco de terra para evitar o contato com as estacas ou sementes. Não havendo disponibilidade de resultado de análise do solo, no caso do P, podem-se aplicar 50 g por cova ou 100 g por metro de sulco de superfosfato simples. Quanto ao K, aplicar 25 g por cova ou 50 g por metro de sulco de cloreto de potássio. Após a implantação, a gliricídia não precisará mais ser adubada, beneficiando-se da adubação das culturas implantadas nas entrelinhas.

Sistema de plantio

A gliricídia pode ser estabelecida por sementes ou por estacas, diretamente no campo (semeadura na cova) ou por meio de mudas previamente enviveiradas com 2 meses de antecedência. A escolha do método vai depender do uso que se pretende dar à planta, das condições climáticas e da disponibilidade de sementes. O plantio por estacas é o mais generalizado pela praticidade. Para as condições climáticas dos tabuleiros, esse método é relativamente satisfatório em relação à pega, desde que sejam seguidas algumas recomendações técnicas (Carvalho Filho et al., 1997).

Para o sistema de alamedas, o espaçamento recomendado entre fileiras de gliricídia deve ser de 5 m a 6 m. No plantio por sementes, deve-se uti-

lizar o espaçamento de 0,20 m entre covas, com duas sementes por cova. No plantio por estacas, o espaçamento dentro da fileira pode ser de 0,5 m entre covas, plantando-se duas estacas por cova. O plantio deve ser realizado no início das chuvas, o que favorece a pega. Em áreas com declive, as fileiras de gliricídia devem ser plantadas seguindo as curvas de nível, pois assim passam a funcionar como cordões de contorno permanentes, reduzindo o escoamento superficial e exercendo desejável proteção do solo contra a erosão.

Sistema de manejo

As plantas de gliricídia devem desenvolver-se durante o primeiro ano, sem que sejam efetuados cortes, o que permite bom enraizamento, dando às plantas boa capacidade de suportar cortes e/ou podas periódicas da parte aérea por longo tempo. A partir do segundo ano, próximo ao início do período chuvoso, efetua-se um corte drástico das plantas de gliricídia, a 50 cm de altura, abrindo espaço para a implantação de culturas de ciclo curto nas entrelinhas. Em seguida ao corte, deitam-se os galhos e folhas nas entrelinhas, cuja biomassa produzida nesse corte é destinada à adubação verde, incorporando-a ao solo (Figura 10A). Esse corte deve ser realizado pelo menos 1 mês antes do plantio das culturas intercalares, tempo suficiente para que haja secamento e desprendimento da folhagem dos galhos (Figura 10B), antecipando o processo de decomposição da biomassa (Barreto et al., 2004).



Fotos: Antônio Carlos Barreto

Figura 10. Corte drástico das plantas de gliricídia e distribuição dos galhos nas entrelinhas, a serem efetuados no início do período chuvoso, a partir do segundo ano (A); gliricídia após corte e secagem de folhas e galhos (B).

A gliricídia apresenta grande capacidade de rebrota e, em torno de 4 meses após algum corte, em geral, as plantas recompõem toda a parte aérea, sendo possível realizar três cortes por ano. No espaçamento entre fileiras recomendado, os três cortes anuais produzem em média $4,5 \text{ t ha}^{-1}$ de matéria seca, correspondentes a folhas e ramos finos de, no máximo, 1 cm de diâmetro. É possível diminuir a periodicidade entre os cortes para até 3 meses, sem comprometer o desenvolvimento das plantas, nem modificar a produção de matéria seca, o que vai depender do uso da biomassa da gliricídia e do seu grau de competição com a espécie cultivada nas entrelinhas. No decorrer do ano, podem-se realizar podas da folhagem em vez de cortes na base das plantas, principalmente se a biomassa, de alto valor proteico, destinar-se à alimentação animal. Nesse caso, a recomposição da parte aérea das plantas é mais rápida. Informações quanto ao uso da gliricídia na alimentação de ruminantes, valor nutritivo, palatabilidade, conservação de forragem e uso como banco de proteína poderão ser obtidas em outras publicações, tais como, Vearasilp (1981), Carvalho Filho e Languidey (1988) e Carvalho Filho et al. (1997).

A partir do segundo ano, aproximadamente 1 mês após a realização do corte drástico das plantas de gliricídia, deve-se efetuar o preparo da área para o plantio nas entrelinhas. A realização de uma ou duas gradagens é, via de regra, suficiente para triturar os galhos remanescentes, incorporar a biomassa depositada na superfície e eliminar plantas espontâneas. Pode-se também optar pelo deslocamento dos galhos mais grossos para a margem das fileiras de gliricídia, com o uso de gadanho. Efetuar a abertura de sulcos para o plantio (Figura 11A) apenas se as condições permitirem o uso do sistema de plantio direto.

A abertura dos sulcos pode ser manual ou com sulcador; uma faixa de 1,5 m de largura deve ser mantida limpa em cada lado das fileiras de gliricídia. Dessa forma, no espaçamento recomendado de 5 m ou 6 m entre fileiras, podem-se plantar, por exemplo, 3 a 5 fileiras de milho (Figura 11B). O cultivo na entrelinha deve seguir as recomendações de espaçamento, densidade, tratos culturais e fitossanitários para as culturas que forem plantadas.

Fotos: Antônio Carlos Barreto



Figura 11. Abertura de sulcos para adubação e plantio (A); cultivo de milho nas entrelinhas (B).

Considerações finais

Na última década, o Nordeste do Brasil tem experimentado crescente demanda da produção de cereais. A essa demanda, foi associada a necessidade do uso de tecnologias mais avançadas, principalmente com adoção de materiais genéticos melhorados e adaptados à região. Porém cultivos com materiais genéticos de alto nível tecnológico também são exigentes em sistemas de produção que apresentem tecnologia compatível de adubação, controle fitossanitário, etc., para que as lavouras possam expressar o máximo potencial produtivo nas condições de solo e clima da região. Uma boa alternativa é o uso das técnicas que compõem a agricultura de precisão (AP), que tem como característica considerar as variabilidades existentes em uma lavoura. Dessa forma, a aplicação dos insumos e dos manejos pode ser realizada em doses variadas em sítios específicos, resultando em melhor eficiência, racionalizando o uso dos recursos naturais e potencializando os lucros do produtor, com mitigação dos danos ao meio ambiente. Para que a AP tenha êxito, os sistemas de produção devem ser considerados de uma forma multidisciplinar, e não compartimentalizada. Portanto a formação de grupos de estudo entre instituições de pesquisa e a iniciativa privada, de vários setores agropecuários, torna-se fundamental para que essa valiosa premissa de multidisciplinaridade seja cumprida.

Referências

- ABBOUD, A. C. S.; DUQUE, F. F. Caracterização de leguminosas com potencial para adubação verde no período da seca. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. **Cerrados: fronteira agrícola no século XXI: resumos**. Goiânia: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. v. 3, p. 99-100.
- BARRETO, A. C.; CARVALHO FILHO, O. M. de. Cultivo de leucena em consórcio com feijão, milho e algodão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 27, n. 11, p. 1533-1540, nov. 1992.
- BARRETO, A. C.; FERNANDES, M. F. **Adubação verde com leguminosas em cultivo intercalar com a cultura do milho**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2005. 15 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Boletim de pesquisa, 7).
- BARRETO, A. C.; FERNANDES, M. F. Cultivo de *Gliricidia sepium* e *Leucena leucocephala* em alamedas visando a melhoria dos solos dos tabuleiros costeiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 10, p. 1287-1293, out. 2001. DOI: 10.1590/S0100-204X2001001000011.
- BARRETO, A. C.; FERNANDES, M. F. Produtividade de fitomassa de leguminosas para adubação verde, em solo de tabuleiro costeiro. **Revista Agrotrópica**, v. 11, n. 2, p. 89-96, 1999.
- BARRETO, A. C.; FERNANDES, M. F.; CARVALHO FILHO, O. M. de. **Cultivo de alamedas de gliricídia (*Gliricidia sepium*) em solos de tabuleiros costeiros**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2004. 4 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Circular técnica 36).
- BARRETO, A. C.; FERNANDES, M. F.; CARVALHO FILHO, O. M. de. Matéria seca de *Gliricidia sepium* em função da altura e da frequência de corte para adubação verde em sistema de cultivo em alamedas em solos de tabuleiros costeiros. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: SBCS: UFMT-DSE, 2002. 1 CD-ROM.
- BARROS, I. de; PACHECO, E. P.; CARVALHO, H. W. L. de; CINTRA, F. L. D.; SILVA, J.M. L. da; DANTAS, E. do N.; SOARES, T. F. S. N. **Perdas de solo e água em sistemas de cultivo de milho no agreste sergipano**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 24 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 90).
- BARROS, I. de; PACHECO, E. P.; CINTRA, F. L. D.; CARVALHO, H. W. L. de; CRUZ, T. S. Perdas de solo e água em diferentes sistemas e cultivo de milho no Agreste sergipano - biênio 2011-2012. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciências do solo, 2013. 4 p.
- BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 21, n. 1, p. 105-112, 1997.

BERTOL, I. **Comprimento crítico de declive para preparos conservacionistas de solo**. 1995. 185 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após as colheitas de milho e trigo, na presença e ausência dos resíduos culturais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 21, n. 3, p. 409-418, jul./set. 1997. DOI: 10.1590/S0100-06831997000300009.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livrocere, 1985. 392 p.

BORGES, G. de O. Sustentabilidade agrícola e sistema de plantio direto na palha. In: SEMINÁRIO SOBRE O SISTEMA DE PLANTIO DIRETO NA UFV, 1., 1998, Viçosa, MG. **Resumos...** Viçosa, MG: Ed. da UFV, 1998. p. 7-17.

BURWELL, R. E.; ALLMARAS, R. R.; AMEMIYA, M. Afield measurement of total porosity and surface microrelief of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 27, n. 6, p. 697-700, 1963. DOI: 10.2136/sssaj1963.03615995002700060037x.

CARVALHO, D. F. de; MONTEBELLER, C. A.; CRUZ, E. S. da; CEDDIA, M. B.; LANA, Â. M. Q. Perdas de solo e água em um Argissolo Vermelho-Amarelo, submetido a diferentes intensidades de chuva simulada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 385-389, set./dez. 2002. DOI: 10.1590/S1415-43662002000300001.

CARVALHO, F. L. C.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo na redução da erosão hídrica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 13, n. 2, p. 251-257, 1990.

CARVALHO, H. W. L. de; PACHECO, C. A. P.; CARDOSO, M. J.; ROCHA, L. M. P. de; OLIVEIRA, I. R. de; TABOSA, J. N.; LIRA, M. A.; OLIVEIRA, E. A. S.; ALMEIDA, M. R. M. de; MACE-DO, J. J. G. de; NASCIMENTO, M. M. A. do; SIMPLICIO, J. B.; COUTINHO, G. V.; BRITO, A. R. de M. B.; TAVARES, J. A.; TAVARES FILHO, J. J.; FEITOSA, L. F.; RODRIGUES, C. S.; SANTOS, M. L. dos. **Desempenho de híbridos simples no Nordeste brasileiro**: safra 2008/2009. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2010. 20 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Comunicado técnico, 90).

CARVALHO FILHO, O. M. de; DRUMOND, M. A.; LANGUIDEY, P. H. ***Gliricidia sepium***: leguminosa promissora para regiões semi-áridas. Petrolina: Embrapa-CPATSA, 1997. 16 p. (Embrapa-CPATSA. Circular técnica, 35).

CARVALHO FILHO, O. M. de; LANGUIDEY, P. H. Leucena versus farelo de coco como suplemento para vacas em lactação mantidas a pasto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 23, n. 10, p. 1181-1187, out. 1988.

CINTRA, F. L. D. **Disponibilidade de água no solo para porta-enxertos de citros em ecossistema de Tabuleiro Costeiro**. 1997. 90 f. Tese (Doutorado Solos e Nutrição de

Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

COGO, N. P. **Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope length on erosion and related parameters**. 1981. 346 f. Thesis (Doctoral on Agronomy) – Purdue University, West Lafayette.

COGO, N. P.; MOLDENHAUER, W. C.; FOSTER, G. R. Soil loss reductions from conservation tillage practices. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 2, p. 368-373, 1984. DOI: 10.2136/sssaj1984.03615995004800020029x.

COSTA, M. B. B. da (coord.). **Adubação verde no Sul do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1993. 346 p.

CRUZ, J. C. (ed.). **Cultivo do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2012. (Embrapa Milho e Sorgo. Sistema de produção, 1).

DISSMEYER, G. E.; FOSTER, G. R. Estimating the cover-management factor (C) in the universal soil loss equation for forest conditions. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 36, n. 4, p. 235-240, 1981.

FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO E IRRIGAÇÃO. Área sob plantio direto. **Evolução área sob plantio direto no Brasil**. Disponível em: <https://febrapdp.org.br/download/area-PD-Brasil-e-estados.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2017.

HARRIS, R. F.; CHESTERS, G.; ALLEN, O. N. Dynamic of soil aggregation. **Advances in Agronomy**, v. 18, p. 107-169, 1966. DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60649-5.

HAYNES, J. L. **Uso agrícola dos tabuleiros costeiros do Nordeste do Brasil: um exame das pesquisas**. 2. ed. Recife: Sudene, 1970. 139 p.

HEINRICH, R.; VITTI, G. C.; MOREIRA, A.; FANCELLI, A. L. Produção e estado nutricional do milho em cultivo intercalar com adubos verdes. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 26, n. 1, p. 225-230, jan./mar. 2002. DOI: 10.1590/S0100-06832002000100023.

HERNANI, L. C.; SALTON, J. C.; FABRÍCIO, A. C.; DEDECEK, R.; ALVES JÚNIOR, M. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um Latossolo Roxo de Dourados (MS). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 21, n. 4, p. 667-676, out./dez. 1997. DOI: 10.1590/S0100-06831997000400018.

IGUE, K. Dinâmica da matéria orgânica e seus efeitos nas propriedades do solo. In: **ADUBAÇÃO verde no Brasil**. Campinas: Fundação Cargill, 1984. p. 232-267.

JACOMINE, P. K. T. Distribuição geográfica, características e classificação dos solos coesos dos tabuleiros costeiros. In: **REUNIÃO TÉCNICA SOBRE SOLOS COESOS DOS TABULEIROS COSTEIROS**, 1996, Cruz das Almas. **Pesquisa & desenvolvimento para os Tabuleiros Costeiros**: anais. Aracaju: EMBRAPA-CPATC, 1996. p. 13-26.

JACOMINE, P. K. T.; RIBEIRO, M. R. Solos coesos dos tabuleiros costeiros: características, distribuição geográfica, gênese e manejo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Informação, globalização, uso do solo**: anais. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo: Embrapa-CNPS, 1997. 1 CD- ROM.

JAKELAITIS, A.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R.; SILVA, A. F.; FREITAS, F. C. L. Manejo de plantas daninhas no consórcio de milho com capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*). **Planta Daninha**, v. 22, n. 3, p. 553-560, out./dez. 2004. DOI: 10.1590/S0100-83582004000400009.

LINS, I. B. G. **Improvements of soil test interpretation of phosphorus and zinc**. 1987. 317 f. Dissertation (PhD) – Department of Soil Science, North Carolina State University, Raleigh.

MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of the Mehlich 2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 15, n. 12, p. 1409-1416, 1984. DOI: 10.1080/00103628409367568.

MIYASAKA, S. Histórico de estudos de adubação verde, leguminosas e suas características. In: ADUBAÇÃO verde no Brasil. Campinas: Fundação Cargill, 1984. p. 64-123.

OLIVEIRA, J. O. A. P.; VIDIGAL FILHO, P. S.; TORMENA, C. A.; PEQUENO, M. G.; SCAPIM, C. A.; MUNIZ, A. S.; SAGRILLO, E. Influência de sistemas de preparo do solo na produtividade da mandioca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 443-450, abr./jun. 2001. DOI: 10.1590/S0100-06832001000200020.

PACHECO, E. P.; MARTINS, C. R.; BARROS, I. de. **Viabilidade econômica do sistema plantio direto consorciado com forrageiras, no Estado de Sergipe**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2013. 7 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Comunicado técnico, 132).

RAIJ, B. van. Interações entre nutrientes e solos. In: RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1991. p. 17-31.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A.; SILVA, N. M. da. Extraction of phosphorus, potassium, calcium and magnesium from soils by ion-exchange resin procedure. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, n. 5, p. 547-566, 1986. DOI: 10.1080/00103628609367733.

RESCK, D. V. S. **Parâmetros conservacionistas dos solos sob vegetação de cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa-CPAC, 1981. 32 p. (Embrapa-CPAC. Circular técnica, 6).

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (ed.). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 300 p.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JUNIOR, A. A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 427-436, 2000. DOI: 10.1590/S0100-0683200000200019.

SEIFFERT, N. F.; THIAGO, L. R. L. de S. **Legumineira**: cultura forrageira para produção de proteína. Campo Grande: Embrapa-CNPGC, 1983. 52 p. (Embrapa-CNPGC. Circular técnica, 13).

SILVA, C. G. da; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F. de. Atributos físicos, químicos e erosão entressulcos sob chuva simulada, em sistemas de plantio direto e convencional. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 144-153, jan./abr. 2005. DOI: 10.1590/S0100-69162005000100016.

SILVA, F. B. R. e; RICHE, G. R.; TONNEAU, J. P.; SOUZA NETO, N. C. de; BRITO, L. T. de L.; CORREIA, R. C.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B. da; SILVA, A. B. da; ARAUJO FILHO, J. C. de; LEITE, A. P. **Zoneamento agroecológico do Nordeste**: diagnóstico do quadro natural e agrossocioeconômico. Petrolina: EMBRAPA-CPATSA; Recife: EMBRAPA-CNPQ, Coordenadoria Regional Nordeste, 1993. 2 v. (EMBRAPA-CPATSA. Documentos, 80).

SILVA, F. C. da (org.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, DF: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia; Rio de Janeiro: Embrapa Solos; Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 1999. 370 p.

SILVA, L. F. da; MENDONÇA, J. R. **Comportamento da gliricídia (*G.sepium*) em solos de tabuleiro do Sul da Bahia**. Ilhéus: Centro de Pesquisa do Cacau, 1995. 15 p.

SILVA, V. P. R. da; PEREIRA, E. R. R.; AZEVEDO, P. V. de; SOUZA, F. de A. S. de; SOUZA, I. F. de. Análise da pluviometria e dias chuvosos na região Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 131-138, fev. 2011. DOI: 10.1590/S1415-43662011000200004.

SILVEIRA, G. M. da. **O preparo do solo**: implementos corretos. 2. ed. Rio de Janeiro: Globo, 1989. 243 p. (Coleção do agricultor. Mecanização).

SOBRAL, L. F. **Phosphorus availability as influenced by chemical and mineralogical properties of Sergipe State Soils, Brazil**. Texas: Texas A&M University, 1984. 61 p. Submitted to the graduate college of Texas A&M University in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy.

SOBRAL, L. F.; AQUINO, B. F. de; F. R. COX. Mehlich-3 phosphorus buffer coefficients. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 11-14, p. 1751-1761, 1998. DOI: 10.1080/00103629809370065.

SOBRAL, L. F.; BARRETO, A. C.; ARAGÃO, W. M.; ALMEIDA S. A. **Caracterização da curva de resposta ao fósforo por gramíneas forrageiras**. Aracaju: Embrapa-UEPAE de Aracaju, 1981. 4 p. (Embrapa-UEPAE de Aracaju. Comunicado técnico,1).

SOBRAL, L. F.; RIBEIRO, J. V.; SOUZA, L. F. da S.; JESUS, A. F. de; SAMPAIO, J. de V. **Avaliação preliminar de fertilidade dos solos dos Tabuleiros Costeiros Sul do Estado de Sergipe**. Aracaju: SUDAP, 1974. 23 p.

SOUZA, L. F. da S.; REZENDE, J. de O.; JESUS, A. F. de. Avaliação sumária da fertilidade dos solos dos Tabuleiros de Neópolis-SE. In: SOLOS. Cruz das Almas: Instituto de Pesquisas Agropecuárias do Leste, 1973. p. 69-85. (IPEAL. Boletim técnico, 20).

TESTA, V. M.; TEIXEIRA, L. A. J.; MIELNICZUK, J. Características químicas de um Podzólico-Vermelho-Escuro afetadas por sistemas de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, n. 1, p. 107-114, 1992.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. The management of rye grass to stabilize aggregates of a red-brown earth. **Australian Journal of Soil Research**, v. 18, n. 4, p. 415-422, 1980. DOI: 10.1071/SR9800415.

VEARASILP, T. Digestibility of rice straw rations supplemented with *Leucaena leucocephala* and *Gliricidia maculata*. **Thailand Journal of Agriculture Science**, v. 14, p. 259-264, 1981.

WILLEY, R. W. Intercropping - its importance and research needs. Part. 2. Agronomy and research approaches. **Field Crop Abstracts**, v. 32, n. 2, p. 73-85, Feb. 1979.

WILSON, G. F.; KANG, B. T. Developing stable and productive biological cropping systems for the humid tropics. In: STONEHOUSE, B. (ed.). **Biological husbandry: a scientific approach to organic farming**. London: Butterworths, 1981. p. 193-203. DOI: 10.1016/B978-0-408-10726-6.50022-X.

POTENCIALIDADES DA ZONA DA MATA E DO AGRESTE NORDESTINOS PARA A IMPLANTAÇÃO DE SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA-FLORESTA¹²

*André Julio do Amaral
José Carlos Pereira dos Santos
Luís de França da Silva Neto
José Henrique de Albuquerque Rangel
Alexandre Hugo César Barros
João Henrique Zonta*

Introdução

A região Nordeste do Brasil abrange 156 milhões de hectares, dos quais 98 milhões são localizados no ambiente Semiárido, caracterizado pelo bioma Caatinga, e os 58 milhões restantes ocupam a Zona da Mata e áreas costeiras. A região é composta por nove estados; o maior deles em extensão territorial é a Bahia, seguido por Maranhão, Piauí, Ceará, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Alagoas e Sergipe (IBGE, 2006).

¹²Os autores gostariam de agradecer às instituições de fomento: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, rede ILPF, Embrapa, Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Secretaria de Estado do Desenvolvimento da Agropecuária e da Pesca da Paraíba e núcleos estaduais do Programa ABC; às organizações estaduais de pesquisa agropecuária: Instituto Agrônomo de Pernambuco e Empresa Estadual de Pesquisa Agropecuária do Estado da Paraíba; ao Departamento de Zootecnia da Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba; e ao proprietário da Ovinocultura Pina, Sr. Joseval Pina.

O solo, produto da interação da litosfera com as demais esferas (hidrosfera, biosfera e atmosfera), ao longo do tempo, apresenta grande diversidade de organismos e compostos orgânicos e inorgânicos, servindo como filtro e armazenador de água, de carbono (C), de nitrogênio (N) e dos demais elementos químicos essenciais à existência da vida na Terra. É de fundamental importância para a manutenção da biosfera terrestre, caracterizando-se como um componente do ecossistema que se encontra em equilíbrio dinâmico (Lepsch, 2002; Mendonça; Fernandes, 2010; Ker, 2012).

O Nordeste, em geral, com destaque para o Semiárido, apresenta uma variedade de paisagens e de ambientes que deve ser destacada como uma das características mais marcantes da região, especialmente a heterogeneidade de solos e a distribuição irregular das chuvas, o que aumenta a complexidade no estabelecimento de estratégias para implantação de sistemas de produção sustentáveis. Cunha et al. (2010) apontam que, diante da complexidade de paisagens inerente à região Nordeste, deve-se considerar que o solo, a vegetação e o clima coexistem num equilíbrio dinâmico, que pode ser alterado pela mudança de uso da terra. Portanto o conhecimento e a caracterização dos solos em sua ambiência são fundamentais para o planejamento de atividades agrícolas e pecuárias. Essas informações determinam a aptidão agrícola e a capacidade de uso dos solos. Esses limites devem ser respeitados, tratando cada classe de solo de acordo com suas necessidades e especificidades (Lepsch et al., 2015). No entanto o padrão de manejo do solo atual preconiza o uso intensivo de insumos, com baixa diversidade nos sistemas produtivos (Anghinoni et al., 2013), favorecendo, como consequência, os impactos ambientais indesejáveis, como aumento de áreas degradadas por erosão acelerada, salinização, compactação e início do processo de desertificação, refletindo em baixa sustentabilidade dos sistemas de produção. Todos esses aspectos são potencializados pela fragilidade dos recursos naturais, com destaque para a forte restrição e distribuição irregular das chuvas.

Uma estratégia para diversificação da produção com sustentabilidade em propriedades rurais é a adoção de sistemas integrados de produção agropecuária, entre os quais, a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). Esses sistemas, por sua vez, precisam ser adaptados às diferentes condições edafoclimáticas, sociais e econômicas da região Nordeste. Os sistemas ILPF são planejados para explorar sinergismos e propriedades emergentes, frutos de interações nos compartimentos do solo planta-animal-atmosfera de áreas que integram atividades

de produções agrícola e pecuária (Moraes et al., 2012). São interações planejadas em diferentes escalas espaço-temporais, abrangendo a exploração de cultivos agrícolas (grãos, pastagens e florestas) e produção animal (ruminantes e monogástricos) na mesma área, de forma concomitante ou sequencial. No Brasil, os sistemas mais conhecidos são os de integração lavoura-pecuária (ILP), conforme citam Balbino et al. (2011).

Em relação ao potencial pedoclimático para a implantação de sistemas ILPF na região Nordeste, os locais mais promissores estão na Zona da Mata e nas áreas costeiras, ocupados pelo bioma Mata Atlântica, onde os totais pluviométricos médios anuais situam-se, predominantemente, entre 1.200 mm e 2.000 mm. Essas regiões, além das boas condições climáticas, apresentam, em geral, solos profundos e com boas condições físicas, o que favorece o desenvolvimento das plantas (Silva et al., 2001). O relevo acidentado, que ocorre em alguns ambientes da região, contudo, pode constituir-se em forte entrave, dificultando ou mesmo inviabilizando a implantação dos sistemas e exigindo atenção especial quanto à adoção de práticas de conservação do solo, tais como, cultivo em nível, em faixas e, quando necessário, a confecção de terraços agrícolas. As áreas com melhor aptidão são aquelas de relevo plano e suave ondulado com ocorrência dos solos das classes dos Latossolos e Argissolos. A baixa fertilidade dos solos também constitui outra importante limitação geral de praticamente todos os solos dessa região mais úmida, que necessita ser corrigida para a obtenção de boas produtividades.

Entretanto os ambientes de clima semiárido tendem a ser mais restritivos à implantação dos sistemas ILPF, tanto em virtude da menor disponibilidade hídrica para as plantas, como pela presença de solos mais rasos e com maiores restrições físicas em comparação com os ambientes mais úmidos. As limitações se tornam ainda mais fortes na região do Sertão, onde as precipitações pluviométricas são geralmente baixas, variando entre 400 mm e 600 mm anuais, e concentrada em 3 a 4 meses. O Agreste, pelas próprias características climáticas de transição, apresenta aptidão intermediária entre a Zona Úmida Costeira e o Sertão para a implantação de sistemas ILPF.

Segundo Bell e Moore (2012), os sistemas integrados constituem-se numa das mais importantes formas de uso da terra, atingindo 25 milhões de km² em todo o mundo. No Brasil, estima-se que 11,5 milhões de hectares são cultivados com sistemas integrados ILPF: 83% na forma de ILP, 9% na forma de

ILPF, 7% na forma de integração silvipastoril (IPF) e 1% na forma de integração lavoura-floresta (ILF) (ILPF..., 2016).

Os sistemas ILPF têm aplicabilidade para diferentes condições de clima, solo, topografia, tamanho da propriedade, modelo de empresa agrícola, condição social dos atores e sistema agropecuário (Rangel et al., 2015). Até o momento, destaca-se na região Nordeste, em áreas do Agreste e da Zona Úmida Costeira, a adoção de sistemas silvipastoris IPF, em condição de sequeiro, envolvendo o consórcio de pastagens com leguminosas arbóreas. Entre as leguminosas arbóreas utilizadas, destaca-se a *Gliricidia sepium*, que apresenta adaptação às condições edafoclimáticas da região e tem potencial forrageiro. O uso dessa espécie em consórcio com a pastagem do gênero *Urochloa* spp., no espaçamento regular entre fileiras e plantas de 4 m x 2 m, promove a redução dos custos com adubação nitrogenada e favorece o desempenho animal, apresentando margem de lucro líquido superior aos sistemas tradicionais de pastagens solteiras com e sem adubação nitrogenada (Rangel et al., 2015). Pacheco et al. (2013), ao estudarem um Argissolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa e distrófico no município de Nossa Senhora das Dores, SE, concluíram que o cultivo de milho consorciado com espécies forrageiras (*U. decumbens*) apresenta potencial como alternativa para a formação de cobertura morta no sistema de plantio direto ou para formação de pastagens na ILP, com rendimento líquido que varia de R\$ 1.730,00 a R\$ 2.135,00 por hectare, dependendo das condições climáticas, não diferindo dos sistemas de plantio convencionais. Estudos similares realizados por Zonta et al. (2016) no Agreste paraibano também demonstraram a viabilidade do sistema ILP em um Neossolo Regolítico, no município de Lagoa Seca, PB. Os autores indicaram que o consórcio de milho com *U. brizantha* cultivar Piatã apresenta melhor adaptação devido à tolerância à seca e à elevada produção de matéria verde e massa seca, sem competir com a cultura principal do milho, podendo a gramínea ser semeada a lanço ou na entrelinha da cultura principal, a depender do maquinário e das condições socioeconômicas disponíveis na propriedade.

Este capítulo tem por objetivo apresentar as características dos principais solos da região Nordeste, utilizando como referência o Zoneamento Agroecológico de Pernambuco, que conta com as informações de solos na escala 1:100.000, e os aspectos gerais relacionados à implantação e à condução de sistemas ILPF, com ênfase para as sub-regiões do Agreste e da Zona da Mata nordestinos.

Região Nordeste: biomas, sub-regiões e principais tipos de solos

Predomina na região Nordeste do Brasil o bioma Caatinga, ocupando uma área total de 98 milhões de hectares. Ocorre ainda na região o bioma Cerrado, especialmente no oeste da Bahia, no sul do Piauí e no leste do Maranhão; o bioma Amazônia, na porção norte do Maranhão; e o bioma Mata Atlântica, ocupando extensas áreas, principalmente na porção leste da região (Figura 1A). Diante dessa diversidade, a região Nordeste foi dividida em quatro sub-regiões, conforme ilustrado na Figura 1B (IBGE, 2004):

1. Meio-Norte: compreende todo o estado do Maranhão e aproximadamente metade do estado do Piauí, em sua porção oeste. O clima varia do amazônico, em parte do Maranhão, ao semiárido em parte do Piauí. A vegetação dominante é de Mata de Cocais, mas também ocorrem Floresta Amazônica, Caatinga e Cerrado.
2. Sertão: área predominante na região Nordeste, com exclusividade do bioma Caatinga, com totais pluviométricos em torno 400 mm a 600 mm por ano e evapotranspiração anual em torno de 2.000 mm por ano, caracterizando o polígono das secas. Tem ocorrência em todos os estados da região, à exceção do Maranhão.
3. Agreste: corresponde à faixa de transição entre a Zona da Mata e o Sertão. Tem ocorrência desde o sul da Bahia, percorrendo ainda parte dos estados de Sergipe, de Alagoas, de Pernambuco, da Paraíba e do Rio Grande do Norte. A precipitação pluviométrica média anual gira, predominantemente, em torno de 600 mm a 800 mm.
4. Zona da Mata: também denominada de Zona Úmida Costeira, é considerada, juntamente com o bioma Amazônico, a área mais úmida da região Nordeste. Apresenta precipitação pluviométrica média anual que varia de 1.200 mm a 2.000 mm.

A Figura 2A ilustra a ocorrência dos diferentes biomas encontrados nos estados da região Nordeste e a Figura 2B, as suas condições pluviométricas. Observa-se que a vegetação reflete as condições pluviométricas (Figuras 2A e 2B). A ocorrência dos grandes domínios de solos da região Nordeste é ilustrada nas Figuras 2C a 2F, em nível exploratório-reconhecimento, na escala 1:5.000.000. Observa-se, nesse caso a clara correspondência entre os biomas, a precipitação pluviométrica média anual e as classes dos solos (Santos et al., 2013).

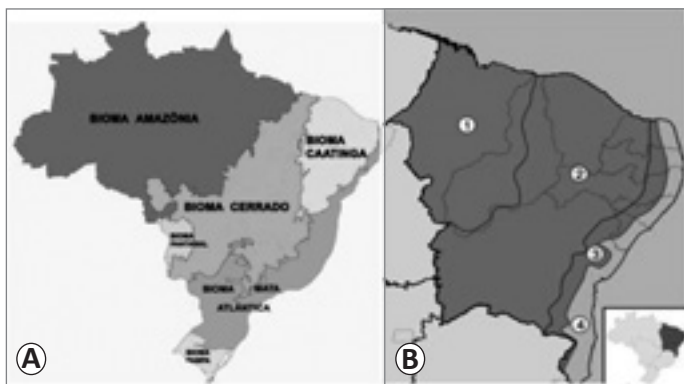


Figura 1. Biomas existentes no território brasileiro (A); sub-regiões do Nordeste (B). 1: Meio-Norte; 2: Sertão; 3: Agreste; 4: Zona da Mata. Fonte: IBGE (2004).

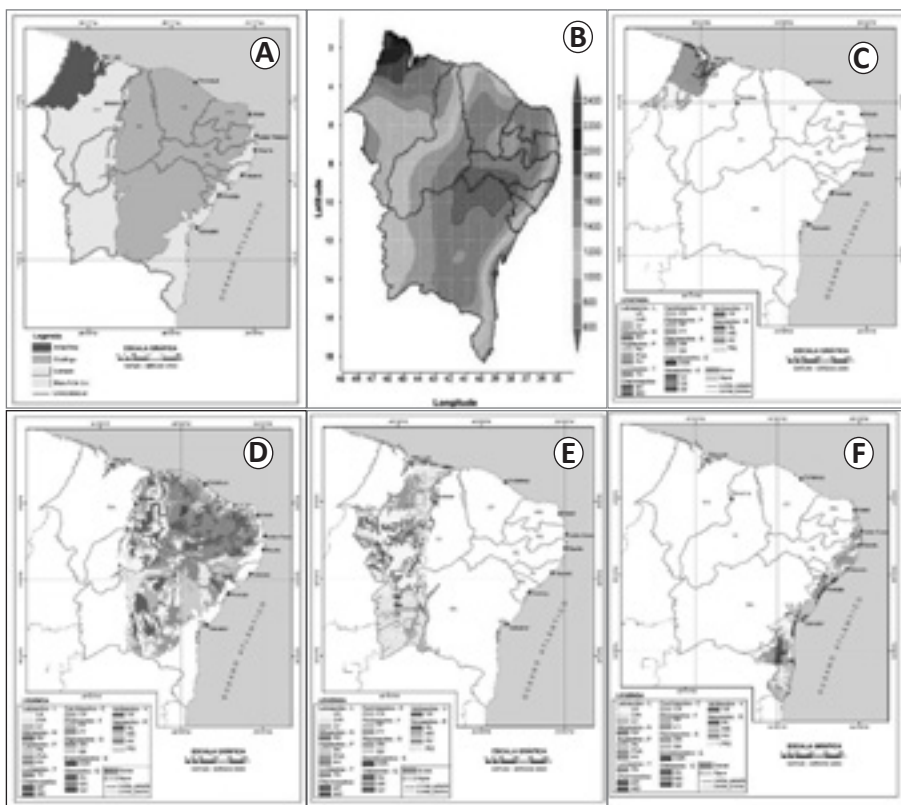


Figura 2. Biomas da região Nordeste do Brasil (A); precipitação média anual (B); principais solos nos biomas Amazônia (C), Caatinga (D), Cerrado (E) e Mata Atlântica (F), na região Nordeste do Brasil.

Fonte: Aguiar (2003); IBGE (2004); Santos et al. (2013).

Em geral, os solos mais profundos e com maior grau de desenvolvimento em função dos intemperismos físico e químico (Latossolos, Argissolos e Plintossolos) ocorrem nas regiões de maior precipitação pluviométrica, localizadas nos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, enquanto no bioma Caatinga predominam os solos mais rasos representados, principalmente, pelas classes dos Planossolos, Luvisolos, Neossolos Litólicos.

Tendo em vista o forte gradiente da distribuição pluviométrica na região Nordeste, conforme ilustrado no mapa do estado de Pernambuco, elaborado com base em séries históricas de precipitação (Figura 3A), e pelo fato de o clima, especialmente a temperatura (Figura 3B), e a precipitação pluviométrica serem relevantes fatores de formação do solo, existe uma variabilidade espacial do solo que determina a sua aptidão agrícola, a qual deve ser considerada na implantação de sistemas ILPF, conforme mencionado por Balbino et al. (2011).

O gradiente pluviométrico reflete três sub-regiões características na região Nordeste: Zona da Mata, Agreste e Sertão. No caso do estado de Pernambuco, 70% do seu território encontra-se sob clima semiárido (Agreste e Sertão): o Agreste formado por uma faixa territorial com totais pluviométricos anuais entre 800 mm a 1.100 mm e o Sertão (a região mais seca), situado na sua porção mais a oeste, com precipitações médias em geral de 400 mm a 600 mm (Figura 3A). Com relação às temperaturas médias anuais do ar (Figura 3B), essas são relativamente altas, em torno de 26 °C na Zona da Mata e 28 °C no Sertão. Nas áreas de altitudes mais elevadas do Planalto da Borborema, as temperaturas médias do ar são mais amenas, em torno de 21 °C a 23 °C. Temperaturas do ar mais amenas também são observadas no Sertão, em algumas áreas de exceção denominadas de “brejos de altitudes”, com altitudes superiores a 800 m.

Em geral, o solo reflete as condições climáticas e geológicas da região, apresentando assim alta variabilidade espacial e, em alguns casos, em curtas distâncias, é comum encontrar mais de uma classe de solo, caracterizando sua heterogeneidade no contexto da região Nordeste. De modo geral, para ilustrar os solos da região Nordeste nos estados que abrangem os biomas Mata Atlântica e Caatinga, serão utilizadas neste texto as informações do levantamento de baixa e média intensidades dos solos do estado

de Pernambuco na escala 1:100.000 (Araújo Filho et al., 2000), com ênfase para os solos da Zona da Mata e do Agreste. Com base nessas informações que, em linhas gerais, refletem os outros ambientes do Nordeste com condições climáticas similares, é possível fazer as seguintes generalizações: no Semiárido (Agreste e Sertão), há ocorrência de solos mais rasos, pedregosos e ricos em nutrientes, enquanto na Zona da Mata e no litoral, os solos tendem a ser mais profundos, com melhores condições físicas, porém de fertilidade natural mais baixa, demonstrando a influência de atributos pedológicos na distinção de ambientes e de suas potencialidades (Silva et al., 2001; Resende et al., 2007).

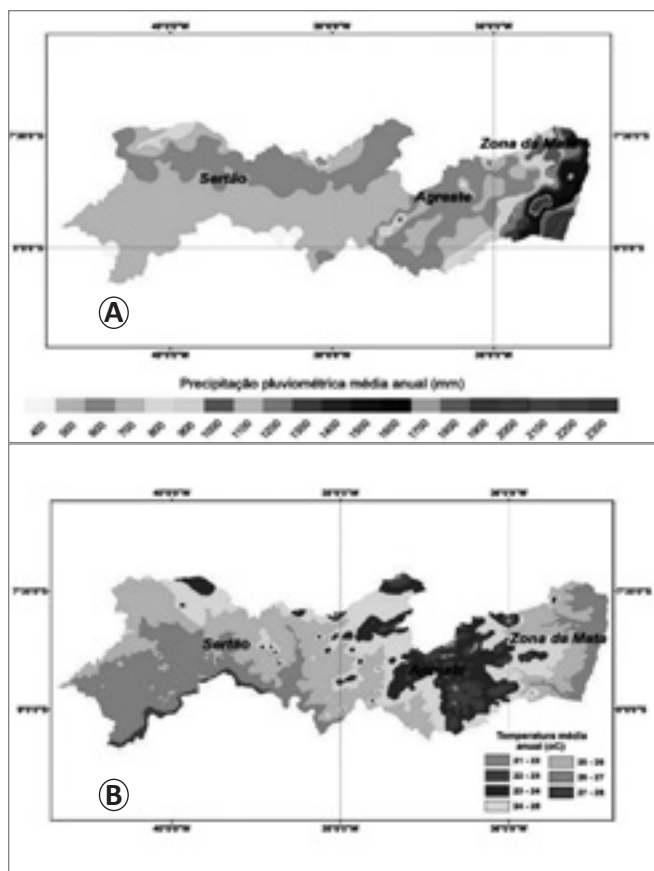


Figura 3. Pluviometria média anual (A) e temperatura média anual (B) de Pernambuco.

Fonte: Silva et al. (2001).

Solos da Zona da Mata e da Baixada Litorânea

O mapa e o percentual de ocorrência das classes de solos da Zona da Mata e da Baixada Litorânea de Pernambuco são apresentados na Figura 4. Constata-se nessa região, que ocupa uma área de 11.231 km² do estado, o predomínio dos solos das classes dos Argissolos Vermelho-Amarelos (Figura 5A), Argissolos Amarelos e Argissolos Vermelhos que, em conjunto, ocupam cerca de 41% de sua área total (Figura 4B). Em segundo lugar, encontram-se os Latossolos, principalmente os Latossolos Amarelos (Figura 5B), ocupando 35% da área (Figura 4B). Os outros 12,6% restantes são ocupados por solos de menor expressão geográfica, a exemplo dos solos de várzeas como os Gleissolos e os Neossolos Flúvicos, e por solos arenosos das classes dos Neossolos Quartzarênicos e Espodosolos (Figura 5C). Os Argissolos, os Latossolos e os Neossolos Flúvicos, por serem em geral profundos, bem-drenados e com boas condições físicas, são considerados aqueles que apresentam os melhores potenciais para implantação de sistemas ILPF. Contudo, em geral, apresentam baixa fertilidade natural e, dependendo do relevo, necessitam da adoção de práticas conservacionistas de caráter mecânico (cultivo em nível, terraceamento e cultivo em faixas), além das práticas de caráter edáfico e vegetativo, inerentes aos sistemas integrados com aporte contínuo de matéria orgânica, por meio do estabelecimento de rotações de cultura e adequado manejo dos resíduos culturais.

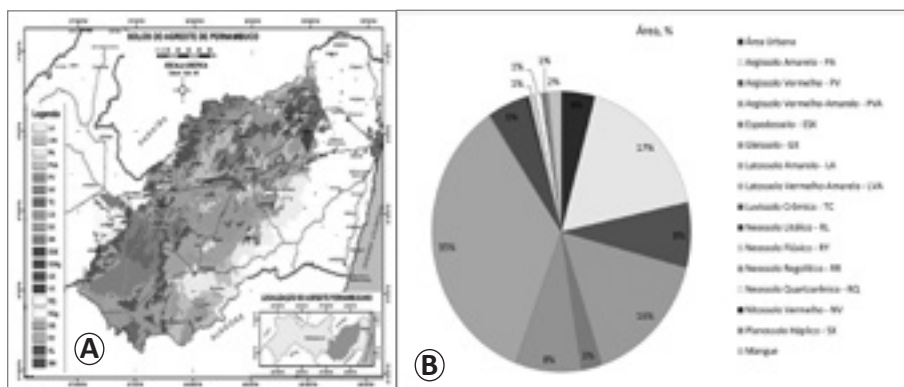


Figura 4. Mapa de solos do bioma Mata Atlântica, incluindo a Zona da Mata e a Baixada Litorânea de Pernambuco (A); percentual de ocorrência das classes de solo (B); na escala 1:100.000.

Fonte: Silva et al. (2001).

Fotos: Flavio Adriano Marques

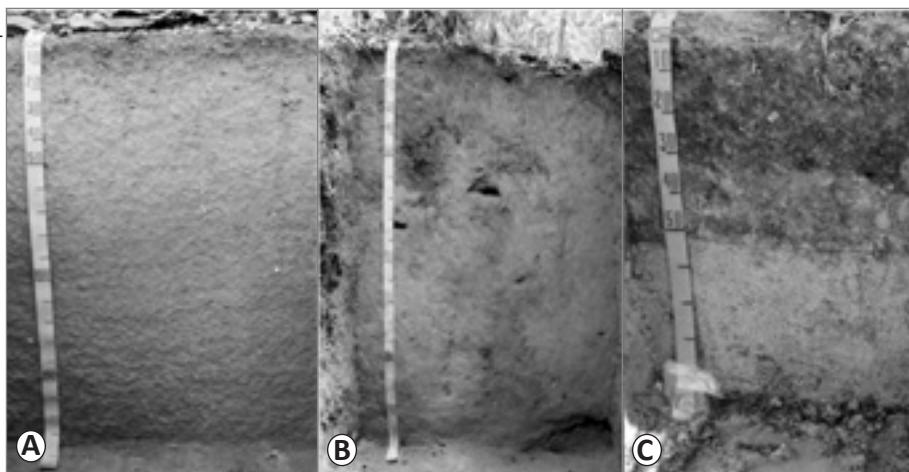


Figura 5. Aspectos morfológicos de perfis de solo das classes Argissolo Vermelho-Amarelo (A), Latossolo Amarelo (B) e Gleissolo Háplico (C).

Solos do Agreste

O mapa e o percentual de ocorrência das classes de solos do Agreste de Pernambuco são apresentados na Figura 6. Diferentemente do que ocorre na Zona da Mata, em função dos menores regimes pluviométricos, constata-se predomínio da classe dos Planossolos Háplicos, conforme perfil de solo apresentado na Figura 7A, e Nátricos, que ocupam cerca de 35% da área total (Figura 6B) com cerca de 24.400 km²; 17% da área do Agreste pernambucano é representada por solos arenosos da classe dos Neossolos Regolíticos (Figuras 6 e 7C); 15% são ocupados por solos rasos, com profundidade menor ou igual a 50 cm, classificados como Neossolos Litólicos (Figuras 6 e 7B); os Argissolos Vermelho-Amarelos representam 13%; e 5% são Luvisolos Crômicos (Figuras 6 e 7D), que são solos com boa fertilidade natural, mas pouco profundos (em geral com menos de 60 cm na região Nordeste), o que os torna bastante susceptíveis à erosão e com limitações ao desenvolvimento de muitas espécies arbóreas. Devido às maiores restrições hídricas na região do Agreste, o que condiciona o predomínio de solos pouco profundos e rasos, a exemplo dos Planossolos, Luvisolos e Neossolos Litólicos, a implantação de sistemas ILPF deve ser feita com muita cautela, procurando encontrar áreas na região que apresentem solos com profundidades efetivas (espessura dos

horizontes A+E, A+B ou A) na faixa de 1,0 m a 1,5 m, mais adequadas ao crescimento e desenvolvimento de raízes das plantas das espécies perenes, as quais também devem apresentar-se adaptadas aos ambientes, ou seja, com moderada a forte restrição hídrica.

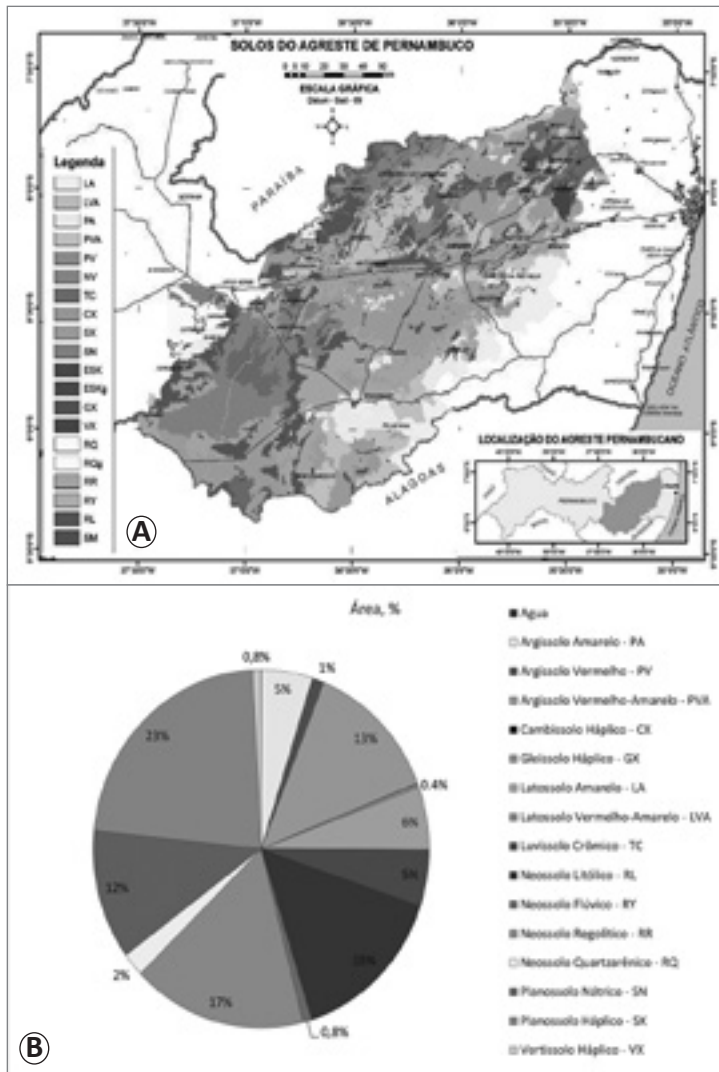


Figura 6. Mapa de solos do Agreste de Pernambuco (A), percentual de ocorrência das classes de solo (B), na escala 1:100.000.

Fonte: Silva et al. (2001).

Fotos: Embrapa Solos UEP Recife-PE

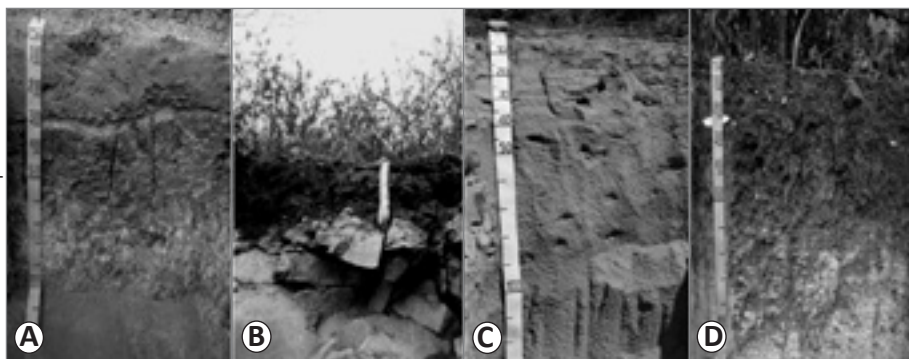


Figura 7. Aspectos morfológicos de perfis de solo das classes Planossolo Háplico (A); Neossolo Litólico (B); Neossolo Regolítico (C); Luvissoleto Crômico (D).

Sistemas integrados de produção lavoura-pecuária-floresta

Definição

A integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) é uma estratégia de produção agropecuária que integra em uma mesma área, de forma consorciada ou em sucessão, atividades agrícolas, pecuárias e florestais (Figura 8). A integração desses diferentes componentes pode ocorrer em um mesmo ano agrícola ou em anos sucessivos (Balbino et al., 2011).

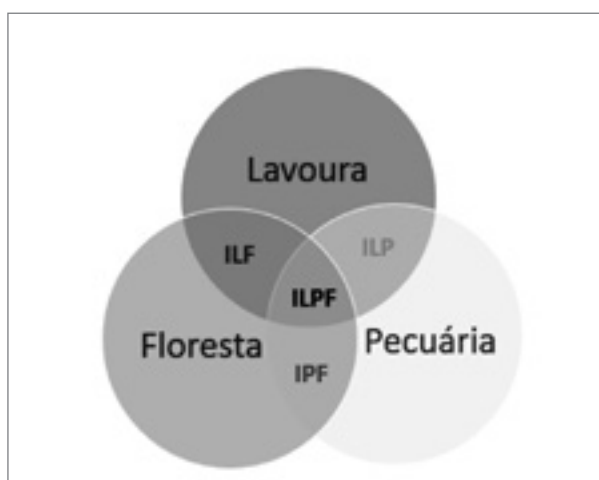


Figura 8. Esquema dos sistemas de integração.

Fonte: Adaptado de Balbino et al. (2011).

Vantagens dos emas ILPF

Devido aos efeitos sinérgicos de seus diferentes componentes, as estratégias de ILPF possibilitam as seguintes vantagens para o produtor rural e para o ambiente: diversificação e escalonamento de atividades na propriedade rural com possibilidade de produção de lavouras, pecuária e produtos madeireiros na mesma área, resultando na otimização do uso da mão de obra, diminuição dos riscos de frustração de safra e melhoria da renda, quando comparado com cultivos não integrados; melhoria do conforto animal, já que as árvores produzem sombra e diminuem a temperatura do ambiente, o que impacta positivamente na produtividade animal (Tucker et al., 2008; Porfírio-da-Silva et al., 2009); amortização dos custos de produção das espécies de ciclo mais longo (florestas) com o lucro obtido nas atividades de ciclo mais curto (lavoura e pecuária); melhoria da disponibilidade e qualidade de material vegetal para alimentação animal, especialmente nos períodos mais secos do ano; produção de madeira e outros produtos florestais; melhoria da fertilidade do solo e maior eficiência no aproveitamento dos nutrientes pelos vegetais devido à fixação biológica de N (FBN); aumento dos teores de matéria orgânica do solo; melhor aproveitamento de fertilizantes e intensificação da ciclagem de nutrientes (Sierra et al., 2002; Power et al., 2003); adequação de uso dos espaços rurais e recuperação ambiental com redução na emissão de gases de efeito estufa (Andrade et al., 2008; Porfírio-da-Silva et al., 2009; Soto-Pinto et al., 2010); aumento da infiltração da água da chuva no solo; controle de erosão; e recuperação de pastagens e geração de microclimas pela presença da cobertura florestal.

Estima-se que a presença de árvores integradas ao sistema de produção pode neutralizar a emissão de gases do efeito estufa oriunda dos rebanhos, em razão do carbono fixado na madeira (Porfírio-da-Silva et al., 2009; Schoeneberger, 2009; Müller et al., 2010; Balbino et al., 2011).

Planejamento e condução de sistemas ILPF

Os principais aspectos que merecem atenção no planejamento e condução de sistemas ILPF são: conhecer as necessidades do agricultor quanto aos produtos a serem gerados na fazenda; conhecer a disponibilidade de infraestrutura e de mão de obra na propriedade rural; conhecer a existência

de mercado consumidor para os produtos gerados na propriedade rural; selecionar espécies compatíveis com as condições climáticas e edáficas da propriedade rural; verificar a disponibilidade de sementes, mudas e insumos necessários à implantação do sistema; adotar métodos de preparo do solo conservacionistas, com mínimo revolvimento, de preferência uso da técnica de plantio direto, especialmente em áreas que apresentam forte restrição hídrica e solos frágeis; fazer a correção e a adubação do solo com base nos resultados da análise química; realizar o plantio das espécies vegetais na época correta, em função das condições climáticas da região (em geral, o plantio é realizado no início do período chuvoso); usar mudas e sementes de boa qualidade; realizar o controle de plantas invasoras, de pragas e de doenças. Aspectos morfológicos de solos frágeis e alternativas de manejo do solo com sistemas ILPF no agreste paraibano são ilustrados na Figura 9.

Sempre que possível, é importante incorporar ao sistema produtivo plantas herbáceas da família das leguminosas, como feijão-de-corda, feijão-de-arranca, feijão-guandu, fava, soja, feijão-de-porco, estilosantes, cro-talária, mucuna e calopogônio, e/ou plantas arbóreas/arbustivas, como sabiá, leucena e gliricídia (Figura 9C), entre outras. Essas plantas enriquecem o solo e a pastagem com o N proveniente da fixação biológica. Além disso, algumas dessas espécies, como gliricídia, leucena, feijão-guandu, estilosantes e calopogônio, podem ser usadas como fontes proteicas na alimentação animal. O uso de gramíneas em sistemas ILP é fundamental para a implantação de sistemas integrados, pois tem o propósito de gerar cobertura do solo (palhada) para o plantio subsequente da cultura anual e proporcionar aporte forrageiro, que poderá ser pastejado diretamente no campo ou ofertado aos animais na forma de feno – detalhes sobre as etapas para implantação e condução de sistemas ILP no Agreste nordestino são descritos por Pacheco et al. (2013) e Zonta et al. (2016). Aspecto do desenvolvimento de raízes de *Urochloa decumbens* em um Neossolo Regolítico, em sistema ILP, pode ser visualizado na Figura 9D. Adotar práticas conservacionistas do solo, tais como, cultivo em contorno, rotação de culturas e, quando necessário, terraceamento para o controle da erosão hídrica (Figuras 9E e 9F), também é fundamental para o sucesso do sistema, especialmente em função da ocorrência de solos frágeis e da restrição hídrica.

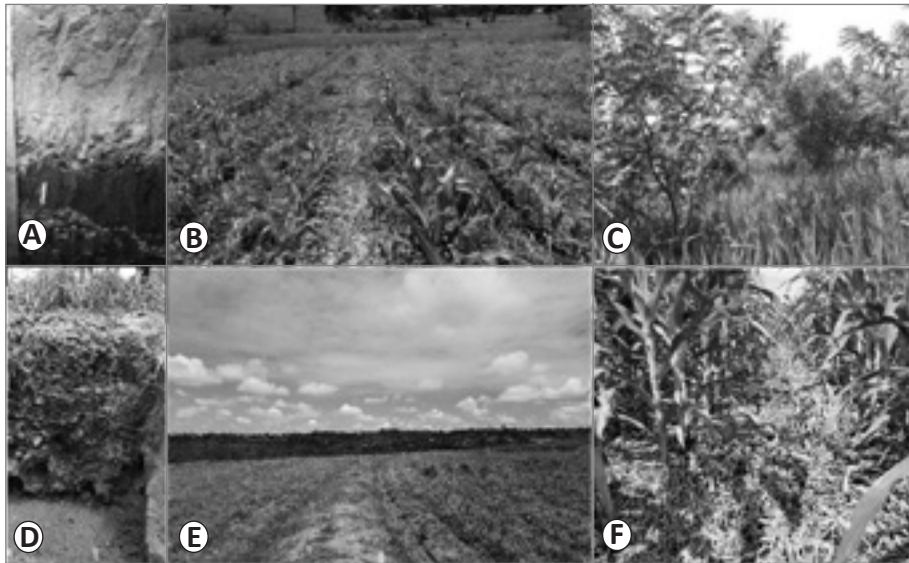


Figura 9. Planossolo Háplico, profundidade efetiva em 1 m (A); lavoura de milho em semeadura direta, sobre a palhada de *Urochoa decumbens*, sistema ILP (B); consórcio de *U. decumbens* com *Gliricidia sepium*, após 1,5 ano de implantação, sistema IPF no município de Alagoinha, PB (C); desenvolvimento de raízes (*U. decumbens*) em Neossolo Regolítico (D); cultivo de milho em nível, em área com terraço agrícola para armazenamento de água e controle da erosão hídrica (E); milho consorciado com feijão-guandu em plantio direto, em ensaios de ILP, no Agreste paraibano, Município de Lagoa Seca, PB (F).

Em geral, o uso de sistemas integrados exerce influência positiva em atributos de solo e ambiente, por proporcionar cobertura vegetal de forma diversificada, com sistemas radiculares distintos, referentes aos componentes arbóreos (florestais), culturas anuais (lavoura) e da pastagem, além de incluir o componente animal (pecuária). A altura de pastejo deve ser controlada para evitar compactação excessiva do solo pelo pisoteio animal. O aumento da cobertura vegetal na área promove a interceptação de água da chuva, evitando o impacto direto sobre a superfície do solo, o que contribui para o controle da erosão e para a regularização dos fluxos hídricos. Em relação aos atributos físicos, os efeitos sinérgicos tendem a ocorrer ao longo do tempo e dependem do manejo adequado da área, com reflexo positivo, especialmente na estrutura do solo, devido ao aporte de matéria orgânica de forma contínua, favorecendo o condicionamento químico do solo, a redução da emissão de gases do efeito estufa, o aumento da disponibilidade de água

e de nutrientes e, em alguns casos, a redução dos custos com adubação nitrogenada na pastagem, em função da fixação biológica de N via leguminosas arbóreas, a exemplo da gliricídia (*Gliricidia sepium*) e do sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*), normalmente conduzidas em sistema silvipastoril (Rangel et al., 2015) (Figura 10).

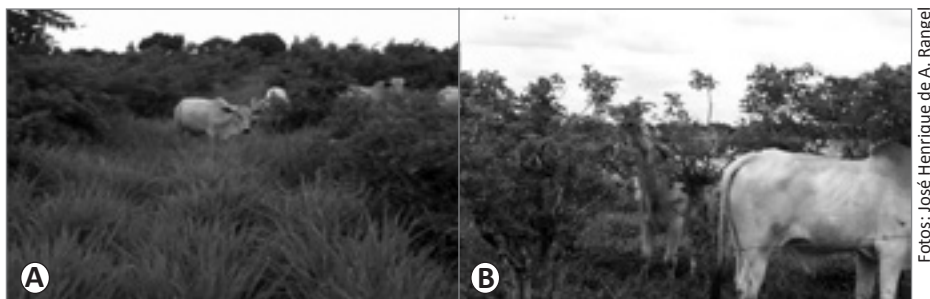


Figura 10. *Urochloa brizantha-gliricídia* em pastejo rotacionado: 1º dia de pastejo (A); 6º dia de pastejo (B), em Nossa Senhora das Dores, SE.

Nesses consórcios, a transferência do N fixado pelas leguminosas para a pastagem de gramínea se faz de maneira indireta, por meio da senescência, morte e incorporação natural ao solo de folhas, ramos e, principalmente, de raízes das leguminosas. Rangel et al. (2015), ao testarem o efeito de doses de N ou do consórcio com a gliricídia em uma pastagem de *U. brizantha*, observaram que o teor de proteína bruta do pasto consorciado (9,6%) foi semelhante ao da pastagem em monocultivo e fertilizada com 400 kg ha⁻¹ano⁻¹ de ureia (10,1%). No mesmo ensaio, o N total na camada de 0 cm a 5 cm do solo no pasto consorciado com a gliricídia (1,36 g kg⁻¹) foi igual à aplicação de 400 kg ha⁻¹ de ureia (1,31 g kg⁻¹) e superior ao encontrado no solo da pastagem em monocultivo e sem fertilização nitrogenada (1,20 g kg⁻¹) (Ramos, 2013).

O desempenho produtivo dos animais nesse ensaio foi analisado durante 4 anos (2008 a 2011). O ganho de peso médio individual dos animais cresceu linearmente com o aumento das doses de N, alcançando produções máximas de 3,1 @ ano⁻¹, 1,9 @ ano⁻¹ e 5,0 @ ano⁻¹ com a dose de 240 kg N ha⁻¹, respectivamente, nas estações das águas, da seca e total. Nesse mesmo período, o ganho individual dos animais no tratamento consorciado foi de 3,4 @ ano⁻¹, 2,9 @ ano⁻¹ e 6,3 @ ano⁻¹, respectivamente, nas estações das águas, da seca e total (Tabela 1). Considerando que as cargas animais eram ajustadas de acordo com a disponibilidade de forragem em cada tratamento, os maiores ganhos nos tratamentos fertilizados com N podem ser compu-

tados para uma melhor qualidade nutricional da forragem, principalmente quanto à proteína bruta. No tratamento consorciado, além de um maior teor de proteína bruta da gramínea, favorecido pela transferência do N fixado pela gliricídia, o consumo de folhas e ramos finos da leguminosa, com média de 18% de proteína bruta, enriqueceu substancialmente a dieta animal (Araújo, 2014).

Tabela 1. Ganho médio, por ano, de peso de bovinos nas estações das águas, da seca e total, no período de 2008 a 2011, em sistema de monocultivo de *Urochloa brizantha* fertilizada com diferentes doses de nitrogênio (N) e em sistema de integração pecuária-floresta (IPF) com *Gliricidia sepium* sem fertilização nitrogenada.

Dose de N (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Estação das águas		Estação da seca		Total	
	Ganho por cabeça					
	kg	@	kg	@	kg	@
Sistema de monocultivo						
0	57d	1,9d	10e	0,3e	67e	2,2e
80	62d	2,1d	24d	0,8d	86d	2,9d
160	74c	2,5c	40c	1,3c	114c	3,8c
240	92b	3,1b	56b	1,9b	148b	5,0b
Sistema IPF						
	103a	3,4a	87a	2,9a	190a	6,3a

*Médias em uma mesma coluna, seguidas da mesma letra, não diferenciam entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Fonte: Adaptado de Araujo (2014).

Em relação ao ganho de peso por área, ocorreu aumento de peso até a dose de 160 kg ha⁻¹ de N na estação das águas (Tabela 2), e o ganho no sistema consorciado foi estatisticamente semelhante ao dessa dose. Na estação da seca, os ganhos voltaram a aumentar até a dose máxima aplicada de N, enquanto no tratamento consorciado o ganho foi o dobro do observado com a dose máxima de N. Fato a ser ressaltado nesses dados é o potencial desse sistema de consorciação com a gliricídia de manter uma regularidade de ganho de peso dos animais durante todo o ano, independentemente das condições de suficiência ou deficit hídrico no solo.

Tabela 2. Ganho médio, por ano, de peso por hectare de bovinos nas estações das águas e da seca, no período de 2008 a 2011, em sistema de monocultivo de *Urochloa brizantha* cultivar Marandu fertilizada com diferentes doses de nitrogênio (N) e em sistema de integração pecuária-floresta (IPF) com *Gliciridia sepium* sem fertilização nitrogenada.

Dose de N (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Estação das águas		Estação da seca		Total	
	Ganho por hectare					
	kg	@	kg	@	kg	@
Sistema de monocultivo						
0	204c	6,8c	86d	2,9d	290d	9,7d
80	339b	11,3b	107c	3,6c	446c	14,9c
160	388a	12,9a	115c	3,8c	503b	16,7b
240	350b	11,7b	147b	4,9b	497b	16,6b
Sistema IPF						
	381a	12,7a	304a	10,2a	685a	22,9a

*Médias em uma mesma coluna, seguidas da mesma letra, não se diferenciam entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Fonte: Adaptado de Araujo (2014).

Uma experiência exitosa de sistema de ILF é a implantada na Ovinocultura Pina, no município de Estância, SE. Nesse sistema, a gliricídia é cultivada em sistema adensado de 20 mil plantas por hectare sob a copa de um coqueiral, em um Neossolo Quartzarênico da Baixada Litorânea (Figura 11). A gliricídia representa o componente agrícola e o coqueiro, o componente arbóreo. O sistema já existe há mais de 8 anos, com uma produção anual de 20 t de forragem de folhas e ramos finos de gliricídia, que compõem 30% da dieta volumosa de cordeiros (Rangel et al., 2015).

Nessa mesma propriedade, no mesmo tipo de solo, funciona um sistema de IPF. O capim-massai (*Megathyrsus maximum* cultivar Massai), também cultivado sob a copa de coqueiros, é pastejado por ovinos em esquema de lotação rotacionada (Figura 12).



Foto: José Henrique de Albuquerque Rangel

Figura 11. Sistema de integração lavoura-floresta com gliricídia cultivada sob coqueiral, em Estância, SE.



Foto: José Henrique de Albuquerque Rangel

Figura 12. Sistema de integração pecuária-floresta com capim-massai sob coqueiral, em Estância, SE.

Desafios e cuidados na implantação e manejo de sistemas ILPF

Um dos primeiros aspectos que devem ser levados em consideração são as condições edafoclimáticas do local onde se pretende implantar o sistema. Para isso, deve-se recorrer às informações de solo e de clima disponíveis, a exemplo de zoneamentos agrícolas e agroecológicos, para subsidiar a seleção de espécies adaptadas ao tipo de solo e de clima da região de interesse; e realizar o planejamento de implantação, para que o plantio coincida com o período chuvoso indicado para a região.

Poderá haver dificuldades no estabelecimento de mudas das espécies arbóreas no campo, principalmente nas regiões mais secas e em anos de baixa precipitação pluvial, requerendo, por vezes, irrigação de “salvação” na implantação do sistema.

Em sistemas com a presença do componente florestal, os animais não podem acessar a área nos primeiros anos de crescimento das espécies arbóreas. Por isso, com o objetivo de otimizar o uso da terra nesse período, em que ainda não é possível fazer a introdução de animais no sistema, preconiza-se o cultivo de lavouras anuais ou pastagem (cobertura do solo) consorciadas com as mudas nos 2 a 3 primeiros anos de sua implantação.

A presença de espécies arbóreas no sistema gera restrições no emprego da tração animal e mecanizada por ocasião dos tratos culturais. Para

planejar e adequar o espaçamento e a densidade de plantio, normalmente recomenda-se o uso de até 250 plantas por hectare, as quais devem ser plantadas em fileiras simples, dupla ou tripla, com distância entre os renques de, no mínimo, 15 m, para evitar sombreamento excessivo na pastagem ou na lavoura. Em condições de terreno com declive, os renques das espécies arbóreas devem ser alocados nas curvas de nível do terreno. Na ausência de declividade, os renques devem ser dispostos na direção leste-oeste para reduzir o sombreamento da espécie florestal.

Dependendo da localização da propriedade rural, pode haver dificuldade na disponibilidade de mudas, sementes e outros insumos no mercado local (Müller et al., 2010; Balbino et al., 2011).

Considerações finais

A tecnologia relacionada à ILPF tem por princípio a diversificação de renda na propriedade, harmonizando aspectos sociais, econômicos e ambientais.

O uso da terra deve basear-se nos princípios de conservação do solo e da água, respeitando a aptidão agrícola das terras e sua capacidade de uso, tratando cada classe de solo de acordo com suas aptidões e especificidades.

Na região da Zona da Mata nordestina, já existem áreas conduzidas em ILPF com resultados promissores. No entanto ainda é necessário fazer avaliações continuadas para geração de indicadores técnicos de ordens social, econômica e ambiental mais precisos, visando ao aumento da adoção dos sistemas.

Na região do Agreste, predominam solos mais rasos, portanto as ações para implantação de sistemas integrados precisam ser desenvolvidas e adaptadas com cautela, devido à maior restrição hídrica e às restrições físicas de boa parte dos seus solos.

A técnica deve ser adaptada para cada condição edafoclimática e perfil do arranjo produtivo local.

Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições de fomento: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, rede ILPF, Embrapa, Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Secretaria de Estado do Desenvolvimento da Agropecuária e da Pesca da Paraíba e núcleos estaduais do Programa ABC; às organizações estaduais de pesquisa agropecuária: Instituto Agrônomo de Pernambuco e Empresa Paraibana de Pesquisa, Extensão Rural e Regularização Fundiária do Estado da Paraíba; ao Departamento de Zootecnia da Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba; e ao proprietário da Ovinocultura Pina, Sr. Joseval Pina. Ao pesquisador da Embrapa Ademir Barros da Silva (in memoriam) pela sua colaboração e atuação na área de manejo e conservação de solos da região Nordeste, um entusiasta dos sistemas ILPF.

Referências

- AGUIAR, M. de J. N. (coord.). **Atlas climatológico do Nordeste do Brasil**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical; Recife: Embrapa Solos - UEP Recife; Campina Grande: UFCG, 2003. 1 CD-ROM.
- ANDRADE, H. J.; BROOK, R.; IBRAHIM, M. Growth, production and carbon sequestration of silvopastoral systems with native timber species in the dry lowlands of Costa Rica. **Plant and Soil**, v. 308, n.1-2, p. 11-22, July 2008. DOI: 10.1007/s11104-008-9600-x.
- ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. F.; COSTA, S. E. V. G. A. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtropico brasileiro. In: ARAÚJO, A. P.; ALVES, B. J. R. (ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. v. 8, p. 325-380.
- ARAÚJO FILHO, J. C. de; BURGOS, N.; LOPES, O. F.; SILVA, F. H. B. B. da; MEDEIROS, L. A. R.; MELO FILHO, H. F. R. de; PARAHYBA, R. da B. V.; CAVALCANTI, A. C.; OLIVEIRA NETO, M. B. de; SILVA, F. B. R. e; LEITE, A. P.; SANTOS, J. C. P. dos; SOUSA NETO, N. C. de; SILVA, A. B. da; LUZ, L. R. Q. P. da; LIMA, P. C. de; REIS, R. M. G.; BARROS, A. H. C. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do Estado de Pernambuco**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 378 p. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa, 11).
- ARAÚJO, H. R. de. **Potencial da gliricídia em consorciação com capim marandu em substituição a adubação nitrogenada**. 2014. 66 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. de O.; STONE, L. F. (ed.). **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta**. Brasília, DF: Embrapa, 2011. 130 p. Edição bilingue: português e inglês.

BELL, L. W.; MOORE, A. D. Integrated crop-livestock systems in Australian agriculture: trends, drivers and implications. **Agricultural Systems**, v. 111, p. 1-12, Sept. 2012. DOI: 10.1016/j.agsy.2012.04.003.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F. de; OLIVEIRA NETO, M. B. de; SILVA, M. S. L. da; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. da. (ed.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. cap. 2, p. 50-87.

ILPF em números. [Sinop, MT: Embrapa, 2016]. 12 p. 1 Folder. ILPF em núm3r05.

IBGE. **Divisão regional do Brasil**. Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/default_div_int.shtm?c=1. Acesso em: 14 abr. 2017.

IBGE. **Mapa de biomas e de vegetação**. Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>. Acesso em: 14 abr. 2017.

KER, J. C. **Pedologia: fundamentos**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. 343 p.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178 p.

LEPSCH, I. F.; ESPINDOLA, C. R.; VISCHI FILHO, O. J.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. (ed.). **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015. 170 p.

MENDONÇA, E. de S.; FERNANDES, R. B. A. Manejo e conservação do solo no contexto dos serviços ambientais. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G. de. (org.). **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 255-277.

MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; ANGHINONI, I.; LUSTOSA, S. C.; COSTA, S. E. V. G. A.; KUNRATH, T. R. Crop-livestock integration in Brazilian subtropics II. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS, 2012, Porto Alegre. **Proceedings...** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012. 1 CD ROM.

MULLER, M. D.; BRIGHENTI, A. M.; PACIULLO, D. S. C.; MARTINS, C. E.; CASTRO, C. R. T. de. **Cuidados para o estabelecimento de árvores em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2010. 8 p. (Embrapa Gado de Leite. Circular Técnica, 101).

PACHECO, E. P.; MARTINS, C. R.; BARROS, I. de. **Viabilidade econômica do sistema plantio direto de milho consorciado com forrageiras, no Estado de Sergipe**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2013. 7 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Comunicado técnico, 132).

PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MEDRADO, M. J. S.; NICODEMO, M. L. F.; DERETI, R. M. **Arborização de pastagens com espécies florestais madeireiras: implantação e manejo**. Colombo: Embrapa Florestas, 2009. 48 p.

POWER, I. L.; THORROLD, B. S.; BALKS, M. R. Soil properties and nitrogen availability in silvo-pastoral plantings of *Acacia melanoxylon* in North Island, New Zealand. **Agroforestry Systems**, v. 57, n. 3, p. 225-237, Apr. 2003. DOI: 10.1023/A:1024838311287.

RAMOS, L. S. **Eficiência de um sistema silvipastoril em substituição à adubação nitrogenada e a sua relação com a dinâmica da matéria orgânica em solo distrocoeso**. 2013. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ecossistemas) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Sergipe.

RANGEL, J. H. de A.; MUNIZ, E. N.; AMORIM, J. R. A. de; NOGUEIRA JUNIOR, L. R.; SOUZA, S. F. de; MORAES, S. A. de; AMARAL, A. J. do; PIMENTEL, J. C. M.; SA, C. O. de. **Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) indicados para a região Nordeste do Brasil**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 10 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Comunicado técnico, 160).

RESENDE, M.; CURTI, N.; REZENDE, S. B. de; CORRÊA, G. F. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. 5. ed. rev. Lavras: Ed. da UFLA, 2007. 322 p.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.

SCHOENEBERGER, M. M. Agroforestry: working trees for sequestering carbon on agricultural lands. **Agroforestry Systems**, v. 75, n. 1, p. 27-37, Jan. 2009. DOI: 10.1007/s10457-008-9123-8.

SIERRA, J.; DULORMNE, M.; DESFONTAINES, L. Soil nitrogen as affected by *Gliricidia sepium* in a silvopastoral system in Guadeloupe, French Antilles. **Agroforestry Systems**, v. 54, n. 2, p. 87-97, Apr. 2002. DOI: 10.1023/A:1015025401946.

SILVA, F. B. R. e; SANTOS, J. C. P. dos; SILVA, A. B. da; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. H. B. B. da; BURGOS, N.; PARAHYBA, R. da B. V.; OLIVEIRA NETO, M. B. de; SOUSA NETO, N. C. de; ARAÚJO FILHO, J. C. de; LOPES, O. F.; LUZ, L. R. Q. P. da; LEITE, A. L.; SOUZA, L. de G. M. C.; SILVA, C. P. da; VAREJÃO-SILVA, M. A.; BARROS, A. H. C. **Zoneamento agroecológico do Estado de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos-UEP Recife: Governo do Estado de Pernambuco, Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária, 2001. 1 CD ROM. (Embrapa Solos-UEP Recife. Documentos, 35).

SOTO-PINTO, L.; ANZUETO, M.; MENDOZA, J.; JIMENEZ FERRER, G.; JONG, B. de. Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. **Agroforestry Systems**, v. 78, p. 39-51, Jan. 2010. DOI: 10.1007/s10457-009-9247-5.

TUCKER, C. B.; ROGERS, A. R.; SCHÜTZ, K. E. Effect of solar radiation on dairy cattle behavior, use of shade and body temperature in a pasture-based pasture system. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 109, n. 2-4, p. 141-154, 2008. DOI: 10.1016/j.applanim.2007.03.015.

ZONTA, J. H.; SOFIATTI, V.; SILVA, O. R. R. F.; RAMOS, E. N.; BARBOSA, H. F.; CORDEIRO JUNIOR, A. F.; LIRA, A. J. S. **Sistema Integração Lavoura-Pecuária (ILP) para a Região Agreste do Nordeste**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2016. 26 p. (Embrapa Algodão. Documentos, 266).

A região Nordeste ocupa uma área de 1,6 milhão de km², distribuída predominantemente entre os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Com maior exposição a processos como degradação e desertificação, motivados pela falta de adoção de recomendações quanto à aptidão do solo e ausência de manejo conservacionista, a agricultura nordestina, pautada por diferentes padrões tecnológicos, convive com fortes ameaças à sua sustentabilidade ambiental.

Esse cenário, calcado pela necessidade de produzir alimentos com conservação dos recursos naturais, é tratado amplamente nesta obra, com foco nas características importantes dos solos, nas suas fragilidades e potenciais e nas suas interações com os vários sistemas de produção. São contribuições que certamente ampliarão o conhecimento de pesquisadores, produtores e estudantes sobre soluções tecnológicas para uso sustentável do solo, essenciais à geração de impactos socioeconômicos e ambientais positivos para o agro da região Nordeste do Brasil.

Apoio:

**PESQUISA E
INOVAÇÃO**
Fundação de Amparo à Pesquisa
do Estado do Piauí / FAPEPI



MINISTÉRIO DA
AGRICULTURA, PECUÁRIA
E ABASTECIMENTO

